
Charakterisierung der Milieubedingungen im Grundwasser als Voraussetzung für die Quantifizierung des Nitratabbauver- mögens in Sachsen-Anhalt.

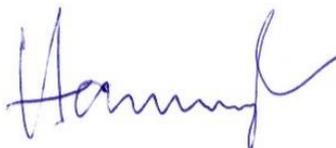
(Ingenieurvertrag: 17/S/0048//HAL vom 04.04.17)

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

Auftragnehmer: HYDOR Consult GmbH
Am Borsigturm 40
13507 Berlin

Bearbeitung: M. Sc. Claudia Köpp
Dipl. Geol. Elzbieta Rejman-Rasinska
und
Dr. Stephan Hannappel

Berlin, 12.12.2017



Dr. S. Hannappel
Geschäftsführer HYDOR Consult GmbH

Ἀριστον μὲν ὕδωρ – Das Beste aber ist das Wasser

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	3
Tabellenverzeichnis	6
1. Veranlassung und Zielsetzung	7
2. Datengrundlagen.....	8
2.1 Vorstellung der messstellenbezogenen Daten	8
2.1.1 Stammdaten.....	8
2.1.2 Beschaffenheitsdaten	11
2.2 Vorstellung der flächenbezogenen Daten.....	18
2.2.1 Hydrogeologische Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts	18
2.2.2 Landnutzungsdaten nach Corine Land Cover	18
2.2.3 Grundwasserneubildung nach ArcEGMO	20
2.2.4 Flächenhafte Stickstoffein- und austräge	21
2.2.5 Grundwassergleichenplan	24
2.2.6 Einzugsgebiete der Quellen.....	24
3. Auswertung der flächen- und messstellenbezogenen Daten	26
3.1 Auswertung der Schichtenverzeichnisse	26
3.1.1 Ermittlung des Flurabstands	26
3.1.2 Ermittlung der Feldkapazität	30
3.1.3 Ermittlung der effektiven Porosität	31
3.1.4 Ermittlung des Durchlässigkeitsbeiwerts.....	31
3.2 Standortbezogene Milieucharakteristik.....	33
3.2.1 Standortbezogene Milieucharakteristik der hydrogeologischen Bezugseinheiten.....	33
3.2.2 Standortbezogene Milieucharakteristik anhand der Grundwasserneubildung	35
3.2.3 Standortbezogene Milieucharakteristik anhand der Flächennutzung im Zustromgebiet und der Stickstoffgehalte in der Messstelle.....	36
3.2.4 Zusammenfassung der standortbezogenen Milieucharakteristik.....	38
3.3 Tiefenbezogene Milieucharakteristik	40
4. Ausweisung von Zustromgebieten zu den Messstellen	44
4.1 Methodik	44
4.1.1 Allgemeine Bestimmungen zu den Zustromgebieten	44
4.1.2 Grundlagen zur Berechnung der Sickerwasserverweilzeit	45
4.1.3 Grundlagen zur Berechnung der Grundwasserfließgeschwindigkeit	48
4.1.4 Ausweisung der Zustromgebiete	49
4.2 Flächennutzung und Stickstoffeintrag in den Zustromgebieten.....	53
4.2.1 Flächennutzung in den Zustromgebieten.....	53
4.2.2 Stickstoffeintrag in das Grundwasser der Zustromgebiete	54
5. Methodenentwicklung zur Charakterisierung des Nitratabbauvermögens	55

5.1	Literaturrecherche	55
5.2	Ableitung geeigneter Methoden für eine erste Abschätzung des Nitratabbaus	59
6.	Umsetzung der Methoden zur Prozessbeschreibung des Nitratabbaus.....	63
6.1	Emissions-/ Immissionsanalyse.....	63
6.2	Ganglinienanalyse.....	65
6.3	Hydrochemische Analyse.....	76
6.3.1	Hydrochemische Bewertung nach Cremer (2015)	76
6.3.2	Hydrochemische Bewertung nach IWW (2011)	77
6.3.3	Hydrochemische Bewertung nach LAWA (2017)	79
6.3.4	Hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Eisen	81
6.3.5	Hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Sauerstoff.....	84
7.	Quantifizierung des Nitratabbauvermögens.....	88
8.	Synopse.....	91
8.1	Methodische Vorbemerkungen zu den durchgeführten Untersuchungen	91
8.2	Aggregation der verschiedenen Bewertungsmethoden zum Nitratabbau	92
8.3	Empfehlung zum weiteren Vorgehen.....	100
8.4	Kurzfassung.....	101
9.	Literaturverzeichnis	102

Verzeichnis des Anhangs (nur digitale Übergabe als PDF auf der CD in der Beilage):

- Anhang 1: Detailkarten der Zustromgebiete von 282 Grundwassermessstellen der Landesmessnetze mit einer Verweildauer des Sicker- und Grundwassers von 20 Jahren
- Anhang 2: Tabellarische Übersicht relevanter Stamm- und Auswertungsdaten aller 532 bearbeiteten Messstellen (PDF und Excel)
- Anhang 3 Stammdaten von 25 Messstellen für eine weitere Pilotbearbeitung zum Stickstoffabbau (PDF und Excel)

Beilage: CD mit den digitalen Dokumenten des Projektes (GIS-Daten, Anhänge 1 bis 3, Bericht)

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Anzahl der Grundwassermessstellen pro Messnetz.....	8
Abb. 2:	Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung aller Messstellen der Teilmessnetze.....	9
Abb. 3:	Teufe der Filterunterkante der Grundwassermessstellen.....	10
Abb. 4:	Exemplarische Darstellung eines Schichtenverzeichnisses	11
Abb. 5:	Boxplots der Parameter pH-Wert, Sauerstoff und Redoxpotential	12
Abb. 6:	Mittelwerte der untersuchten Messstellen mit Nitratfunden	13
Abb. 7:	Mittelwerte der untersuchten Messstellen mit Ammoniumfunden	14
Abb. 8:	Übersicht der an 528 Messstellen analysierten anorganischen Gesamtstickstoffgehalte.....	14
Abb. 9:	Boxplots Nitrat , Ammonium und anorganischer Gesamtstickstoff	14
Abb. 10:	Boxplots Hydrogenkarbonat, Sulfat und Chlorid.....	15
Abb. 11:	Boxplots der Parameter Eisen, Mangan und gelöster organischer Kohlenstoff	16
Abb. 12:	Verbreitung der Hydrogeologischen Bezugseinheiten mit Verteilung der Messstellen	19

Abb. 13: Flächennutzung im Umkreis von 1 km um die Messstellen	19
Abb. 14: Landesweite Verteilung der Grundwasserneubildungsrate mit Lage der Messstellen	21
Abb. 15: Stickstoffeinträge in das Grundwasser	23
Abb. 16: Darstellung des oberirdischen und des unterirdischen Zustromgebiets der Quelle Heckenborn	25
Abb. 17: Ermittlung des Flurabstands an der Messstelle Steutz	27
Abb. 18: Ermittlung des Flurabstands an der Messstelle Colbitz	28
Abb. 19: Ermittlung des Flurabstands einer im Festgestein ausgebauten Messstelle	29
Abb. 20: Übersicht zu den Flurabständen abhängig von der Art des Grundwasserleiters	29
Abb. 21: Exemplarische Ermittlung der summarischen Feldkapazität im Lockergestein	30
Abb. 22: Schematische Darstellung der effektiven Porosität	31
Abb. 23: Verteilung der Messstellen und der mittleren Nitratgehalte pro hydrogeologischer Bezugseinheit	34
Abb. 24: Prozentuale Anteile der Messstellen pro Nitratabbauklasse und mittleren Nitratgehalt	34
Abb. 25: Höhe des unterirdischen Abflusses (Interflow) an den 532 Messstellen	35
Abb. 26: Mittlere Nitratgehalte in Relation zum Entlastungs- bzw. Neubildungsgebiet	36
Abb. 27: Übersicht zu den übermittelten Stickstoffgehalten je Messstelle und der Flächennutzung	37
Abb. 28: Anteil der Messstellen mit Stickstoffgehalten oberhalb der Schwellenwerte der	37
Abb. 29: Klassifikation anhand der Flächennutzung von zwei Messstellen bei Packebusch	38
Abb. 30: Klassifizierung aller Messstellen hinsichtlich der weiteren Verwendung im Projekt	39
Abb. 31: Stickstoffgehalte nach Art der Messstelle	40
Abb. 32: Schematisches Profil eines Grundwasserleiters mit Schichtung	41
Abb. 33: Ganglinien der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen sowie des Redoxpotentials im Ober- und Unterpegel am Standort Förderstedt	42
Abb. 34: Lage der Filtermitte unterhalb der Grundwasseroberfläche	42
Abb. 35: Zusammenhang zwischen Filterlage unter Grundwasseroberfläche und Nitratgehalt	43
Abb. 36: Darstellung der Messung der Grundwasserstände zwischen drei Messstellen sowie Darstellung der Interpolation der Grundwassergleichen und Ermittlung der Fließrichtung	44
Abb. 37: Aufschlüsselung der Sickerwasserverweildauer nach verschiedenen Berechnungsansätzen	47
Abb. 38: Gegenüberstellung der Sickerwasserverweilzeiten für verschiedene Berechnungsansätze	48
Abb. 39: Übersicht zu den Grundwasserfließgeschwindigkeiten an den Grundwassermessstellen	49
Abb. 40: Gesamtließezeit als Summe der Sickerwasserverweil- und Fließezeit im Grundwasser	50
Abb. 41: Ausweisung des Zustromgebiets am Beispiel der Messstelle Uthmöden	50
Abb. 42: Anpassung der Ausweisung des Zustromgebiets am Beispiel der Messstelle Schelldorf	51
Abb. 43: Ausbildung einer Grundwasserscheide am Beispiel Köselitz OP	52
Abb. 44: Zuordnung der Länge des Zustromgebietes für 20 Jahre nach der Art des Grundwasserleiters	52
Abb. 45: Flächennutzung im Zustromgebiet der Messstelle Uthmöden und der Stedener Quelle	53
Abb. 46: Anteil der Flächennutzung in den Zustromgebieten nach Art der Messstelle	53
Abb. 47: Stickstoffeinträge in den Zustromgebieten der Messstelle Uthmöden und der Stedener Quelle	54
Abb. 48: Anteiliger Stickstoffeintrag in den Zustromgebieten nach Art der Messstelle	54
Abb. 49: Existenzbereiche der Nitrat- und Ammonium -Ionen in Abhängigkeit vom Redoxpotential bei etwa neutralen Bedingungen im Grundwasser	56
Abb. 50: Abfolge der mikrobiologisch katalysierten Redoxreaktionen unter Beteiligung von organisch gebundenen Kohlenstoffs	57
Abb. 51: Korrelation zwischen den Nitratkonzentrationen und den Chlorid- bzw. Sulfatwerten unter landwirtschaftlicher Nutzfläche bei fehlendem Nitratabbaupotenzial	60
Abb. 52: Gegenüberstellung der in der Messstelle gemessenen Stickstoffgehalte zu den durchschnittlich aufgetragenen Stickstoffmengen im jeweiligen Zustromgebiet	63
Abb. 53: Gegenüberstellung der in der Messstelle gemessenen Stickstoffgehalte zu den berechneten Stickstoffkonzentrationen	64
Abb. 54: Übersicht zu den Messnetzanteilen der mittels Ganganalyse untersuchten Messstellen	65
Abb. 55: Auswertung der Ganglinien – kein Nitratintrag am Beispiel der Messstelle Waddekath	66

Abb. 56: Auswertung der Ganglinien – fehlendes Nitratabbaupotenzial eines Grundwasserleiters am Beispiel der Messstelle Paplitz OP.....	66
Abb. 57: Auswertung der Ganglinien – fehlendes Nitratabbaupotenzial eines Grundwasserleiters am Beispiel der Messstelle Adelheidsquelle	66
Abb. 58: Auswertung der Ganglinien – Erschöpfung des Nitratabbaupotenzials eines Grundwasserleiters am Beispiel der Messstelle Quellendorf	67
Abb. 59: Auswertung der Ganglinien - Nitratabbaupotenzial vorhanden, Nachweis über den Ablauf der chemo-organo-trophen Denitrifikation am Beispiel der Messstelle Raekendorf OP	67
Abb. 60: Auswertung der Ganglinien - Nitratabbaupotenzial vorhanden, Nachweis über den Ablauf der chemo-organo-trophen Denitrifikation am Beispiel der Messstelle Nielebock	68
Abb. 61: Auswertung der Ganglinien - Nitratabbaupotenzial vorhanden, Nachweis über den Ablauf der chemo-lithotropen Denitrifikation am Beispiel der Messstelle Storbeck Wald.....	68
Abb. 62: Auswertung der Ganglinien - Nitratabbaupotenzial vorhanden, Nachweis über den Ablauf der chemo-lithotropen Denitrifikation am Beispiel der Messstelle Reinsdorf 01/06	69
Abb. 63: Auswertung der Ganglinien – fallende Nitratgehalte, ggf. aufgrund zurückgehender Einträge am Beispiel der Messstelle Cheine-Güte.....	69
Abb. 64: Zuordnung der Messstellen zu einer Nitratabbauklasse nach Analyse der Ganglinien	70
Abb. 65: Zusammenfassung der Ganglinienanalyse.....	70
Abb. 66: Übersicht zum Denitrifikationsvermögen nach Art des Grundwasserleiters nach Analyse der Ganglinien.....	71
Abb. 67: Übersicht zum Denitrifikationsvermögen nach den hydrogeologischen Bezugseinheiten nach Analyse der Ganglinien.....	71
Abb. 68: Auswertung der Ganglinienanalyse der Waldstandorte.....	71
Abb. 69: Auswertung der Ganglinienanalyse der Messstellen in Entlastungsgebieten	72
Abb. 70: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen auf die Bewertungsklassen der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der Ganglinienanalyse	73
Abb. 71: Regionale Verteilung des messstellenbezogenen Nitratabbaus nach der Ganglinienanalyse	74
Abb. 72: Konzentrationsverläufe hydrochemischer Indikatorparameter am Beispiel der im Buntsandstein ausgebauten Messstelle Saubach 1/98 ohne Nitratabbau	75
Abb. 73: Konzentrationsverläufe hydrochemischer Indikatorparameter am Beispiel der im Buntsandstein ausgebauten Messstelle Steuden ohne Nitratabbau	75
Abb. 74: Gegenüberstellung der Nitratkonzentration zum Sulfat-: Chlorid-Verhältnis sowie der Differenz zwischen dem Minimal- und dem Maximalquotienten des Verhältnisses	77
Abb. 75: Verteilung der Messstellen in die zwei Nitratabbauklassen nach IWW, 2011	78
Abb. 76: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen auf die zwei Denitrifikations-Bewertungsklassen nach IWW, 2011	79
Abb. 77: Verteilung der Messstellen in die drei Nitratabbauwahrscheinlichkeitsklassen nach der in LAWA (2017) beschriebenen Methode 2.....	80
Abb. 78: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen auf die drei Bewertungsklassen der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der in LAWA, 2017 beschriebenen Methode 2.....	81
Abb. 79: Gegenüberstellung der Nitrat- zu den Sauerstoffkonzentrationen.....	81
Abb. 80: Gegenüberstellung der Nitratkonzentrationen zum Redoxpotential	82
Abb. 81: Gegenüberstellung der Nitrat- zu den Eisenkonzentrationen	83
Abb. 82: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen auf die drei Bewertungsklassen der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der Methode mit Redoxpotential und Eisen.....	84
Abb. 83: Gegenüberstellung von Eisen, Redoxpotential und Nitrat	85
Abb. 84: Gegenüberstellung von Sauerstoff, Redoxpotential und Nitrat.....	86
Abb. 85: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen auf die drei Bewertungsklassen der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der Methode „Redoxpotential und Sauerstoff „.....	86
Abb. 86: Lage der Messstellen und Darstellung der Klassifikation des Denitrifikationspotenzials nach der Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff	87
Abb. 87: Beziehung zwischen der hydraulischen Leitfähigkeit und dem Disulfid-Schwefelgehalt in fünf Kernbohrungen	89

Abb. 88: Dauer des Nitratabbaus an Messstellen mit chemo-lithotropher Denitrifikation, abhängig vom Anteil des reaktiven Materials	89
Abb. 89: Dauer des Nitratabbaus an Messstellen mit chemo-organotropher Denitrifikation, abhängig vom Anteil des reaktiven Materials	90
Abb. 90: Dauer des Nitratabbaus an Messstellen mit chemo-lithotropher Denitrifikation, abhängig vom Anteil des bioverfügbaren Materials	90
Abb. 91: Dauer des Nitratabbaus an Messstellen mit chemo-organotropher Denitrifikation, abhängig vom Anteil des bioverfügbaren Materials	90
Abb. 92: Vergleich der Emissions-/Immissions- mit der Ganglinienanalyse	92
Abb. 93: Grafische Darstellung der Auswertung des Denitrifikationspotenzials nach der Ganglinienanalyse und der Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff	94
Abb. 94: Anzahl Messstellen pro Klasse des wahrscheinlichen Nitratabbaus	95
Abb. 95: Verteilung der Nitratabbauwahrscheinlichkeiten nach der zusammengefassten Klassifikation aus Ganglinienanalyse und hydrochemischer Analyse mit Redoxpotential und Sauerstoff	96
Abb. 96: Verteilung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der zusammengefassten Klassifikation	97
Abb. 97: Lage der Messstellen und Darstellung der aggregierten Nitratabbauwahrscheinlichkeit	98
Abb. 98: Lage ausgewählter Messstellen in einem chemisch schlechten Grundwasserkörper bezogen auf Nitrat und einem nach der zusammengefassten Klassifikation ermittelten Nitratabbauvermögen ..	100

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anzahl der vorliegenden Analysedaten pro Messstelle nach Messnetzart	12
Tabelle 2: Einteilung der Petrographie von Festgesteinen in Klassen und sich daraus ergebende kf-Werte	32
Tabelle 3: Übersicht zu den Hydrogeologischen Bezugseinheiten und deren Denitrifikationspotenzial	33
Tabelle 4: Gesamtschutzfunktion der grundwasserüberdeckenden Festgesteine und Zuweisung der Sickerwasserverweildauer	46
Tabelle 5: Ermittlung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand von Konzentrationen der Parameter Eisen und Redoxpotential bzw. Sauerstoff nach IWW, 2011	77
Tabelle 6: Klassifizierung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand von Konzentrationsbereichen der Parameter Sauerstoff und Eisen nach LAWA, 2017	80
Tabelle 7: Klassifizierung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand von Konzentrationsbereichen der Parameter Redoxpotential und Eisen	83
Tabelle 8: Klassifizierung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand von Konzentrationsbereichen der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff.....	85
Tabelle 9: Gegenüberstellung der Auswertung des Denitrifikationspotenzials nach den hydrochemischen Methoden mit Redoxpotential und Sauerstoff und mit Redoxpotential und Eisen	93
Tabelle 10: Gegenüberstellung der Auswertung des Denitrifikationspotenzials nach der Ganglinienanalyse und der Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff	94
Tabelle 11: Zusammenfassende Übersicht zur Nitratabbauwahrscheinlichkeit an den Messstellen.....	94

1. Veranlassung und Zielsetzung

Im Ergebnis der aktualisierten Zustandsbewertung 2013 befinden sich 24 Grundwasserkörper Sachsen-Anhalts aufgrund zu hoher Nitratgehalte in einem schlechten chemischen Zustand. Dazu kommen sieben weitere Grundwasserkörper, die sich wegen zu hoher Ammoniumwerte ebenfalls in einem schlechten chemischen Zustand befinden. Zur Erreichung der Umweltziele nach der WRRL¹ sind die Mitgliedsstaaten aufgefordert, alle erforderlichen Maßnahmen zu ergreifen, um eine weitere Verschlechterung zu begrenzen und zu verhindern. Gleichzeitig ist eine Risikoabschätzung vorzunehmen, ob und wann die Grundwasserkörper den guten Zustand erreichen werden (LAWA, 2013). Die Wirksamkeit der Programme zur Reduzierung der Stickstoffeinträge ist nach der EG-Nitratrichtlinie (1991) zu überprüfen und darzulegen.

Mit der Fortschreibung des Konzeptes zum Umgang mit Nährstoffeinträgen in die Gewässer gehört die Reduzierung der Belastung weiterhin zu einem wichtigen Handlungsfeld in der Umsetzung der WRRL in Sachsen-Anhalt (Nährstoffkonzept ST 2015- 2021). Nach wie vor wirken die Nährstoffeinträge dem Erreichen eines guten ökologischen Zustands bzw. guten ökologischen Potenzials in Oberflächengewässern und eines guten chemischen Zustands in Grundwasserkörpern entgegen.

Die Zustandsbewertung der Grundwasserkörper im Rahmen dieses Konzeptes zeigt mit Blick auf die Parameter Nitrat und Ammonium einen deutlichen Handlungsbedarf. Bei der Strategie zur Reduzierung der Nährstoffeinträge (Nährstoffkonzept ST 2015- 2021) ist zu berücksichtigen, dass aufgrund teilweise sehr langer Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone (z.B. aufgrund von landestypischem, regional sehr geringen Grundwasserneubildungsraten), die Wirkung von Nährstoffreduzierungsmaßnahmen im Grundwasser stark zeitverzögert eintreten kann, nicht selten erst nach mehreren Jahren bis Jahrzehnten. Hinzu kommt, dass insbesondere in den oftmals denitrifizierenden Lockergesteinsbereichen des Landes Sachsen-Anhalt das Risiko besteht, dass sich das endliche, natürliche Nitratabbaupotenzial (DWA 2015) erschöpft und dann ein irreversibler Nitratdurchbruch in das Grundwasser eintritt. Insbesondere über die Flussgebietseinheiten Elbe und Weser ist das Land Sachsen-Anhalt auch den überregionalen, aus Sicht des Meeresschutzes formulierten meeresökologischen Anforderungen verpflichtet (EG-WRRL, 2000).

Ziel der Arbeiten war die Ableitung geeigneter Schwellenwerte hydrochemischer Parameter zur Nutzung für eine vereinfachte Beurteilung eines nachlassenden Nitratabbauvermögens in den Zuflussgebieten der Messstellen. Für eine überschlägige Entwicklungsabschätzung bildeten die Stickstoffüberschüsse aus der landesweiten Nährstoffmodellierung (Jülich, 2014) die Grundlage. Die konkrete Quantifizierung des vorhandenen Abbauvermögens ist einerseits indirekt über die Bilanzierung der Stickstoffein- und -austräge sowie andererseits über direkte Messungen der dafür notwendigen Parameter möglich. Abschließend werden vorhandene Kenntnisdefizite aufgezeigt sowie Vorschläge für weiterführende Arbeiten formuliert.

¹ EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt Nr. L 327; S. 1 – 73

2. Datengrundlagen

2.1 Vorstellung der messstellenbezogenen Daten

2.1.1 Stammdaten

Die Datengrundlage setzt sich aus 532 Grundwassermessstellen zusammen, deren Stamm- und Beschaffenheitsdaten vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt wurden. Von den Messstellen stammen 444 aus dem Landesmessnetz, 37 aus dem Ermittlungsmessnetz, 45 aus dem Milieumessnetz und sechs aus dem sog. „geogenen“ Messnetz. Neben Grundwassermessstellen sind auch Quellen in den Messnetzen enthalten (Anm.: im Folgenden werden Quellen unter dem Sammelbegriff „Grundwassermessstellen“ subsummiert). Abb. 1 zeigt die Verteilung der Grundwassermessstellen je nach Messnetz und nach Messstellenart. In Abb. 2 ist die räumliche Verteilung dargestellt.

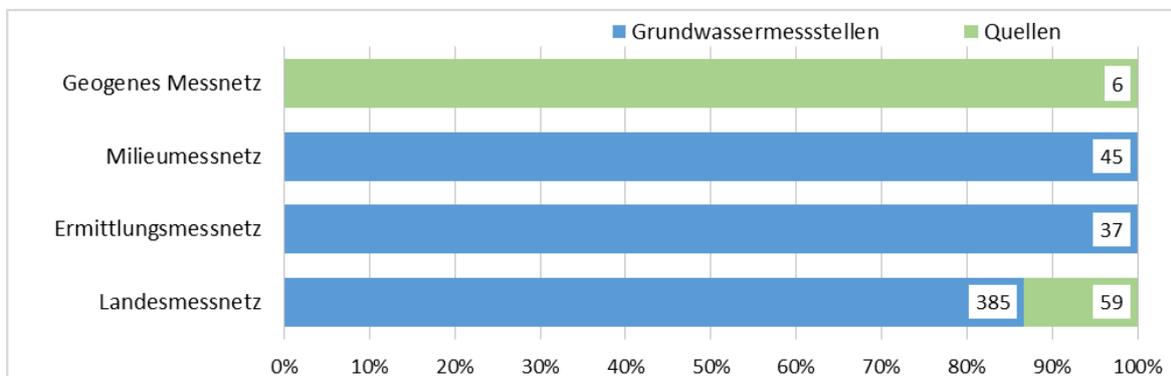


Abb. 1: Anzahl der Grundwassermessstellen pro Messnetz

Die hydrogeologischen Bezugseinheiten waren in den Stammdaten nur für die Messstellen des Landesmessnetzes vollständig. Für alle Messstellen aus dem Ermittlungs-, dem Milieu- und dem Geogenen Messnetz wurden sie anhand der Lage aus den übergebenen flächenhaften Daten ermittelt.

Für 432 Messstellen enthielten die Daten eine Zuordnung nach Art des Grundwasserleiters. Darin wurde unterschieden nach Poren-, Kluft- sowie Poren/Kluftgrundwasserleiter. Der Typ Poren / Kluftgrundwasserleiter wurde bei 19 Grundwassermessstellen vergeben. In Kater & Koch (2007) werden vor allem die Sandsteine der Kreide und Trias zu diesem Grundwasserleitertyp gezählt, aber festgestellt, dass hier die Wasserwegsamkeit überwiegend durch die Klüftigkeit bestimmt wird. Da im Grundwassergütebericht (LHW, 2012) dieser Typ nicht aufgeführt ist, wurden die betroffenen Messstellen den Kluftgrundwasserleiter zugerechnet. In vier Fällen ergab die Auswertung des Schichtenverzeichnisses einen Ausbau der Messstelle im Lockergestein. Auch bei weiteren bereits zugeordneten Messstellen ergab sich anhand des Schichtenverzeichnisses eine Änderung der Art des Grundwasserleiters. Die verbliebenen 100 Messstellen wurden, sofern vorhanden, anhand des Schichtenverzeichnisses ansonsten anhand der hydrogeologischen Bezugseinheit zugeordnet. Insgesamt sind 377 Grundwassermessstellen im Lockergestein und 90 im Festgestein ausgebaut. Daraus ergeben sich für die nachfolgenden Berechnungen zur Sickerwasserverweilzeit

und zur Grundwasserfließgeschwindigkeit verschiedene Herangehensweisen. Die 65 Quellen befinden sich alle im Festgesteinsbereich und entwässern zumeist Kluffundwasserleiter.

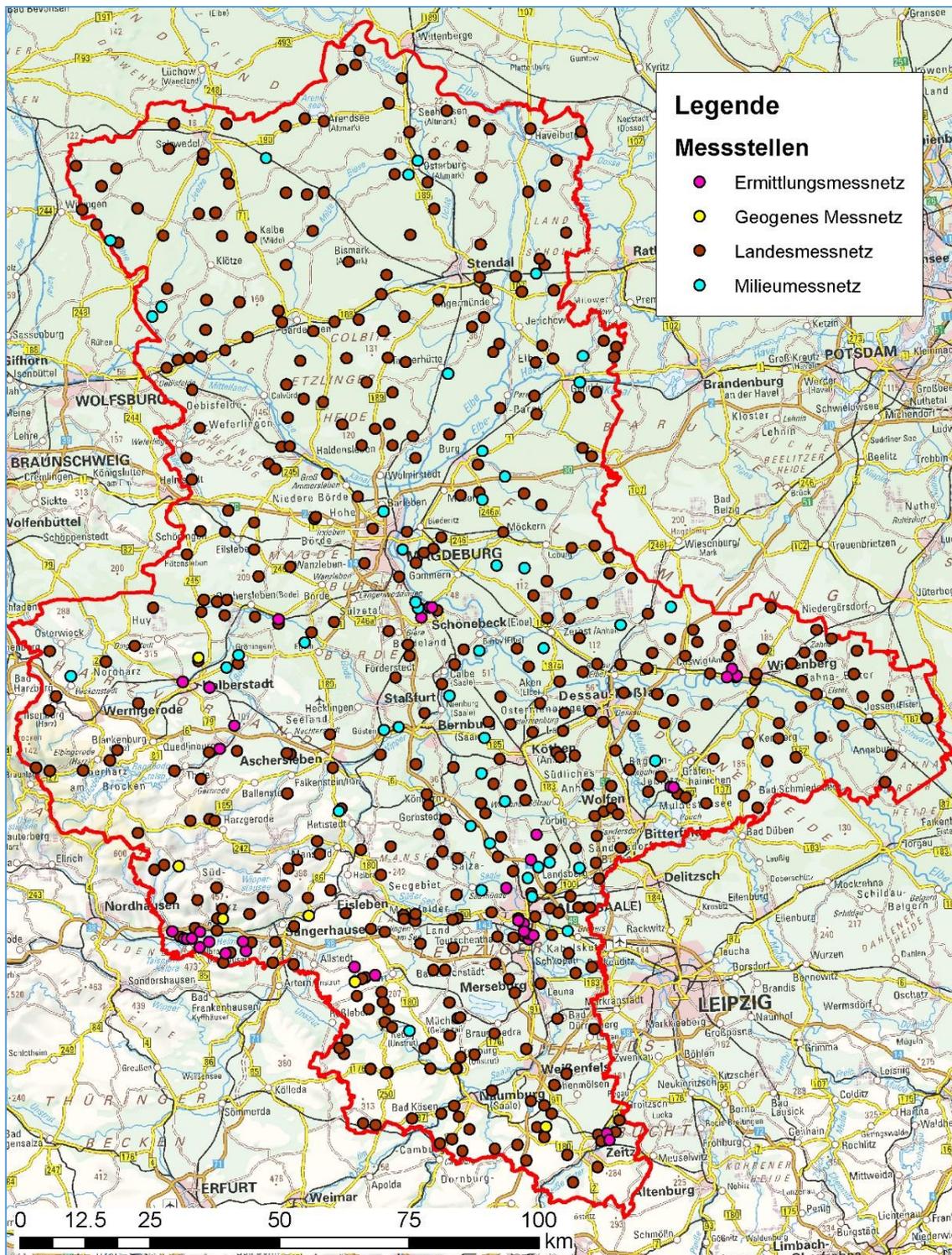


Abb. 2: Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung aller Messstellen der Teilmessnetze

Zu den insgesamt 467 Grundwassermessstellen wurden weitere bodenkundlich- hydrogeologische Datengrundlagen wie Schichten- und Ausbauerzeichnisse geliefert. Für 457 Grundwassermessstellen (im Folgenden: GWM) lagen sowohl ausreichende Schichtenverzeichnisse als auch Aus-

baudaten vor. Die daraus abgeleiteten Daten sind Teil der Grundlage zur Berechnung der Sickerwasserverweil- und der Grundwasserfließgeschwindigkeit dar. Über den Flurabstand und den die Grundwasserüberdeckung aufbauenden Schichten wird die summarische Feldkapazität berechnet.

Abb. 3 gibt die Filterunterkante für alle GWM an. Anhand der geringen Sohltiefe konnte bei sechs Messstellen auf die Filterunterkante geschlossen werden, bei vier weiteren Messstellen waren zwar die Ausbaudaten vorhanden, aber das Schichtenverzeichnis für eine Schichtansprache unzureichend. Die GWM sind zu einem Drittel oberflächennah ausgebaut, d.h. die Filterunterkante liegt weniger als 10 m unter Geländeoberkante. Weitere 32 % der Messstellen sind maximal 20 m tief, die restlichen 35 % sind tiefer abgeteuft, davon sechs GWM (1 %) über 100 m.

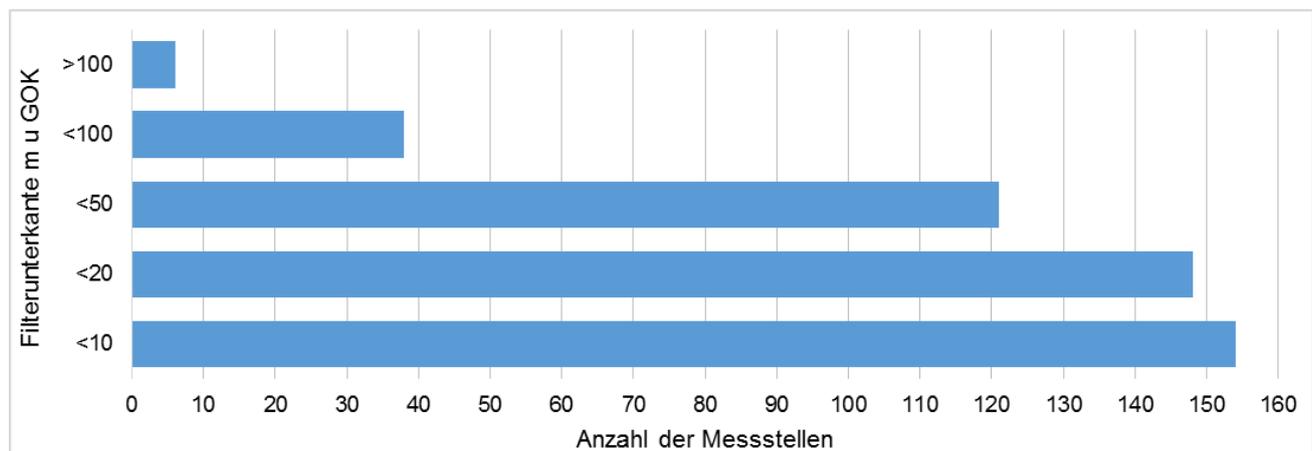
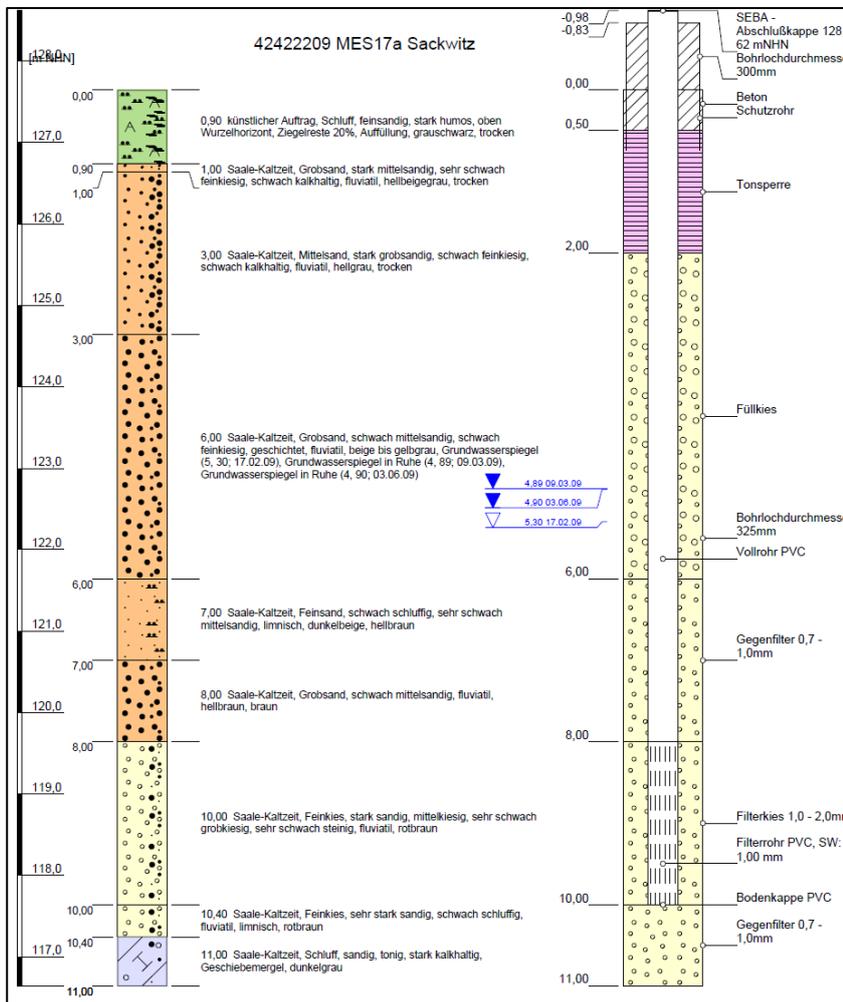


Abb. 3: Teufe der Filterunterkante der Grundwassermessstellen

Aus den Schichtenverzeichnissen wurden die Daten zur Bedeckung, zum Flurabstand und soweit vorhanden zum erbohrten und sich einstellenden Grundwasserspiegel abgelesen. Anhand der Grundwasserüberdeckung wurde zum einen die Feldkapazität für die gesamte Strecke bis zur Grundwasseroberfläche, zum anderen die Lage in einem gespannten bzw. ungespannten Grundwasserleiter ermittelt. Die Angaben zum Ruhewasserspiegel wurden soweit vorliegend langjährigen Mittelwerten entnommen, ansonsten auf die im Schichtenverzeichnis oder Ausbauplan eingetragenen Angaben zurückgegriffen.

In Abb. 4 ist exemplarisch ein Schichtenverzeichnis dargestellt. Es handelt sich um eine flach ausgebaute Messstelle mit freier Grundwasseroberfläche. Zu diesem Standort liegen die mittleren Wasserspiegelmöhen vor, so dass hier der Flurabstand mit 4,6 m angegeben wird. Die die Grundwasserüberdeckung aufbauenden Schichten sind überwiegend Sande (s. Abb. 4). Den einzelnen Sandfraktionen kann nach dem Arbeitsblatt der DWA-A 920-1 (2016) eine Feldkapazität zugeordnet werden. Dazu ist eine genaue Schichtansprache, wie es hier mit einer Unterteilung in Fein-, Mittel- und Grobsand sowie der Angabe der Schichtmächtigkeiten der Fall ist, erforderlich. Die Feldkapazität als wichtiger Parameter des Bodenwasserhaushalts beschreibt die maximale Wassermenge die entgegen der Schwerkraft in einem freidränenden Boden und bei ungestörter Lagerung oberhalb des Grundwasserspiegels verbleibt. Sie ist damit ein wichtiger Parameter bei der

Berechnung der Sickerwasserverweilzeit. Die genaue Ermittlung des Flurabstandes ist in Kapitel 3.1.1 und die der Feldkapazität in Kapitel 3.1.2 beschrieben.



Ferner wurde die Lithologie entlang der Filterstrecke für die spätere Ermittlung der k_f -Werte und der effektiven Porosität abgelesen. Diese Daten sind für die Berechnung der Grundwasserfließgeschwindigkeit erforderlich (siehe Kap. 3.1.3 und 3.1.4). Im Beispiel erfolgte der Ausbau in einem saalekaltzeitlichen Feinkies mit einem großen Anteil sandiger Fraktionen. Für acht Messstellen war eine Zuordnung der Lithologie wegen des fehlenden oder nicht ausreichenden Schichtenverzeichnisses nicht möglich, für zwei weitere konnten keine präzisen k_f -Werte und Porositäten zugeordnet werden.

Abb. 4: Exemplarische Darstellung eines Schichtenverzeichnisses

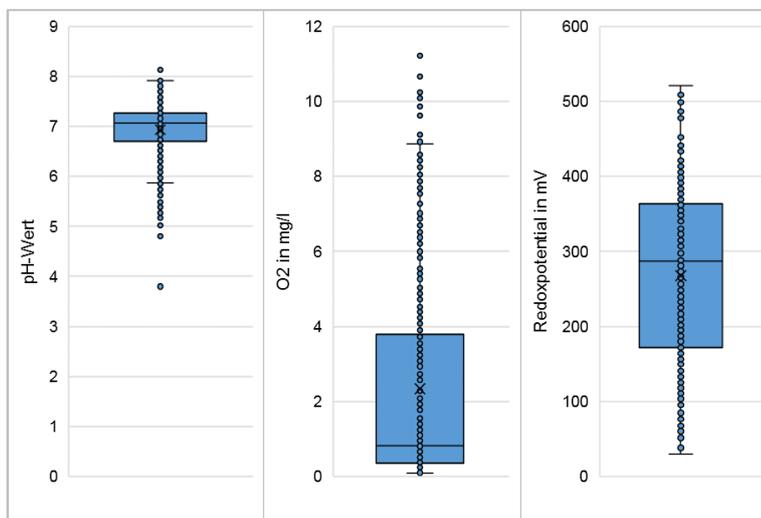
2.1.2 Beschaffenheitsdaten

Für die verschiedenen Messnetze liegen die Beschaffenheitsdaten in unterschiedlichen Umfang vor. Während beim Landesmessnetz für die meisten GWM (96 %) mehr als 10 Analysedaten ausgewertet werden konnten, sind es beim Milieumessnetz nur 20 % und beim Ermittlungsmessnetz sogar nur 3 %. Die sechs Quellen aus dem Geogenen Messnetz wurden zumeist weniger als fünfmal beprobt. Tabelle 1 zeigt die jeweilige Anzahl der vorliegenden und auswertbaren Analysen. Zu vier GWM aus dem Ermittlungsmessnetz liegen keine Daten vor. In die Auswertung wurden ab 1992 bis Juli 2017 erhobene Daten einbezogen. Insgesamt liegen Analysenwerte von 528 Messstellen vor.

Tabelle 1: Anzahl der vorliegenden Analysedaten pro Messstelle nach Messnetzart

Anzahl der Analysedaten	weniger als 5	5 bis 10	10 bis 20	mehr als 20	keine Daten vorliegend
Anzahl Messstellen aus Landesmessnetz	1	15	267	161	
Anzahl Messstellen aus Ermittlungsmessnetz	29	3	1		4
Anzahl Messstellen aus Milieumessnetz	31	5	9		
Anzahl Messstellen aus Geogenen Messnetz	5	1			

Für die Beschreibung der Beschaffenheit ist die Darstellung des Milieus wesentlich. Hierzu gehören vor allem der pH-Wert, Sauerstoff und das Redoxpotential. In Abb.5 sind hierzu die Boxplots dargestellt. Wegen der sehr heterogenen Analysenanzahl pro Messstelle wurden die Boxplots aus den jeweiligen Mittelwerten errechnet. Innerhalb der Box befinden sich die mittleren 50 % der Werte, in die wiederum der Median eingezeichnet ist. Die Boxlänge charakterisiert die Variabilität des Parameters. Außerhalb der Box spannen sich die Whiskers vom Minimum zum Maximum der Datenreihe, sofern diese das 1,5 fache der Box nicht überschreiten. Alle Datenpunkte außerhalb der Whiskers sind als potentielle Ausreißer definiert. Von den analysierten Messstellen weisen 393 (74 %) neutrales Grundwasser mit pH-Werten zwischen 6,5 und 7,5 auf. Eher basisches Grundwasser zeigen 47 Messstellen (9 %) und saure Verhältnisse 88 Messstellen (17 %). Dabei sind vor allem im sauren Bereich deutliche Ausreißer mit einem Minimum von 3,8 zu sehen (siehe Abb.5, links).



Die Sauerstoffgehalte und das Redoxpotential weisen auf überwiegend reduzierte Grundwässer hin. Sauerstoffkonzentrationen unter 1,5 mg/l bedingen zumeist erhöhte Eisen- und Mangangehalte sowie das Vorhandensein von Nitrit und Ammonium (Kunkel et al. 2004). Bei 65 % der Messstellen liegt der Sauerstoffgehalt unter 2 mg/l.

Abb. 5: Boxplots der Parameter pH-Wert, Sauerstoff und Redoxpotential

Wie in Abb. 5 (Mitte) zu sehen, befinden sich aber auch viele Messstellen im oxischen Bereich von über 5 mg/l. Grundwässer mit diesen Sauerstoffkonzentrationen sind in der Regel frei von gelösten Eisen und Mangan sowie von Ammonium und Schwefelwasserstoff (Kunkel et al. 2004).

Das Redoxpotential beschreibt das Konzentrationsverhältnis von oxidierten und reduzierten Stoffen. Dabei ist ein hohes Potential zumeist im sauerstoffreichen, niedriges im sauerstoffarmen Milieu anzutreffen. Die gesamte Spanne der Whiskers (Abb.5 rechts) weist auf insgesamt sehr heterogene

aber überwiegend oxische Grundwasserverhältnisse hin. Dies bestätigen auch die deutlich häufigeren Nitrat- gegenüber den Ammoniumfunden im Grundwasser. Von den 528 Messstellen mit Analysedaten zeigten 164 keine Nitrat-Funde (31 %), also unterhalb der Nachweisgrenze von 0,4 mg/l. Abb. 6 zeigt aufsteigend sortiert die mittleren Nitratgehalte der 364 Messstellen mit Funden. Deutlich ist erkennbar, dass sich der überwiegende Anteil der Messstellen unterhalb des in der GrwV² festgelegten Schwellenwertes von 50 mg/l befindet. Inklusive der 164 Messstellen ohne Nitratsnachweis weisen 78 % der Standorte keine oder nur eine geringe Nitratbelastung auf. An 114 Messstellen wird der Schwellenwert mit Werten bis zu 335 mg/l überschritten.

Ähnlich verhält es sich bei Ammonium (Abb. 7). Auch hier zeigt der überwiegende Teil der Messstellen Funde unterhalb des Schwellenwertes von 0,5 mg/l. An 235 Messstellen (45 %) wurde bei einer Nachweisgrenze von 0,03 mg/l kein Ammonium gefunden. Lediglich 55 Messstellen (10 %) überschreiten den Schwellenwert, davon die Hälfte um mehr als das Doppelte und in einem Fall bis zu 23 mg/l. Dieser Wert ist zur besseren Übersicht in der Grafik abgeschnitten dargestellt.

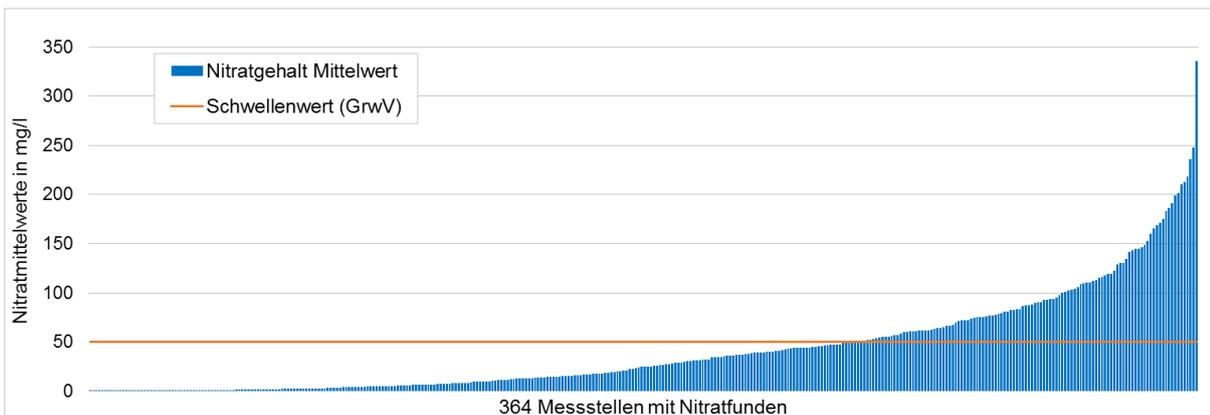
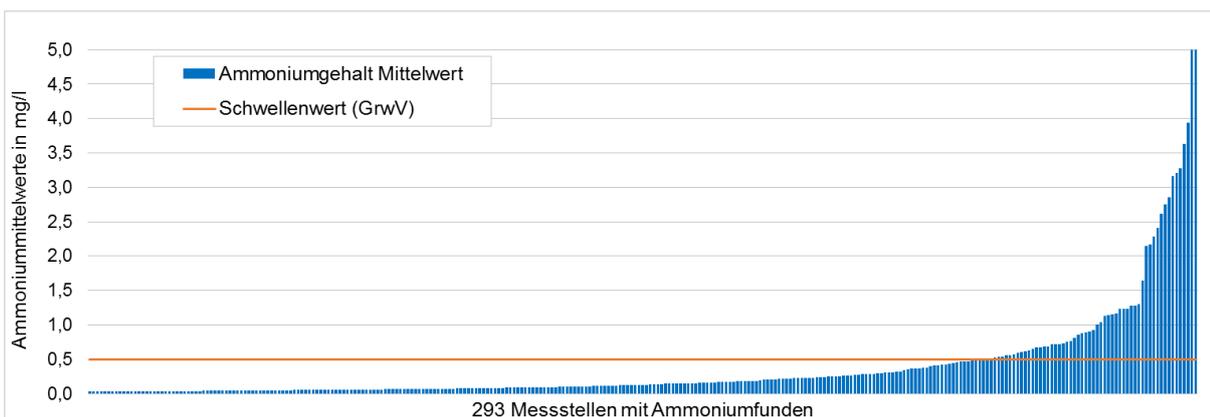


Abb. 6: Mittelwerte der untersuchten Messstellen mit Nitratfunden



² GrwV (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers, Bundesgesetzblatt Nr. 56 vom 15.11.2010, Teil 1, S. 1513 – 1529; zuletzt geändert 2017, Bundesgesetzblatt Nr. 24 vom 09.05.2017, Teil 1, S. 1044 – 1047

Abb. 7: Mittelwerte der untersuchten Messstellen mit Ammoniumfunden

Um zu den vom FZ Jülich (Kuhr et al. 2014) als Summenparameter modellierten Stickstoffeinträgen Bezug nehmen zu können, wurde jeweils der anorganische Gesamtstickstoff (N_{anorg}) berechnet. Zudem ist Sachsen-Anhalt Anforderungen der OGeV³ § 14 verpflichtet, die einen N_{anorg} - Grenzwert von 2,8 mg/l für die der Nordsee zufließenden Gewässer fordert.

Mithilfe der Umrechnung auf N können die ineinander umwandelbaren Stickstoffkomponenten Nitrat, Nitrit und Ammonium vergleichbar gemacht werden. In Abb. 8 sind die mittleren N_{anorg} -Gehalte der 528 Messstellen dargestellt. Etwas mehr als die Hälfte der Messstellen (52 %) zeigt keine oder nur eine geringe Stickstoffbelastung von unter 2 mg/l. Einen N_{anorg} -Gehalt von mehr als 10 mg/l bis hin zu 76 mg/l weisen 131 Messstellen (25 %) auf.

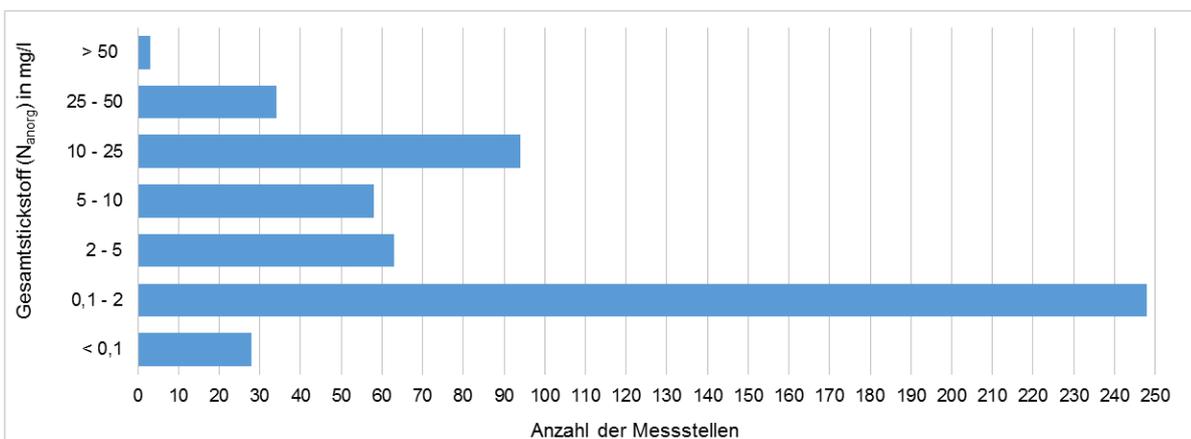


Abb. 8: Übersicht der an 528 Messstellen analysierten anorganischen Gesamtstickstoffgehalte

Abb. 9 zeigt die Boxplots der Stickstoffverbindungen und des Gesamtstickstoffs.

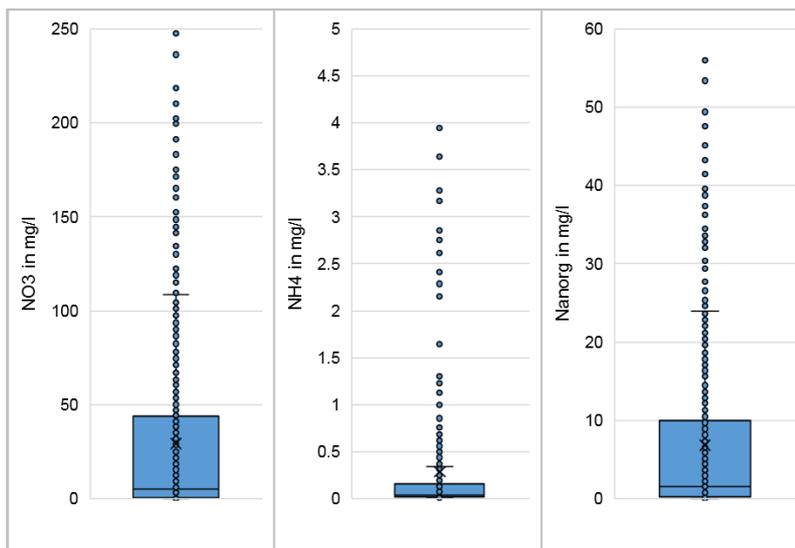


Abb. 9: Boxplots Nitrat , Ammonium und anorganischer Gesamtstickstoff

³ Oberflächengewässerverordnung: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGeV); Ausfertigungsdatum: 20.06.2016, (BGBl. I S. 1373)

Auch hier ist deutlich zu erkennen, dass die Nitratgehalte in der Mehrzahl der Analysen unterhalb von 50 mg/l liegen (Abb.9, links), es aber auch klare Ausreißer gibt. Deutliche Extremwerte werden zur besseren Übersichtlichkeit nicht mit abgebildet. Dies gilt ebenso für Ammonium (Abb. 9, Mitte). Mit einem Median von 1,6 mg/l Gesamtstickstoff (Abb.9, rechts), befinden sich die meisten Grundwässer unterhalb der für die Küstengewässer als „guter ökologischer Zustand“ festgesetzten Werte. Die zum Teil sehr starken Ausreißer bedingen jedoch einen Mittelwert von 6,8 mg/l, womit die meeresökologischen Anforderungen nicht erreicht werden können. Dies wird zusätzlich durch ein oberes Quartil von 10 mg/l deutlich. Vor diesem Hintergrund ist die Kenntnis über das natürliche Nitratbaupotenzial des Bodens wesentlich.

Bei der Denitrifikation wird unter reduzierten Bedingungen Nitrat über Nitrit zu Ammonium umgewandelt. Dabei wird je nach Reduktionsmittel zwischen der chemo-organotrophen und der chemo-lithotrophen Denitrifikation unterschieden (siehe Kapitel 5.1). In diesem Zusammenhang spielen Chlorid, Sulfat und Hydrogenkarbonat eine wichtige Rolle. Hohe Hydrogenkarbonatgehalte herrschen vor allem in aus Karbonatgesteinen aufgebauten Grundwasserleitern mit Werten bis 500 mg/l (Kunkel et al. 2004). In karbonatarmen reduzierten Grundwässern kann durch den Abbau organischer Substanzen die Hydrogenkarbonatkonzentration erhöht sein. Nach Kunkel et al. (2004) können in diesen Regionen auftretende hohe Konzentrationen ein Indikator für Nitratbauprozesse darstellen. In Abb. 10 (links) sind die Hydrogenkarbonatgehalte der untersuchten Messstellen gezeigt. Die Spanne reicht dabei von quasi hydrogenkarbonatfrei bis zu sehr deutlichen Gehalten.

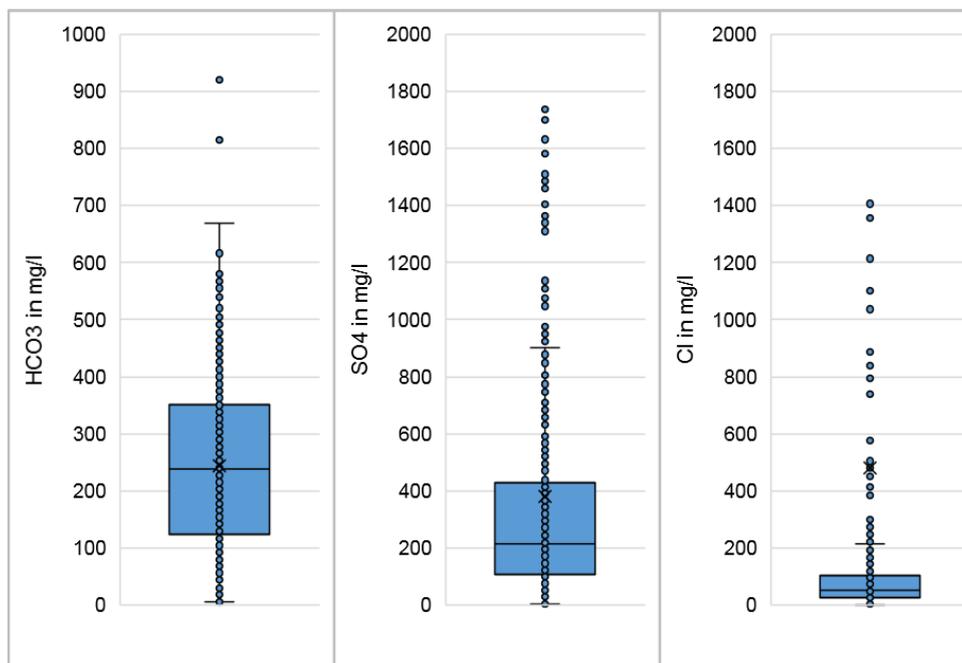


Abb. 10: Boxplots Hydrogenkarbonat, Sulfat und Chlorid

Für die weitere Bearbeitung ist der Aufbau des Grundwasserleiters einzubeziehen. Dies gilt ebenso für Sulfat, wo die geogenen Konzentrationen in Grundwasserleitern des Zechsteins und der Trias höher sind als in pleistozänen Lockergesteinen mit natürlichen Gehalten bis zu 100 mg/l

(Schleyer & Kerndorf, 1992). Hohe Konzentrationen können aber auch durch anthropogene Faktoren wie die Beeinflussung durch Abwässer, Bergbau oder Deponien auftreten sowie durch Denitrifikationsprozesse im Grundwasser. Abb. 10 (Mitte) zeigt im Mittel Gehalte von 380 mg/l, wiederum mit deutlichen Ausreißern. Chlorid unterliegt weder Abbau- noch Umwandlungsvorgängen im Grundwasser. Konzentrationen über 30 mg/l deuten entweder auf einen Salzstock oder eine anthropogene Beeinflussung hin (Kunkel et al. 2004). Auch hier sind hohe Ausreißer zu verzeichnen (Abb. 10, rechts), die messstellenbezogen eingeordnet werden müssen.

Ein weiterer Parameter der in diesem Zusammenhang auf eine Denitrifikation hinweisen kann, ist Eisen. Nach Kunkel et al. (2004) und Wisotzky (2011) gehen hohe Eisenkonzentrationen zumeist mit niedrigen Nitratkonzentrationen einher. In sauerstoffhaltigen Wasser liegt Eisen als ausgefälltes Eisen(III)hydroxid vor und befindet sich nicht in Lösung. Im Gegensatz zu Eisen(III) ist das unter reduzierenden Verhältnissen vorliegende Eisen(II) gut wasserlöslich, woraus dann hohe geogene Konzentrationen in reduzierten Grundwässern zwischen 1 – 10 mg/l Eisen (II) resultieren. Gelöstes Eisen(III) findet sich nur in sauren Wässern ($\text{pH} < 5$). Da Mangan ähnliche geochemische Eigenschaften wie Eisen aufweist, treten beide Stoffe oft gemeinsam auf. Mangan ist jedoch wesentlich geringer verbreitet und zeigt mit Konzentrationen von unter 1 mg/l (Kunkel et al. 2004) auch deutlich geringere Gehalte. Wie in

Abb. 11 (links) zu sehen, ist die Eisenkonzentration mit einem Median von < 1 mg/l eher gering.

Die Werte zeigen somit ein überwiegend oxisches Milieu. Allerdings gibt es viele Ausreißer (12 %), worauf auch der Mittelwert von 3,2 mg/l hinweist. Die Mangankonzentrationen liegen klar niedriger mit einer geringeren Spannweite der Gehalte (Abb. 11, Mitte).

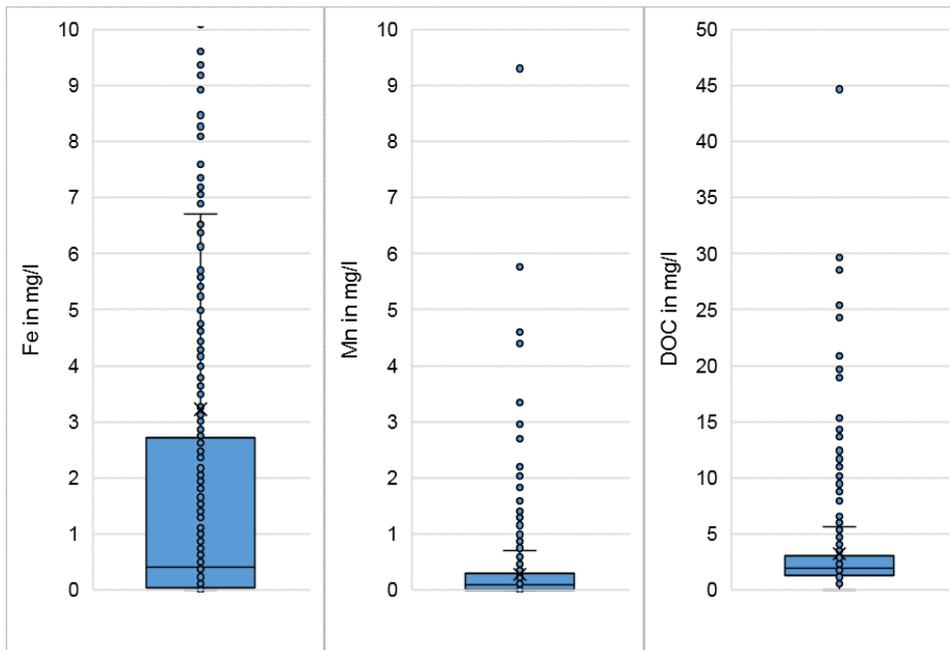


Abb. 11: Boxplots der Parameter Eisen, Mangan und gelöster organischer Kohlenstoff

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) als Summenparameter der im Grundwasser gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen kann in reduzierten Grundwässern Konzentrationen von mehr als 5 mg/l betragen (Kunkel et al. 2004). Unter oxidierten Bedingungen liegen die Gehalte mit etwa 2,5 mg/l deutlich niedriger, allerdings können mit dem Sickerwasser Kohlenstoffverbindungen eingetragen werden, so dass erhöhte DOC-Gehalte in oberflächennahen Grundwässern auch auf anthropogenen Einträgen beruhen können. Auch hier weisen die eher niedrigen Konzentrationen (Abb. 11, rechts) auf vorwiegend oxische Verhältnisse hin.

Zusammengefasst liegt an den Messstellen überwiegend ein oxidiertes Grundwassermilieu vor. Treten aber hohe Eisen- und DOC-Gehalte sowie niedrige Sauerstoffgehalte und ein niedriges Redoxpotential auf, zeigt dies das Vorhandensein reduzierender Grundwasserverhältnisse an. Unter diesen Bedingungen kann Nitrat abgebaut werden (siehe Kapitel 5.1). Einen Hinweis darauf liefern die zeitlichen hydrochemischen Verläufe der Parameter Hydrogenkarbonat und Sulfat.

2.2 Vorstellung der flächenbezogenen Daten

2.2.1 Hydrogeologische Bezugseinheiten Sachsen-Anhalts

Die Hydrogeologische Übersichtskarte von Sachsen-Anhalt im Maßstab 1:400000 (HÜK400) bildet die Grundlage für die hydrogeologischen Bezugseinheiten. Unter Zuhilfenahme hydrogeochemischer Beschaffenheitsmuster wurden die Bezugseinheiten räumlich und inhaltlich abgegrenzt und für das Land Sachsen-Anhalt mit 13 relevanten Repräsentanzflächen ausgewiesen (Fritz + Frölich, 2013). Auf dieser Basis und unter Zusammenfassung der Daten erstellte das Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (LAGB) eine Übersichtskarte zu den hydrogeologischen Bezugseinheiten des Landes.

Die Beschaffenheit des Grundwassers wird maßgeblich von der Petrographie und den hydrodynamischen Verhältnissen der durchströmten Gesteinseinheiten bestimmt. Das Gebiet Sachsen-Anhalts ist gekennzeichnet durch eine Vielzahl heterogener geologischer bzw. hydrogeologischer Strukturen (LHW, 2012). Es umfasst sämtliche stratigraphischen Einheiten vom Präkambrium bis zum Holozän. Die Grundwasservorkommen sind insbesondere an die im Norden und Osten des Landes auftretenden Lockergesteine gebunden. Im Süden dominieren dagegen Festgesteine, mit Sand- und Kalksteinen als wasserwirtschaftlich bedeutsamen Grundwasserleitern. Zur Ausweisung potenzieller Belastungsschwerpunkte ist einerseits das natürliche Schutzpotenzial der Grundwasserüberdeckung zu erfassen, andererseits potenzielle Quellen einer möglichen Beeinflussung zu bewerten.

Die vom LAGB erstellte Karte wurde vom Auftraggeber als Polygonshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N übermittelt. In Abb. 12 sind die für Sachsen-Anhalt relevanten hydrogeologischen Bezugseinheiten zusammen mit der Messstellenkulisse dargestellt. Bei der flächenhaften Verbreitung zeigt sich eine deutliche Zweiteilung des Landes mit den Lockergesteinsgebieten im Nordosten und den Festgesteinen im Südwesten. Insbesondere für die weitergehende Beurteilung der Beeinflussung des Grundwassers durch geogene oder anthropogene Faktoren ist eine lagebezogene Betrachtung notwendig. Ergänzend sind den verschiedenen Bezugseinheiten Denitrifikationspotenziale zugeordnet, die ausgewertet werden können (siehe Kapitel 3.2.1).

2.2.2 Landnutzungsdaten nach Corine Land Cover

Mit CLC werden europaweit seit 1990 Daten zur Landbedeckung und –nutzung zur Verfügung gestellt. Die Satellitenfernerkundung ermöglicht die Ableitung digitaler Geoinformationen und dokumentiert zeitliche. Für Deutschland sind 37 Landbedeckungs- und -nutzungsklassen relevant (UBA, 2011). Die Ausgangsdaten der Flächennutzung (Corine, 2006) in Sachsen-Anhalt waren bereits für die Umsetzung der WRRL zur besseren Übersicht in sieben Klassen zusammengefasst. In einem Radius von 1 km um die 532 Messstellen wurde die Flächennutzung ermittelt (Abb. 13). Zu 70 % befinden sich die Standorte in Gebieten mit landwirtschaftlicher Bewirtschaftung, wobei das Ackerland mit 61 % den deutlich größeren Anteil einnimmt. Waldflächen machen 18 % und Siedlungsflächen 12 % der Flächennutzung aus. Wasserflächen finden sich nur sehr untergeordnet.

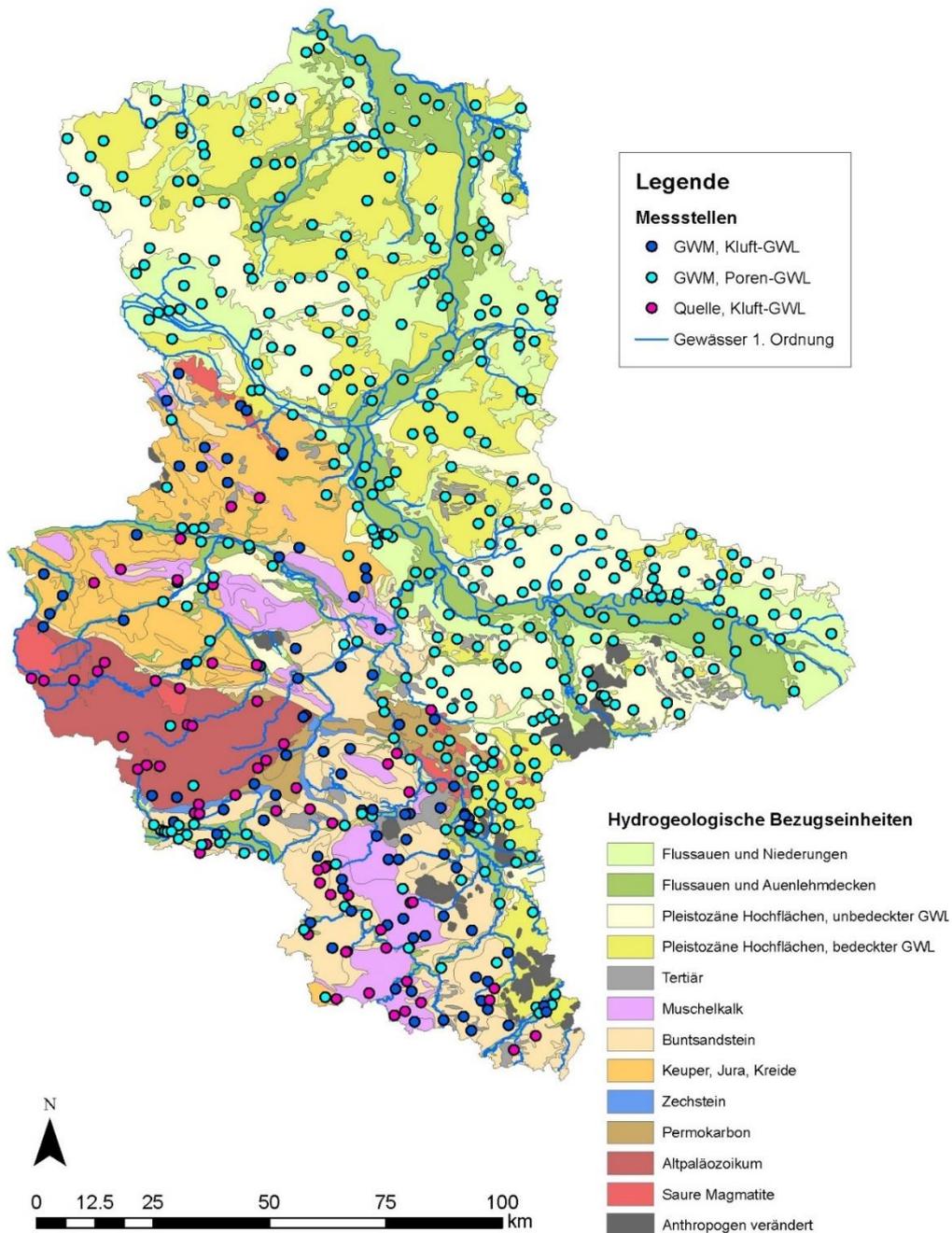


Abb. 12: Verbreitung der Hydrogeologischen Bezugseinheiten mit Verteilung der Messstellen

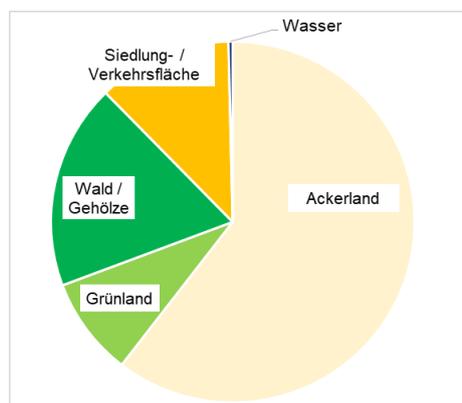


Abb. 13: Flächennutzung im Umkreis von 1 km um die Messstellen

2.2.3 Grundwasserneubildung nach ArcEGMO

ArcEGMO ist ein öko-hydrologisches Modellierungssystem mit dem alle maßgeblichen Prozesse des Gebietswasserhaushaltes und des Abflussregimes, räumlich und zeitlich hoch aufgelöst, simuliert werden können. Für die Ermittlung der Wasserhaushaltsgrößen in Sachsen-Anhalt erfolgte 2013 eine umfangreiche Aktualisierung der Datengrundlagen (Boden, Landnutzung, DGM, Gewässernetz, meteorologische Daten etc.) und des bereits zugrunde liegenden GIS-Datenbestandes (BAH, 2015). Da die Landesgrenze nicht identisch zu den natürlichen Einzugsgebieten verläuft, wurde eine größere Fläche als die des Landes Sachsen-Anhalt modelliert.

Die Niederschlagsverteilung zeigt hohe Niederschläge im Harz mit > 1000 mm/a und in dessen Regenschatten ein Trockengebiet mit Niederschlägen zwischen 450 und 550 mm/a. In den Festgesteinsbereichen des Harzes tritt wegen der gut durchlässigen Waldböden auf gering durchlässigen Schichten überwiegend ein hypodermischer Abfluss auf, während Oberflächen- und Drainageabfluss sehr gering sind. In den anderen Regionen ist der Abfluss deutlich geringer und die Verdunstung überwiegt. Ein Drainageabfluss tritt hauptsächlich in den Tieflandgebieten Altmark und Drömling sowie im Elbtal auf. Bei der Modellierung wurde für den hypodermischen Abfluss angenommen, dass dieser auch den Vorfluter erreicht. Da aber nicht bekannt ist ob sich die lokalen Stauer bis zum Vorfluter fortsetzen, kann der hypodermische Abfluss auch wieder aus dem Boden austreten (Quellen) oder versickern und die lokale Grundwasserneubildung erhöhen.

Abb. 14 zeigt die Grundwasserneubildung unter Berücksichtigung der natürlichen Einzugsgebiete für eine größere Fläche als die des Landes Sachsen-Anhalt. Die vom BAH (2015) erhobenen Daten lagen als Polygondaten im Bezugssystem UTM Zone 32 N vor. In der Attributtabelle sind neben Grundwasserneubildung, Verdunstung und Niederschlag auch alle Abflussgrößen des ober- und unterirdischen Abflusses angegeben. Die Grundwasserneubildung ist die Differenz aus dem gesamten unterirdischen Abfluss abzüglich des hypodermischen und des Drainabflusses. Die in Abb. 14 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 Kuhr et al. (2014) wird die Grundwasserneubildung mit einem anderen Modell (GROWA, siehe Kapitel 2.2.4) berechnet. Daraus ergeben sich lokal geringfügige Unterschiede zwischen den Neubildungshöhen. Beide Karten weisen für die gedränten Niederungsregionen und die Magdeburger Börde deutlich geringe Neubildungsraten von unter 25 mm/a bis hin zu Entlastungsgebieten auf (< 0 mm/a). Die höchsten Neubildungsraten finden sich im Harz und in geringeren Ausmaß in der Altmark. Eine genaue Berechnung der Abweichungen ist wegen der nicht digital vorliegenden Werte des FZ Jülich (Kuhr et al. 2014) nicht möglich. Die Daten des Wasserhaushaltsmodells ArcEGMO (BAH, 2015) wurden digital zur weiteren Bearbeitung zur Verfügung gestellt.

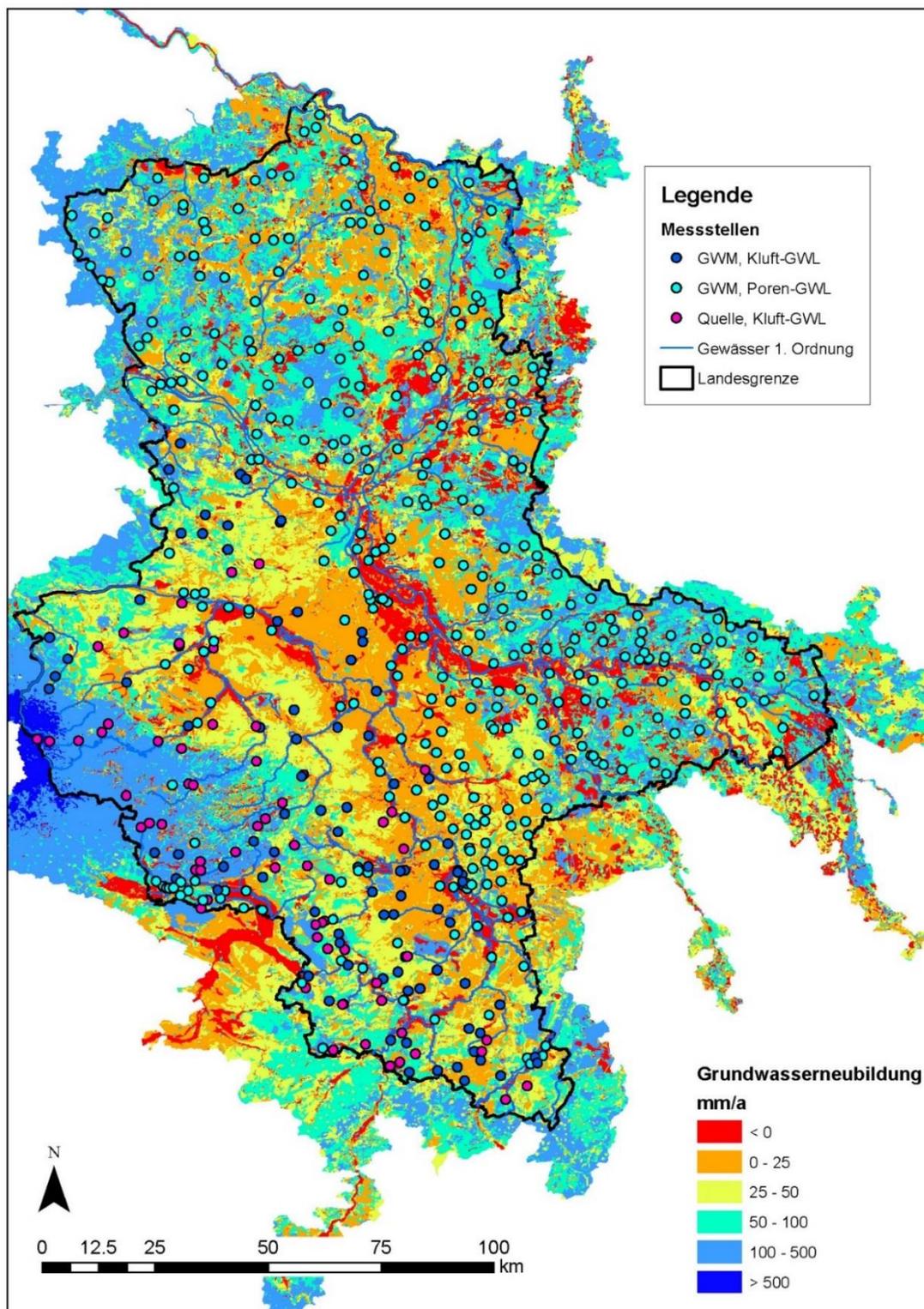


Abb. 14: Landesweite Verteilung der Grundwasserneubildungsrate mit Lage der Messstellen

2.2.4 Flächenhafte Stickstoffein- und austräge

Vor dem Hintergrund die in der EG-WRRL gesetzten Ziele zu erreichen, ist die Abschätzung der Nährstoffeinträge und Eintragspfade in die Fließgewässer und das Grundwasser unerlässlich um geeignete Maßnahmen ergreifen zu können. Das Forschungszentrum Jülich wurde mit der flä-

chendeckenden und räumlich hoch aufgelösten Modellierung der Stickstoff- und Phosphor-Einträge in die Grund- und Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts beauftragt (Kuhr et al. 2014). Neben der Auswaschungsgefährdeten Stickstoff-Menge in der durchwurzelten Bodenzone und den Stickstoff-Überschüssen wurde auch der Eintrag in das Grundwasser modelliert. Die Basis für die Modellierungsarbeiten bildeten das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Großräumiges Wasserhaushaltsmodell) sowie die reaktiven Stickstoff-Transportmodelle DENUZ (Denitrifikation in der ungesättigten Zone) und WEKU (Verweilzeiten und reaktiver Stickstofftransport im Grundwasser). GROWA bildet die räumliche Variabilität der mittleren langjährigen hydrologischen Verhältnisse in Sachsen-Anhalt ab. Damit verbunden ist die regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten, die den Nährstoffeintrag wesentlich beeinflussen.

Mit dem DENUZ-Modell wird der Nitratabbau im Boden abgebildet. Die dem FZ Jülich zur Verfügung gestellten Daten ergaben inklusive der atmosphärischen Deposition, bezogen auf die gesamte Landesfläche, einen Stickstoffüberschuss von ca. 36 kg N/(ha*a). Eine wichtige Ausgangsgröße stellt die Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich dar, die in den meisten Regionen Sachsen-Anhalts zwischen ca. 6 Monaten und drei Jahren liegt (Kuhr et al. 2014). Der an die Grundwasserneubildung gebundene Eintrag von Nitrat ins Grundwasser betrug im Landesmittel ca. 8 kg N/(ha*a), was einer Gesamttonnage von ca. 16450 t N/a entspricht (Kuhr et al. 2014). Während des Transports in der gesättigten Zone können durch weitere Abbauprozesse die Nitrateinträge in die Vorfluter deutlich reduziert werden. Mit dem WEKU-Modell wurde der reaktive Stickstoff-Transport im Grundwasser für die Ermittlung der grundwasserbürtigen Einträge in die Vorfluter simuliert. Dieser liegt im Mittel bei ca. 3,7 kg N/(ha*a), was einem Gesamteintrag von ca. 7100 t N/a entspricht.

Die Daten liegen als Rasterdaten im Bezugssystem DHDN 3 Degree Gauss-Krüger Zone 4 vor und wurden entsprechend transformiert. Für die Bearbeitung der Daten war es erforderlich die Pixelwerte der Rasterzellen in eine Attributtabelle zu überführen, um messstellengenau bzw. für den Umkreis der Messstellen Aussagen zu der dort vorliegenden Stickstoffmenge treffen zu können. Mit Hilfe des Geoverarbeitungswerkzeugs „Map algebra“ konnte diese geographische Analyse ausgeführt werden. Die Stickstoffeinträge in das Grundwasser bilden die Grundlage für eine überschlägige Abschätzung der Entwicklung. In Abb. 15 sind die vom FZ Jülich ermittelten Stickstoffeinträge in das Grundwasser dargestellt. Überwiegend erfolgt ein deutlich geringer Eintrag von unter 5 kg N/(ha*a) insbesondere in Gebieten mit einem vorwiegenden Direktabfluss oder in denen die Auswaschungsgefährdete Stickstoffmenge durch eine lange Sickerwasserverweilzeit bereits stark reduziert wurde, wie beispielsweise im nördlichen Harzvorland. In den Lockergesteinsregionen mit hoher Grundwasserneubildung ergeben sich höhere Einträge in das Grundwasser zwischen 10 und 50 kg N/(ha*a).

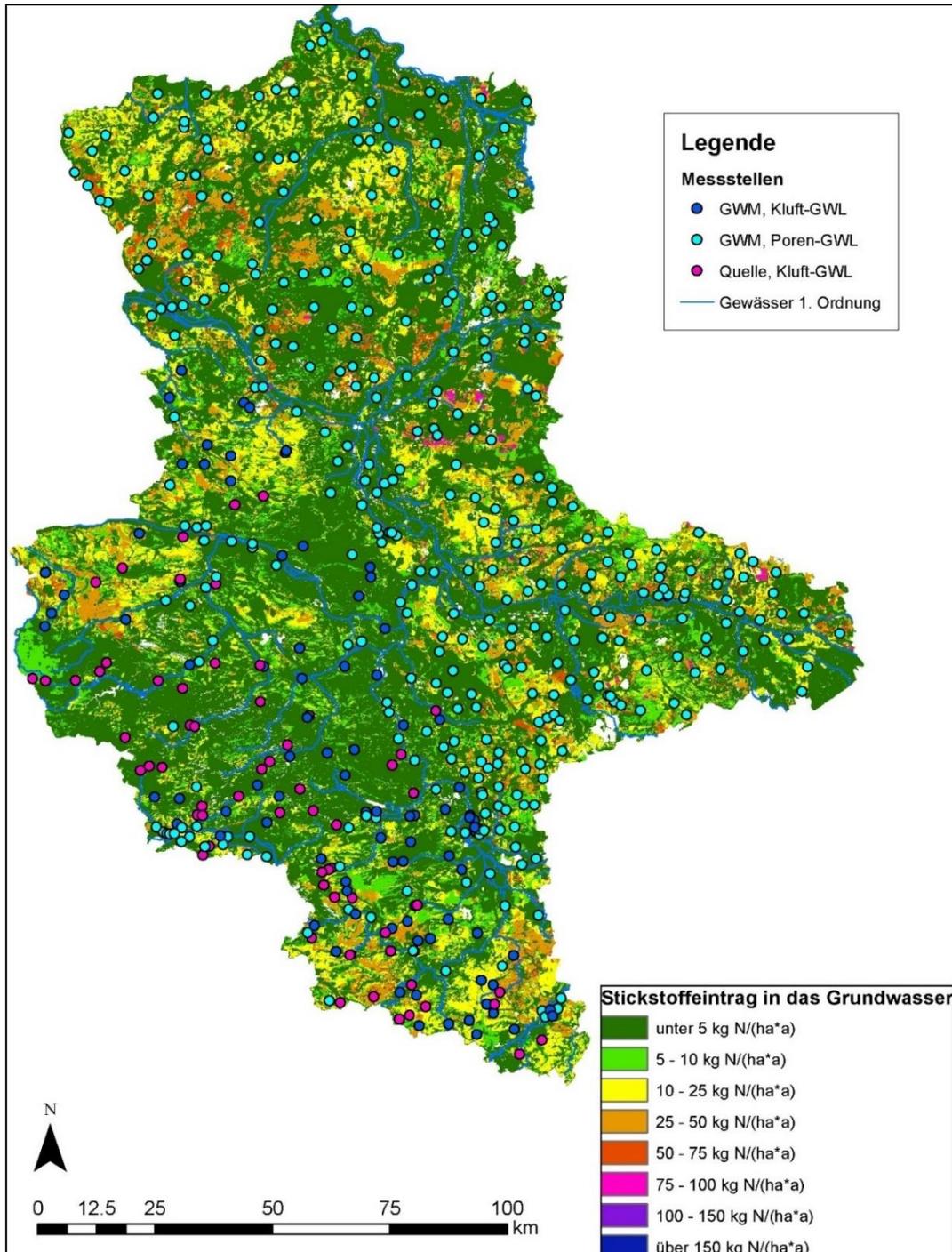


Abb. 15: Stickstoffeinträge in das Grundwasser

2.2.5 Grundwassergleichenplan

Aus dem Grundwassergleichenplan lassen sich die Anstromrichtung und das Gefälle bestimmen. Die Daten lagen zum einen als Raster im Bezugssystem DHDN 3 Degree Gauss-Krüger Zone 4 und zum anderen als Linienshape im Bezugssystem UTM Zone 32 N vor (FUGRO 2016).

Wegen der Darstellung der Gleichenlinien in Abständen von zwei bis zu zehn Höhenmetern war vereinzelt im lokalen Zustrombereich der Messstellen eine eindeutige Ausweisung der Zustromrichtung nicht möglich. Aus dem Rasterdatensatz konnte mit Hilfe des Interpolationsverfahrens Kriging eine feinere räumliche Darstellung erzielt werden. Es ist eine geostatistische Methode, die auf der Annahme beruht, dass sich räumliche Verteilungen mit demselben Muster fortsetzen (Schafmeister, 1999). Über den Verlauf der Grundwassergleichen kann die Grundwasserfließrichtung, welche quer zu den Grundwassergleichen von hohen zu niedrigen absoluten Werten verläuft, ermittelt werden.

Das hydraulische Gefälle ist das Verhältnis aus der Differenz der Grundwasserspiegelhöhe und der Distanz zwischen zwei Höhengleichen. Je geringer der relative Abstand der Grundwassergleichen zueinander ist, umso stärker ist das Gefälle. Der Grundwassergleichenplan stellt eine regionale Übersicht für einen Grundwasserleiter dar, die jedoch kleinräumig nicht immer zutreffen muss und daher einen zu berücksichtigenden Unsicherheitsfaktor darstellt.

2.2.6 Einzugsgebiete der Quellen

Bei der Aufstellung der Überwachungsprogramme gemäß EG-WRRL wurde im Bereich des Harzes und des Harzvorlandes eine Verdichtung des Messnetzes durch die Einbeziehung von Quellen vorgenommen. Eine Abgrenzung der unterirdischen Zustromgebiete zu den Quellen erfolgte durch die beiden Firmen FUGRO und GUT im Auftrag des LHW (beide Berichte dazu unveröff.). Neben der Abgrenzung des oberirdischen Einzugsgebiets auf Basis der DTK 10 und des digitalen Geländemodells DGM10 wurde die Verbreitung geologischer und hydrogeologischer Einheiten und die generelle Entlastungssituation des Grundwassers bewertet. Weiter wurden Kluftmessungen und Quellschüttungsmessungen durchgeführt und Angaben zur Grundwasserneubildung aus dem Grundwasserkataster zur Ableitung der Größe des unterirdischen Einzugsgebietes herangezogen.

Bis auf wenige Ausnahmen sind die ausgewiesenen unterirdischen Zustromgebiete zum Teil um ein Vielfaches größer als die oberirdischen Zustromgebiete. Auch die Zustromrichtung kann variieren. In einigen Fällen war eine Ausweisung bzw. Abgrenzung der Gebiete nicht möglich. In Abb. 16 sind am Beispiel der Quelle Heckenborn die beiden Zustromgebiete dargestellt. Neben der deutlich unterschiedlichen Größe (oberirdisch: 0,008 km², unterirdisch: 0,09 km²) zeigen sich hier auch verschiedene Zustromrichtungen aus Südosten bzw. Südwesten auf die Messstelle. Soweit vorhanden wurde für die weitere Bearbeitung auf die unterirdischen Zustromgebiete zurückgegriffen. Die Daten wurden als Polygonshapes im Bezugssystem UTM Zone 32 N übermittelt und für die weitere Bearbeitung in Abstimmung mit dem Auftraggeber unverändert übernommen.

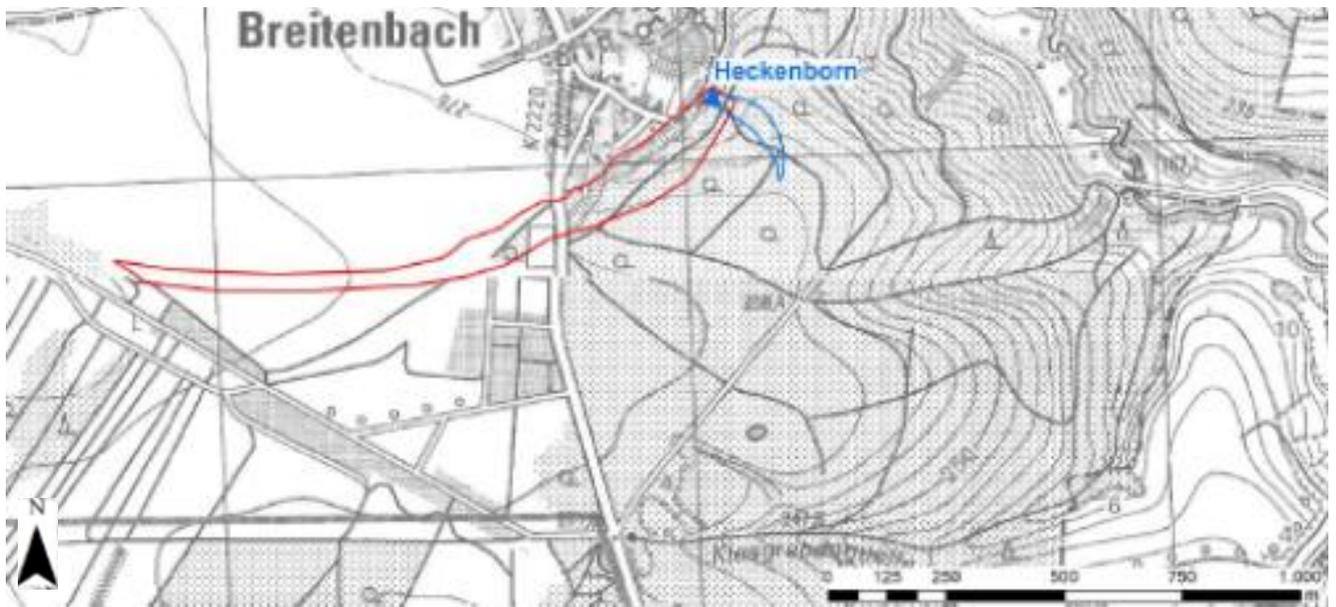


Abb. 16: Darstellung des oberirdischen und des unterirdischen Zustromgebiets der Quelle Heckenborn

3. Auswertung der flächen- und messstellenbezogenen Daten

3.1 Auswertung der Schichtenverzeichnisse

3.1.1 Ermittlung des Flurabstands

Aus dem Schichtenverzeichnis und der Lage der Filterstrecke wurde eine mögliche Bedeckung des Grundwasserleiters abgelesen. Die Überlagerung von bindigen Schichten erhöht die Sickerwasserverweilzeit und damit die mögliche Abbauzzeit der Stickstoffe. Treten zudem gespannte Grundwasserverhältnisse auf, wurde anstelle der Grundwasserdruckspiegelhöhe die Grundwasser Oberfläche gewählt, um den Flurabstand auszuweisen. Die Einteilung nach Art des Grundwasserleiters erfolgte in gespannt, ungespannt, bindig und Kluftgrundwasserleiter. Folgende Kriterien wurden für die Ermittlung des Flurabstands herangezogen:

- soweit vorhanden wurde der langjährigen Messungen entstammende mittlere Grundwasserspiegel (Meter unter Geländeoberkante, m u GOK) zur Bestimmung des Flurabstandes genutzt, alternativ die Angaben aus dem Schichtenverzeichnis;
- die Wasserspiegelhöhe (m u GOK) führt nur bei ungespannten Grundwasserverhältnissen zur Angabe des Flurabstands, bei gespannten Verhältnissen wurde die Unterkante der bindigen Schicht berücksichtigt;
- erst ab einer Mächtigkeit der bindigen Schicht(en) von mindestens 2 m wurden gespannte Grundwasserverhältnisse zugrunde gelegt;
- bei Ausbau der Filterstrecke in bindigen Grundwasserleitern wurde der Flurabstand anhand des Wasserspiegels abgeleitet;
- bei Ausbau der Filterstrecke in Kluftgrundwasserleitern wurde abhängig von der Filterlage und bindiger Schichten analog verfahren, d.h. Ton- und Mergelstein wurden als bindige Schichten gewertet, bis zu deren Unterkante der Flurabstand gemessen wird, bei einem Ausbau in diesen Schichten wurde der Flurabstand anhand des Wasserspiegels abgeleitet.

Insgesamt zeigen 244 Messstellen ungespannte und 110 Messstellen gespannte Verhältnisse. 14 Grundwassermessstellen (GWM) wurden in bindigen Schichten ausgebaut und 90 GWM in Kluftgrundwasserleitern. Zu neun GWM gibt es entweder kein oder ein nicht ausreichendes Schichtenverzeichnis bzw. fehlt die Angabe zur Wasserspiegelhöhe. Im Folgenden wird die Ausweisung der Flurabstände für verschiedene Grundwasserleiter anhand von Beispielmessstellen exemplarisch erläutert. Der einfache Fall einer im ungespannten Grundwasserleiter ausgebauten GWM ist nicht dargestellt.

An der Messstelle Steutz (Abb. 17) beträgt die mittlere Wasserspiegelhöhe 7,2 Meter und damit im Bereich einer unbedeckten Sandabfolge. Da die GWM aber unterhalb eines Grundwassernichtleiters mit einer Mächtigkeit von 2,4 m verfiltert ist, besteht hier ein gespanntes Grundwasserverhältnis. Der Flurabstand ist deshalb nicht bis zur Grundwasserdruckfläche bei 7,2 Metern auszuweisen sondern bis zur Oberfläche bei 10 Metern.

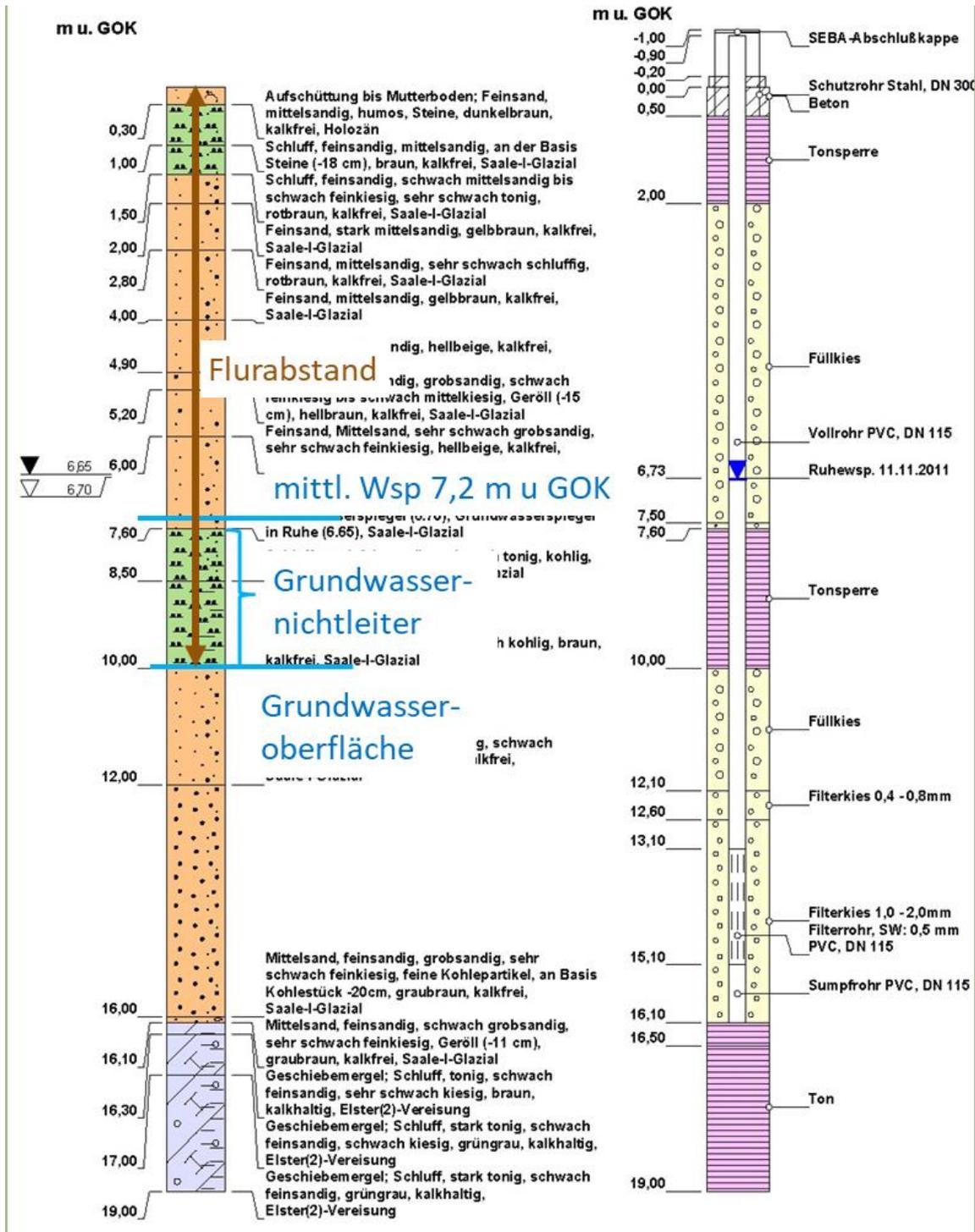


Abb. 17: Ermittlung des Flurabstands an der Messstelle Steutz

Ein Beispiel für einen Ausbau in bindigen Schichten ist die Messstelle Colbitz mit einer Verfilterung in Schluff und Ton (Abb. 18). Ein langjähriges Mittel zur Grundwasserspiegelhöhe lag für diese GWM nicht vor. Aus dem Schichtenverzeichnis geht hervor, dass in einer Tiefe von 2 m u GOK der Wasserspiegel erbohrt wurde. Die wenig später gemessenen Ruhewasserspiegel von 1,39 bzw. 0,59 m u GOK zeigen an, dass auch hier der Grundwasserleiter nicht frei ist. Aus diesem Grund wurde der Flurabstand bis zur Tiefe von 2 Metern ausgewiesen.

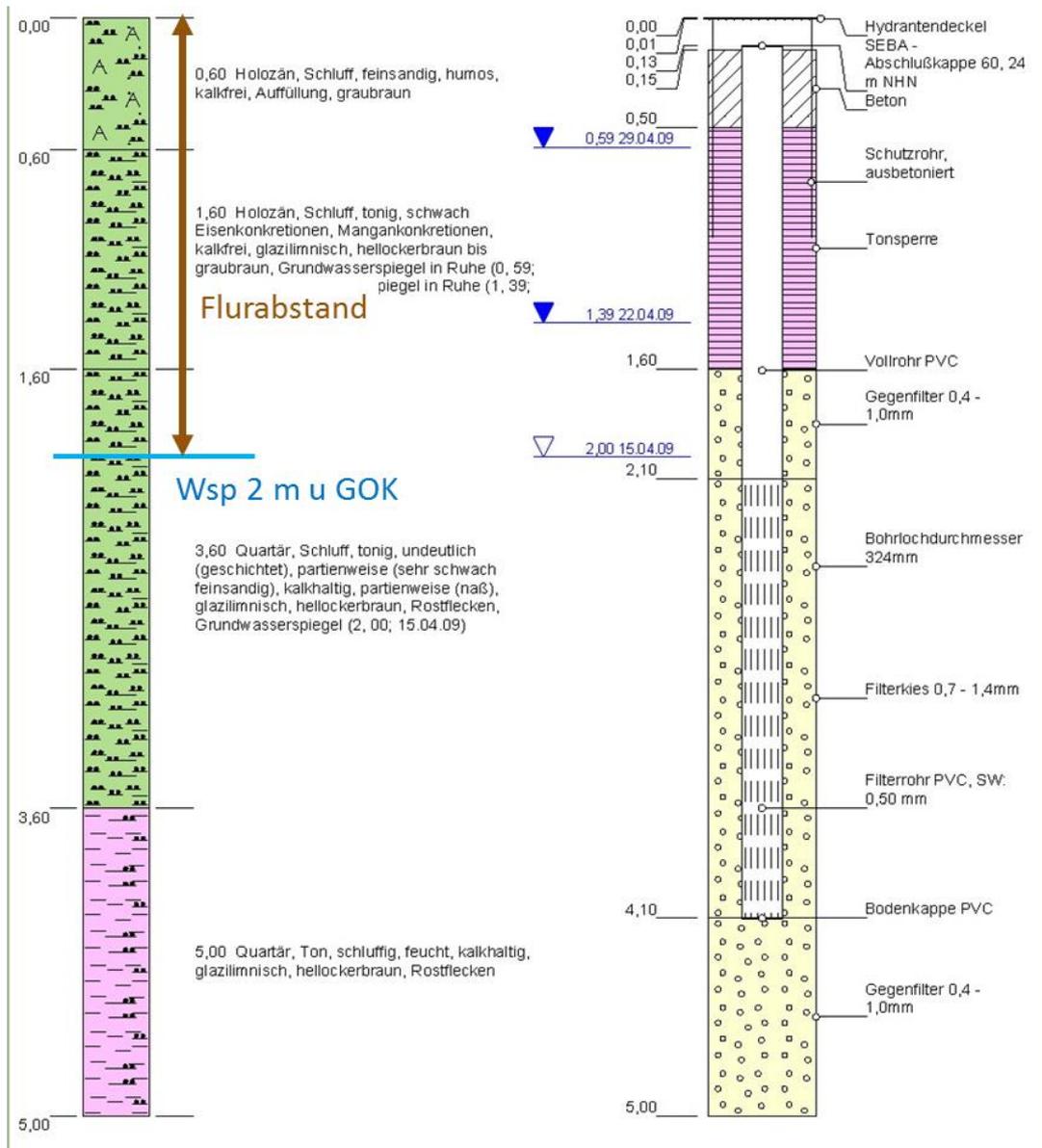


Abb. 18: Ermittlung des Flurabstands an der Messstelle Colbitz

Abb. 20 zeigt den Ausbau einer Messstelle im Festgestein. Anhand der Schichtansprache und wegen der Angabe der Feuchtigkeit wurde hier, entgegen der mittleren Wasserspiegellhöhe von 2,8 Meter, ein Flurabstand von 14,2 m u GOK ermittelt. Mit den im Festgestein ausgebauten Messstellen wird analog zu denen im Lockergestein ausgebauten, wie in den Kriterien erwähnt, verfahren. Auch hier treten gespannte und ungespannte Grundwasserverhältnisse auf. Ton- oder Schluffsteinlagen mit einer Mächtigkeit von > 2 Metern werden als Bedeckung behandelt. Bei einer Filterlage unterhalb dieser Schichten und einer darüber befindlichen Angabe der Wasserspiegellhöhe, wird die Grundwasseroberfläche an der Sohle dieser Schichten angegeben.

Die Höhe der Flurabstände ist neben der Lage der Filterstrecke abhängig von der Art des Grundwasserleiters. Abb. 20 zeigt, dass Flurabstände von über 50 m nur bei gespannten Verhältnissen oder in Kluffgrundwasserleitern auftreten. In ungespannten Grundwasserleitern liegt der Flurabstand im Mittel bei 5 m, in gespannten bei 14 m und in Kluffgrundwasserleitern bei etwa 23 m.

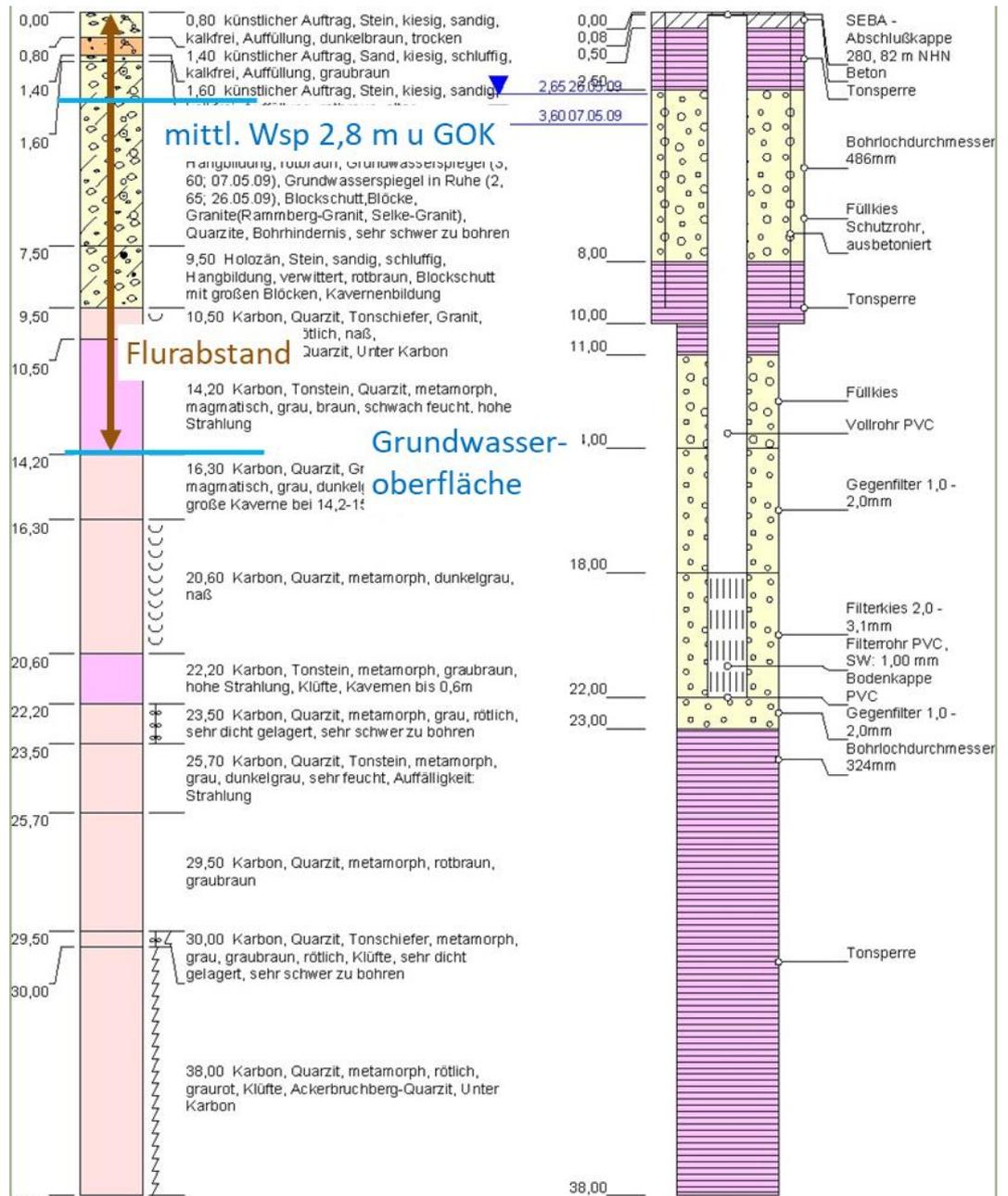


Abb. 19: Ermittlung des Flurabstands einer im Festgestein ausgebauten Messstelle

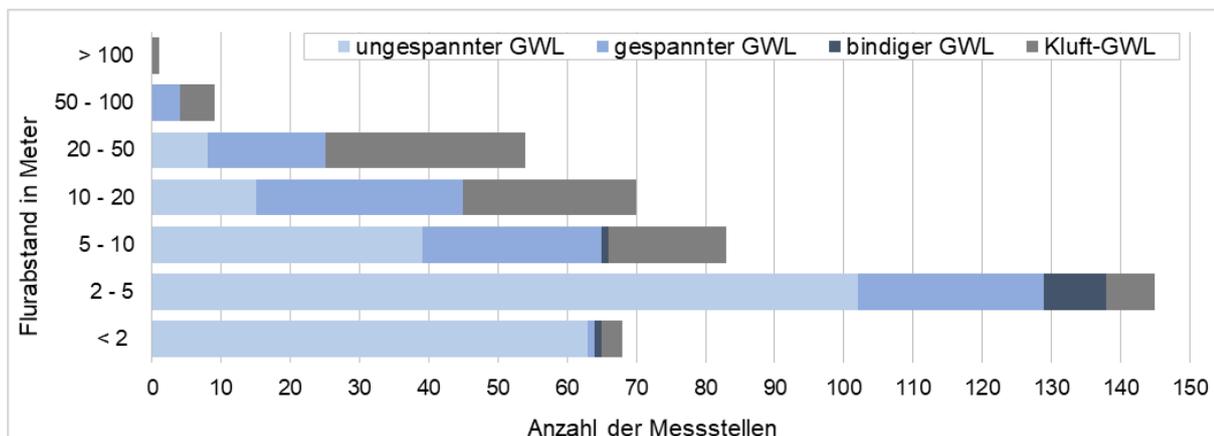
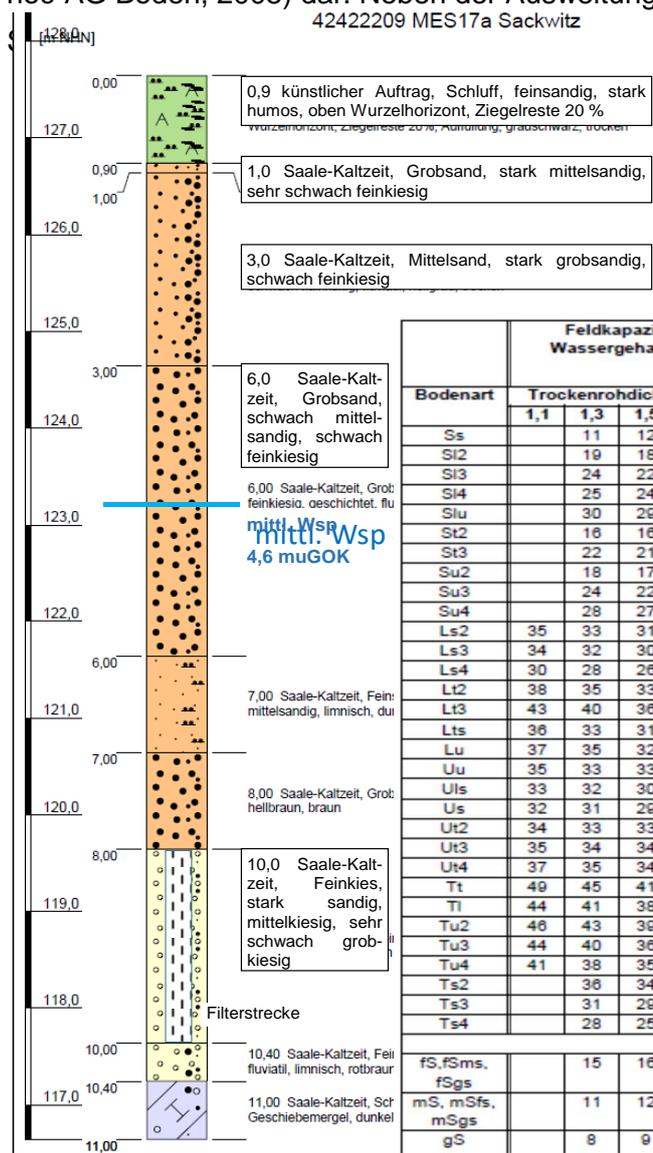


Abb. 20: Übersicht zu den Flurabständen abhängig von der Art des Grundwasserleiters

3.1.2 Ermittlung der Feldkapazität

Die Feldkapazität ist ein wichtiger Parameter zur Berechnung der Sickerwasserverweilzeit in der ungesättigten Zone und wurde anhand der Lithologie ausgewiesen. Dazu wurde für jeden Bodenhorizont der Grundwasserüberdeckung nach der DWA-A 920-1 (2016) ein Wert vergeben und mit der jeweiligen Schichtmächtigkeit multipliziert. Aus der Summe der einzelnen Feldkapazitäten ergibt sich die summarische Feldkapazität des jeweiligen Standorts. Das Arbeitsblatt der DWA stellt eine Erweiterung gegenüber den Angaben der bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 (ad-hoc-AG Boden, 2005) dar. Neben der Ausweitung des Schätzrahmens für Trockenrohddichten und



Mächtigkeit: 9 berücksichtigt, der die Feldkapazität: 2 zwischen Sicker- und Haft- Mächtigkeit: 1 markiert. In Abb. 21 ist die Feldkapazität: 10 ung der summarischen Feld- Mächtigkeit: 2 at für einen Standort im Lo- Feldkapazität: 1 tein dargestellt. Der mittlere

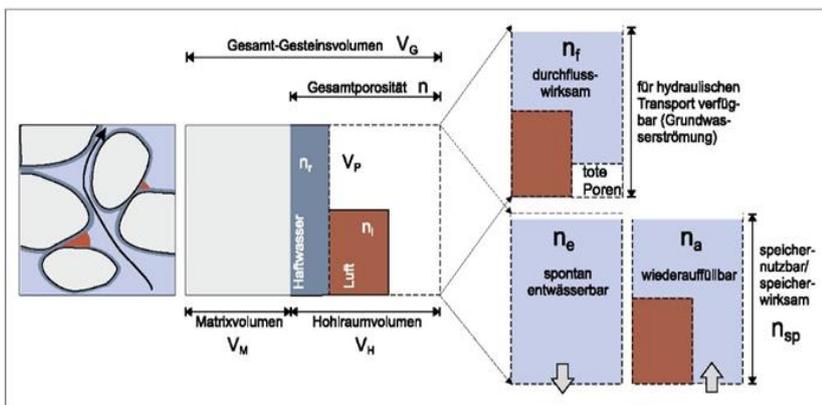
Wasserspiegel wurde langjährigen Messungen entnommen. Die Berechnung folgte bis zur Grundwasser- Mächtigkeit: 1 t kapazität: 9 :he indem die Mächtigkeit des jeweiligen Bodenhorizontes (in dm) Angabe der Feldkapazität (in summarische Fe 635 mm) multipliziert wird. Dabei entspricht 1 Vol% gleich 1 mm/dm. Aus den summierten Feldkapazitäten ergibt sich für diesen Standort eine summarische Feldkapazität von 635 mm. (Rechengang: 9 dm * 29 mm/dm + 1 dm * 10 mm/dm + 20 dm * 11 mm/dm + 16 dm * 9 mm/dm)

Abb. 21: Exemplarische Ermittlung der summarischen Feldkapazität im Lockergestein

Dieses Vorgehen gilt für Bodenhorizonte. Bilden Festgesteine die grundwasserüberdeckenden Schichten wird die Sickerwasserverweilzeit als eine Gesamtschutzfunktion nach Hölting et al. (1995) (siehe Kapitel 4.1.2) berechnet und nicht über die Speicherkapazität des Bodens. Wird das Festgestein von Lockergesteinsschichten überlagert, werden für diese Schichten die Feldkapazitäten berechnet.

3.1.3 Ermittlung der effektiven Porosität

Als Porosität wird das Verhältnis von Hohlraumvolumen zu Gesamtvolumen eines Gesteins bezeichnet. Sie enthält neben dem Totporenvolumen auch einen Haftwasseranteil, der entgegen der Schwerkraft gehalten wird. Da Wassertransport nur stattfinden kann wenn die Poren des Porenraumes miteinander verbunden sind, können Haftwasser und nicht durchströmbare Porenräume des Gesteins nicht in die Berechnung der Grundwasserfließgeschwindigkeit einfließen (Abb. 22). Die effektive Porosität beschreibt das Gesteinsvolumen, das für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht und berücksichtigt nur das durchflusswirksame Porenvolumen. Die Ermittlung der



effektiven Porosität in den Lockergesteinen erfolgte mit der Schichtansprache in der Filterstrecke, die Zuordnung nach Hölting & Coldewey (2009). In Abb. 21 wurde die Messstelle in einem stark sandigen Feinkies ausgebaut, der eine effektive Porosität von 22 % aufweist.

Abb. 22: Schematische Darstellung der effektiven Porosität

Anders als im Lockergestein setzt sich die Porosität von Festgesteinen aus der Matrixporosität der Poren und der Kluftporosität zusammen. Der Anteil von Kluftporosität und Matrixporosität an der effektiven Porosität kann dabei deutlich variieren (Appel & Habler, 2002). Die Bestimmung der effektiven Porosität des Festgesteins erfolgte nach Gabriel et al. (1989). Dazu wird das Festgestein in zehn Lithofaziesseinheiten eingeteilt, denen ein durchströmbarer Hohlraumanteil zugeordnet ist. Die Gliederung der Einheiten richtet sich nach der regionalen Verbreitung und Vergesellschaftung sowie den hydrogeologischen Besonderheiten der Gesteine und ihrer Eignung zur Grundwassergewinnung. Die Angaben zur effektiven Porosität sind in Gabriel et al. (1989) zumeist um das Dreifache höher als in LAWA (2016) beschrieben. In LAWA (2016) werden die Porositäten der Festgesteine nach ihrer Lithostratigraphie unterschieden. In Hölting & Coldewey (2009) erwähnte Literaturangaben beschreiben Porenanteile von 2 – 15 % im Mittleren und Unteren Buntsandstein in Hessen und liegen damit in vergleichbarer Größenordnung zu Gabriel et. al (1989).

3.1.4 Ermittlung des Durchlässigkeitsbeiwerts

Der Durchlässigkeitsbeiwert (oder: k_f -Wert) ist neben der effektiven Porosität eine wesentliche Größe zur Berechnung der Grundwasserfließgeschwindigkeit. Er kennzeichnet die Durchlässigkeit und Permeabilität von Böden und ist abhängig von der Bodenart und der Lagerungsdichte. Die Ermittlung der k_f -Werte im Lockergestein erfolgte anhand der Schichtansprache im Bereich der Filterstrecke, die Zuordnung nach der HK 50 DDR (Voigt 1987). Im Allgemeinen gelten für Sande k_f -Werte von 10^{-3} bis 10^{-4} m/s, wobei jedoch insbesondere der Feinkornanteil entscheidend ist für die

genaue Höhe der Durchlässigkeit. In Abb. 21 wurde die Messstelle in einem stark sandigen Feinkies ausgebaut und stellt mit einem k_f von $1,1 \cdot 10^{-3}$ m/s eine sehr hohe Wasserdurchlässigkeit dar. Im Festgestein erfolgte eine orientierende Zuordnung von k_f -Werten über die Einteilung der Petrographie in Klassen nach der HK 100 NRW. Die Zuordnung zu den verschiedenen Klassen ist nicht immer eindeutig und lässt sich auch nicht mit der Entstehung in unterschiedlichen erdgeschichtlichen Perioden gleichsetzen. In Tabelle 3 sind die den verschiedenen Festgesteinen zugeordneten Durchlässigkeitsklassen gezeigt. Dabei sind alle Klassen die einer Petrographie zugeordnet wurden, aufgeführt (zweite Spalte). Einige aus den Schichtenverzeichnissen ausgelesene Petrographien werden in der HK 100 NRW nicht in dieser Konstellation (z.B. Sandstein, Schluffstein) oder nur in Kombination mit anderen Petrographien (z.B. Feinsandstein) klassifiziert und sind hier grau hinterlegt dargestellt. Bei anderen wiederum ist keine Angabe vorhanden. Da nicht alle Petrographien beschrieben sind (fehlende Klassenangabe) und die Klasseneinteilung zum Teil stark variiert, wurde die Zuordnung zu einer Klasse getroffen (dritte Spalte). Mit Hilfe dieser Zuordnung wurde der k_f -Wert für die Festgesteine aus dem Vorschlag der HK 100 NRW ausgelesen.

Tabelle 2: Einteilung der Petrographie von Festgesteinen in Klassen und sich daraus ergebende k_f -Werte

Petrographie Festgestein	Klasse (HK 100 NRW)	Zuordnung zu Klasse	orientierender k_f -Wert (HK 100 NRW) m/s
Sandstein	III bis V	IV	3,0E-05
Sandstein, Schluffstein	IV-V	IV-V	1,0E-05
Sandstein, Tonstein	IV bis VI	V	1,0E-06
Feinsandstein	IV-V	IV-V	1,0E-05
Feinsandstein, Kalkstein, Schluffstein	IV-V	IV-V	1,0E-05
Feinsandstein, Schluffstein	V	V	1,0E-06
Quarzit	-	V	1,0E-06
Kalkmergelstein	III	III	3,0E-04
Kalkstein	II bis IV	II	3,0E-03
Kalkstein, Schluffstein	IV	IV	3,0E-05
Mergelkalk	III-IV bis VI	IV-V	1,0E-05
Mergelstein	V	V	1,0E-06
Dolomitstein	II-III	II-III	1,0E-03
Dolomitstein, Schieferton	III-IV	III-IV	1,0E-04
Sandstein, Glimmerschiefer	-	IV	3,0E-05
Schieferletten oder Tonschiefer	IV	IV	3,0E-05
Schluffstein	IV	V	1,0E-06
Schluffstein, Sandstein	-	IV-V	1,0E-05
Schluffstein, Feinsandstein	-	IV-V	1,0E-05
Schluffstein, Tonstein	-	V-VI	1,0E-07
Schluffstein, Kalkstein	-	IV-V	1,0E-05
Schluffstein, Mergelstein	-	IV-V	1,0E-05
Tonstein	V bis VII	VI	1,0E-08
Tonstein, Sandstein	-	V-VI	1,0E-07
Tonstein, Kalkstein	-	V-VI	1,0E-07
Tonstein, Schluffstein	-	V-VI	1,0E-07
Tonstein, Schluffstein, Feinsandstein	-	V-VI	1,0E-07
Porphy	V	V	1,0E-06

3.2 Standortbezogene Milieucharakteristik

3.2.1 Standortbezogene Milieucharakteristik der hydrogeologischen Bezugseinheiten

Die verschiedenen Bezugseinheiten können grob bezüglich ihrer Eigenschaft Nitrat abzubauen klassifiziert werden. Tabelle 3 dokumentiert eine solche erste Herangehensweise. In Abb. 23 ist die Verteilung der Messstellen mit den mittleren Stickstoffgehalten mit diesem Schema dargestellt. Insbesondere in den Festgesteinseinheiten im Südwesten Sachsen-Anhalts ist die Dichte der Messstellen mit Nanorg-Konzentrationen > 10 mg/l besonders hoch. Aber auch hier gibt es einige Messstellen mit Gehalten < 2 mg/l, die nicht unbedingt nur aus einem geringen Nitratreintrag resultieren.

Tabelle 3: Übersicht zu den Hydrogeologischen Bezugseinheiten und deren Denitrifikationspotenzial

Hydrogeologische Bezugseinheit	Nitratabbauklasse	
Flussauen und Niederungen	2	mittelmäßig nitratabbauend
Flussauen mit Auenlehmdecke	1	stark nitratabbauend
Pleistozäne Hochflächen, unbedeckter GWL	2	mittelmäßig nitratabbauend
Pleistozäne Hochflächen, bedeckter GWL	1	stark nitratabbauend
Tertiär	2	mittelmäßig nitratabbauend
Muschelkalk	4	nicht nitratabbauend
Buntsandstein	3	schwach nitratabbauend
Keuper, Jura, Kreide	3	schwach nitratabbauend
Zechstein	4	nicht nitratabbauend
Permokarbon	3	schwach nitratabbauend
Altpaläozoikum	3	schwach nitratabbauend
Magmatite	4	nicht nitratabbauend
Anthropogen verändert	9	nicht bewertet

Abb. 24 zeigt die zu einer Nitratabbauklasse zusammengefassten hydrogeologischen Bezugseinheiten sowie die mittleren Nitratgehalte. In den Abbauklassen 1 und 2 überwiegen zwar deutlich die Nitratkonzentrationen < 10 mg/l, aber eine eindeutige Trennung, insbesondere der hohen Nitratgehalte ist zwischen diesen beiden Klassen und der Klasse 4 nicht zu erkennen. Deutlich wird also die recht grobe Herangehensweise dieser Methodik.

Kuhr et al (2014) stellten bei der Bearbeitung zur räumlich differenzierten Quantifizierung von Nährstoffeinträgen fest, dass die Festgesteine ein oxidiertes Grundwassermilieu aufweisen, aber lokal auch reduzierende Verhältnisse auftreten. Ebenso überwiegt in den Lockergesteinsgrundwasserleitern zwar ein reduzierendes Milieu, aber auch hier treten lokal oxidierende Verhältnisse auf. Für eine räumliche Abgrenzung dieser Bereiche waren die Anzahl und die räumliche Verteilung der Messstellen nicht ausreichend. Ebenso weist Cremer (2015) darauf hin, dass die Zuordnung eines Nitratabbaupotenzials zu einzelnen geologischen Einheiten aufgrund ihres Ablageungsgeschehens oder ihrer Korngrößenverteilung möglich ist, aber zahlreiche Vereinfachungen erfordert und lokale Abweichungen nicht berücksichtigt. Zusammenfassend kann also festgehalten werden, dass die hydrogeologischen Bezugseinheiten eine erste Prognose darstellen, die aber genauer und unter Berücksichtigung lokaler Gegebenheiten untersucht werden muss.

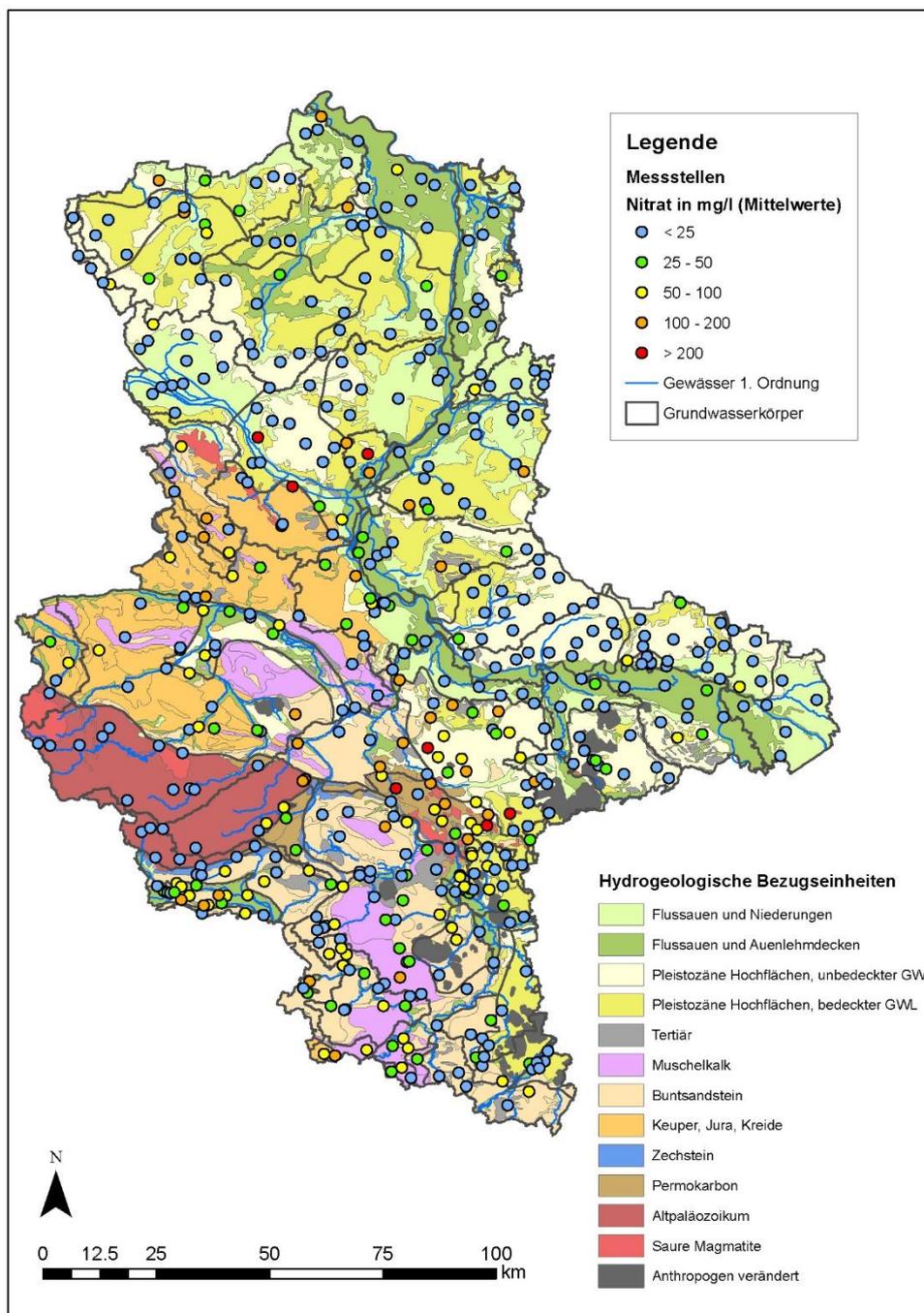


Abb. 23: Verteilung der Messstellen und der mittleren Nitratgehalte pro hydrogeologischer Bezugseinheit

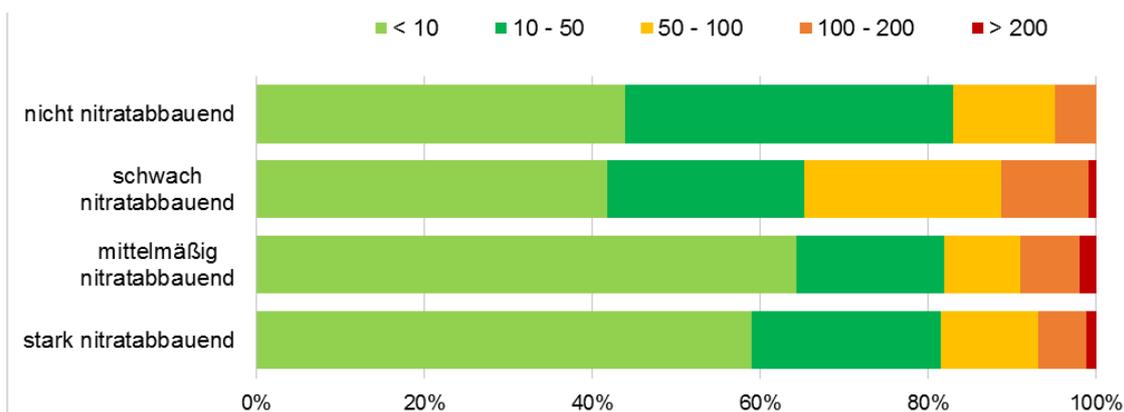


Abb. 24: Prozentuale Anteile der Messstellen pro Nitratabbauklasse und mittleren Nitratgehalt

3.2.2 Standortbezogene Milieucharakteristik anhand der Grundwasserneubildung

Die Grundwasserneubildung stellt eine wichtige Größe zur Berechnung der Sickerwasserverweildauer dar. Die nach ArcEGMO (siehe Kapitel 2.2.3) ermittelten Grundwasserneubildungsraten wurden direkt am Ort der Messstelle abgelesen und sind im Mittel 39 mm/a deutlich gering. Vor allem die 141 in Entlastungsgebieten liegenden Standorte bedingen diese geringe Neubildung. Für die übrigen 391 Messstellen ergibt sich dann eine Neubildungsrate von 68 mm/a. Um handhabbare Ergebnisse für die Sickerwasserverweildauer zu erzielen, wurden Standorte mit einer Grundwasserneubildung < 10 mm/a als Entlastungsgebiete definiert. Sie sind gekennzeichnet durch aufsteigende Druckgradienten des Grundwassers aufgrund niedriger Neubildungsraten. In den ungespannten Grundwasserleitern betragen die Flurabstände im Schnitt drei Meter.

Die Sickerwasserrate, die im Gegensatz zur Grundwasserneubildungsrate den Anteil des unterirdischen Abflusses noch beinhaltet, ist entsprechend höher. Die Grundwasserneubildung ist der Anteil des Niederschlags, welcher nach Abzug der Evapotranspiration und der verschiedenen Abflusskomponenten tatsächlich das Grundwasser erreicht und zur Neubildung beiträgt. Abb. 25 zeigt den Interflow als Differenz zwischen diesen beiden Mengen. Für etwa die Hälfte der Messstellen (48 %) ist diese Differenz mit weniger als 10 mm/a nicht ausschlaggebend, aber bei 21 % der Messstellen verkürzt sich mit durch die Erhöhung der Sickerwasserrate um mehr als 50 mm/a die Verweilzeit zumindest in den oberen Schichten der ungesättigten Zone.

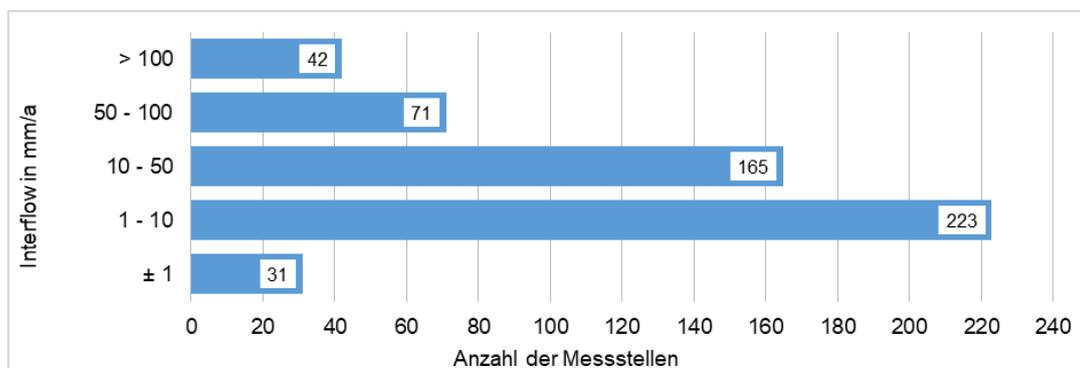


Abb. 25: Höhe des unterirdischen Abflusses (Interflow) an den 532 Messstellen

Um die zum Teil beträchtlichen Unterschiede des unterirdischen Abflusses zu integrieren, wurde die ungesättigte Zone unterteilt. Für die oberen Schichten des Bodens (2 m) wurde die Sickerwasserverweilzeit mit der Sickerrate ausgewiesen, die weiteren Meter bis zur Grundwasseroberfläche mit der Grundwasserneubildung. Für die Klassifikation wurden alle Gebiete mit einer Sickerwasserrate < 10 mm/a als Entlastungsgebiet gewertet. Abb. 26 stellt die mittleren Nitratgehalte an den einzelnen Messstellen in Abhängigkeit von ihrer Lage dar.

Der prozentuale Anteil der Messstellen die eine Nitratkonzentration von unter 10 mg/l aufweisen, ist mit 57 % in den Entlastungsgebieten und 56 % in den Neubildungsgebieten nahezu gleich. Der Anteil der Messstellen mit einer Konzentration > 50 mg/l überwiegt mit 26 % leicht in den Entlastungsgebieten, in den Neubildungsgebieten sind es 21 %. Generell ist also keine große Differenz der gefundenen Nitratbelastung anhand der Grundwasserneubildung festzustellen.

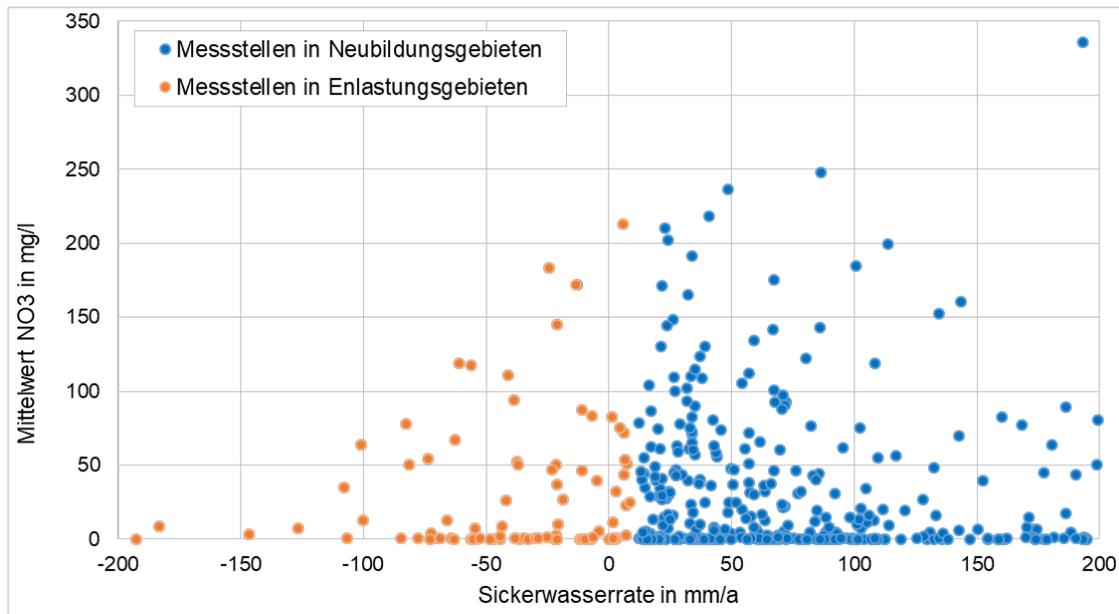


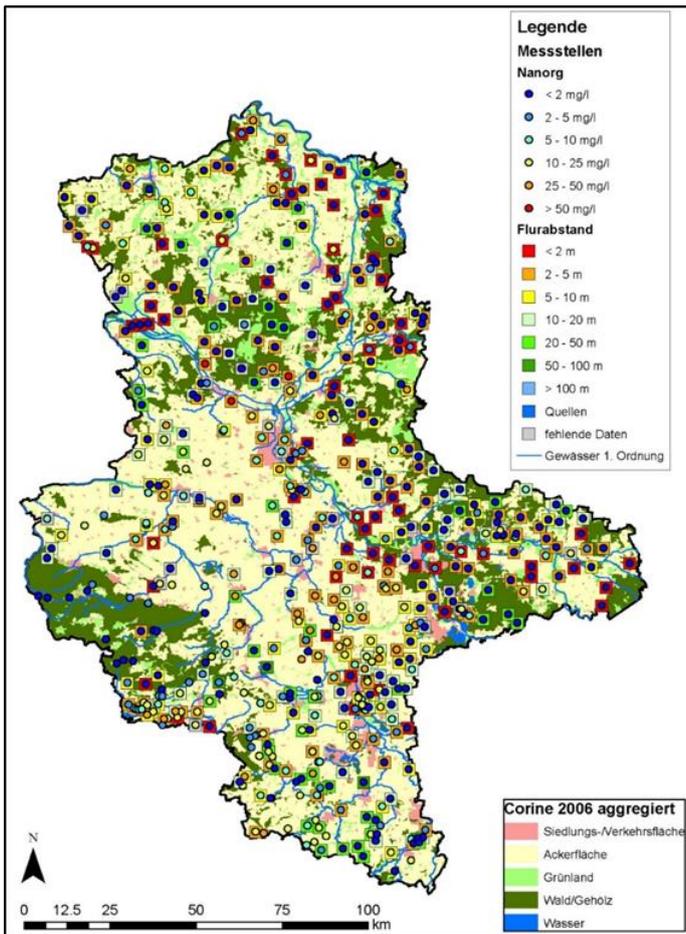
Abb. 26: Mittlere Nitratgehalte in Relation zum Entlastungs- bzw. Neubildungsgebiet

Die Auswahl der in Entlastungsgebieten befindlichen Messstellen erfolgte auf Grundlage der mittels ArcEGMO gelieferten Daten (BAH, 2015). Anhand der Erkenntnisse aus der Literaturrecherche, dass ein nennenswerter Nitratabbau nur in der durchwurzelten Bodenzone stattfindet (Kuhr et al. 2014, DWA, 2015), wurde sowohl die Berechnung der Feldkapazität als auch die der Sickerwasserverweilzeit daraufhin angepasst. Als Maximum wurde ein Flurabstand von 2 Metern angenommen. In Kapitel 4.1.2 werden die sich daraus ergebenden Differenzen näher erläutert.

3.2.3 Standortbezogene Milieucharakteristik anhand der Flächennutzung im Zustromgebiet und der Stickstoffgehalte in der Messstelle

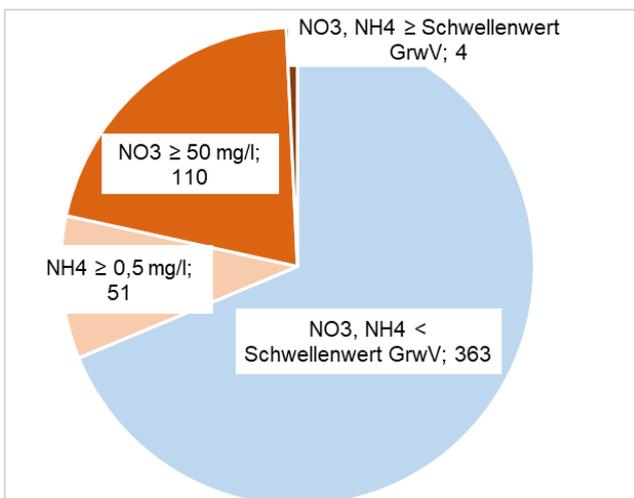
Die Auswertung der mittleren Nitrat- und Ammoniumgehalte zeigte für 363 Messstellen keine Überschreitung der in der GrwV festgelegten Schwellenwerte von 50 mg/l für Nitrat und 0,5 mg/l für Ammonium. Abzüglich der vier Standorte für die keine Daten vorliegen, zeigen 31 % der Messstellen deutlich erhöhte Ammonium- (51 Messstellen) bzw. Nitratgehalte (110 Messstellen). An vier Messstellen sind die Schwellenwerte beider Stickstoffverbindungen überschritten ().

In einem nächsten Schritt wurden die für die einzelnen Flächen ausgewiesenen Stickstoffgehalte der Flächennutzung gegenübergestellt. In einem Radius von 1 km um die Messstellen herum wurde die mit ≥ 75 % überwiegende Flächennutzung mit Hilfe der Corine-Daten (siehe Kapitel 2.2.2) ermittelt. Insgesamt 216 Messstellen befinden sich auf Ackerland und weisen einen mittleren Stickstoffgehalt von 9,4 mg/l auf. Demgegenüber liegen 42 Messstellen im Wald mit einem mittleren Stickstoffgehalt von 1,2 mg/l. Abb. 27 zeigt das in einer Karte. Aufgetragen sind zudem die Stickstoffgehalte in den Messstellen sowie die jeweiligen Flurabstände. Messstellen mit hohen Stickstoffkonzentrationen von > 5 mg/l befinden sich in landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Neben dem Eintrag ist auch der mögliche Abbau durch lange Sickerwasserverweilzeiten in der ungesättigten Zone ausschlaggebend.



Hier zeigt sich nicht unbedingt eine Übereinstimmung zwischen geringen Flurabständen und hohen Konzentrationen. So weisen sehr flache Messstellen (Flurabstand < 2 m) trotz ihrer Lage im Acker deutlich niedrige Stickstoffwerte auf. Grund ist der Nitratabbau im Boden. Die Böden der Flussauen und Moore weisen gute bis sehr gute Denitrifikationsbedingungen auf, diejenigen lehmiger Grund- und Endmoränen mittlere und diejenigen von Podsolen (Lockergesteinsbereich) und Braunerden (Harz) schlechte Denitrifikationsbedingungen auf (Kuhr et al. 2014). Durch die Ausbildung sauerstofffreier Zonen, wie dies bei Vernässung und hohen Sickerwasserraten der Fall ist, kann Nitrat schneller abgebaut werden. In Kapitel 3.3 wird auf die tiefenbezogene Charakteristik genauer eingegangen.

Abb. 27: Übersicht zu den übermittelten Stickstoffgehalten je Messstelle und der Flächennutzung



Für die Klassifikation anhand der Flächennutzung im 1 km-Radius um die Messstellen wurde davon ausgegangen, dass der Stickstoffeinsatz in Regionen mit Wald nicht relevant ist (DWA, 2015). Zusammen mit der dem Gleichenplan entnommenen Fließrichtung auf die Messstelle wurden diejenigen Gebiete mit mehr als 75 % Waldanteil im Zustrom ausgewählt. Ist hier zusätzlich der Gesamtstickstoffgehalt < 2 mg/l wurden diese Messstellen zu einer nicht weiter zu betrachtenden Gruppe zusammengefasst.

Abb. 28: Anteil der Messstellen mit Stickstoffgehalten oberhalb der Schwellenwerte der

Abb. 29 zeigt exemplarisch das Vorgehen. Die beiden Messstellen in Packebusch haben einen Waldanteil von etwa 63 % im 1 km-Radius. Der Zustrom erfolgt von Süden aus dem Waldgebiet heraus, so dass sich für die Zustromrichtung ein Waldanteil von knapp 100 % ergibt. Da die Gesamtstickstoffgehalte beider Messstellen im Mittel bei 0,15 mg/l liegen, ist hier von einem nicht re-

levanten Stickstoffeintrag auszugehen. Insgesamt weisen 41 Messstellen, davon 31 Grundwassermessstellen und 10 Quellen, diese Kriterien auf. Damit ergibt sich für 7 % der GWM und 15 % der Quellen eine Zuordnung zu dieser Klasse.

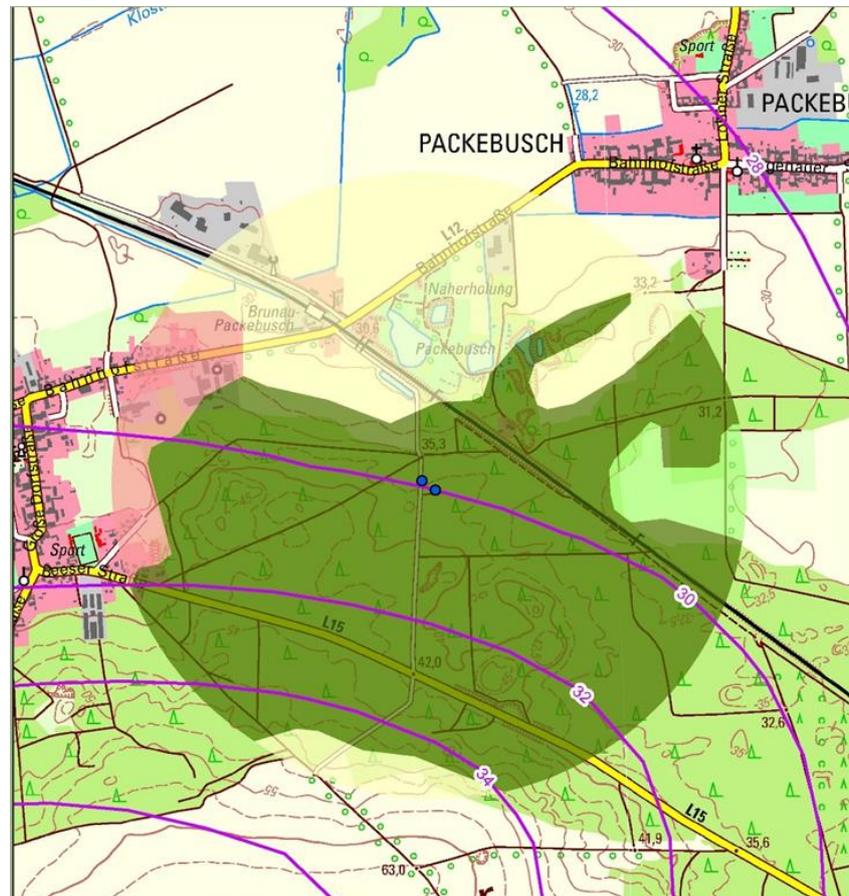


Abb. 29: Klassifikation anhand der Flächennutzung von zwei Messstellen bei Packebusch

3.2.4 Zusammenfassung der standortbezogenen Milieucharakteristik

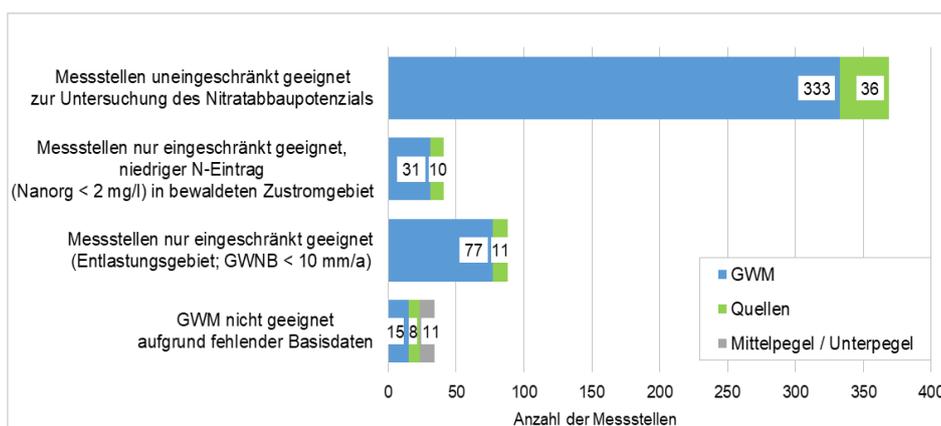
Zusätzlich zu den bereits genannten Charakteristika ist auch der Umfang der zu den Messstellen vorliegenden Daten zu bewerten. Für die Berechnung der Sickerwasserverweilzeit in der ungesättigten Zone und der Grundwasserfließgeschwindigkeit müssen folgende Parameter vorhanden sein:

- Angabe des Wasserspiegels für die Ermittlung des Flurabstandes
- ausreichende Beschreibung der Schichten zur Bestimmung der Feldkapazität (Sickerwasserverweilzeit), des kf-Werts und der effektiven Porosität (Grundwasserfließgeschwindigkeit)
- Angabe der Filterlage zur Bestimmung des kf-Werts und der effektiven Porosität
- Grundwassergleichenplan zur Ermittlung des Gefälles
- Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser für die weitere Berechnung

Messstellen, denen einer dieser Parameter fehlt, können für die Ausweisung eines Zustromgebietes nicht weiter berücksichtigt werden. Dazu zählen neben den Messstellen mit fehlenden Analyse- daten und Schichtenverzeichnis sowie Ausbauplan insbesondere die Mittel- und Unterpegel. An diesen Messstellen ist das Ermitteln der Grundwasserfließgeschwindigkeit aufgrund des nicht vor- handenen Gleichenplans nicht möglich. Weitere fehlende Einzelangaben konnten zum Teil kom- pensiert werden. Bei zwei Messstellen fehlen die Ausbaudaten, sie sind mit 4,5 bzw. 6,95 m (An- gabe der Sohltiefe) aber flach ausgebaut und die für die Berechnung notwendigen Daten aus dem Schichtenverzeichnis lassen sich zuordnen. Für drei Messstellen lässt sich aufgrund fehlender Wasserspiegelangaben kein Flurabstand ausweisen. Die Filteroberkante befindet sich ≥ 20 m un- ter der Geländeoberkante in einem Kluftgrundwasserleiter bzw. unter bindigen Schichten, so dass von einem Mindestflurabstand von 2 Metern ausgegangen werden kann. Hier kommt der in Kapitel 3.2.2 gewählte Ansatz zum Tragen, die ungesättigte Zone zu unterteilen und nur die oberen 2 m des Bodenhorizonts zu berücksichtigen.

Für fünf Quellen lagen weder ein unterirdisches noch ein oberirdisches Zustromgebiet vor, so dass diese nicht weiter berücksichtigt werden konnten. Bei drei weiteren Quellen waren zwar die oberir- dischen Zustromgebiete ausgewiesen, konnten aber unterirdisch, insbesondere die Messstelle im Harz, nicht abgrenzt werden. Da die oberirdischen Zustromgebiete zu einem überwiegenden Teil bedeutend größer sind und auch die Zustromrichtung unterschiedlich sein kann (siehe Kapitel 2.2.6), wurde auf die Verwendung dieser Daten verzichtet. Somit ist für acht Quellen die Daten- grundlage nicht ausreichend.

Zusammenfassend ergibt sich damit eine vierstufige Klassifizierung der 532 Messstellen, siehe Abb. 30



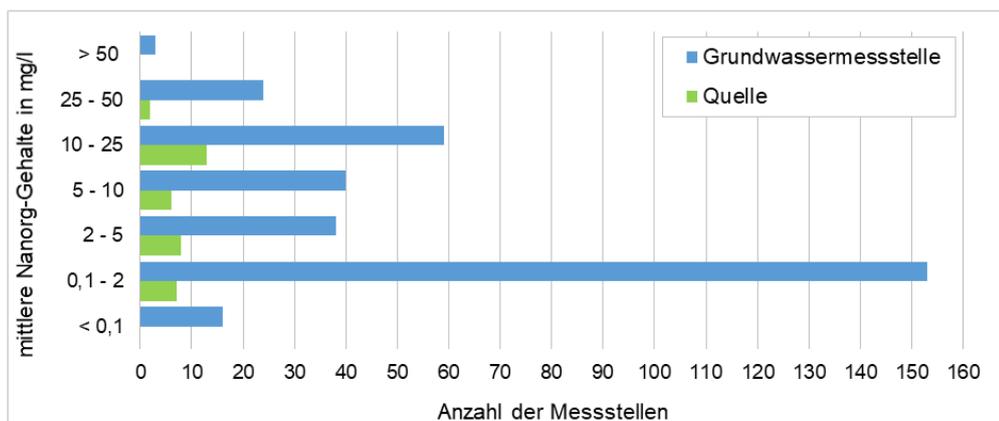
Für 26 Grundwasser- messstellen fehlen Da- ten oder sind unzu- reichend. Dazu gehören Angaben zu Ausbau und Schichtansprache sowie hydrochemische Analysen.

Abb. 30: Klassifizierung aller Messstellen hinsichtlich der weiteren Verwendung im Projekt

Für elf der Messstellen sind diese Daten zwar vorhanden, aufgrund der Verfilterung in einem ande- ren Grundwasserstockwerk ist aber kein Grundwassergleichenplan vorhanden und somit eine Be- rechnung der Grundwasserfließgeschwindigkeit nicht möglich. Für acht Quellen liegen keine unter- irdischen Zustromgebiete vor. Dazu kommen 88 Messstellen (17 %), darunter 77 Grundwasser-

messstellen und elf Quellen, die sich in Entlastungsgebieten befinden, für die ebenfalls kein Zustromgebiet berechnet werden kann. Weitere 31 Grundwassermessstellen und zehn Quellen (insgesamt 8 %) befinden sich in bewaldeten Gebieten mit einem Anteil von mindestens 75 % Wald im direkten Zustrom. Ergänzend sind die Stickstofffunde in diesen Messstellen mit < 2 mg/l sehr gering. Da hier von einem nicht relevanten Stickstoffeintrag ausgegangen wird, werden für diese Messstellen keine Zustromgebiete ausgewiesen und keine Emission-/Immissionsanalysen durchgeführt.

Für insgesamt 369 Messstellen (69 %), davon 333 Messstellen und 36 Quellen, liegen alle für die Berechnungen zur Sickerwasserverweilzeit und Fließgeschwindigkeit notwendigen Daten sowie die hydrochemischen Daten vor. Sie bilden die Grundlage für die in Kapitel 3.3 beschriebene tiefenorientierte Milieucharakteristik. Für diese Messstellen konnte zudem eine Emissions-/Immissions-



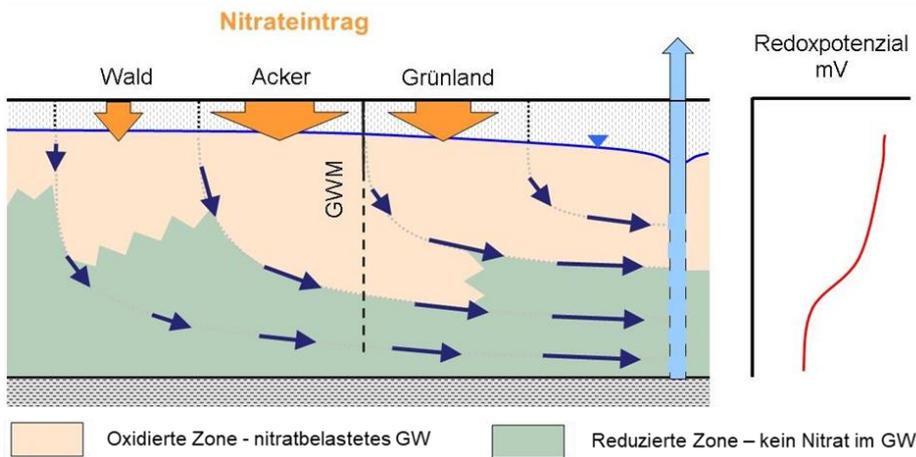
onsanalyse durchgeführt werden, so dass das Denitrifikationspotenzial hier untersucht werden konnte.

Abb. 31: Stickstoffgehalte nach Art der Messstelle

Abb. 31 zeigt die Verteilung der Stickstoffgehalte in den 369 Messstellen untergliedert nach ihrer Art. In den Grundwassermessstellen (GWM) finden sich sowohl die höchsten als auch die niedrigsten N_{anorg} -Gehalte. Im Durchschnitt wird hier ein Wert von 7,6 mg/l erreicht. Die 36 Quellen weisen mit im Mittel 8,6 mg/l einen höheren Stickstoffgehalt auf.

3.3 Tiefenbezogene Milieucharakteristik

Einhergehend mit der Redoxzonierung in der Tiefe verändert sich der Anteil der verschiedenen Stickstoffverbindungen. In der oberen oxidierten Zone finden sich Sauerstoff und Nitrat, während in der tieferen reduzierten Zone kaum noch Sauerstoff vorhanden ist und Ammonium überwiegt. Ist eine Grundwassermessstelle über beide Zonen verfiltert, variiert der Anteil der redoxsensitiven Parameter je nach Entnahmetiefe der Grundwasserprobe. Abb. 32 zeigt schematisch den Profilschnitt eines Grundwasserleiters mit Redoxzonierung.

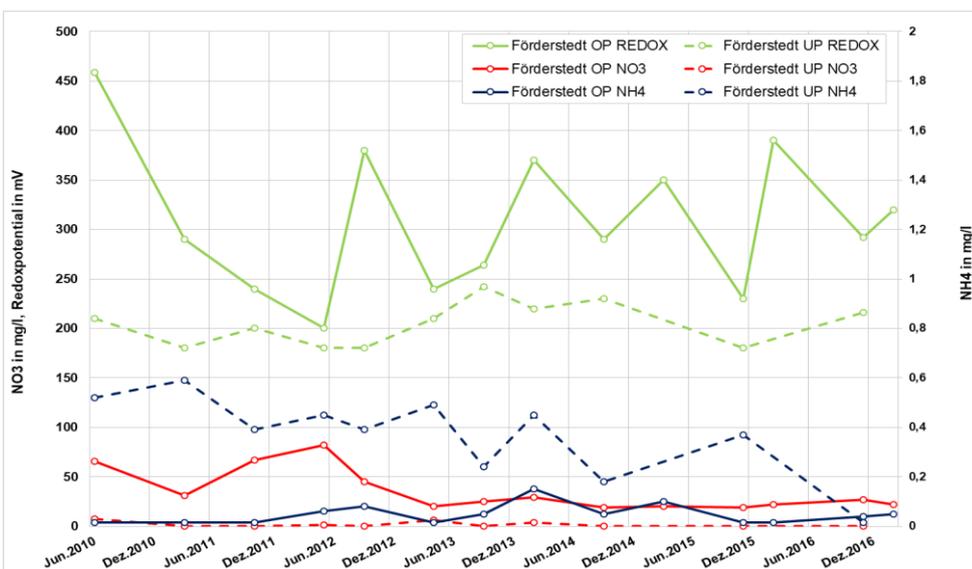


Unter den Messstellen finden sich elf Mittel- und Unterpegel, verteilt auf acht Standorte. Für zwei Standorte fanden sich keine Oberpegel im Messstellenumfang. Der mittlere Nitratgehalt der elf Mittel- und Unterpegel lag bei unter 4 mg/l.

Abb. 32: Schematisches Profil eines Grundwasserleiters mit Schichtung

Oft auch unterhalb der Nachweisgrenze, allerdings wurden vereinzelt Konzentrationen bis 100 mg/l (Sackwitz UP) gemessen. Die Ammoniumgehalte lagen im Schnitt bei 0,7 mg/l, mit Maximalwerten von 3,7 mg/l. Die Stickstoffbelastung in diesen Grundwassermessstellen ist damit eher gering.

An sechs Standorten konnten die Stickstoffgehalte der Oberpegel mit denen der Unterpegel verglichen werden. Darunter wiesen nur die Standorte Förderstedt und Sackwitz in ihren Oberpegel Nitratgehalte von > 20 mg/l auf. Abb. 33 zeigt exemplarisch den Verlauf der Stickstoffgehalte und des Redoxpotentials im Ober- und Unterpegel am Standort Förderstedt. Die Ammoniumkonzentrationen sind wegen der niedrigeren Gehalte zur besseren Identifizierung auf der sekundären Ordinatenachse aufgetragen. Im oxidischen Milieu des Oberpegels sind



gegenüber dem anaeroben Milieu des Unterpegels die höheren Nitratkonzentrationen zu finden, während dort die Ammoniumgehalte deutlich über denen des Oberpegels liegen.

Abb. 33: Ganglinien der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen sowie des Redoxpotentials im Ober- und Unterpegel am Standort Förderstedt

Am Standort Sackwitz ergibt sich ein ähnliches Bild und zeigt damit einen Nitratabbau mit zunehmender Fließstrecke des Grundwassers.

Für die 333 uneingeschränkt zur Untersuchung geeigneten Messstellen wurde die Stickstoffverteilung in der Tiefe betrachtet. Zwischen dem Flurabstand und den gemessenen Konzentrationen ist keine Korrelation vorhanden. Sowohl bei niedrigen (< 2 m) als auch bei hohen (> 25 m) Flurabständen liegt der Anteil der Messstellen mit einer Nitratkonzentration > 10 mg/l bei etwa 30 %, wobei zur Tiefe hin die Konzentrationen zunehmen. In den Flurabständen zwischen 2 – 25 m beträgt der Anteil der Messstellen mit > 10 mg/l um die 50 % und der Anteil der Messstellen mit Gehalten > 100 mg/l ist am höchsten. Insgesamt ergibt sich ein undifferenziertes Bild und es lässt sich kein Zusammenhang ableiten. Da über den Flurabstand die Mächtigkeit der ungesättigten Zone betrachtet wird, ein relevanter Nitratabbau aber erst im Grundwasserleiter selber stattfindet, ist der Flurabstand für die Bewertung des Nitratabbaus nicht ausreichend. Hier bietet sich eine Untersuchung des Abstands von der Grundwasseroberfläche zur Filterlage an. Da sowohl die Filteroberkanten als auch die Filterlängen der 333 Grundwassermessstellen sehr variabel sind, wurde auf die Filtermitte als Bezugsgröße zurückgegriffen. Diese befindet sich im Schnitt 19 m unter der Geländeoberkante und 9,5 m unter der Grundwasseroberfläche.

Abb. 34 zeigt die Verteilung der Abstände der Filtermitte zur Grundwasseroberfläche. Zur besseren Übersicht ist die Ordinatenachse von der Geländeoberkante zur Tiefe dargestellt. Knapp 18 % der GWM liegen mit ihrer Filtermitte weniger als 2 m unter der Grundwasseroberfläche. Darunter befinden sich zwei GWM mit dauerhafter Belüftung des Filters (Abstand < 0 m) und zehn mit einer zumindest temporären Belüftung bei einer Entfernung der Filtermitte von nicht mal 0,5 Metern zur Grundwasseroberfläche. Der überwiegende Teil der Messstellen (71 %) weist einen Abstand von 2 – 20 m zur Grundwasseroberfläche auf. Ein Abstand von > 50 m (2 %) findet sich nur in Kluftgrundwasserleitern. Der Abstand zur Grundwasseroberfläche zur Filtermitte gibt wegen der Redoxzonierung der Grundwasserleiter einen ersten Hinweis auf das wahrscheinlich vorliegende Redoxmilieu und das damit verbundene Denitrifikationspotential.

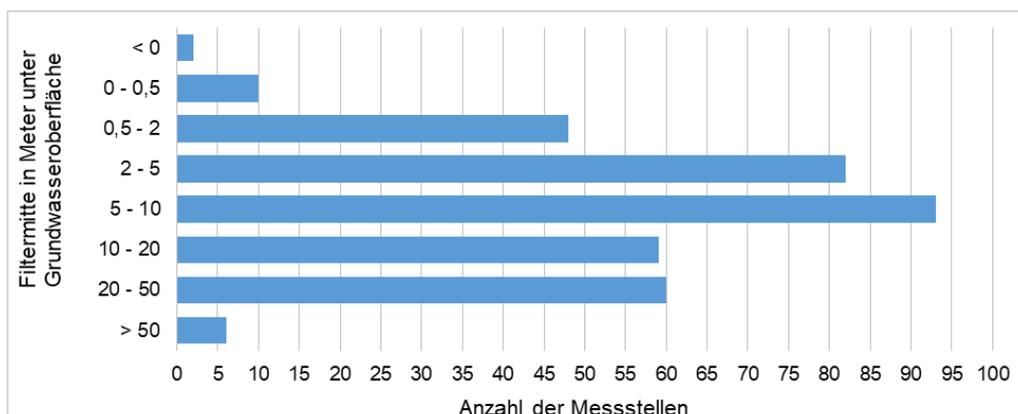


Abb. 34: Lage der Filtermitte unterhalb der Grundwasseroberfläche

Daher wurde die Nitratverteilung über die Tiefe (Abb. 35) betrachtet. Die Grafik zeigt deutlich einen Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration und der Lagebeziehung von Filtermitte zu Grundwasseroberfläche. Es zeigt sich mit zunehmender Entfernung zur Grundwasseroberfläche eine Abnahme der Konzentration. Noch stärker ausgeprägt ist die Zunahme der geringen bis unterhalb der Nachweisgrenze liegenden Nitratgehalte. Damit kann sowohl für den Gesamtstickstoffgehalt als auch für die ausschließliche Betrachtung der Nitratkonzentrationen eine Korrelation zur Filtertiefe hergestellt werden.

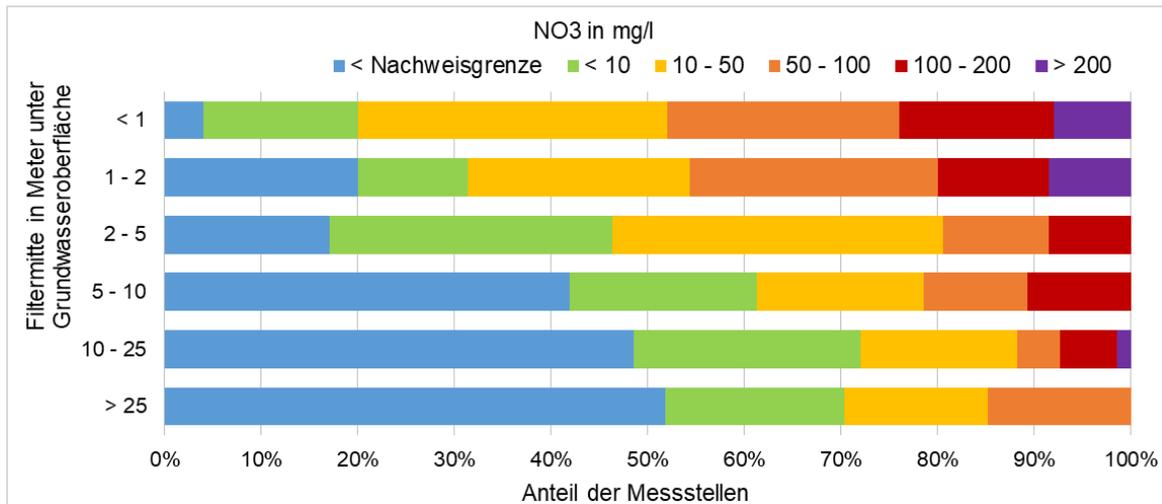


Abb. 35: Zusammenhang zwischen Filterlage unter Grundwasseroberfläche und Nitratgehalt

4. Ausweisung von Zustromgebieten zu den Messstellen

4.1 Methodik

4.1.1 Allgemeine Bestimmungen zu den Zustromgebieten

Die Fließrichtung des Grundwassers im Zustrom zu den Messstellen wird auf Basis des Grundwassergleichenplans ermittelt. Aus den abgeleiteten linienhaften Richtungsangaben werden flächenhaft die Zustromgebiete ausgewiesen. Hierbei ist zu beachten, dass damit grundsätzlich nur horizontale Fließkomponenten berücksichtigt werden können. Vertikale Fließkomponenten des Grundwassers sind durch die Grundwasserneubildung und das dreidimensionale Geschwindigkeitsfeld bestimmt. Im Grundwasser dominieren allerdings die horizontalen Fließkomponenten gegenüber den vertikalen. Die Fließbewegungen sind keine Geraden, sondern Kurven, deren Nachbildung numerische Grundwasserströmungsmodelle erfordern würde. Zugleich ist auch die Fließrichtung in räumlicher und zeitlicher Hinsicht nicht konstant. Somit unterliegen die ausgewiesenen Zustromgebiete räumlichen und zeitlichen Unsicherheiten, die mit wachsender Entfernung von den Messstellen zunehmen.

Für Grundwasserleiter mit ausreichend homogener Durchlässigkeit und nahezu gleicher Mächtigkeit ergibt sich die Fließrichtung des Grundwassers als Senkrechte zu den Grundwassergleichen. Diese werden durch Interpolation auf die Fläche bzw. den Raum aus punktuell gewonnenen Informationen über Grundwasserstände oder Druckspiegelhöhen übertragen. Dazu wird ein möglichst gleichschenkliges Dreieck zwischen drei Messstellen gelegt (Abb. 36). Die verwendeten Grundwassermessstellen müssen alle im gleichen Grundwasserstockwerk verfiltert sein und die Messung der Grundwasserstände muss zu vergleichbaren Zeitpunkten erfolgen. Zu berücksichtigen sind zudem hydraulisch wirksame geologische Störungen und Gewässer mit Grundwasseranschluss, die die Ausprägung der Grundwasseroberfläche beeinflussen. Die Grundwassergleichen zwischen den Messpunkten werden, wie in Abb. 36 gezeigt, durch Interpolation der gemessenen Grundwasserstände auf die Seiten des Dreiecks gewonnen.

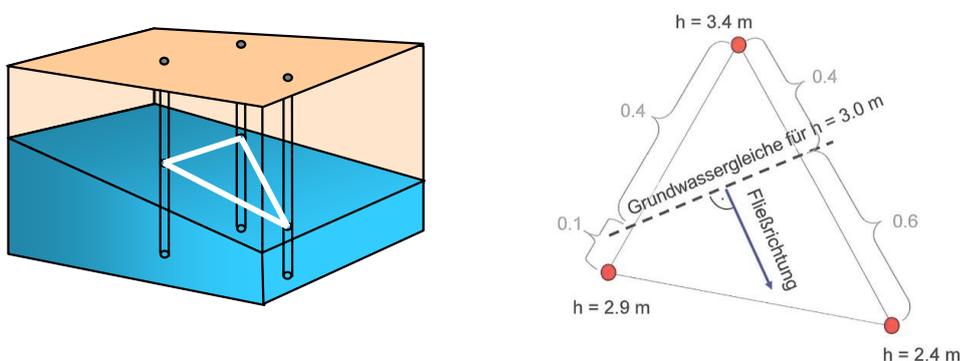


Abb. 36: Darstellung der Messung der Grundwasserstände zwischen drei Messstellen sowie Darstellung der Interpolation der Grundwassergleichen und Ermittlung der Fließrichtung

Anschließend kann die Fließrichtung ermittelt werden. Ein größeres Netz von Messstellen ermöglicht die Konstruktion von Grundwassergleichenkarten, auf denen bei freiem Grundwasser die Hö-

henlage des Grundwasserspiegels, bei gespanntem Grundwasser die Druckspiegelhöhen dargestellt sind. Für die Ausweisung der Zustromgebiete der Grundwassermessstellen wurde das schematische

Vorgehen zur GIS-basierten Konstruktion der Zustromgebiete nach HYDOR (2013) vereinbart:

- die Zustromgebiete werden in Form gleichschenkliger Dreiecke, senkrecht zum aus dem landesweiten Gleichenplan erkennbaren Anstrom, erstellt;
- der Öffnungswinkel der Dreiecke liegt konstant bei 45°, um aus dem Gleichenplan resultierende Unsicherheiten zu berücksichtigen;
- für die Berechnung der Gesamtverweilzeiten werden die aus den Bohrprofilen abgeleiteten Daten zur Feldkapazität (Boden), zur Durchlässigkeit (GWL) und zur Porosität (GWL) sowie die Flurabstände, weiter die aus den Gleichenplänen abgeleiteten hydraulischen Gradienten und die GW-Neubildung am Standort der Messstelle (Datengrundlage BAH, 2015) verwendet;
- die gesamten Reichweiten der Zustromgebiete beinhalten neben der Fließzeit im Grundwasser nur die Verweilzeit im Boden, die Verweilzeit in der ungesättigten Zone wird wegen des unbedeutenden Nitratabbaus vernachlässigt;
- zunächst werden die Zustromgebiete einheitlich mit einer Gesamtverweilzeit von 20 Jahren vom Eintritt des Wassers in den Boden bis zum Erreichen der Grundwassermessstelle ausgewiesen;
- die Zustromgebiete werden an geohydraulisch erkennbaren Einzugsgebietsgrenzen abgeschnitten, um keine Überinterpretation der schematisch ermittelten Daten in Kauf nehmen zu müssen;

Die ausgewiesenen Zustromgebiete sind also aufgrund der geohydraulischen Grundlagendaten unterschiedlich groß. Auf eine einheitliche Größe der Gebiete wurde bewusst verzichtet, da dies zu sehr unterschiedlichen Fließzeiten mit Differenzen von bis zu mehreren Jahrzehnten führen würde. Beim durchgeführten Verfahren sind die Eintragszeiten mit den gewählten zwanzig Jahren identisch, was die Interpretation der Befunde erleichtert. Der Öffnungswinkel wurde mit 45° bewusst groß gewählt, um Unsicherheiten des Grundwassergleichenplans zu berücksichtigen.

4.1.2 Grundlagen zur Berechnung der Sickerwasserverweilzeit

Zur Abschätzung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung wurde die Methode der DIN 19732 angewendet. Folgende Parameter gehen dabei ein:

- die Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung bzw. der Flurabstand des Grundwassers,
- die gesamte Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung sowie
- die Grundwasserneubildungsraten.

Die Verweilzeit des Sickerwassers wird aus der Verlagerungsgeschwindigkeit und der Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung berechnet (DIN 19732):

$$t_s = \sum M_i \cdot FK_i / GWNB = (M_1 \cdot FK_1 + M_2 \cdot FK_2 + \dots + M_n \cdot FK_n) / GWNB \quad \text{oder}$$

$$t_s = M \cdot FK / GWNB, \text{ dabei ist:}$$

- t_s Verweilzeit des Sickerwassers in a
- M Mächtigkeit der gesamten Grundwasserüberdeckung in dm
- M_i Mächtigkeit der n-ten Schicht des Bodens bzw. der tieferen Grundwasserüberdeckung in dm
- FK durchschnittliche Feldkapazität der gesamten Grundwasserüberdeckung in mm/dm
- FK_i Feldkapazität der n-ten Schicht des Bodens bzw. der Grundwasserüberdeckung in mm/dm
- GWNB Grundwasserneubildungsrate in mm/a

Die Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers ist der Quotient aus der Sickerwasser- bzw. der Grundwasserneubildungsrate und dem Volumenanteil an Wasser im Boden bzw. der tieferen Grundwasserüberdeckung. Zur Charakterisierung des Wassergehaltes wird die Feldkapazität als Volumenanteil eingesetzt. Die Verlagerungsgeschwindigkeit beschreibt den Massenschwerpunkt einer Verlagerungsfront. Der durch hydrodynamische Dispersion verursachte voraus- oder nachfolgende Stofffluss wird dabei nicht berechnet. Bevorzugte Fließwege (z.B. über Makroporen) können die Geschwindigkeit des Stoffes erhöhen, wenn sich dieser direkt an der Oberfläche von Poren befindet, oder auch verringern, wenn der Stoff in der Bodenmatrix vorliegt.

Die Flurabstände wurden vorzugsweise anhand der mittleren Grundwasserstände berechnet oder aber dem Grundwasseranschnitt bzw. Grundwasserstand des Schichtenverzeichnisses entnommen. Bei gespannten Grundwasserleitern wurde die Grundwasseroberfläche berücksichtigt. Die Grundwasserneubildungsraten wurden den übermittelten Raster-Daten der BAH (2015) entnommen und direkt am Standort der Messstelle abgelesen. Die Feldkapazitäts-Werte in der ungesättigten Zone wurden aufgrund der Lithologie nach der DWA-A 920-1 (2016) vergeben. Aus den unterschiedlichen und verschieden mächtigen Bodenhorizonten der Grundwasserüberdeckung wurde die summarische Feldkapazität des jeweiligen Standorts ermittelt.

Die Berechnung der Sickerwasserverweilzeit nach DIN 19732 gilt nur für Bodenhorizonte, im Festgestein erfolgte die Berechnung nach Hölting et al. (1995) analog des Vorschlags der LAWA (2016). Dabei werden je nach Gesteinsart Punkte vergeben und mit einem der Struktur zugeordneten Faktor multipliziert. Die Strukturangabe reicht von „ungeklüftet“ über „nicht bekannt“ bis „stark geklüftet bzw. verkarstet“. Die Summe der einzelnen Horizonte gibt die Gesamtschutzfunktion der Grundwasserüberdeckung an, der eine Spannweite der Sickerwasserverweildauer zugeordnet ist (Tabelle 4).

Tabelle 4: Gesamtschutzfunktion der grundwasserüberdeckenden Festgesteine und Zuweisung der Sickerwasserverweildauer

Gesamtschutzfunktion	Punktzahl	Größenordnung Verweildauer
sehr hoch	> 4000	mehr als 25 Jahre
hoch	> 2000 - 4000	10 - 25 Jahre
mittel	> 1000 – 2000	3 - 10 Jahre
gering	> 500 - 1000	mehrere Monate bis ca. 3 Jahre
sehr gering	≤ 500	wenige Tage bis ca. 1 Jahr

Die Berechnung der Sickerwasserverweilzeit danach gibt keine genau definierte Dauer wieder, da neben der Angabe einer Größenordnung für die Verweildauer bereits die Einstufung in nur vier zusammengefasste Klassen von Gesteinsarten unbestimmt ist. Bei Wechsellagerung verschiedener Gesteinsarten wurde aus den angegebenen Punkten ein grob gewichteter Mittelwert gebildet. Zudem ist in den Schichtenverzeichnissen meist keine Angabe zur Struktur gegeben, so dass hier der Faktor 1 („nicht bekannt“) zur Verwendung kam. Dennoch ist eine ungefähre Abschätzung der Sickerwasserverweildauer möglich (Wilder & Schöbel, 2008). Wird das Festgestein vom Lockergestein überlagert, wurde die nach DIN 19732 ermittelte Verweildauer hinzugerechnet (LAWA, 2016).

Der Einfluss der Grundwasserneubildungsrate auf die Aufenthaltsdauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone bis zum Erreichen der Grundwasseroberfläche, wurde bereits diskutiert (Kapitel 3.2.2). In Abb. 37 sind die Sickerwasserverweilzeiten für die unterschiedlichen Annahmen gegenübergestellt.

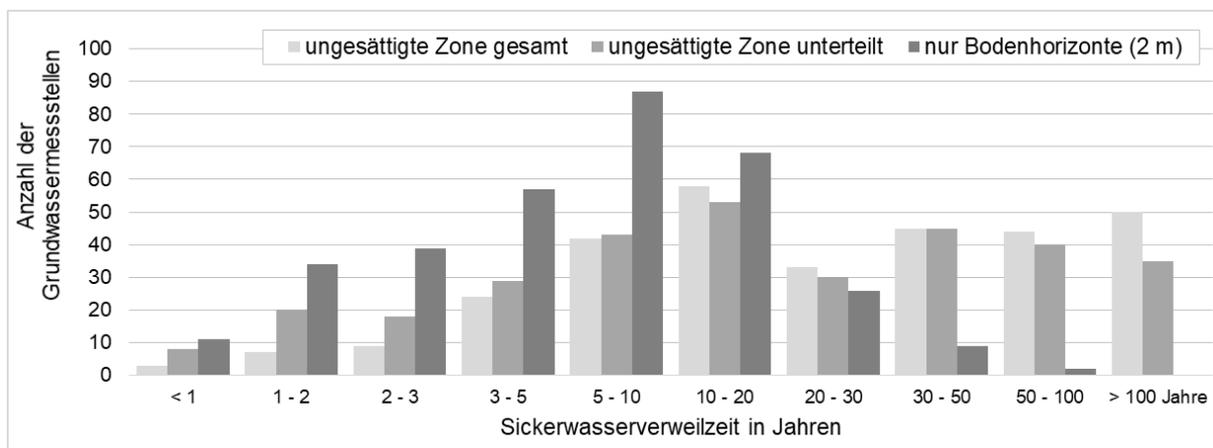


Abb. 37: Aufschlüsselung der Sickerwasserverweildauer nach verschiedenen Berechnungsansätzen

Wird die Grundwasserneubildungsrate für die Berechnung berücksichtigt, ergeben sich aufgrund der geringen Raten sehr lange Verweilzeiten. Zudem könnten wegen fehlender Daten zum Wasserspiegel (fünf GWM) oder negativer Neubildung bei Lage in einem Entlastungsgebiet (13 GWM) nicht alle 333 Messstellen berücksichtigt werden. Dies gilt in einem etwas geringeren Maße auch bei der Unterteilung der ungesättigten Zone. Hierbei wird die Neubildung in den oberen zwei Metern des Bodenhorizonts mit der Sickerwasserrate berechnet und somit der Interflow einbezogen. Die restlichen Meter bis zum Erreichen der Grundwasseroberfläche werden mit der Neubildungsrate bewertet. Hier treten bei sieben GWM Negativwerte der Grundwasserneubildung auf. Da die Verweilzeit in den Festgesteinen nach einer anderen Methode ermittelt wird, bezieht sich die Unterteilung nur auf die überlagernden Lockergesteine. Daraus folgt auch, dass der Anteil der Messstellen mit einer Sickerwasserverweilzeit von mehr als zwanzig Jahren für die gesamte Betrachtung der ungesättigten Zone bei 55 % und für die unterteilte Betrachtung nur geringfügig niedriger bei 47 % liegt.

Aufgrund der Annahme in den bisherigen Berechnungen des FZ Jülichs zum vernachlässigbaren Denitrifikationspotenzial in der ungesättigten Zone unterhalb des Bodens (Kuhr et al. 2014) wurden

nur die oberen zwei Meter der Bodenhorizonte für die Berechnung der Feldkapazitäten verwendet, die Berechnung dazu erfolgte ausschließlich mit der Sickerwasserrate. Aus den Schichtenverzeichnissen und Ausbauplänen zu den fünf Messstellen, zu denen kein Wasserspiegel angegeben war, lässt sich ein Mindestflurabstand von 2 m ableiten, so dass sie in die weitere Bewertung mit einfließen können. Für Festgesteinsgrundwasserleiter (2 GWM) ohne eine Überdeckung mit Lockergesteinsschichten ergibt sich eine Verweildauer von null Jahren. Im Vergleich zur Berücksichtigung der vollständigen ungesättigten Zone beträgt die Sickerwasserverweilzeit in den oberen zwei Metern zu 89 % weniger als 20 Jahre.

In Abb. 38 sind die mittleren Verweilzeiten der drei Berechnungsansätze gegenüber gestellt. Die Berücksichtigung des Interflow führt mit im Mittel 47 Jahren bereits zu einer deutlichen Verkürzung der Verweildauer gegenüber der einheitlichen Betrachtung mit 68 Jahren. Die für den Nitratabbau wesentliche Verweildauer im Bodenhorizont ist mit neun Jahren am niedrigsten.

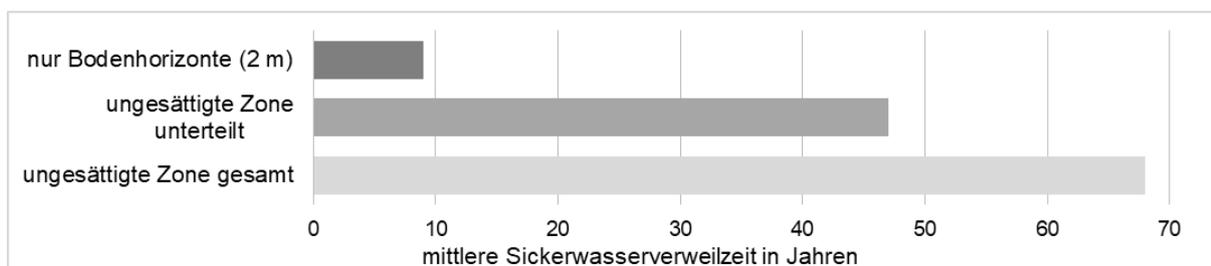


Abb. 38: Gegenüberstellung der Sickerwasserverweilzeiten für verschiedene Berechnungsansätze

4.1.3 Grundlagen zur Berechnung der Grundwasserfließgeschwindigkeit

Während die Sickerwasserbewegung überwiegend vertikal verläuft, ist die Strömung im Grundwasserleiter eher horizontal ausgerichtet. In der gesättigten Zone wurde die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers nach dem Darcy'schen Gesetz ermittelt, also:

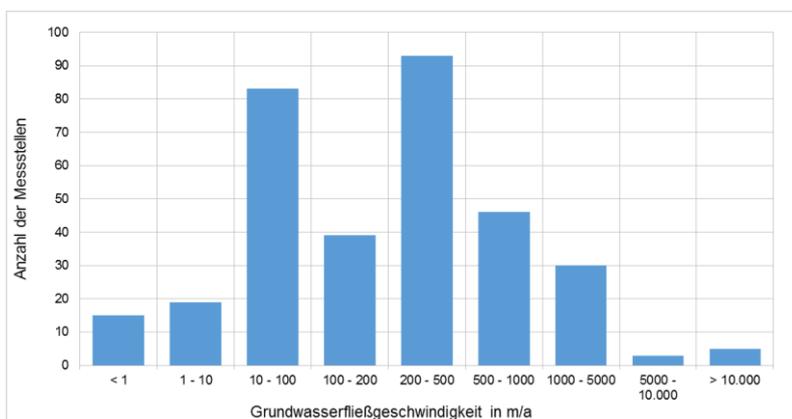
$$v_a = k_f \cdot i / n_e$$

mit:

v_a	Abstandsgeschwindigkeit (m/s)
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert (m/s)
i	hydraulisches Gefälle (m/m)
n_e	effektive Porosität (%)

Die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit benötigten Daten lagen zu den Messstellen nicht unmittelbar vor, konnten jedoch anhand der geologischen Schichtenverzeichnisse (k_f , n_e) und des landesweiten Grundwassergleichenplans (i) ermittelt werden. Der Durchlässigkeitsbeiwert wurde im Lockergestein nach der HK 50 DDR (Voigt, 1987) bestimmt, im Festgestein erfolgte die Einteilung in Klassen nach der HK 100 NRW. Die Bestimmung der effektiven Porosität des Lockergesteins erfolgte nach Hölting & Coldewey (2009), die des Festgesteins nach Gabriel et al. (1989). Beide Werte (k_f , n_e) wurden aus der lithologischen Ansprache des ausgebauten Grundwasserleiters abgeleitet. In den Kapiteln 3.1.3 und 3.1.4 ist das Vorgehen näher erläutert.

Das hydraulische Gefälle als Quotient der lateralen Distanz zur vertikalen Differenz der Grundwasser Oberfläche wurde aus dem Grundwassergleichenplan abgelesen. Bei diesen Daten war zu berücksichtigen, dass die Grundwassergleichen für den wasserwirtschaftlich genutzten Hauptgrundwasserleiter repräsentativ sind und somit für in anderen Grundwasserstockwerken verfilterten Messstellen nicht verwendet werden können. Das Ablesen der Distanz zwischen zwei Grundwasserhöhengleichen erfolgte als Entfernungsmessung der beiden Gleichen zwischen denen sich die Grundwassermessstelle befindet. Bei deutlich erkennbaren Gefälleunterschieden wurden weitere Gleichen aus dem Zustrom berücksichtigt, um die Fließgeschwindigkeit im Zustromgebiet abzubilden. In dem vom Auftraggeber übermittelten Polygonshape waren die Grundwasserhöhengleichen in Abständen von zwei bis zu zehn Höhenmetern dargestellt. Dadurch war insbesondere bei geringem Gefälle ein genaues Ablesen der Entfernung zwischen zwei Gleichen nicht möglich. Aus diesem Grund wurden aus dem mitgelieferten Rasterdatensatz mit Hilfe des Interpolationsverfahrens Kriging eine feinere räumliche Darstellung mit Ein-Meter-Gleichen erstellt.



Die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers wird vor allem durch die Durchlässigkeit des Gesteins bestimmt, aber bei einem starken Gefälle ist auch in Tonschiefer eine hohe Geschwindigkeit möglich. Abb. 39 zeigt die Verteilung der Fließgeschwindigkeiten an den 333 Grundwassermessstellen.

Abb. 39: Übersicht zu den Grundwasserfließgeschwindigkeiten an den Grundwassermessstellen

An 34 GWM (11 %) beträgt das Grundwasserfließen weniger als 10 m/a. Zu erkennen ist eine zweigipflige Verteilung bei 10 – 100 m/a, was einer geringen Fließgeschwindigkeit entspricht, und 200 – 500 m/a, mit einer mittleren Fließgeschwindigkeit. Deutlich hohe Fließgeschwindigkeiten von > 5 km/a treten nur bei acht GWM (3 %) auf. Insgesamt weisen die meisten Messstellen (89 %) eine Fließgeschwindigkeit von < 1 km/a auf.

4.1.4 Ausweisung der Zustromgebiete

Die Beschaffenheit des Grundwassers wird zum einen durch die Eigenschaften des Untergrundes bestimmt, zum anderen aber wesentlich durch die Flächennutzung und die damit verbundenen Stoffeinträge. Dabei ist nicht die Nutzungsart im unmittelbaren Umfeld der Messstelle ausschlaggebend, sondern die Flächennutzung innerhalb des unterirdischen Zustromgebietes.

Die Ausweisung der Zustromgebiete an den einzelnen Standorten dient als Überblick über die Landnutzung in diesem Gebiet und somit potentieller Nitrat-Eintragsquellen. Die Zustromgebiete der 36 ausgewählten Quellen wurden den digital im LHW verfügbaren Daten entnommen (siehe

Kapitel 2.2.6). Für die 333 Grundwassermessstellen wurde die Größe der Gebiete auf eine zwanzigjährige Verweilzeit, bestehend aus Grundwasserfließzeit und Sickerwasserverweildauer, festgesetzt. Die Festlegung auf zwanzig Jahre resultiert aus den Ergebnissen der Berechnung der Sickerwasserverweilzeit. Die Verweildauer der in den für den Nitratabbau relevanten oberen Bodenschichten von zwei Metern beträgt für 89 % der Messstellen weniger als 20 Jahre. Damit können möglichst viele Zustromgebiete dargestellt werden, ohne eine zu starke Ausdehnung einzelner Gebiete mit geringen Verweilzeiten und hohen Grundwasserfließgeschwindigkeiten in Kauf nehmen zu müssen.

In Abb. 40 ist der gesamte Fließweg vom äußeren Rand des Zustromgebietes bis zum Erreichen der GWM schematisch dargestellt. Die Zustromrichtung wurde mit dem Gleichenplan bestimmt.

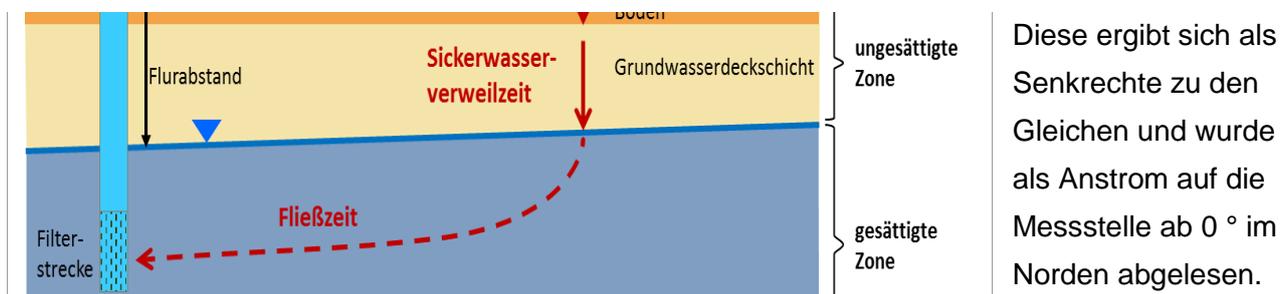


Abb. 40: Gesamtließzeit als Summe der Sickerwasserverweil- und Fließzeit im Grundwasser
 Aufgrund saisonaler und räumlicher Variabilitäten der Grundwasserstände liegen Abweichungen des Einzugsgebietes um einige Grad in eine andere Richtung im natürlichen lokalen Schwankungsbereich (Hannappel et al. 2017). Zudem stellt der Grundwassergleichenplan eine regionalisierte Übersicht dar und bildet kleinräumige Richtungsänderungen nicht unbedingt ab. Die Berechnung der Länge der Zustromgebiete für eine Gesamtließzeit von 20 Jahren erfolgte nach der Formel:

$$L_{\text{Gebiet}} = v_a \cdot (20 - t_s)$$

- mit:
- L_{Gebiet} Länge des Zustromgebietes (m in 20a),
 - v_a Abstandsgeschwindigkeit (m/a), 20 Anzahl Jahre (a),
 - t_s Verweilzeit des Sickerwassers (a)

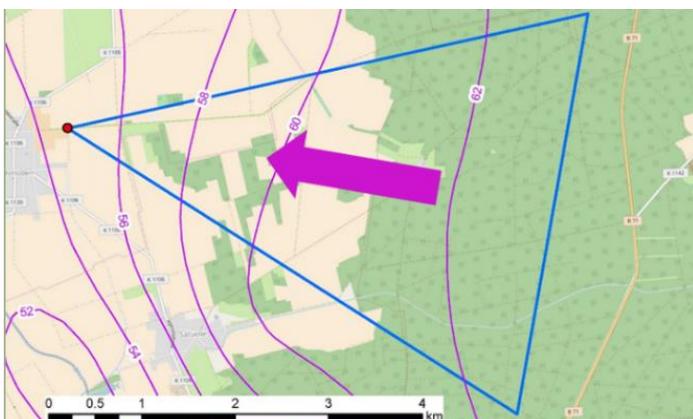
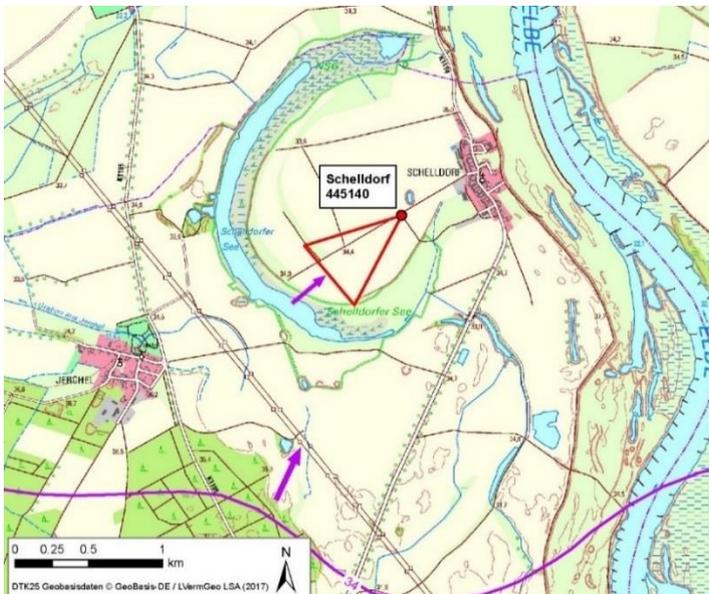


Abb. 41 zeigt ein solch ausgewiesenes Zustromgebiet. Nach Ausweisung der Gebiete wurden diese hydraulisch bearbeitet. Zum einen wurde eine Anpassung an die vorhandene Morphologie vorgenommen und zum anderen die Gebiete an Grundwasser-scheiden gekürzt.

Abb. 41: Ausweisung des Zustromgebietes am Beispiel der Messstelle Uthmöden

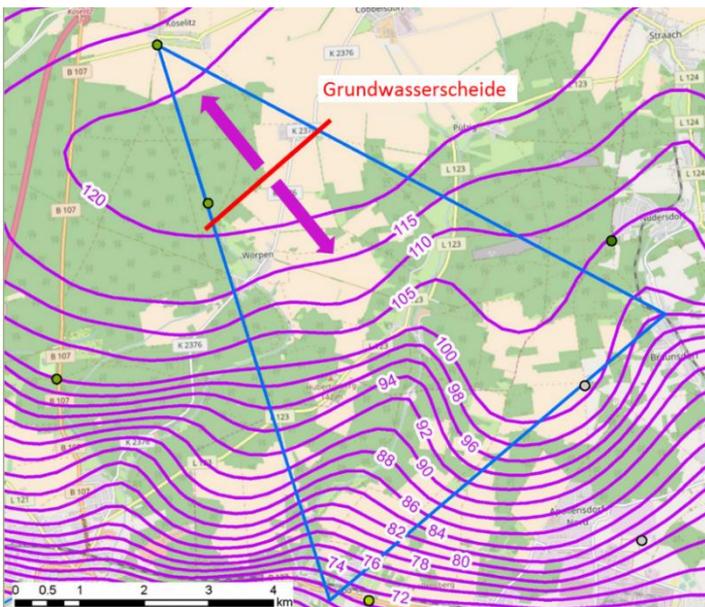
In Abb. 42 zeigen die Grundwassergleichen einen Zustrom aus südsüdwestlicher Richtung mit einem geringen Gefälle aus. Durch den in unmittelbarer Nähe befindlichen Altarm wird die lokale Grundwasserdynamik beeinflusst und eine südwestliche Verschiebung des Zustroms (230°) wird deutlich.

In Abb. 43 ist eine Grundwasserscheide dargestellt, also eine Begrenzungslinie zwischen zwei unterirdischen Zustromgebieten. Bei Köselitz OP ist die Grundwasserscheide bei einer Höhenlage der Grundwasseroberfläche von 120 m NN mit einem Zufluss auf die Messstelle aus südöstlicher Richtung ausgebildet. Auf der anderen Seite der Scheide fließt das Grundwasser nach Südosten. Die ursprüngliche Länge des Zustromgebiets von 8,2 km reduziert sich dadurch auf 2,6 km. Damit verringert sich die Gesamtfließzeit effektiv zwar auf neun Jahre, jedoch wird auch für 20 Jahre das Gebiet wegen der durch die Grundwasserscheide bedingten entgegengesetzten Fließrichtung nicht größer. Für 47 Standorte wurde eine Grundwasserscheide ausgewiesen. Etwas mehr als die



Hälfte (51 %) der in Festgestein ausgebauten GWM weisen kein (13 %) oder nur ein kleines Zustromgebiet mit einer Länge von weniger als 500 Metern auf. Bei den in Porengrundwasserleitern ausgebauten Messstellen dagegen ist das Zustromgebiet zu 50 % größer als zwei Kilometer. Die anhand von Grundwasserscheiden gekürzten Gebiete sind in die Grafik integriert.

Abb. 42: Anpassung der Ausweisung des Zustromgebiets am Beispiel der Messstelle Schelldorf



Im Mittel beträgt die Länge der Zustromgebiete 3,5 km. Für 296 Grundwassermessstellen konnten Zustromgebiete ausgewiesen werden. Die Differenz von 37 zu den insgesamt 333 auswertbaren GWM liegt in Sickerwasserverweilzeiten von mehr als zwanzig Jahren begründet. Die Lagepläne der Zustromgebiete zu den Messstellen befinden sich im Anhang 1. Da für 14 GWM die Länge des Zustromgebietes unter drei Metern liegt und damit nicht darstellbar sind, wurde auf Lagepläne verzichtet.

Abb. 43: Ausbildung einer Grundwasserscheide am Beispiel Köselitz OP

Anhang 1 beinhaltet somit die Lagepläne von 282 Grundwassermessstellen und ihrer Zustromgebiete. In Abb. 44 sind die Längen der Zustromgebiete nach Art des Grundwasserleiters abgebildet.

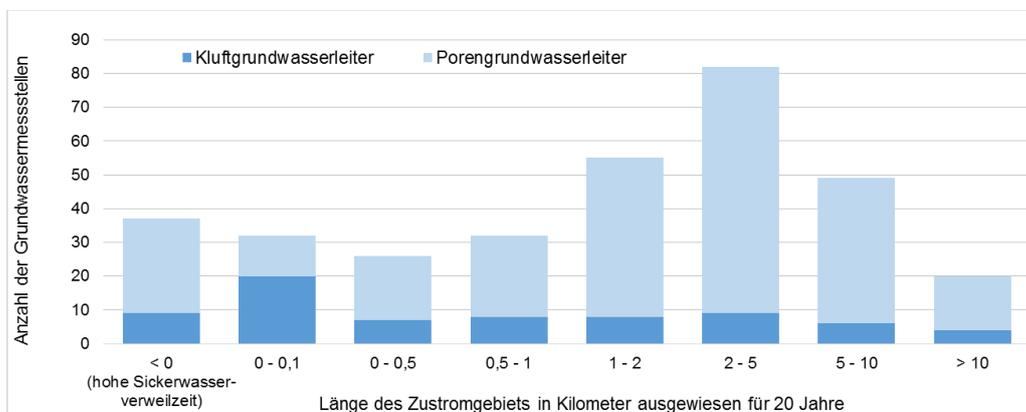


Abb. 44: Zuordnung der Länge des Zustromgebietes für 20 Jahre nach der Art des Grundwasserleiters

4.2 Flächennutzung und Stickstoffeintrag in den Zustromgebieten

4.2.1 Flächennutzung in den Zustromgebieten

Nach Ausweisung der Zustromgebiete konnte die Flächennutzung für die 296 Grundwassermessstellen messstellengenau zugeordnet werden. Für die 36 Quellen wurden die im LHW digital verfügbaren Zustromgebiete verwendet. Die Flächennutzungsarten nach Corine 2006 wurden für die einzelnen Zustromgebiete dargestellt und anschließend anteilig zusammengefasst. Abb. 45 zeigt exemplarisch die Flächennutzungsanteile um die Messstelle in Uthmöden (links). Hier überwiegt mit 58 % die Nutzung als Ackerfläche, untergeordnet treten insbesondere im weiteren Zustrom Grünland (28 %) und Wald (15 %) auf. Außerhalb des ausgewiesenen Gebiets dominiert Wald die Nutzungsart. Im Grundwasser der Messstelle werden mit 76 mg/l sehr hohe Stickstoff-Gehalte gemessen. Im Zustromgebiet der Stedener Quelle überwiegt sowohl im nahen als auch im weiteren Zustrom Acker (70 %), untergeordnet sind Grünland (23 %) und Siedlungsflächen (7 %) vorhanden. Auch hier wurden mit im Schnitt 14 mg/l hohe Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser gefunden.

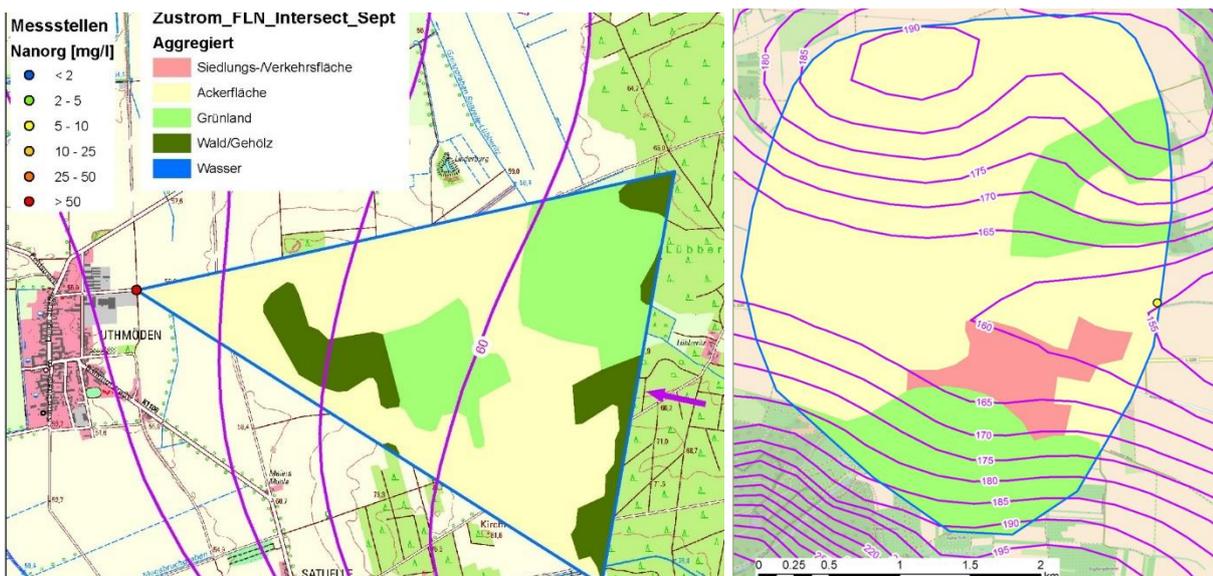
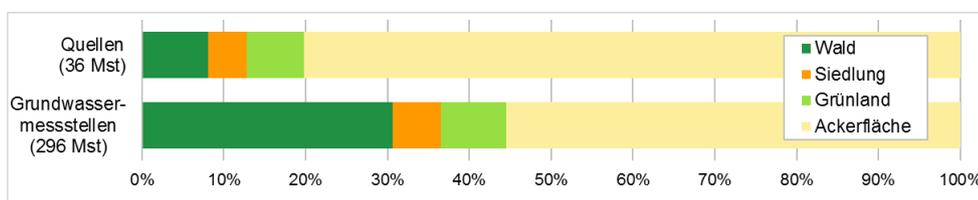


Abb. 45: Flächennutzung im Zustromgebiet der Messstelle Uthmöden und der Stedener Quelle



Sowohl bei Quellen als auch bei GWM überwiegt Ackernutzung (s. Abb. 46).

Abb. 46: Anteil der Flächennutzung in den Zustromgebieten nach Art der Messstelle

Die Anteile an Siedlungsfläche (6 % GWM, 5 % Quellen) und Grünland (8 % GWM, 7 % Quellen) sind nahezu identisch. Bei Wald gibt es deutliche Differenzen. 31 % der Zustromgebiete der GWM sind mit Wald bedeckt, bei den Quellen nur 8 %. Insgesamt überwiegt bei allen Zustromgebieten mit 59 % die Flächennutzung Acker, gefolgt von Wald (28 %), Grünland (7 %) und Siedlung (6 %).

4.2.2 Stickstoffeintrag in das Grundwasser der Zustromgebiete

Anhand der ausgewiesenen bzw. der digital im LHW bereits vorhandenen Zustromgebiete wurden die vom FZ Jülich (Kuhr et al. 2014) ermittelten Stickstoffeinträge in das Grundwasser für die 332 Messstellen dargestellt. Mit Hilfe des GIS-Werkzeugs „Map algebra“ wurden die Pixelwerte der Rasterzellen in eine Attributtabelle überführt. Damit konnte nun für jedes Zustromgebiet eine Aussage zu den dort eingetragenen Stickstoffmengen getroffen werden.

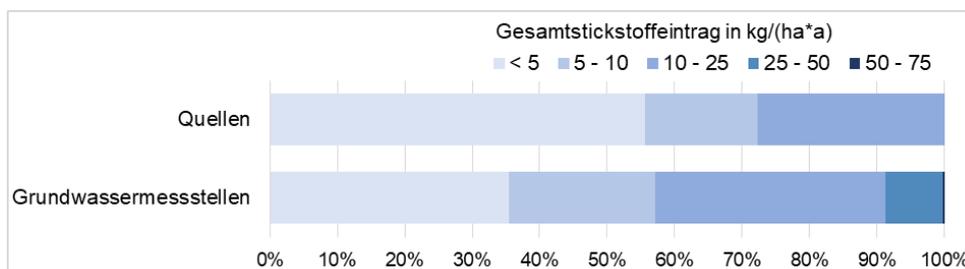
In Abb. 47 links sind die Einträge an Gesamtstickstoff für das Zustromgebiet der Messstelle Uthmöden dargestellt. Im nahen Zustrom zur GWM überwiegt ein Stickstoffeintrag von 50 kg/(ha*a), im weiteren Zustrom findet aus der Grünfläche und dem Wald quasi kein Eintrag mehr statt. Gemittelt über das gesamte Gebiet werden 25,5 kg/(ha*a) Stickstoff eingetragen. In der Messstelle werden mit einem mittleren Gesamtstickstoffgehalt von 76 mg/l sehr hohe Konzentrationen im Grundwasser gemessen. Die mittleren Nitratgehalte liegen bei 336 mg/l, Ammonium ist nicht vorhanden.

Im Zustromgebiet der Stedener Quelle (gelber Punkt in Abb. 77, rechts) sind die Stickstoffeinträge



über das Gebiet sehr variabel mit einem höheren Eintrag von Norden. Im Mittel liegt der Stickstoffeintrag im Zustromgebiet der Quelle bei 8 kg/(ha*a). Auch hier sind mit 14 mg/l die gemessenen Stickstoffgehalte hoch.

Abb. 47: Stickstoffeinträge in den Zustromgebieten der Messstelle Uthmöden und der Stedener Quelle



Für alle 332 Standorte wurde der Stickstoffeintrag in das Grundwasser über das gesamte Zustromgebiet gemittelt (s. Abb. 48).

Abb. 48: Anteiliger Stickstoffeintrag in den Zustromgebieten nach Art der Messstelle

Insgesamt ist der Eintrag in den Zustromgebieten der Quellen deutlich geringer als in denen der GWM. Das ist durch die Lage der Quellen in geringer ackerbaulich geprägten Gegenden wie dem Harz bedingt. So zeigen 72 % der Zustromgebiete der Quellen einen Eintrag von weniger als 10 kg/(ha*a), bei den Zustromgebieten der GWM sind es 57 %. Stickstoffeinträge von mehr als 25 kg/(ha*a) finden sich nur bei Messstellen. Die höchsten Einträge gibt es in den Niederungen mit bis zu 150 kg/(ha*a).

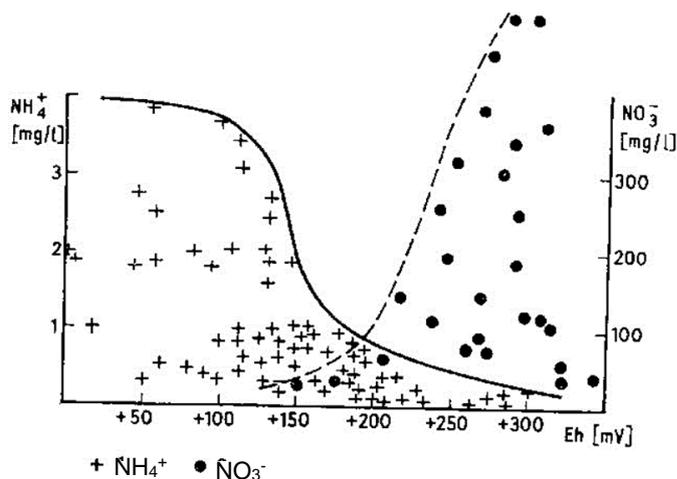
5. Methodenentwicklung zur Charakterisierung des Nitratabbauvermögens

5.1 Literaturrecherche

Mithilfe der Literaturrecherche zum aktuellen Kenntnisstand zur Denitrifikation und Quantifizierung des Nitratabbaus soll ein Bezug zu den hydrogeologischen Lagerungsbedingungen in Sachsen-Anhalt hergestellt werden. Aus den Bewertungsansätzen und Algorithmen für das flächendeckende System- und Prozessverständnis sollen geeignete Schwellenwerte hydrochemischer Parameter zur Nutzung für eine vereinfachte Beurteilung eines möglicherweise nachlassenden Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern bzw. Zustromgebieten abgeleitet werden. Dazu werden die potenziellen Nitrateinträge aus der Nährstoffmodellierung (Kuhr et al. 2014) als Grundlage für eine überschlägige Entwicklungsabschätzung eingebunden.

Der Eintrag von Stickstoff erfolgt überwiegend über die landwirtschaftliche Produktion mit Pflanzenbau und Viehhaltung. In einem weitaus geringeren Maße tragen Energiewirtschaft, Verkehr, Abwasserbeseitigung und Abfallwirtschaft zu den Emissionen bei (SRU, 2015). Über die atmosphärische Deposition sind auch in Waldstandorten, insbesondere unter Nadelbaumbeständen, hohe Stickstoffeinträge in das Grundwasser möglich (Mellert & Kölling, 2006). Die langjährigen und hohen Einträge aus der Atmosphäre können also auch an diesen Standorten zu einer Erschöpfung des Nitratabbaupotenzials führen. Kuhr et al. (2014) zeigen in ihrer Modellierung Stickstoff-Depositionen von mehr als $30 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ für den Harz und weitere größere Waldstandorte.

Da Nitrat nicht adsorptiv an Boden- und Gesteinspartikel gebunden wird, kommt es im Boden zu keinem nennenswerten Nitratrückhalt. Von den Pflanzen nicht aufgenommene Stickstoffe werden über die verschiedenen Abflüsse in die Vorfluter eingetragen. In Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen kann es während des Transports durch den Boden und das Grundwasser zu einem erheblichen Nitratabbau kommen. Kuhr et al. (2014) belegen, dass insbesondere in den sauerstofffreien reduzierten Grundwasserleitern mit geringen Grundwasserfließgeschwindigkeiten im Norden Sachsen-Anhalts trotz eines sehr hohen Nitrateintrags in das Grundwasser der grundwasserbürtige Austrag in die Oberflächengewässer deutlich niedriger sein kann. Für die südlichen Landesteile gilt dies nicht. Hier entsprechen die Stickstoffeinträge in das Grundwasser aufgrund des Fehlens signifikanter Denitrifikationskapazitäten im Wesentlichen den Einträgen. Weiter weisen sie auf einige Untersuchungen hin, die belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet. Sie erwähnen aber auch die Möglichkeit eines regional durchaus bedeutsamen Nitratabbaus in Grundwasserdeckschichten in Gebieten mit einem hohen DOC-Anteil unter Ausschluss von Sauerstoff. Diese Regionen konnten jedoch wegen unzureichender Datengrundlagen nicht ausdifferenziert werden. Vereinfachend gehen Kuhr et al. (2014) davon aus, dass die quantifizierten Stickstoffausträge aus dem Boden bzw. die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser den Mengen bzw. Konzentrationen entsprechen, die in das Grundwasser oder über die Abflusskomponenten in die Vorfluter gelangen. DWA (2015) führt weiter aus, dass die Denitrifikationsleistung im Oberboden am größten ist. Hier



ist ausreichend abbaubare organische Substanz (Kohlenstoff) vorhanden und die Dichte der Denitrifikanten oft höher als im Grundwasser. Da sich in der ungesättigten Zone anaerobe und aerobe Bereiche oft auf engem Raum abwechseln, können Nitrifikation und Denitrifikation dicht nebeneinander ablaufen.

Abb. 49: Existenzbereiche der Nitrat- und Ammonium -Ionen in Abhängigkeit vom Redoxpotential bei etwa neutralen Bedingungen im Grundwasser

In Bodenbereichen mit reduzierten Verhältnissen wird ein Teil der Stickstoffverbindungen durch mikrobielle Umsetzungsprozesse unter Verwendung verfügbarer organischer Kohlenstoffverbindungen (Corg) zu molekularem Stickstoff abgebaut. Durch die Nachlieferung von Corg durch sich zersetzende Biomasse ist in der Bodenzone ausreichend Reduktionsmaterial vorhanden. Abhängig vom Bodentyp, der Grundwasserneubildung und der Grund- bzw. Stauwasserbeeinflussung des Bodens können jedoch bei hohen Stickstoffeinträgen vor allem im Herbst unter oxischen, grundwasserfernen Böden erhebliche Nitratfrachten in das Grundwasser ausgetragen werden (HLUG, 2015). In Abb. 49 sind die Existenzbereiche von Ammonium und Nitrat dargestellt. Unter oxischen Verhältnissen ist eher Nitrat stabil, unter reduzierten Bedingungen Ammonium.

Bei der Umwandlung von Nitrat in Ammonium bei reduzierten Verhältnissen gewinnen die für den Abbau verantwortlichen Mikroorganismen Energie. Abb. 50 (DWA, 2015) zeigt die Abfolge der biogenen Energiegewinnung bei abnehmenden Redoxpotentialen. Bei Sauerstoffabschluss dient Nitrat statt Sauerstoff als Elektronenakzeptor bei der Oxidation von organischen oder anorganischen Substraten

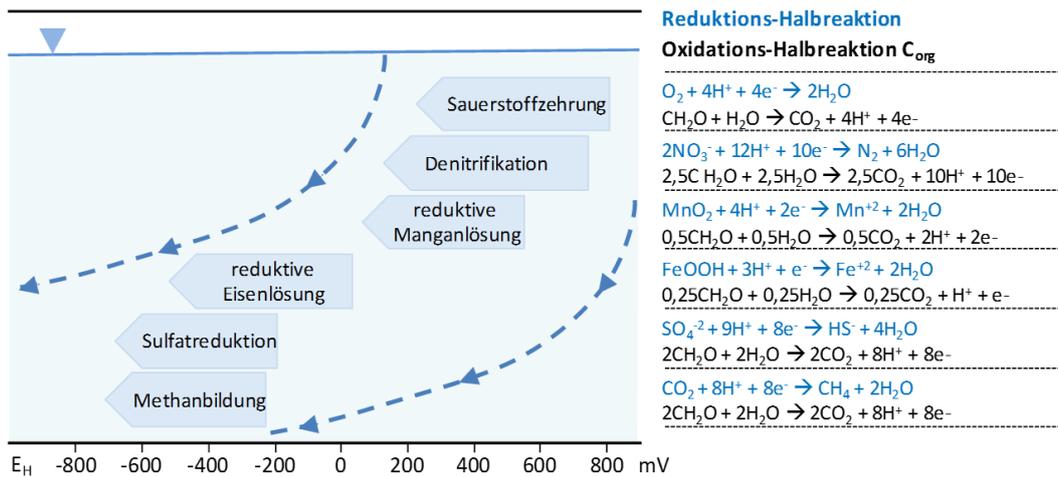
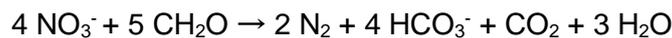


Abb. 50: Abfolge der mikrobiologisch katalysierten Redoxreaktionen unter Beteiligung von organisch gebundenen Kohlenstoffs

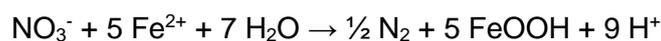
Der Nitratabbau im Grundwasser erfolgt durch Reaktion mit den in den Sedimenten vorhandenen reduktiven Festphasen. Bei der chemo-organotrophen (bzw. heterotrophen) Denitrifikation erfolgt der Abbau durch Reaktion mit abbaubaren organischen Kohlenstoff-Verbindungen (C_{org}), wie in folgender Gleichung beschrieben (DWA, 2015):



Bei der chemo-lithotropen (bzw. autolithotropen) Denitrifikation erfolgt der Nitratabbau durch Reaktion mit reduzierten Schwefelverbindungen (Eisensulfid- und Disulfid-Phasen, u.a. Pyrit). Dies ist in der nachfolgenden Gleichung gezeigt (DWA, 2015):



Als Folgereaktion der Oxidation von Pyrit durch Nitrat kann die Oxidation des freigesetzten zweiwertigen Eisens und die anschließende Fällung als Eisen(III)-Oxyhydroxid erfolgen (DWA, 2015):



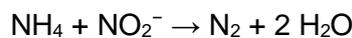
Ob diese bereits mehrfach beschriebene (DWA, 2015) Reaktion abiotisch oder mikrobiell katalysiert abläuft, ist noch unklar. Ebenso ist nicht nachgewiesen, ob es einen biochemischen Reaktionsmechanismus gibt, der es anaerob lebenden Bakterien ermöglichen würde, allein aus der Oxidation von zweiwertigem Eisen und der Nitratreduktion ausreichend Energie zu gewinnen.

Bezogen auf die umgesetzte Menge an Nitrat wird bei der chemo-organotropen Denitrifikation mehr Energie gewonnen als bei der chemo-lithotropen. Dennoch ist die Art der Nitratreduktion nicht nur thermodynamisch sondern auch durch die Reaktionskinetik beeinflusst. Aus diesem Grund können auch innerhalb desselben Grundwasserleiters die beiden Prozesse eine unterschiedliche Gewichtung aufweisen, die allein anhand der Gehalte der Reduktionsmittel nicht prognostizierbar ist (DWA, 2015).

Die DWA (2015) beschreibt noch weitere Prozesse, die aber eine nur untergeordnete Rolle bei der Nitratreduktion spielen. Molekularer Wasserstoff (H₂) als Endprodukt verschiedener Bakteriengärungen kann entsprechend folgender Gleichung als Reduktionsmittel dienen:



Die Nitratreduktion durch Eisen(II)-Silikate oder Eisen(II)-Oxide ist wegen der sehr langsam erfolgenden Freisetzung von zweiwertigem Eisen aus eisenhaltigen Mineralphasen nur bei sehr langen Aufenthaltszeiten des Grundwassers und dem Fehlen anderer Reduktionsmittel relevant. Auch die Nitratassimilation, die Nitrat-Ammonifikation und die anaerobe Ammonifikation (Anammox) können bezüglich ihres Anteils am Stickstoffumsatz im Grundwasserleiter vernachlässigt werden. Die für die anaerobe Ammonifikation erforderlichen Substrate (Ammonium und Nitrit) sind meist nicht in ausreichenden Konzentrationen im Grundwasser vorhanden und vor allem für die Abwasserreinigung interessant.



Die für das Nitratabbauvermögen relevanten Kenngrößen sind die Nitratabbauleistung, also der Umsatz der Nitratreduktion pro Zeiteinheit und das Nitratabbaupotenzial, also die vorhandenen Gehalte reduktiver Phasen wie Corg und Pyrit in den Sedimenten (HLUG, 2015). Für die Reaktivität der organischen Substanzen bzw. der Sulfidminerale sind die Verteilung und die Zugänglichkeit der Substanzen ausschlaggebend (DWA, 2015; Cremer, 2015). Bei einer geringen Durchlässigkeit ist die Durchströmung des Materials nicht möglich und auch die Korngrößenverteilung ist wesentlich für einen möglichst großflächigen Reaktionsraum. In der Regel nehmen die Anteile organischer Substanz und der Pyrite mit abnehmender Korngröße zu, so dass feinkörnige Sedimente wie Schluffe und Feinsande meist ein höheres Nitratabbaupotenzial aufweisen als grobe Sande und Kiese. Allerdings ist dort die hydraulische Zugänglichkeit um ein Vielfaches höher und es kann wesentlich mehr Nitratfracht zu dem reaktiven Material transportiert werden. In den durchlässigeren Schichten findet demnach ein höherer Nitratumsatz statt, aber gleichzeitig auch ein schnellerer Verbrauch des Abbauvermögens (Cremer, 2015).

Bei der chemo-organotrophen Denitrifikation spielt neben der Zusammensetzung des organischen Materials auch dessen Alter eine Rolle. Rezente organische Substanzen sind meist reaktiver als Millionen Jahre alte Braunkohlen und enthalten zudem größere Anteile bakterienverfügbarer Moleküle (Cremer, 2015). Daher verläuft die Denitrifikation in Feuchtwäldern und Auengebieten sehr schnell und effektiv, wobei es sich hier um ein besonderes System handelt, bei dem die Nitratabbaukapazität aufgefrischt wird. Innerhalb der Grundwasserleiter ist dagegen nur das Material verfügbar, das während des Ablagerungsgeschehens eingebracht wurde. Die feststoffgebundene Organik ist gegenüber der gelösten organischen Substanz, die mit dem Sickerwasser eingetragen werden kann, deutlich vorangestellt. Daher kann allgemein festgehalten werden, dass bei der Denitrifikation die vorhandenen reduktiven Phasen irreversibel verbraucht werden und das Nitratabbauvermögen als „endliche Ressource“ angesehen werden muss.

Um die aktuelle Denitrifikation im Grundwasser zu erfassen, kann über die Messung der Stickstoff- und Argon-Konzentrationen im Grundwasser der Überschuss molekularen Stickstoffs (N₂) ermittelt werden. Molekularer Stickstoff reichert sich beim Abbau von Nitrat über die Zwischenstufen Nitrit,

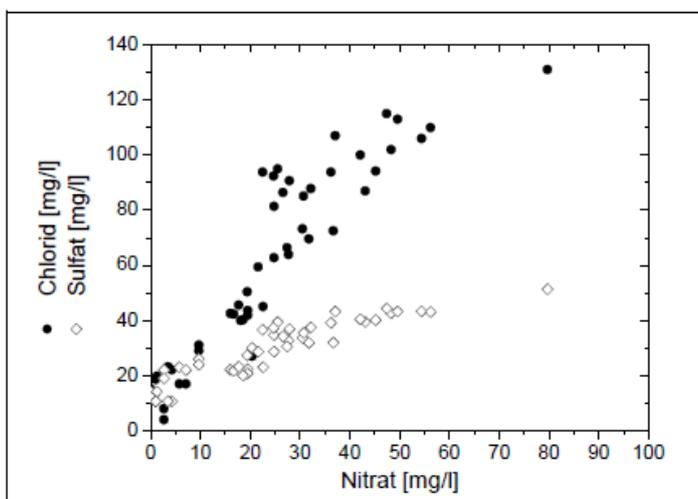
Stickstoffmonoxid und Lachgas im Grundwasser an und wird als gelöstes Gas transportiert. Bei der Berechnung des als Exzess-N₂ bezeichneten Überschusses wird das Verhältnis von Argon zu N₂ bestimmt. Dabei fungiert das im Grundwasser auftretende Edelgas Argon als konservativer Tracer und eine Vergrößerung des Verhältnisses deutet somit auf Denitrifikation hin (NLWKN, 2012). Die sich einstellenden Gaskonzentrationen im Sicker- und Grundwasser sind abhängig von der Zusammensetzung der Bodenluft sowie Temperatur, Luftdruck und Salzgehalt des Sickerwassers. Für die typischen Grundwassertemperaturen Sachsen-Anhalts von etwa 10°C (HYDOR 2017a), ergibt sich aus der Berechnung der molaren Konzentrationen ein N₂/Ar-Gleichgewichtsverhältnis von 37,6 im neugebildeten Grundwasser (Konrad, 2007). Die Differenz der tatsächlich gemessenen Stickstoffkonzentration zu der unter definierten Bedingungen berechneten Löslichkeit von Stickstoff in Wasser bestimmt den sogenannten Exzess-Stickstoff, der aus Denitrifikationsprozessen stammt. Mit der Bestimmung des Exzess-Stickstoffs mittels der N₂/Ar-Methode können Rückschlüsse auf die ursprüngliche Eintragsmenge an Nitrat gezogen werden. Die Methode ist bisher nicht normiert, so dass laboranalytisch abweichende Messergebnisse auftreten können. Unter der Leitung des niedersächsischen Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) wird gerade ein Qualitätsmanagement zur Standardisierung der Methode aufgebaut.

Eine weitere Methode zur quantitativen Bestimmung des Abbauvermögens stellen Hydrogeochemische Modellierungen dar. Dafür sind detaillierte Kenntnisse sowohl der hydrogeologischen, der hydraulischen als auch der hydrochemischen Verhältnisse notwendig, um räumliche und zeitliche Bezüge herstellen zu können. Grundbaustein hydrogeochemischer Modelle wie beispielsweise PhreeqC (Parkhurst & Appelo 1999) sind Berechnungen der Konzentrationen und Speziesverteilungen der gelösten Stoffe im Gleichgewicht mit Gas- und Mineralphasen. Auch weitere Reaktionen wie Ionenaustausch oder Sorption können, sofern Gleichgewichtskonstanten gegeben sind, berücksichtigt werden ebenso wie reaktionskinetisch definierte irreversible Reaktionen bei einer zeitlichen Auflösung der Modellierung. Auch direkte Messungen der reaktiven Stoffdepots im Grundwasserleiter über Schüttel- oder Standversuche sind möglich zur Abschätzung der verbleibenden Dauer des Nitratabbaus im Grundwasser. Hierfür sind Sedimentproben aus der auf den Nitratabbau zu untersuchenden Tiefe eines Grundwasserleiters notwendig, welche mit nitrathaltigem Wasser versetzt werden. Wegen der Versuchsanordnung ist eine Abbildung der natürlichen Lagerungsbedingungen im Grundwasserleiter nicht gegeben, sondern es besteht ein idealer Zugang für die Mikroorganismen zur Sedimentoberfläche. Deshalb wird die im Labor ermittelte Nitratabbauleistung höher ausfallen als unter natürlichen Bedingungen im Gelände.

5.2 Ableitung geeigneter Methoden für eine erste Abschätzung des Nitratabbaus

Mittels Stickstoff-Massenbilanzen kann den eingetragenen Stickstofffrachten die im Grundwasser gemessene Konzentration gegenübergestellt werden. Dazu ist die Abgrenzung eines Zustromgebiets erforderlich, für das die Eintragsfrachten flächenscharf ermittelt werden können. Mit den Daten des FZ Jülich (Kuhr et al. 2014) liegen die Stickstoffeinträge als Rasterdaten mit einer Kantenlänge von 100 m vor und können mit den ausgewiesenen Zustromgebieten verschnitten werden. Neben der Unsicherheit der Berechnung der ein- und ausgehenden Massenflüsse ist auch die zeitliche Komponente zu berücksichtigen. Die im Grundwasser gemessenen Stickstoffgehalte spiegeln aufgrund der Definition der Länge der Zustromgebiete die Eintragungssituation von 20 Jahren wider. Dennoch ist eine überschlägige Bewertung möglich, mit der eine Aussage zum Vorhandensein eines Abbaupotentials getroffen werden kann.

Zur Ermittlung der Art der Denitrifikation ist eine Analyse hydrochemischer Zeitreihen (Ganglinienanalyse) bzw. weiterer hydrogeochemischer Modellierungen notwendig. Die Auswertung von hydrochemischen Zeitreihen hilft bei der Bewertung, ob ein Nitratabbaupotenzial vorhanden ist und um welche Art der Denitrifikation es sich handelt. Hierbei sind nicht-reaktive Ursachen wie Nitrateintragsminderung oder Mischungsvorgänge mit nitratarmen Grundwasser zu berücksichtigen (DWA, 2015). Bei einem Grundwasserleiter mit fehlendem Abbaupotenzial steigen neben den Nitratgehalten meist auch die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen, da diese ebenso über Düngemittel eingetragen werden. Abb. 51 zeigt die Korrelation zwischen Chlorid und Nitrat sowie zwischen Sulfat und Nitrat bei einem fehlenden Abbaupotenzial. Bei einer Nitratreduktion wäre der Anstieg der Nitratkonzentration zeitlich verzögert zum Anstieg des als konservativen Tracer fungierenden Chlorids. Außerdem hätte sich ein Anstieg der Hydrogencarbonat- bzw. der Sulfatgehalte gezeigt, die als Reaktionsprodukte bei der Denitrifikation angefallen wären. Bei einer Erschöpfung des Nitratabbaupotenzials zeigt sich bei gleichbleibenden Chloridwerten ein plötzlicher Nitratdurchbruch.



einher geht ein Wechsel von reduzierenden zu oxidierenden Verhältnissen, der sich auch an abnehmenden Eisenkonzentrationen ablesen lässt.

Der Nachweis eines Nitratabbauprozesses im Grundwasserleiter ist gleichzeitig auch der Nachweis eines abnehmenden Nitratabbaupotenzials durch Verbrauch der benötigten fossilen Grundwasserinhaltsstoffe organischer Kohlenstoff und Pyrit.

Abb. 51: Korrelation zwischen den Nitratkonzentrationen und den Chlorid- bzw. Sulfatwerten unter landwirtschaftlicher Nutzfläche bei fehlendem Nitratabbaupotenzial

Über Vergleiche der zeitlichen bzw. räumlichen Entwicklungen der redoxsensitiven Parameter Sauerstoff, Nitrat, CO₂, Eisen und Sulfat kann der jeweilige Abbauprozess bestimmt werden. Zeigt sich eine abnehmende Nitratkonzentration bei gleichzeitiger Konstanz von Chlorid, elektrischer Leitfähigkeit und Sulfat handelt es sich um chemo-organotrophe Denitrifikation mit einem Anstieg des Hydrogencarbonatgehalts. Eine einheitliche Gesamtmineralisation verweist darauf, dass keine Alters- oder Verdünnungseffekte vorliegen. Bei der chemo-lithotropen Denitrifikation zeigen sich ansteigende Sulfatkonzentrationen bei gleichzeitig abnehmenden Nitratwerten.

Unter der Annahme eines gleichmäßigen Nitratedintrags lässt sich unter Einbeziehung der Denitrifikationsreaktionen der Tiefenverlauf berechnen. Für die chemo-organotrophe Denitrifikation erzielte die DWA (2015) zwar niedrigere Konzentrationen als gemessen, konnte aber grundsätzlich die Reduktion wiedergeben. Für die chemo-lithotrophe Denitrifikation konnte der Prozess bei Übereinstimmung mit den gemessenen Werten vollständig beschrieben werden.

Die Ableitung geeigneter Schwellenwerte hydrochemischer Parameter können für eine vereinfachte Beurteilung des Nitratabbauvermögens genutzt werden. Der Eintrag von Nitrat, Chlorid und Sulfat auf landwirtschaftliche Nutzflächen geschieht häufig bei konstanten Konzentrationsverhältnissen (Cremer, 2015). Aus dem molaren Verhältnis der Sulfat- zu den Chloridionen lässt sich ein konservativer Transport ableiten, der im oberflächennahen Grundwasser oft Werte um 0,75 aufweist. Infolge von Nitratabbauprozessen durch eine chemo-lithotrophe Denitrifikation steigen die Sulfatgehalte und somit auch das Sulfat-: Chlorid-Verhältnis. Um den Prozess sicher belegen zu können, muss allerdings ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen sein, der nicht durch einen Zustrom oberflächennahen Grundwassers bedingt sein kann. Indirekt lässt sich auch die chemo-organotrophe Denitrifikation durch dieses Verhältnis mit einer gleichbleibender Konstanz, abnehmenden Nitratgehalten und steigenden Hydrogencarbonatgehalten abbilden. Insgesamt führt der zeitlich gleichartige Verlauf der Nitrat-, Chlorid- und Sulfatkonzentrationen bei einer Überprägung der Wasserchemie durch Denitrifikation zu einer Änderung der Entwicklung der Nitratwerte.

Weitere geeignete Schwellenwerte stellen die redoxsensitiven Parameter Sauerstoff, Redoxpotential und Eisen dar. Denitrifikation findet unter anoxischen Bedingungen mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen und Redoxpotentialen statt. Bei einem chemo-lithotropen Abbau wird nach der Reaktionsgleichung neben Sulfat auch Eisen(II) freigesetzt. Dieses Eisen(II) wird anschließend zwar überwiegend oxidiert (Wisotzky, 2011; DWA, 2015), aber ein Teil verbleibt in Lösung.

Die Einengung dieser Parameter auf abgrenzbare Werte führt zu einer indirekten Charakterisierung des Grundwassermilieus und stellt zugleich einen Zusammenhang zum Nitratabbauvermögen dar. Dazu gibt es in der Literatur bereits verschiedene Ansätze und unterschiedliche Schwellenwerte (IWW, 2011; LAWA, 2015, Cremer, 2015) die in Kapitel 0 detailliert vorgestellt und angewandt werden. Zusammenfassend werden für das flächendeckende System- und Prozessverständnis der Denitrifikation drei Methoden genauer untersucht (unterstrichen die im weiteren Textverlauf charakteristisch abgekürzte Methodenbezeichnung):

1. Emissions-/ Immissionsanalyse: Vergleich der Eintrags-N-Frachten und N-Konzentrationen im Grundwasser
2. Parameterbezogene und zeitliche Ganглиnenanalyse der Konzentrationen maßgebender Stoffe des Nitratabbaus
3. Hydrochemische Analyse mit geeigneten Konzentrationsbereichen des Redoxmilieus für den Nitratabbau

6. Umsetzung der Methoden zur Prozessbeschreibung des Nitratabbaus

6.1 Emissions-/ Immissionsanalyse

Der Vergleich der Stickstoffeinträge mit den im Grundwasser gemessenen Daten gibt einen ersten Überblick zum potentiellen Nitratabbau. Die Daten des FZ Jülich (Kuhr et al. 2014) zu den Stickstofffrachten wurden anteilig für das ausgewiesene Zustromgebiet ermittelt. Der sich hieraus ergebende Mittelwert für die Gesamtfläche wurde den im Grundwasser gemessenen Stickstoffkonzentrationen gegenübergestellt. In die Berechnung einbezogen wurden 296 Grundwassermessstellen und 36 Quellen, für die ein Zustromgebiet ausgewiesen werden konnte bzw. im LHW bereits vorlag. Die Lagepläne dieser 296 Grundwassermessstellen (siehe Kapitel 4.1.4) mit Darstellung ihrer unterirdischen Zustromgebiete des Grundwassers befinden sich als jeweils separate Karte im Anhang 1.

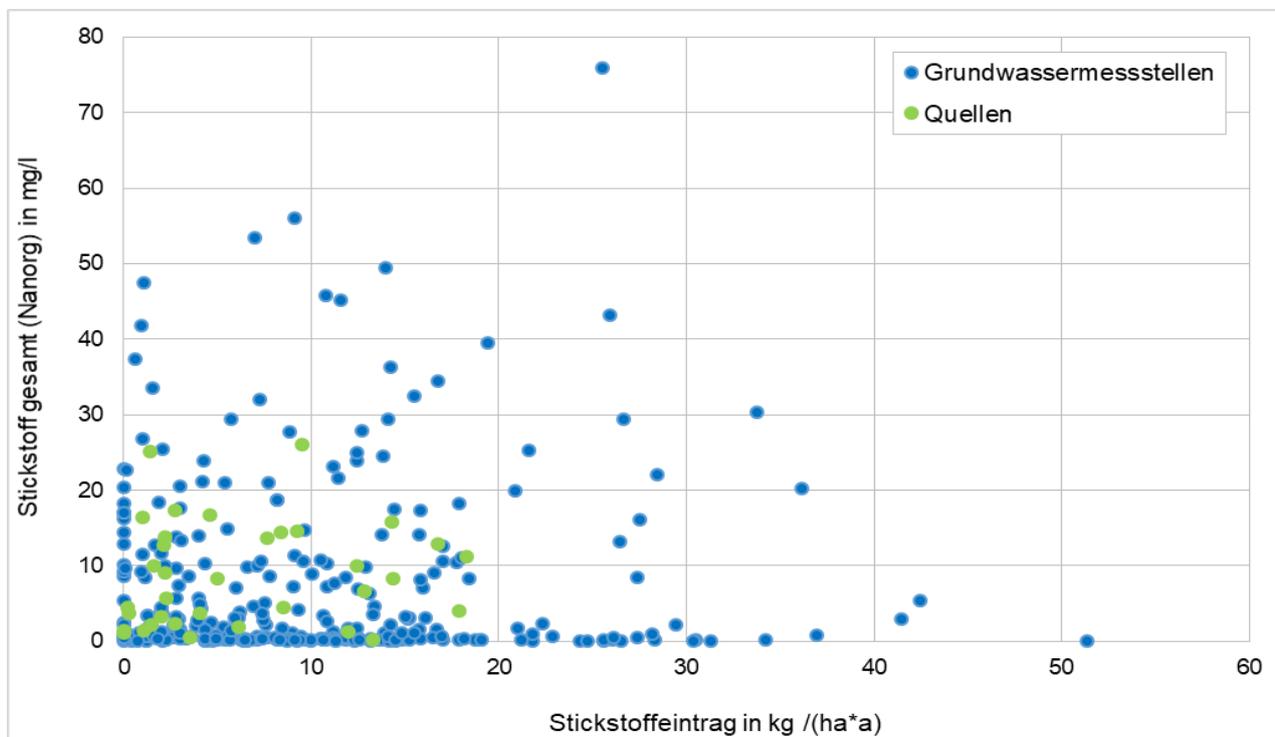


Abb. 52: Gegenüberstellung der in der Messstelle gemessenen Stickstoffgehalte zu den durchschnittlich aufgebrauchten Stickstoffmengen im jeweiligen Zustromgebiet

Abb. 52 zeigt, dass viele Messstellen einen vergleichsweise hohen Eintrag bei niedrigen Werten im Grundwasser aufweisen. Diese Wertepaare scharen sich entlang der Abszissenachse. Dabei gibt es keine wesentliche Unterscheidung nach Art der Messstelle. Nach DWA (2015) können mithilfe der Grundwasserneubildung die eingetragenen Frachten nach folgender Formel in Konzentrationen umgerechnet werden:

$$\rho_c = m_A / \text{GWNB} * 100$$

mit:	ρ_c	Massenkonzentration (mg/l)
	m_A	Flächengewicht (kg/(ha*a))
	GWNB	Grundwasserneubildung (mm/a bzw. l/(m ² *a))
	100	Einheiten-Korrekturfaktor

Die Berechnung der Konzentration erfolgte aus der mittleren Sickerwasserrate (Kuhr et al. 2014) für das jeweilige Zustromgebiet. Die Verwendung der Sickerwasserrate anstelle der Grundwasserneubildung resultierte aus den bereits diskutierten Erkenntnissen, dass ein nennenswerter Nitratabbau vorwiegend in den oberen, sickerwasserbeeinflussten Bodenschichten stattfindet. In Abb. 53 sind die im Grundwasser gemessenen Konzentrationen denen für das Sickerwasser berechneten gegenübergestellt. Zur besseren Übersichtlichkeit wurde auf die Darstellung der vier berechneten Extremwerte (bis 739 mg/l) verzichtet.

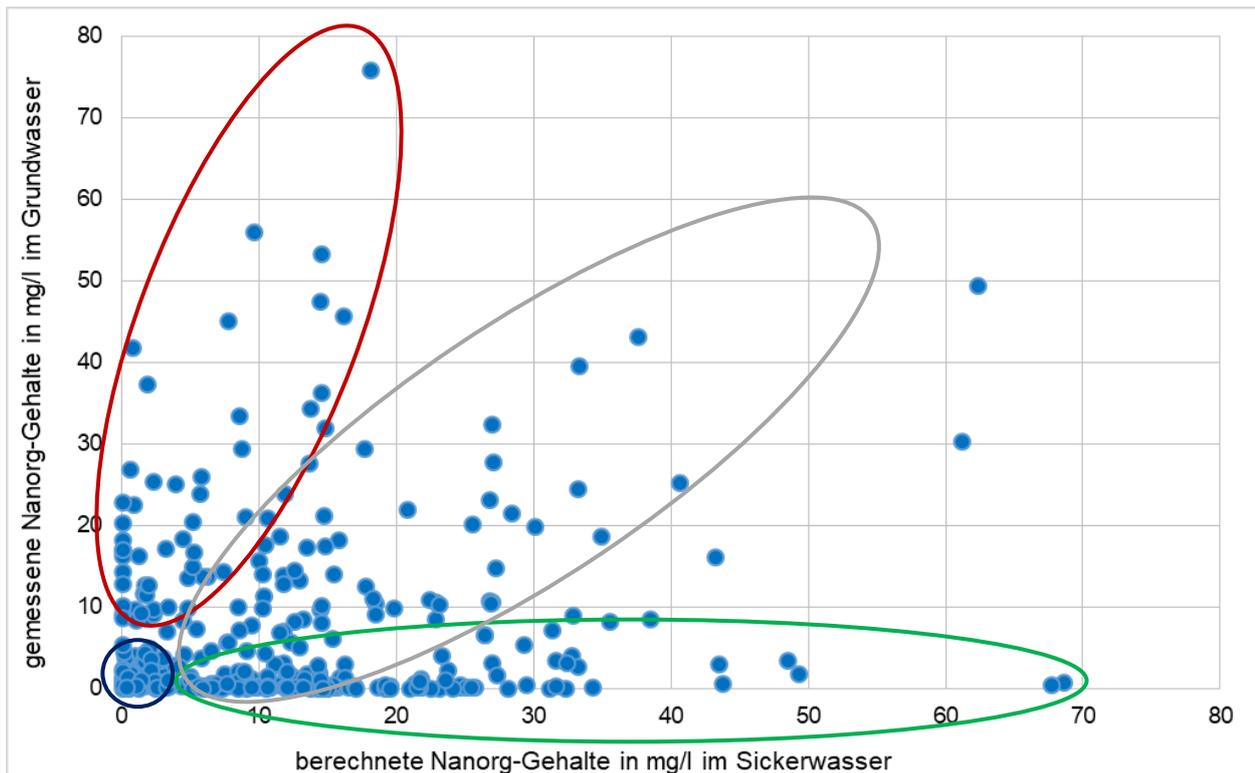


Abb. 53: Gegenüberstellung der in der Messstelle gemessenen Stickstoffgehalte zu den berechneten Stickstoffkonzentrationen

Ebenso wie in der vorhergehenden Abbildung befinden sich auch hier die meisten Messstellen entlang der Abszissenachse. Etwa 67 % der Messstellen weisen im Grundwasser eine geringere Stickstoffkonzentration auf als im Sickerwasser berechnet. Grob lassen sich die Messstellen vier Klassen zuordnen. Im unteren Konzentrationsbereich (blau markiert) befinden sich die Messstellen, bei denen kein Eintrag stattfindet. Messstellen mit Stickstoffabbau sind grün markiert und Messstellen die keinen Abbau zeigen und somit auch kein Denitrifikationspotential sind grau markiert. Werte, die sich entlang der Ordinatenachse schmiegen (rot markiert) und damit einen geringeren Eintrag gegenüber der tatsächlich gemessenen Konzentration im Grundwasser aufweisen, sind vermutlich auf Unschärfen der Eingangsdaten zurückzuführen.

Eine genaue Abgrenzung der vier Klassen untereinander anhand von festgelegten Werten ist insbesondere in den Übergangsbereichen nicht möglich.

6.2 Ganglinienanalyse

Grundlage der Ganglinienanalyse ist die Betrachtung hydrochemischer Daten als Zeitreihe. In Kapitel 5.1 sind die hierfür notwendigen Grundlagen erläutert. Da einzelne Parameter, darunter auch Nitrat, stark schwankend auftreten können, sollte für die Bewertung ein Minimum von fünf zeitlich unterschiedlichen Datensätzen vorliegen, um einen Trend ableiten zu können. Damit konnten 461 der 532 Messstellen untersucht werden (Abb. 54).

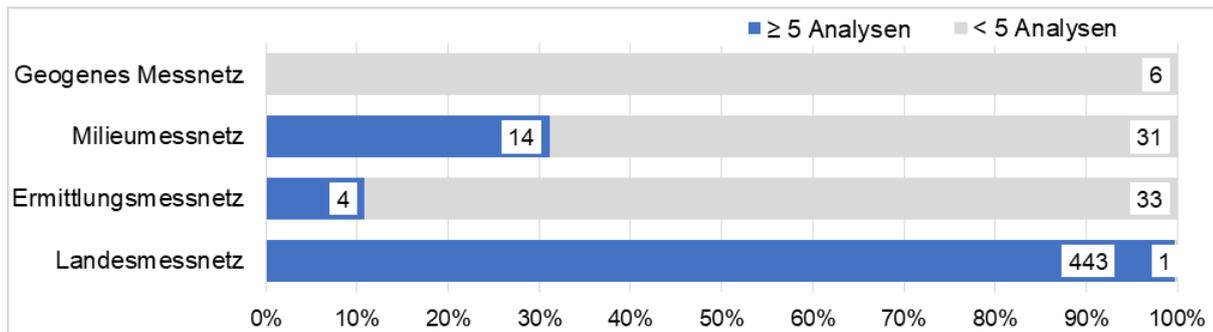


Abb. 54: Übersicht zu den Messnetzanteilen der mittels Ganganalyse untersuchten Messstellen

Die Untergliederung der Bewertung mit Hilfe der Ganglinienanalyse erfolgte in sechs Klassen:

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.

Messstellen, bei denen der im Grundwasser gemessene Nitrat-Mittelwert unter 3 mg/l liegt, weisen entweder keinen Stickstoffeintrag oder eine Denitrifikation auf. Zeigen weder die Hydrogencarbonat- noch die Sulfat- Ganglinie einen Anstieg, der auf einen Abbau hindeutet, ist kein Eintrag vorhanden. In Abb. 55 ist dies am Beispiel der Messstelle Waddekath dargestellt. Auf der primären Ordinatennachse sind die Parameter Nitrat, Sulfat, Hydrogencarbonat, Chlorid und Redoxpotential aufgetragen, auf der Sekundärachse, wegen der unterschiedlichen Größenordnung der Werte, Sauerstoff und Eisen.

Voraussetzung für Denitrifikation ist ein reduzierendes Milieu im Grundwasser, wie es in Abb. 55 für Redoxpotentiale < 200 mV und Sauerstoffgehalte < 2 mg/l exemplarisch dargestellt ist.

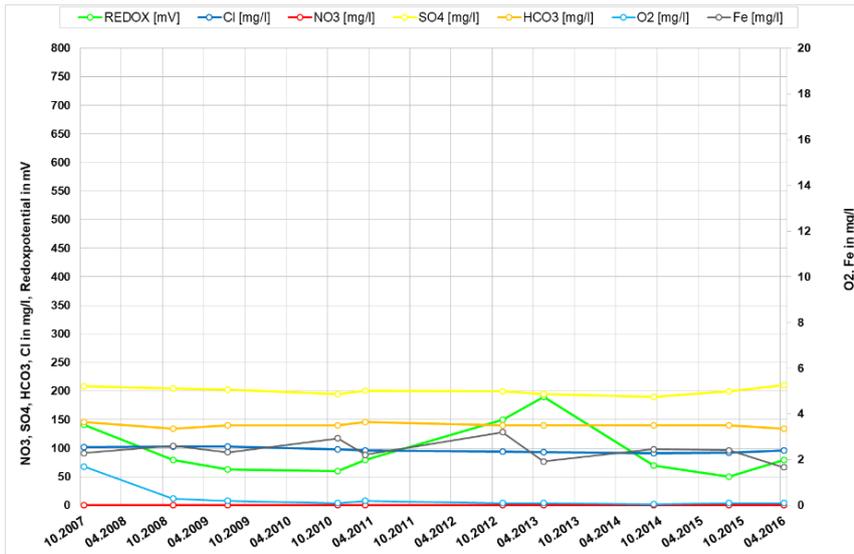


Abb. 55: Auswertung der Ganglinien – kein Nitrateintrag am Beispiel der Messstelle Waddekath

Da sowohl Nitrat als auch die den Nitratabbau anzeigenden Parameter Hydrogencarbonat und Sulfat konstant sind, ist hier offensichtlich kein Nitrateintrag - oder ein vollständiger Nitratabbau in der ungesättigten Zone - vorhanden.

Anders sieht es an der Mess-

stelle Paplitz OP (Abb. 56) aus. Hier finden sich dauerhaft hohe Nitratkonzentrationen von > 100 mg/l in einem oxischen Milieu, wie Redoxpotential und Sauerstoffgehalt anzeigen. Da Hydrogencarbonat und Sulfat ebenso wie die Eisengehalte konstant sind, findet eine Denitrifikation nicht statt.

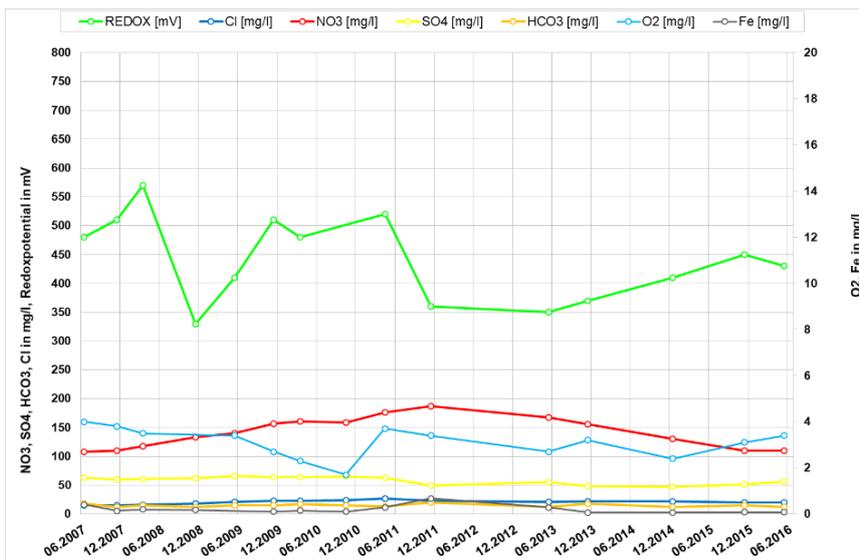


Abb. 56: Auswertung der Ganglinien – fehlendes Nitratabbaupotenzial eines Grundwasserleiters am Beispiel der Messstelle Paplitz OP

Dasselbe gilt für die Adelheidsquelle (Abb. 57). Das Milieu ist überwiegend oxisch, teilweise bereits anaerob mit Redoxpotentialen < 250 mV und Sauerstoffgehalten < 2 mg/l. Die Übereinstimmung des Verlaufs der Nitrat- und der Sulfatganglinie weist auf ein fehlendes Abbaupotenzial hin.

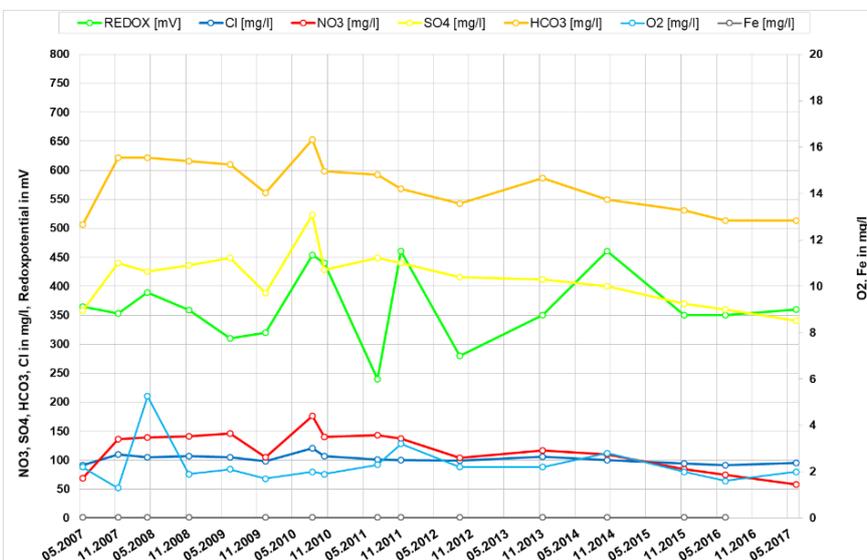


Abb. 57: Auswertung der Ganglinien – fehlendes Nitratabbaupotenzial eines Grundwasserleiters am Beispiel der Messstelle Adelheidsquelle

Sowohl an der Adelheidsquelle als auch an der GWM Paplitz OP sind die (molaren) Sulfat / Chlorid-Verhältnisse mit 1,5 bzw. 1,08 relativ konstant.

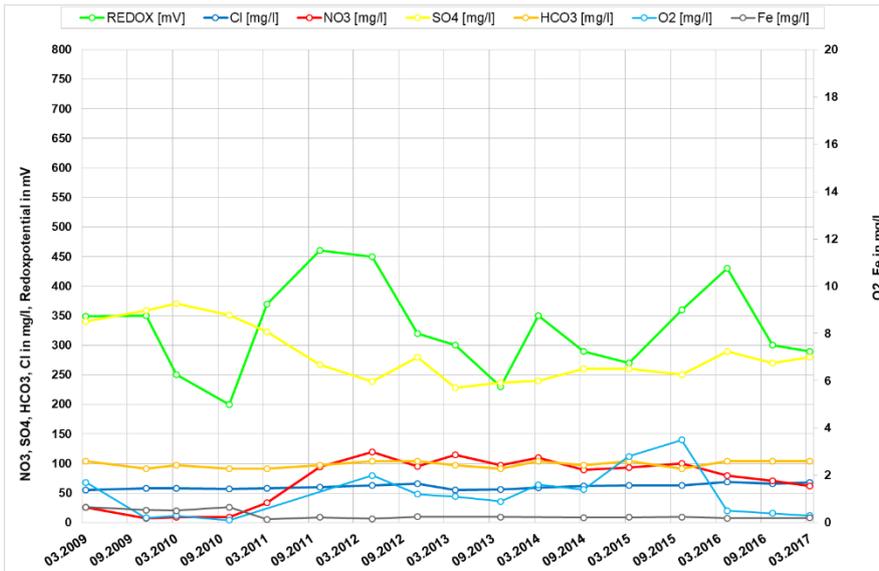


Abb. 58: Auswertung der Ganglinien – Erschöpfung des Nitratabbaupotenzials eines Grundwasserleiters am Beispiel der Messstelle Quellendorf

An der GWM Quellendorf (Abb. 58) steigen die Nitratwerte ab 2011 auf 120 mg/l stark an. Gleichzeitig zeigt sich ein deutlicher Abfall der Sulfatkonzentrationen um mehr als 100 mg/l. Ebenso nehmen die Eisengehalte um 0,45 mg/l und das Sulfat /

Chlorid-Verhältnis von 2,25 auf 1,52 ab. Die Hydrogenkarbonatkonzentrationen sind über den gesamten Zeitraum stabil. Damit weist diese Messstelle vermutlich eine Erschöpfung des chemo-lithotropen Abbaupotenzials seit etwa 2011 auf.

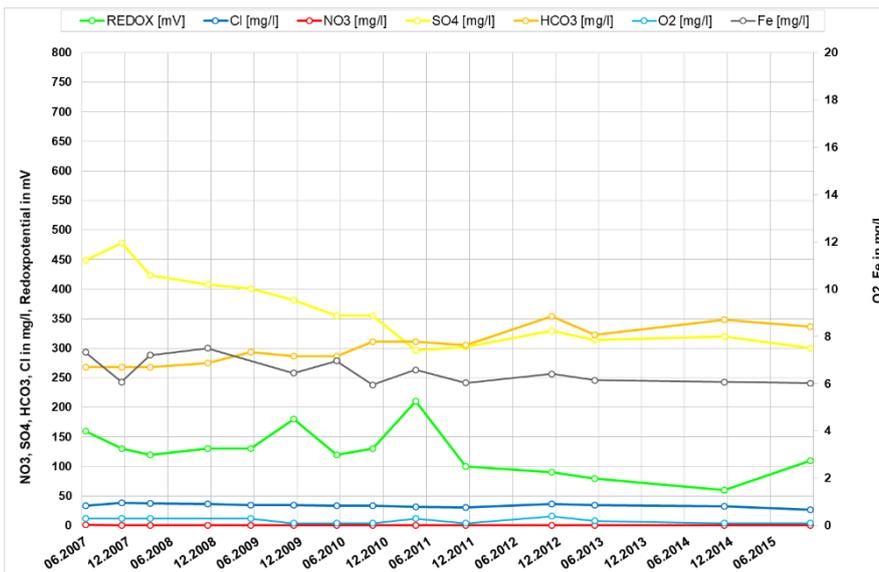


Abb. 59: Auswertung der Ganglinien - Nitratabbaupotenzial vorhanden, Nachweis über den Ablauf der chemo-organotropen Denitrifikation am Beispiel der Messstelle Raeckendorf OP

An der Messstelle Raeckendorf OP (Abb. 59) sind, wie an der Messstelle Waddekath (Abb. 55) mit einem nicht vorhandenen Eintrag, keine Nitratwerte zu messen. Anders als dort sind die niedrigen Gehalte hier durch eine

chemo-organotrophe Denitrifikation bedingt. Bei deutlich reduzierenden Verhältnissen mit Redoxpotentialen unter 200 mV und Sauerstoffgehalten um 0,2 mg/l ist ein klarer Anstieg des Hydrogencarbonats von 268 mg/l auf 348 mg/l zu sehen. Im gleichen Zeitraum nimmt auch der Sulfatgehalt bei gleichbleibendem Chloridgehalt ab, allerdings zeigen sich hier keine Anzeichen einer Erschöpfung des Abbaupotenzials mit steigenden Nitrat- und fallenden Eisenwerten.

Auch die Messstelle Nielebock (Abb. 60) weist eine chemo-organotrophe Denitrifikation auf. Die Nitratkonzentrationen sind mit über 50 mg/l ungleich höher, dennoch ist mit steigenden Hydrogencarbonatgehalten ein Abnehmen der Nitratgehalte zu beobachten. Das Grundwassermilieu

schwankt mit Werten um 260 mV in einem anaeroben Bereich, allerdings zeigt Sauerstoff mit Konzentrationen unter 2 mg/l reduzierende Verhältnisse an. Die zwischenzeitlichen Peaks der Chloridganglinie verursachen eine Abnahme des Sulfat-: Chloridverhältnisses von 1,9 auf 0,7.

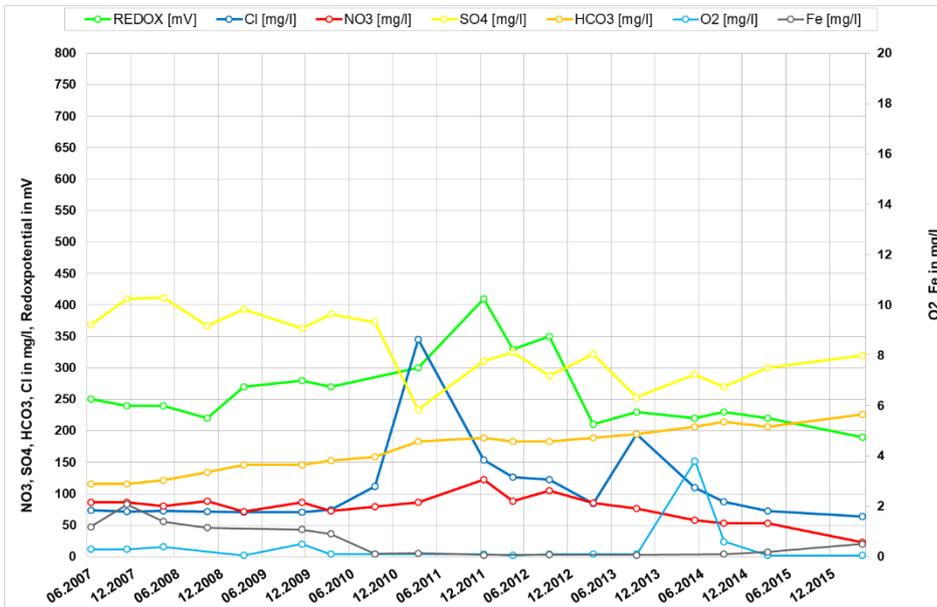


Abb. 60: Auswertung der Ganglinien - Nitratabbaupotenzial vorhanden, Nachweis über den Ablauf der chemo-organo-trophen Denitrifikation am Beispiel der Messstelle Nielebuck

Da sich die Nitratganglinie hiervon unbeeindruckt zeigt und das Verhältnis wieder auf 1,8 angestiegen ist bei unauffälligen Eisengehalten, ist durch den

stetigen Hydrogencarbonatanstieg ein chemo-organotrophes Abbaupotenzial belegt.

Die beiden folgenden Beispiele zeigen eine chemo-lithotrophe Denitrifikation. Da der Anstieg von Sulfat auch anthropogenen Ursprungs, beispielweise durch Düngemittel oder Deponien, oder geogen durch Salzstöcke bedingt sein kann, ist eine gleichzeitige Betrachtung der Chloridganglinie notwendig. Steigt Sulfat bei konstanten Chloridgehalt an, kann ein chemo-lithotropher Abbau konstatiert werden.

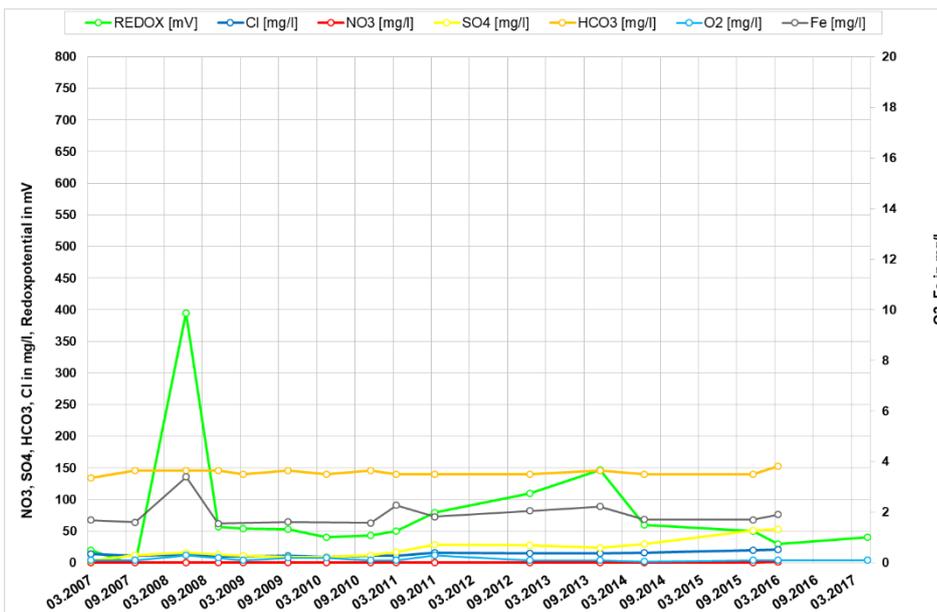


Abb. 61: Auswertung der Ganglinien - Nitratabbaupotenzial vorhanden, Nachweis über den Ablauf der chemo-lithotrophen Denitrifikation am Beispiel der Messstelle Storbeck Wald

An der Messstelle Storbeck Wald (Abb. 61) ist kein Nitrat messbar, was auch durch einen fehlenden Eintrag bedingt sein kann. Die GWM weist ein deutlich reduzierendes Milieu mit

niedrigen Redox- und Sauerstoffgehalten sowie hohen Eisengehalten auf. Damit sind die Bedin-

gungen für eine Denitrifikation gegeben. Hydrogencarbonat ist konstant, allerdings ist ein deutlicher Sulfatanstieg erkennbar und auch das Sulfat-: Chloridverhältnis steigt kontinuierlich von 0,1 auf 0,9. Dies belegt einen chemo-lithotropen Abbau an dieser Messstelle.

An der Messstelle Reinsdorf 01/06 (Abb. 62) sind dagegen deutlich hohe Nitratwerte mit im Schnitt 170 mg/l zu finden.

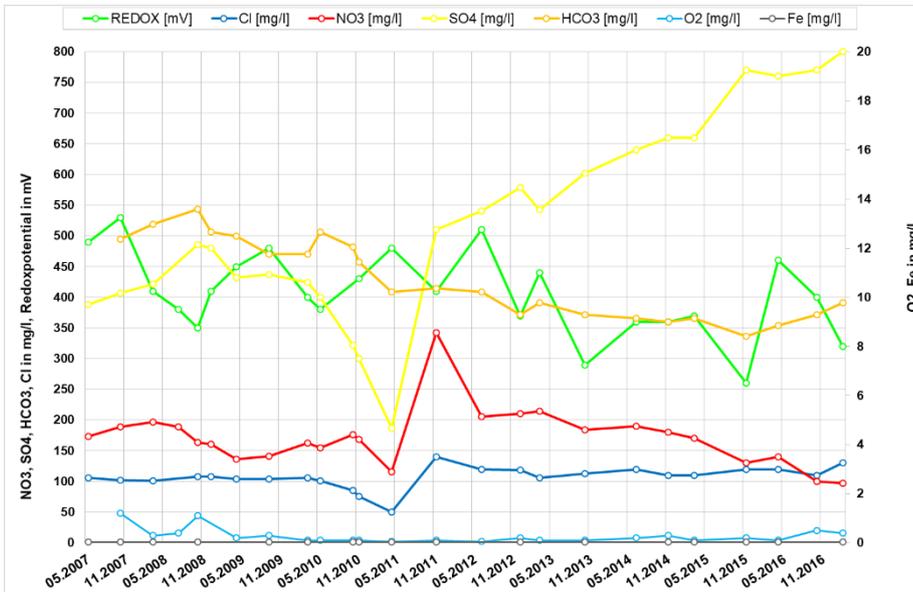


Abb. 62: Auswertung der Ganglinien - Nitratabbaupotenzial vorhanden, Nachweis über den Ablauf der chemo-lithotropen Denitrifikation am Beispiel der Messstelle Reinsdorf 01/06

Die GWM zeigt ab 2011 einen sehr starken Anstieg der Sulfatkonzentrationen bei relativ konstanten Chloridgehalten. Das schlägt sich auch in einem Anstieg des Sulfat-: Chloridverhältnisses um 0,9

Punkte nieder. Die zuvor hohen Hydrogencarbonatgehalte nehmen ab, was auf eine Erschöpfung eines vorhergehenden chemo-organotropen Abbaus deuten könnte. Das Redoxpotential weist mit Werten über 300 mV auf ein oxisches Grundwassermilieu, demgegenüber stehen Sauerstoffgehalte von deutlich unter 2 mg/l. Die im Grundwasser nicht messbaren Eisenkonzentrationen belegen ein eher oxisches Verhältnis, bei dem das durch die Denitrifikation entstandene Eisen(II) gleich wieder oxidiert wird (siehe Kapitel 5.1). Die gegensätzliche Entwicklung der Sulfat- und der Nitratganglinie stellt einen chemo-lithotropen Abbau dar.

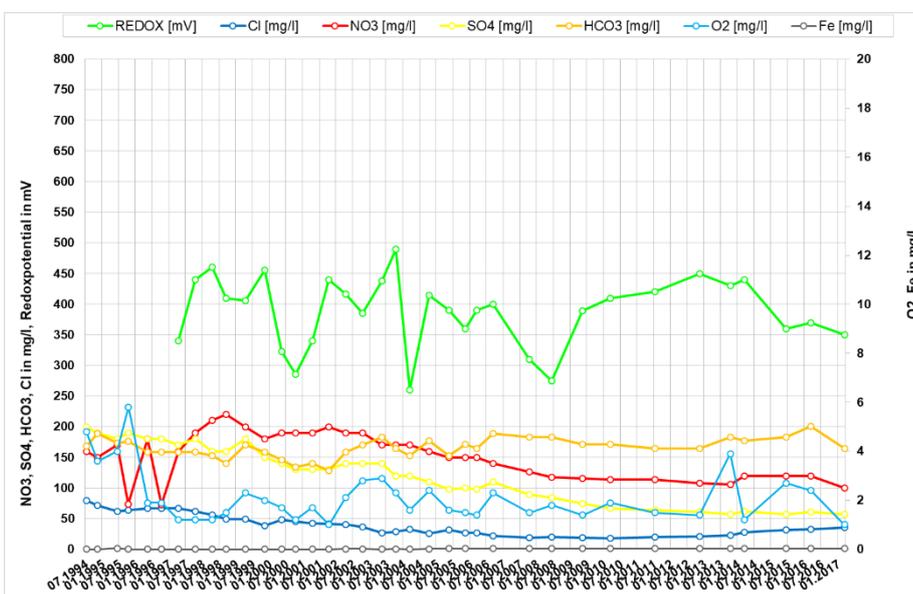


Abb. 63: Auswertung der Ganglinien – fallende Nitratgehalte, ggf. aufgrund zurückgehender Einträge am Beispiel der Messstelle Cheine-Güte

Die Messstelle Cheine-Güte (Abb. 63) zeigt ein überwiegend oxisches Milieu mit Redoxpotentialen über 250 mV und Sauerstoffgehalten von über 2 mg/l an. Dennoch ist ein starker Nitratrückgang von 220 mg/l auf 100 mg/l zu

verzeichnen. Die Hydrogencarbonatganglinie ist relativ konstant. Da gleichzeitig sowohl Sulfat als auch Chlorid abnehmen, ist von einem zurückgehenden Eintrag auszugehen. Die Darstellung zeigt somit eine Sonderform eines nicht vorhandenen Abbaupotenzials.

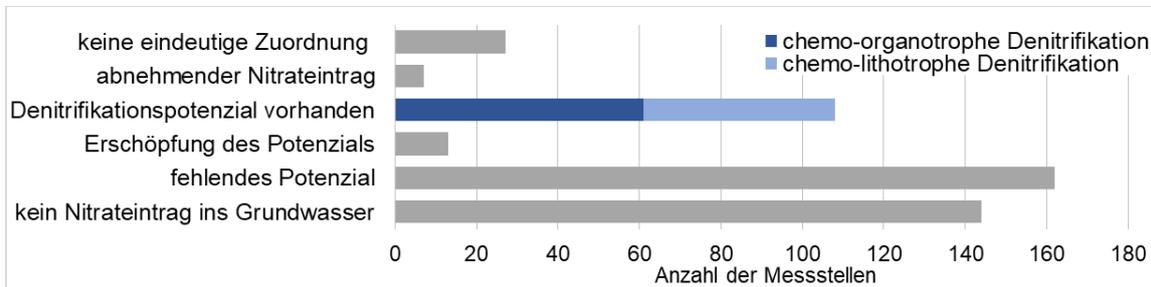


Abb. 64: Zuordnung der Messstellen zu einer Nitratabbauklasse nach Analyse der Ganglinien

Abb. 64 zeigt eine Übersicht zur Auswertung der Ganglinien. Von den untersuchten 461 Messstellen kann für 108 (23 %) ein Nitratabbau festgestellt werden. Demgegenüber stehen 162 Messstellen (35 %) die kein Potenzial haben, Nitrat abzubauen. An weiteren 13 Messstellen (3 %) ist das Potenzial erschöpft und an 144 Messstellen (31 %) findet kein Nitratreintrag statt. Wie bereits am Beispiel Cheine-Güte (Abb. 63) erwähnt, ist der abnehmende Nitratreintrag eine Sonderform des fehlenden Nitratabbaupotenzials. Im Anhang 2 sind die Bewertungen der einzelnen Messstellen aufgeführt.

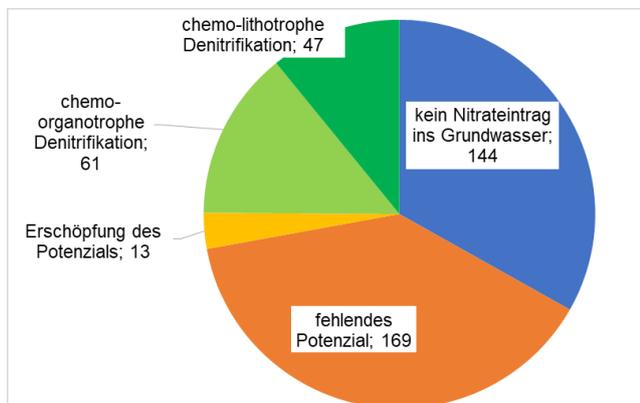


Abb. 65: Zusammenfassung der Ganglinienanalyse

Abb. 65 fasst die Messstellen zusammen, für die nach der Ganglinienanalyse eine Aussage zu deren Nitratabbauvermögen getroffen werden kann. Die Messstellen ohne Potential überwiegen deutlich (39 %) vor denen mit einer Denitrifikation (25 %) gleich welcher Art.

In Abb. 66 ist dem Grundwasserleiter, in welchem die Messstelle ausgebaut ist das jeweilige Abbaupotenzial zugeordnet. Dabei wurden für eine erste Übersicht Messstellen mit einem ehemals vorhandenen Abbaupotenzial der Denitrifikation zugeschlagen. Zwischen dem Ausbau in einem Poren- bzw. in einem Kluftgrundwasserleiter ist ein klarer Unterschied bezüglich des Potenzials Nitrat abzubauen zu erkennen. Ein Abbaupotenzial von 54 % in den Porengrundwasserleitern steht einem Potential von nur 19 % in Kluftgrundwasserleitern gegenüber. Dies steht in Übereinstimmung zu den in Kapitel 3.2.1 getroffenen Aussagen, dass in den Lockergesteinseinheiten ein überwiegend reduzierendes und in den Festgesteinseinheiten zumeist ein oxidierendes Milieu vorherrscht, diese Aussage aber nicht generell gültig ist. Das zeigt auch die Übersicht der Zuordnung der Ganglinienanalyse zu den hydrogeologischen Bezugseinheiten (Abb. 67).

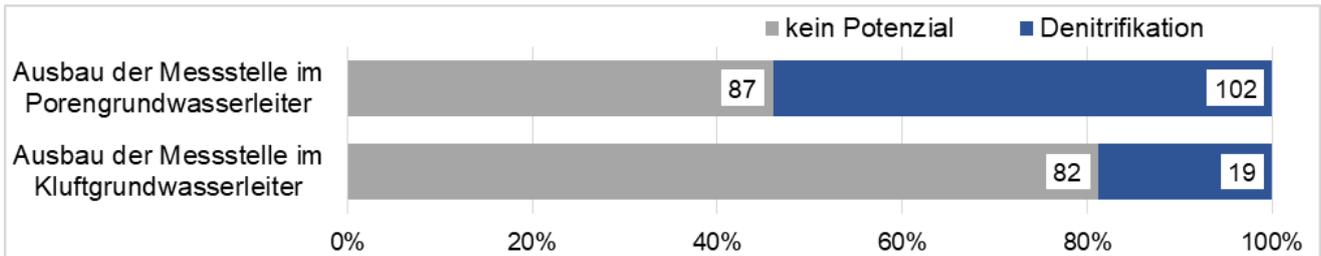


Abb. 66: Übersicht zum Denitrifikationsvermögen nach Art des Grundwasserleiters nach Analyse der Ganglinien
Tendenziell ist in den Lockergesteinen das mit Hilfe der Ganglinienanalyse ermittelte Denitrifikationspotenzial höher als in den Festgesteinen. Dennoch weisen auch hier fast 50 % der Messstellen ein nicht vorhandenes Potenzial auf. Dies kann zum einen durch eine Erschöpfung des Abbauvermögens, das durch die Zeitreihe nicht mehr erfasst wird, bedingt sein, zum anderen können auch einfach oxidierende Verhältnisse vorliegen unter denen Denitrifikation nicht stattfindet. Ein weiterer Faktor bei der Auswertung dieser Gegenüber-stellung ist die stark unterschiedliche Anzahl der Messstellen je Bezugseinheit. Für die Ein-heiten Zechstein und Magmatite konnten nur eine bzw. vier Messstellen ausgewertet wer-den, damit ist eine flächenhafte Zuweisung nicht aussagekräftig.

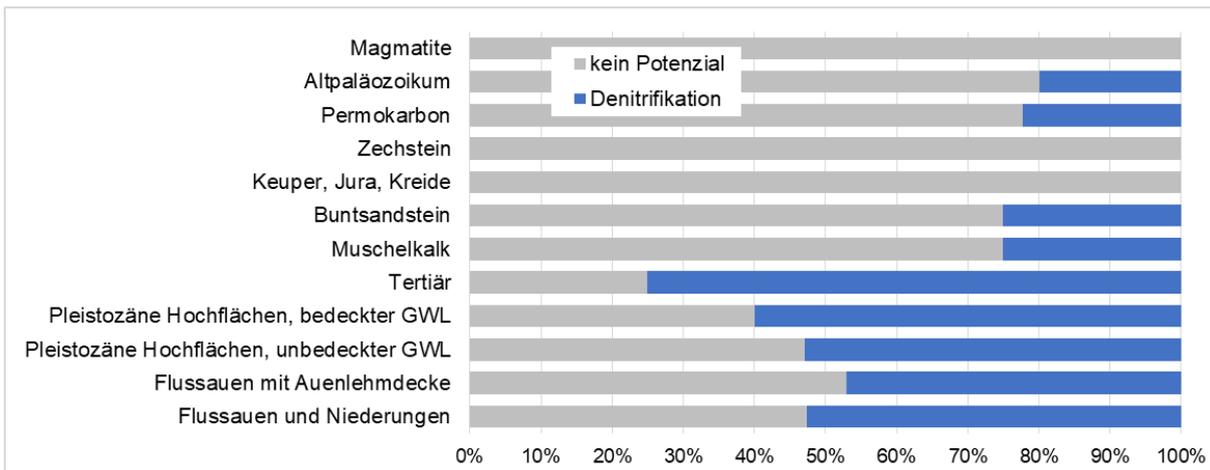


Abb. 67: Übersicht zum Denitrifikationsvermögen nach den hydrogeologischen Bezugseinheiten nach Analyse der Ganglinien

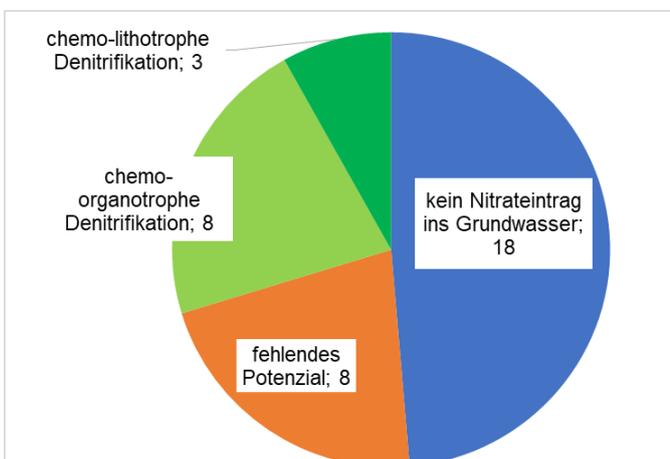


Abb. 68: Auswertung der Ganglinienanalyse der Waldstandorte

Bei der Ausweisung der Zustromgebiete wurden 41 Messstellen wegen ihrer Lage in einem Waldgebiet bei einem Gesamtstickstoffgehalten von unter 2 mg/l nicht berücksichtigt. Für vier Messstellen lagen nicht ausreichend hydrochemische Daten für eine Bewertung vor, die übrigen 37 konnten klassifiziert werden. Abb. 68 zeigt bei knapp 50 % keinen Nitrateintrag, aber eben auch zu 51 % durch atmosphärische Deposition bedingte Einträge.

Bei der Ausweisung der Zustromgebiete wurden 41 Messstellen wegen ihrer Lage in einem Waldgebiet bei einem Gesamtstickstoffgehalten von unter 2 mg/l nicht berücksichtigt. Für vier Messstellen lagen nicht ausreichend hydrochemische Daten für eine Bewertung vor, die übrigen 37 konnten klassifiziert werden. Abb. 68 zeigt bei knapp 50 % keinen Nitrateintrag, aber eben auch zu 51 % durch atmosphärische Deposition bedingte Einträge.

An elf Messstellen (30 %) findet Denitrifikation statt, an weiteren acht Messstellen (22 %) ist kein Abbaupotenzial vorhanden. Von den 88 Messstellen, die durch ihre Lage in einem Entlastungsgebiet gekennzeichnet sind, weisen 74 ausreichende hydrochemische Datensätze vor. Die Analyse der Ganglinien ergab in einem Fall keine eindeutige Zuordnung.

In Abb. 69 ist die Klassifikation des Nitratabbauvermögens in den Entlastungsgebieten dargestellt. Zu 40 % erfolgt kein Nitrategieintrag in das Grundwasser, 38 % zeigen ein fehlendes Potenzial.

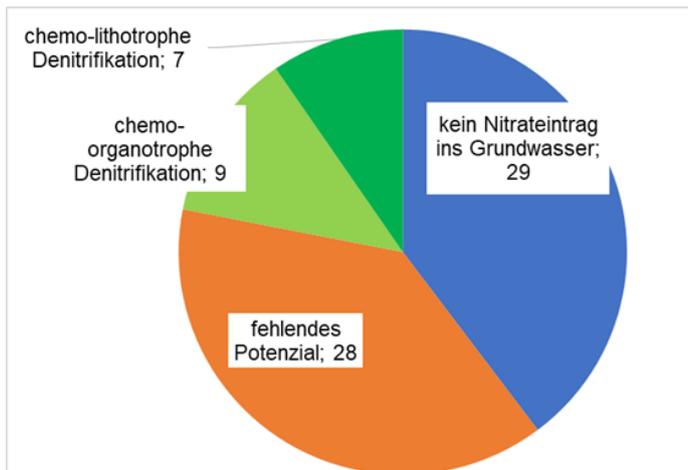


Abb. 69: Auswertung der Ganglinienanalyse der Messstellen in Entlastungsgebieten

Trotz der geringen Flurabstände können durch das Vorliegen feinkörniger Sedimente mit einem hohen organischen Anteil reduzierende Milieubedingungen vorherrschen, die eine Denitrifikation ermöglichen. An 16 Messstellen (22 %) findet ein chemo-lithotropher bzw. -organotropher Nitratabbau statt.

Abb. 70 zeigt die Verteilung der Nitratkonzentrationen auf die verschiedenen Bewertungsklassen zum Nitratabbau nach Analyse der Ganglinien. Die Verteilung weist das erwartete Ergebnis auf. Die geringsten Nitratgehalte finden sich an den Messstellen ohne einen Eintrag, gefolgt von denen, an denen ein Abbau stattfindet. Dabei umfasst bei der chemo-lithotropen Denitrifikation die Box Werte bis 4 mg/l, bei der chemo-organotropen Denitrifikation bis 18 mg/l. Hier reicht der obere Whisker mit 45 mg/l nahe an den in der Grundwasserverordnung festgelegten Schwellenwert von 50 mg/l. Einzelne Ausreißer beider Denitrifikationsarten liegen bereits deutlich darüber. Das zeigt, dass hohe Nitratgehalte nicht automatisch einen Nitratabbau ausschließen. Sowohl bei einem fehlenden Abbaupotenzial als auch bei einer Erschöpfung als Sonderform des fehlenden Denitrifikationsvermögens, liegen die mittleren Nitratgehalte deutlich höher. Mit einem Median von 43 mg/l bzw. 50 mg/l und bei Mittelwerten von 54 mg/l und 71 mg/l wird der Schwellenwert für Nitrat klar erreicht und überschritten. Da kein Abbau stattfindet, werden die eingetragenen Konzentrationen im Grundwasser gefunden.

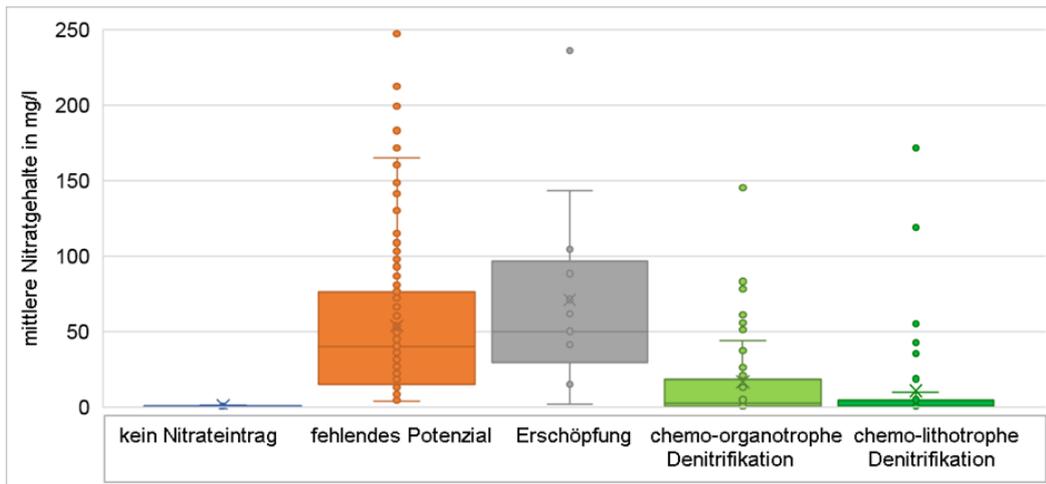


Abb. 70: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen auf die Bewertungsklassen der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der Ganglinienanalyse

Abb. 71 zeigt die Lage der Messstellen und die mit der Ganglinienanalyse ermittelte „Nitratabbauwahrscheinlichkeit“ (Begriff nach LAWA 2017). Die Verteilung ist recht heterogen, mit einem Schwerpunkt der Denitrifikation im Nordosten des Landes und einem fehlenden Abbaupotenzial im Südwesten. Eine direkte Korrelation mit den hydrogeologischen Bezugseinheiten ist jedoch nicht zu erkennen.

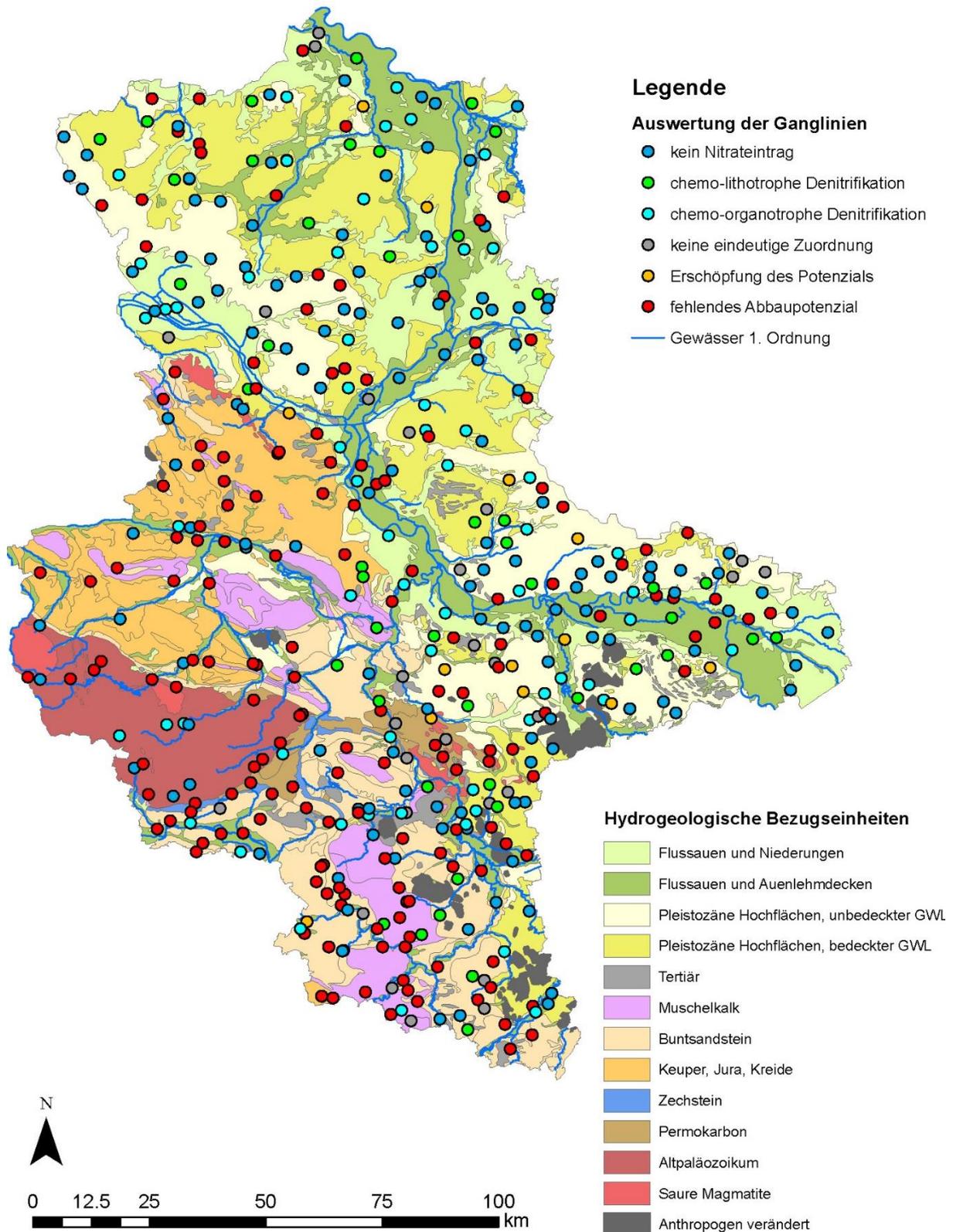


Abb. 71: Regionale Verteilung des messstellenbezogenen Nitratabbaus nach der Ganglinienanalyse

Zur Häufung der Messstellen ohne Nitratabbau im Süden zeigen die beiden Grafiken in Abb. 72 und Abb. 73 zwei Beispiele aus dem Buntsandstein mit tief verfilterten Messstellen. In beiden Fällen sind die Nitratwerte nicht besonders hoch, jedoch steigen die Konzentrationen an und liegen aktuell bereits bei 50 mg/l oder mehr. Die übrigen Parameter zeigen typische oxidierte Zustände

und keine auffälligen Nitratabbauprozesse. Das sind sensible Gebiete, da hier ein anhaltend hoher Eintrag aus der ungesättigten Zone zu zukünftig hohen Nitratwerten im Grundwasser führen kann.

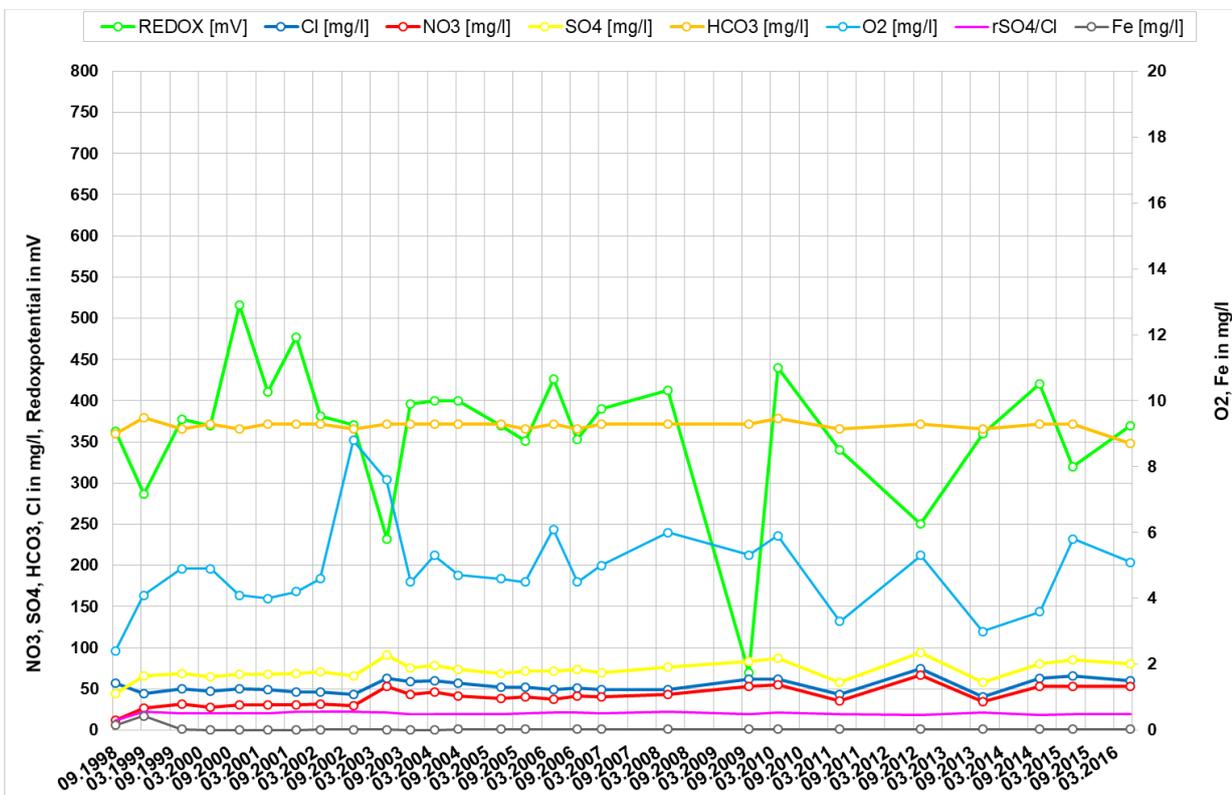


Abb. 72: Konzentrationsverläufe hydrochemischer Indikatorparameter am Beispiel der im Buntsandstein ausgebauten Messstelle Saubach 1/98 ohne Nitratabbau

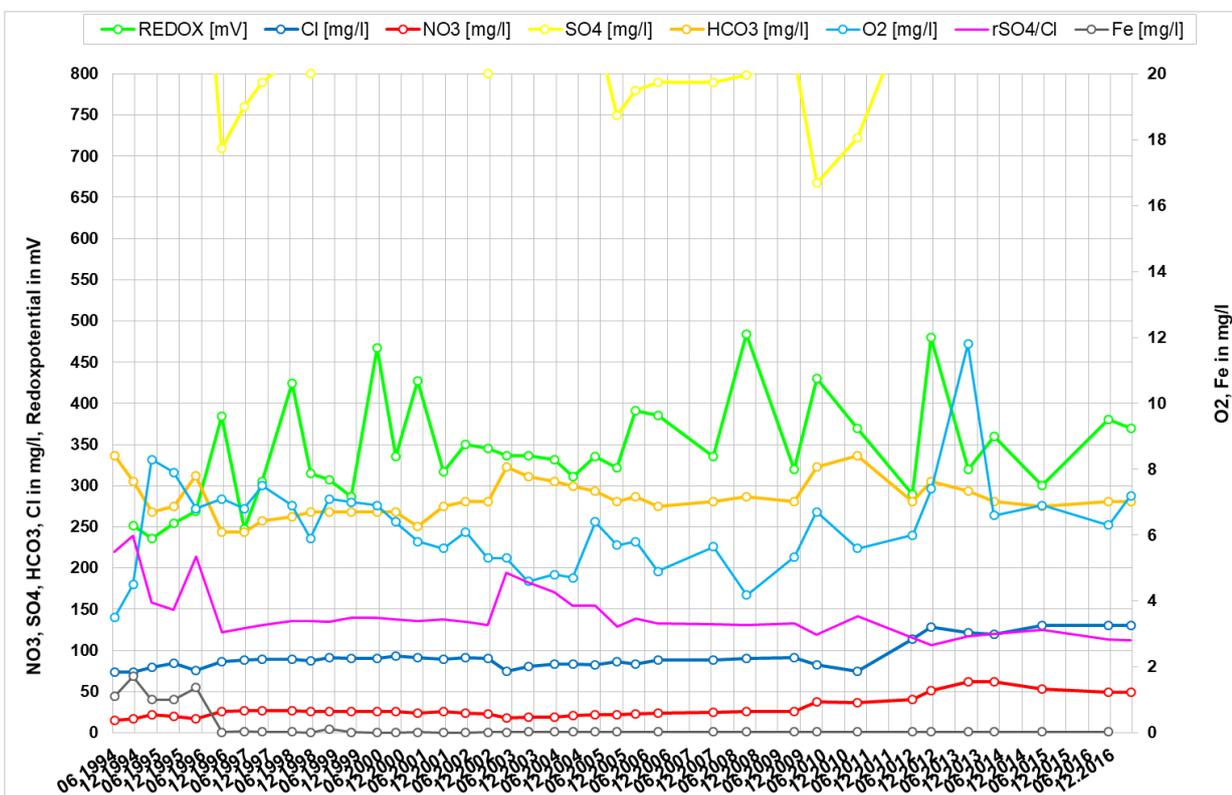


Abb. 73: Konzentrationsverläufe hydrochemischer Indikatorparameter am Beispiel der im Buntsandstein ausgebauten Messstelle Steuden ohne Nitratabbau

6.3 Hydrochemische Analyse

6.3.1 Hydrochemische Bewertung nach Cremer (2015)

Das bereits in Kapitel 5.2 angesprochene Sulfat- : Chlorid-Verhältnis von 0,75, welches für Grundwassermessstellen der Niederrheinischen Bucht ausgewiesen wurde, lässt sich nicht direkt auf Sachsen-Anhalt übertragen. Die in Abb. 74 dargestellte Gegenüberstellung der Nitratkonzentrationen zum Konzentrationsverhältnis zeigt eine Prävalenz bei etwa 1,5. Gleichzeitig ist die Differenz zwischen dem Minimal- und dem Maximalquotienten dargestellt, anhand dessen auf eine mögliche chemo-lithotrophe Denitrifikation geschlossen werden kann. Cremer (2015) gibt deutliche Anstiege des Verhältnisses als sicheres Indiz auf eine ablaufende Reaktion an. Geringere Anstiege können auch durch einen Zustrom oberflächennahen Grundwassers herrühren. Deutlich ist eine Streuung der Werte < 1 um das grafische Gleichgewichtsverhältnis von 1,5 zu erkennen. Starke Anstiege mit Differenzen > 1 , die eine chemo-lithotrophe Denitrifikation anzeigen, finden sich vorzugsweise oberhalb dieses Gleichgewichtsverhältnisses.

Mit Hilfe der Differenz zwischen Minimal- und Maximalquotient des Sulfat-: Chlorid-Verhältnisses sowie dem Verlauf in der Zeitreihe, lässt sich ein chemo-lithotropher Abbau gut erkennen. Das Gleichgewichtsverhältnis für die Sachsen-Anhaltinischen Grundwässer liegt dabei aber über denen von Cremer (2015) ermittelten, wie in Abb. 74 zu sehen. Für 9136 Messwerte von 525 Messstellen wurde der Quotient aus den molaren Sulfat- und Chloridgehalten berechnet. Für die restlichen Messstellen fehlen Daten der Sulfat- und/oder Chloridgehalte. Bei der Berechnung des Quotienten über alle Daten hinweg ergab sich ein Mittelwert von 1,9 für das Sulfat-: Chlorid-Verhältnis. Hierin enthalten sind allerdings auch durch Denitrifikation erhöhte Werte. Wie bei der Auswertung der Ganglinien bereits angeschnitten, variiert das Sulfat-: Chlorid-Verhältnis von Messstelle zu Messstelle. Dennoch lässt sich mit Hilfe dieses Wertes eine chemo-lithotrophe Denitrifikation belegen.

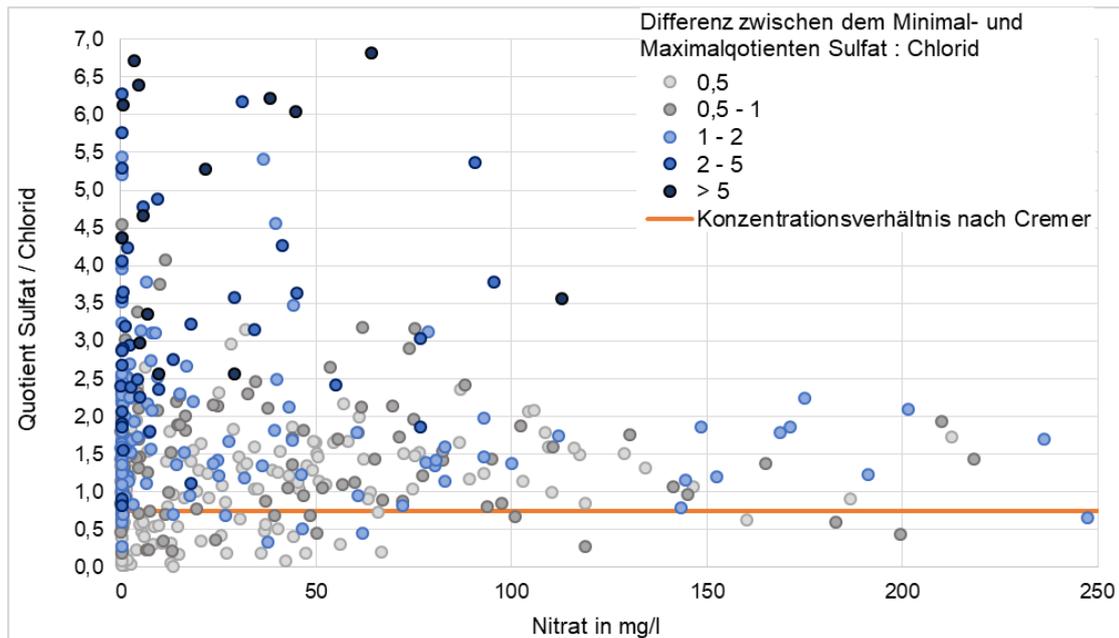


Abb. 74: Gegenüberstellung der Nitratkonzentration zum Sulfat-: Chlorid-Verhältnis sowie der Differenz zwischen dem Minimal- und dem Maximalquotienten des Verhältnisses
Hydrochemische Bewertung nach IWW (2011)

Anhand der Korrelation von Einzelparametern kann, wie auch bereits bei der Ganglinienanalyse und dem Sulfat-: Chlorid-Verhältnis geschehen, auf bestimmte Prozesse geschlossen werden. In einem 2011 erstellten Gutachten für die Stadtwerke Wesel hat das Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser, Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH (IWW) Eisen in Verbindung mit redoxsensitiven Parametern wie Redoxpotential oder Sauerstoff als belastbaren Indikator für das Auftreten von Denitrifikationsprozessen identifiziert. In Tabelle 5 sind die Konzentrationen der Parameter aufgeführt, die unter der Voraussetzung der Verfügbarkeit eines Reduktionsmittels, für ein hohes Abbaupotenzial stehen.

Tabelle 5: Ermittlung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand von Konzentrationen der Parameter Eisen und Redoxpotential bzw. Sauerstoff nach IWW, 2011

Parameter	Konzentration	Denitrifikationspotential vorhanden
Eisen	> 2 mg/l	ja (und-Bedingung)
Redoxpotential	< 200 mV	
bzw. Sauerstoff	< 2 mg/l	

Von den 528 Messstellen mit vorhandenen hydrochemischen Daten konnten 525 bzw. 524 in die Auswertung einbezogen werden. Für die übrigen vier Messstellen liegen keine Daten von Eisenkonzentrationen bzw. des Redoxpotentials vor. Die Bewertung nach IWW (2011) gibt nur an wann ein Abbaupotenzial vorhanden ist, Angaben zu einem geringen oder fehlenden Potenzial sind nicht gegeben. Abb. 75 zeigt die Verteilung der Messstellen in die zwei Klassen. Dabei wurde unterschieden in eine Bewertung mit Eisen und Redoxpotential sowie mit Eisen und Sauerstoff. Ein gravierender Unterschied in der Verteilung der Messstellen ist nicht zu erkennen.

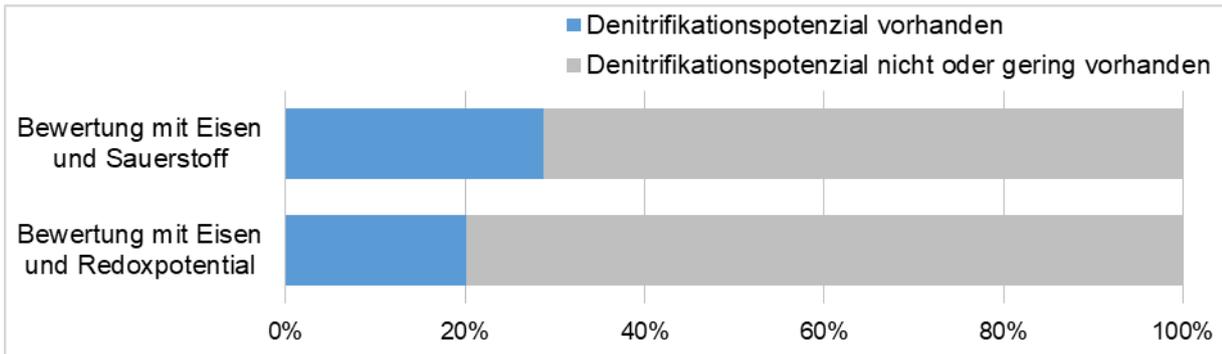


Abb. 75: Verteilung der Messstellen in die zwei Nitratabbauklassen nach IWW, 2011

Als Plausibilitätskontrolle wurden der Bewertung die Nitratkonzentrationen gegenübergestellt. Das Ergebnis ist in Abb. 76 zu sehen. Die Extremwerte sind zur besseren Übersicht nicht mit dargestellt. Zu erkennen ist eine klare Gruppierung niedriger Nitratgehalte bei hohem Abbaupotenzial. Allerdings sind niedrige Gehalte auch in der Klasse „kein bzw. geringes“ Abbaupotenzial vorhanden. Wird Sauerstoff (Abb. 75, rechts) in die Bewertung mit einbezogen, grenzen sich die Nitratwerte im unteren Konzentrationsbereich geringfügig voneinander ab. Auch liegen der obere Whisker, das obere Quartil sowie Median- und Mittelwert minimal höher als bei der Bewertung mit dem Redoxpotential. Demgegenüber gibt es ein wenig mehr Ausreißer bei der Ausweisung eines hohen Denitrifikationspotenzials. Zusammenfassend lässt sich mit dieser Methode ein vorhandenes Nit-ratabbaupotenzial erkennen. Wegen der fehlenden weiteren Untergliederung kann zu dem möglichen Vorhandensein eines nur geringen Denitrifikationsvermögens keine Aussage getroffen werden. Eine Unterscheidung zwischen keinem und einem geringen Abbau ist nicht möglich. Die eher geringen Nitratgehalte innerhalb der Box mit einem Median von knapp 20 mg/l deuten darauf hin, dass auch Messstellen enthalten sind, deren Abbaupotenzial nicht erkannt wurde. Auch der Mittelwert, welcher alle Ausreißer beinhaltet (Maximalkonzentration bei 335 mg/l), ist mit etwa 40 mg/l vergleichsweise niedrig.

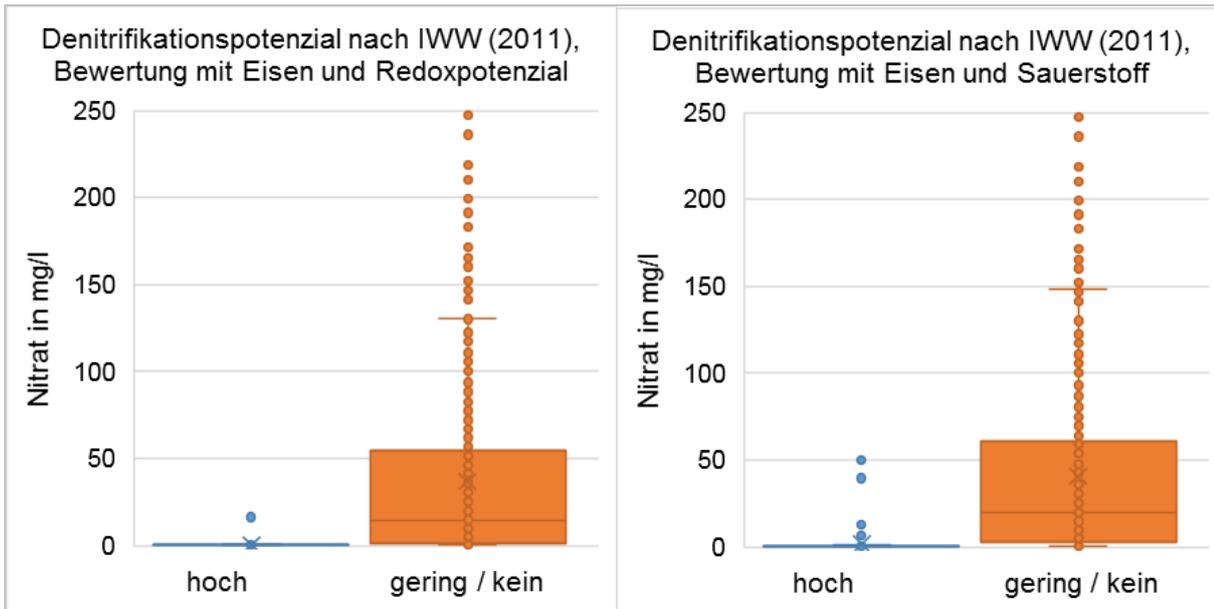


Abb. 76: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen auf die zwei Denitrifikations-Bewertungsklassen nach IWW, 2011 **Hydrochemische Bewertung nach LAWA (2017)**

Im Berichtsentwurf der LAWA (2017) zur Beurteilung der Grundwassergüte unter Berücksichtigung eines möglichen Nitratabbaus werden zwei Methoden vorgestellt, die auf der Korrelation von Sauerstoff und Eisen beruhen. Den Parametern werden dabei Konzentrationsbereiche zugeordnet, die einem geringen, mittleren bzw. hohen Denitrifikationspotenzial entsprechen. Bei der ersten Methode werden die beiden Parameter, wie es auch bei IWW (2011) der Fall war, durch eine „Und-Bedingung“ miteinander verknüpft. Da hierdurch aber nicht alle Konzentrationen erfasst werden können, wird als zweite Methode ein Punktesystem eingeführt. Den Konzentrationsbereichen eines Parameters werden je nach wahrscheinlichem Abbauvermögen die Punkte 0 für kein Potenzial bis 2, hohes Potenzial, zugewiesen und anschließend miteinander addiert. Die summierten Punktzahlen stellen das Denitrifikationspotenzial dar, wobei vier Punkte einer hohen Abbauwahrscheinlichkeit, zwei bis drei Punkte einer mittleren und weniger als zwei Punkte einer geringen Abbauwahrscheinlichkeit entsprechen. Als Nachteil dieser Methode wird die fehlende Wichtung der Parameter Sauerstoff und Eisen beschrieben, die hier als gleichwertige Indikatoren für reduzierende Verhältnisse fungieren. Möglicherweise erfährt Eisen durch diese Gleichsetzung in der Bewertung eine zu hohe Bedeutung.

In Tabelle 6 sind die Konzentrationsbereiche für Sauerstoff und Eisen dargestellt sowie das damit verbundene Denitrifikationspotenzial mit den zugeordneten Punkten. Die Ableitung der Parameterkonzentration zu einer Nitratabbauwahrscheinlichkeitsklasse entstammt umfassenden Literaturrecherchen sowie statistischen Auswertungen der Messergebnisse aus dem neuen EU-Nitratmessnetz mit etwa 700 Messstellen (LAWA, 2017). Im Gegensatz zur Methode des IWW (2011) mit einer Zuordnung der Eisenkonzentration von 2 mg/l bzw. 2000 µg/l zu einer hohen Abbauwahrscheinlichkeit liegen hier die Gehalte um das 20-fache niedriger. Da die Eisengehalte alle oberhalb

5 µg/l lagen, wurden diesem Parameter ausschließlich die Nitratabbauwahrscheinlichkeiten mittel bis hoch zugeordnet.

Tabelle 6: Klassifizierung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand von Konzentrationsbereichen der Parameter Sauerstoff und Eisen nach LAWA, 2017

Parameter	Konzentration	Nitratabbauwahrscheinlichkeit	Punkte
Sauerstoff	≤ 1,5 mg/l	hoch	2
	1,5 - 5 mg/l	mittel	1
	> 5 mg/l	gering	0
Eisen	> 100 µg/l	hoch	2
	100 - 5 µg/l	mittel	1
	≤ 5 µg/l	gering	0

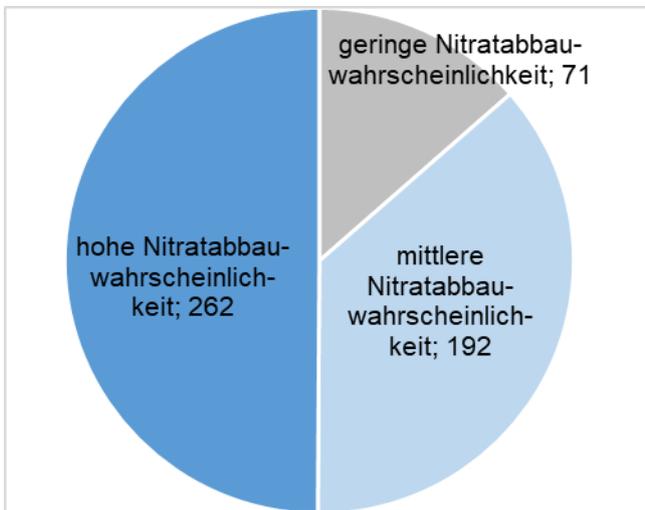
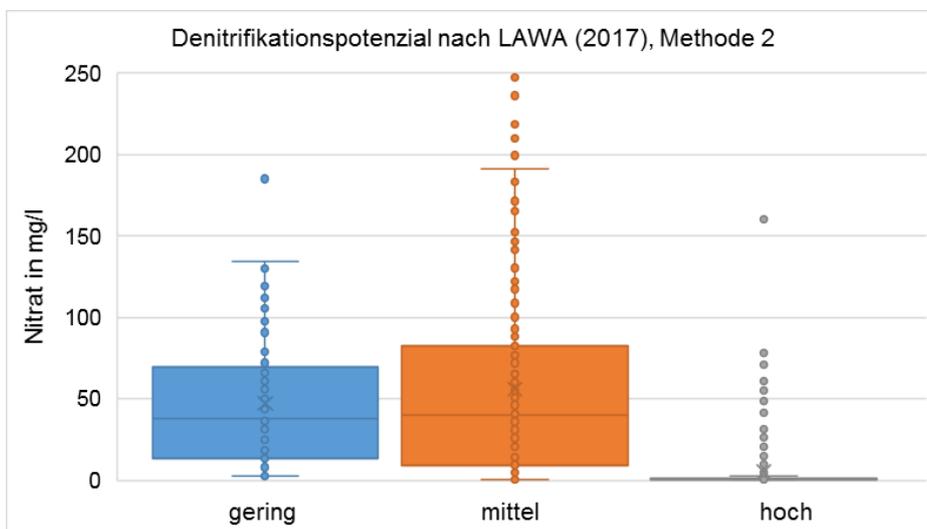


Abb. 77: Verteilung der Messstellen in die drei Nitratabbauwahrscheinlichkeitsklassen nach der in LAWA (2017) beschriebenen Methode 2

Abb. 77 zeigt das Denitrifikationsvermögen der 525 Messstellen. Die Hälfte von ihnen weist hohe und ein Drittel mittlere Nitratabbauwahrscheinlichkeiten auf. Damit steht dieses Ergebnis in einem scharfen Widerspruch zu den Ergebnissen der Bewertungsmethode nach IWW (2011), bei der nur ein Viertel der Messstellen ein hohes Denitrifikationspotenzial besitzt. Eine Gegenüberstellung der Bewertung zu den Nitratgehalten (Abb. 78) zeigt aber für die hohen Abbauwahrscheinlichkeiten eine gute Korrelation. Eine Abgrenzung zwischen den Klassen mit einem mittleren und einem geringen Abbaupotenzial ist dagegen nicht gegeben.

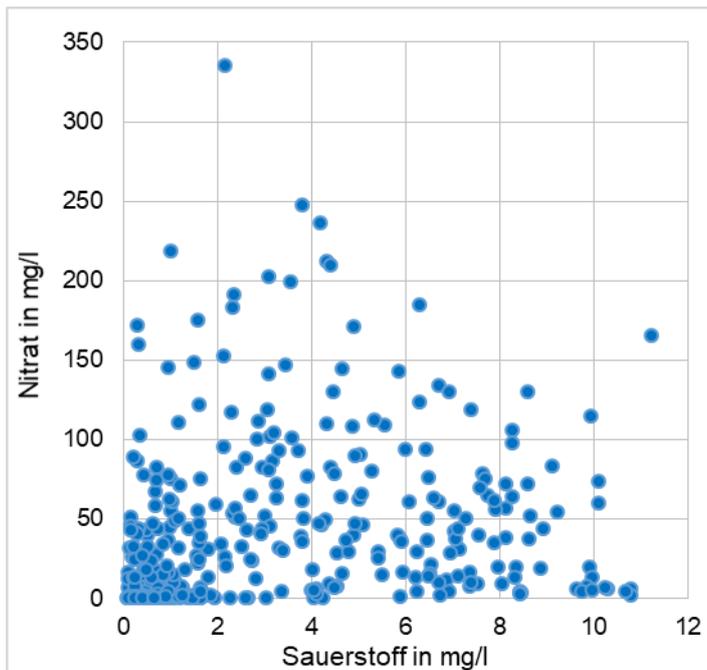


Die Nitratgehalte wiesen bei einem mittleren Denitrifikationspotential einen wenn auch nur geringfügig höheren Median- und Mittelwert auf als bei einem geringen Potenzial. Der obere Whisker liegt mit knapp 200 mg/l dagegen

Abb. 78: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen auf die drei Bewertungsklassen der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der in LAWA, 2017 beschriebenen Methode 2

deutlich über dem des geringen Abbauvermögens mit etwa 135 mg/l ebenso wie das obere Quartil mit einer Differenz von 15 mg/l auf das des geringen Potentials. Das bedeutet, dass auch hier die gewählten Parameter bzw. deren Konzentrationsbereiche nicht ausreichen um das Denitrifikationspotenzial umfassend einzuordnen und zu beschreiben.

6.3.4 Hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Eisen



Im Ergebnis der nicht hinreichenden Übereinstimmung der Nitratwerte zu den nach LAWA (2017, Methode 2) ermittelten Abbauwahrscheinlichkeiten (Abb. 78), wurden weitere Methoden entwickelt, um das Denitrifikationspotenzial pro Messstelle genauer abzubilden. Die folgenden Abbildungen zeigen die mittleren Nitratgehalte aufgetragen gegen Sauerstoff (Abb. 79) und das Redoxpotential (Abb. 80). Im Vergleich der beiden Streudiagramme ist zwischen Nitrat und Sauerstoff zwar eine Häufung der niedrigen Wertepaare zu erkennen, insgesamt ergibt sich aber eine Punktwolke.

Abb. 79: Gegenüberstellung der Nitrat- zu den Sauerstoffkonzentrationen

Die Korrelation zwischen Nitrat und dem Redoxpotential ist signifikanter. Ab etwa 200 mV, insbesondere aber ab 250 mV ist ein starker Anstieg der Nitratkonzentrationen zu verzeichnen. Auf dieser Grundlage wurde eine weitere Methode zur Bestimmung des Nitratabbaupotenzials unter Berücksichtigung des Redoxpotentials entwickelt.

In Anlehnung an die in LAWA (2017) beschriebene Methode 2 wurde dazu den Konzentrationsbereichen der ausgewählten Parameter Eisen und Redoxpotential Punkte zugewiesen, die in ihrer Summe das Abbauvermögen wiedergeben. Eine Gesamtpunktzahl von vier Punkten steht für ein hohes Denitrifikationspotential. Eine Summe von zwei oder drei Punkten zeigt ein mittleres und weniger als zwei Punkte ein geringes Abbauvermögen an.

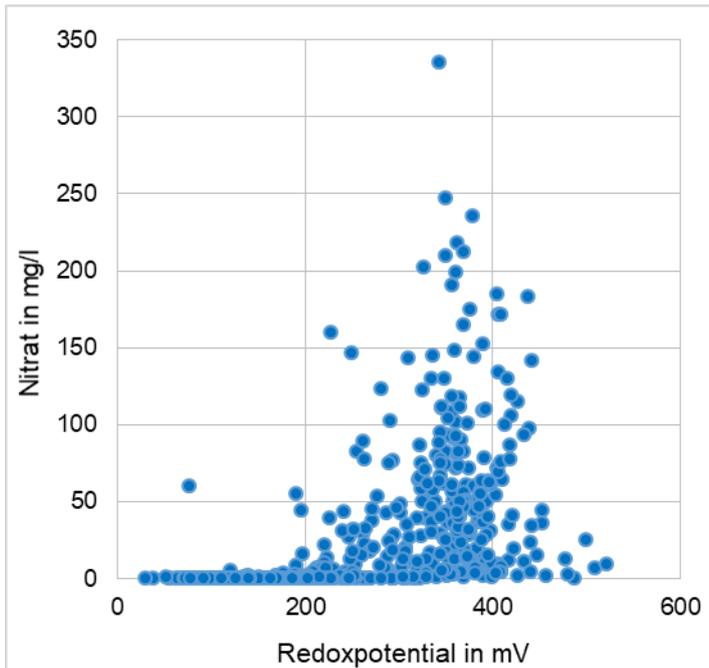


Abb. 80: Gegenüberstellung der Nitratkonzentrationen zum Redoxpotential

Die Ableitung der Konzentrationsbereiche erfolgte für das Redoxpotential anhand der grafischen Auswertung von Konzentrationsbereichen der ausgewählten Parameter Eisen und Redoxpotential. Ab 250 mV ist ein starker Nitratanstieg zu verzeichnen, die Nitratabbauwahrscheinlichkeit also eher gering. Bei Redoxpotentialen unter 200 mV sind keine hohen Nitratwerte vorhanden, die Abbauwahrscheinlichkeit ist demnach hoch. Die Ermittlung der Konzentrationsbereiche für Eisen resultierte aus der Auswertung von Abb. 81 .

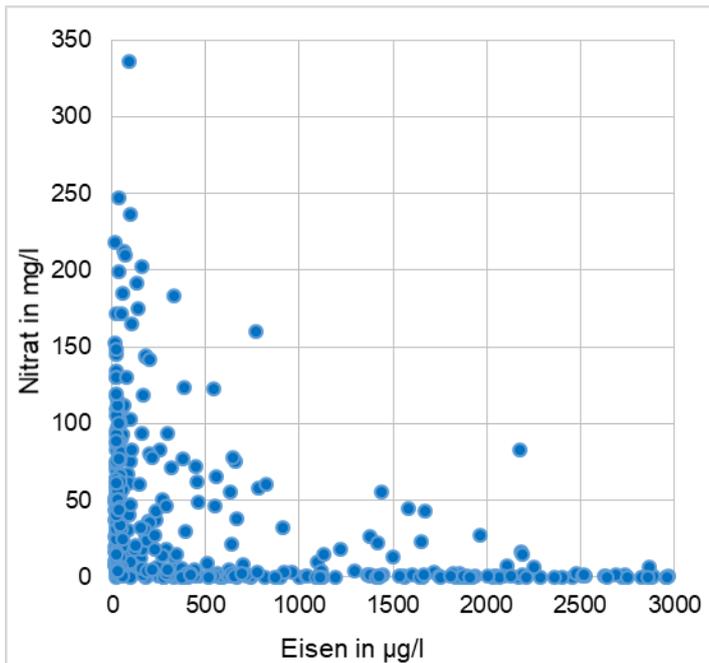


Abb. 81: Gegenüberstellung der Nitrat- zu den Eisenkonzentrationen

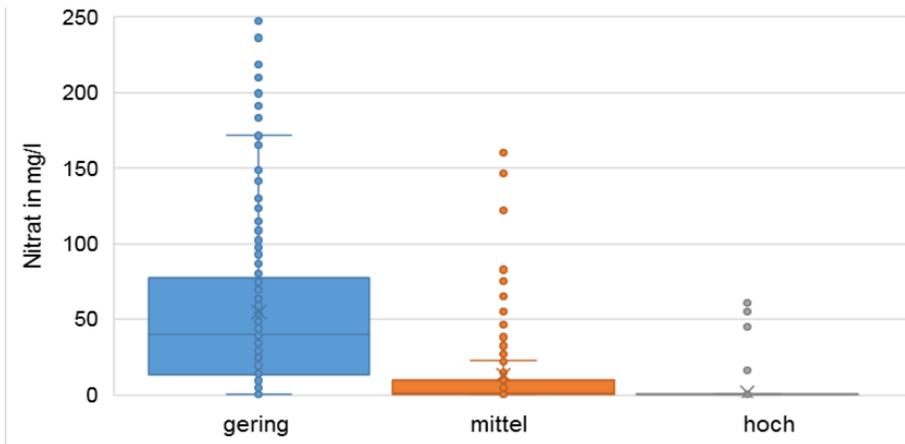
Die Abszissenachse ist zur besseren Übersichtlichkeit stark gekürzt dargestellt. Bei Eisengehalten bis etwa 700 µg/l sind die Nitratkonzentrationen mit einem Maximum bei etwa 100 µg/l deutlich hoch, danach abnehmend. Um eine klarere Abgrenzung zwischen Messstellen mit einem mittleren und einem geringen Abbaupotenzial zu erzielen, wurde der Eisen-Grenzwert auf 500 µg/l gesetzt.

Die Varianz der Nitratkonzentrationen ist ab diesem Wert bis auf wenige Ausnahmen nur sehr schwach ausgeprägt,

so dass ein Gefälle zwischen den beiden niedrigen Abbauklassen nicht wirklich gegeben ist. In Tabelle 7 sind die Konzentrationsbereiche für das Redoxpotential und Eisen dargestellt sowie das damit verbundene Denitrifikationspotenzial mit den zugeordneten Punkten. Von den 524 Messstellen mit hydrochemischen Daten können 249 Messstellen (47 %) einem geringen, 117 (22 %) einem mittleren und 158 (30 %) einem hohen Denitrifikationspotenzial zugeordnet werden. Die Gegenüberstellung der Nitratkonzentrationen zu den drei Abbauklassen (Abb. 82) zeigt eine sehr gute Übereinstimmung. Bei einem hohen Denitrifikationspotenzial sind deutlich geringe Nitratgehalte zu verzeichnen. Das mittlere Abbauvermögen zeigt bei einem ähnlichen Median einen deutlich höheren Mittelwert mit 15 mg/l, welcher sich oberhalb des oberen Quartils befindet, so dass sich ein erkennbar größerer Anteil höherer Nitratgehalte in dieser Klasse befindet. Der obere Whisker liegt bei etwa 25 mg/l und damit deutlich unter dem in der Grundwasserverordnung festgelegten Schwellenwert. Dagegen ist eine klare Abgrenzung zu einem geringen Denitrifikationspotenzial gegeben. Die Box umfasst Nitratwerte von 25 bis 75 mg/l, der obere Whisker zeigt mit knapp 170 mg/l sehr hohe Nitratkonzentrationen.

Tabelle 7: Klassifizierung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand von Konzentrationsbereichen der Parameter Redoxpotential und Eisen

Parameter	Konzentration	Nitratabbauwahrscheinlichkeit	Punkte
Redoxpotential	< 200 mV	hoch	2
	200 – 250 mV	mittel	1
	> 250 mgV	gering	0
Eisen	> 500 µg/l	hoch	2
	500 - 100 µg/l	mittel	1
	< 100 µg/l	gering	0



Generell lässt sich mit den hier ausgewählten Parametern und Konzentrationsbereichen das vorhandene Abbaupotenzial gut erfassen und beschreiben. Die verschiedenen Denitrifikationsklassen sind gut voneinander abgrenzbar.

Abb. 82: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen auf die drei Bewertungsklassen der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der Methode mit Redoxpotential und Eisen

Bei einem Redoxpotential < 200 mV und den damit vorliegenden anoxischen Verhältnissen liegen gute Bedingungen für den Ablauf einer Denitrifikation vor. Im Gegensatz dazu erfolgte die Ermittlung des Konzentrationsbereiches für Eisen durch die grafische Auswertung von Mittelwerten von 524 Messstellen im Locker- und Festgesteinsbereich in Sachsen-Anhalt. Inwieweit diese Werte übertragbar sind, ist zu prüfen, insbesondere auch vor dem Hintergrund der stark abweichenden Konzentrationsangaben zwischen IWW (2011) und LAWA (2017).

6.3.5 Hydrochemische Bewertung mit Redoxpotential und Sauerstoff

Trotzdem die vorhergehende Methode unter Berücksichtigung der Parameter Redoxpotential und Eisen bereits ein gutes Ergebnis erzielte, wurde eine zweite Methode angewendet. Mit diesem Vorgehen soll berücksichtigt werden, dass die reduktive Eisenlösung erst ab einem Redoxpotential von etwa 0 mV beginnt, die Denitrifikation aber bereits deutlich früher (siehe Kapitel 5.1, Abb. 50). Bei einer Gegenüberstellung der Eisen- und Redoxwerte ist eine klare Abgrenzung der verschiedenen Denitrifikationsklassen nicht zu erkennen. In Abb. 83 sind zudem noch die jeweiligen Nitratgehalte dargestellt. Deutlich zu erkennen ist eine Zunahme der hohen Nitratkonzentrationen bei Redox-

potentialen ab 250 bis 300 mV und niedrigen Eisengehalten. Auch ist bei hohen Eisengehalten und niedrigen Redoxpotentialen quasi kein Nitrat anzutreffen. Die bei hohen Eisen- und Redoxwerten gefundenen geringen Nitratkonzentrationen lassen sich jedoch mit dieser Methode nicht einfangen.

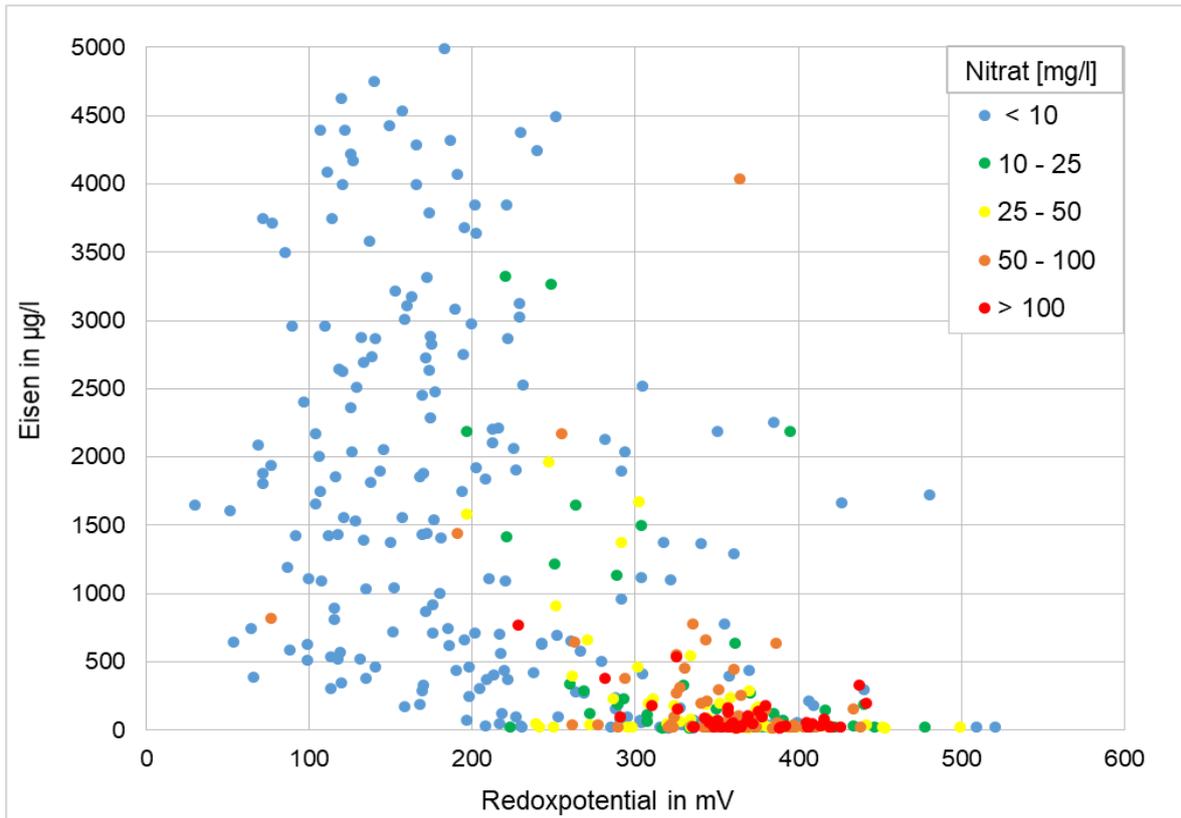


Abb. 83: Gegenüberstellung von Eisen, Redoxpotential und Nitrat

Tabelle 8: Klassifizierung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit anhand von Konzentrationsbereichen der Parameter Redoxpotential und Sauerstoff

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

In Abb. 84 sind Sauerstoff und Redoxpotential sowie Nitrat gegeneinander aufgetragen. Bis auf wenige Ausreißer sind die Werte gut gegeneinander abzugrenzen. Die farbigen Umrahmungen markieren diese Grenzwerte, mit blau – starker Nitratabbau, grün – Nitratabbau vorhanden und rot - fehlender Nitratabbau. Daraus ergeben sich die in Tabelle 8 dargestellten Konzentrationsgrenzen.

Bei der Zuordnung zu den drei Klassen lassen sich sieben Messstellen nicht einordnen. Diese Methode geht von dem Ansatz aus, dass niedrige Gehalte der beiden Parameter Sauerstoff und Redoxpotential ein anoxisches Milieu anzeigen, in dem Denitrifikation stattfinden kann. Dabei werden aber Redoxpotentiale < 200 bzw. 250 mV bei einer gleichzeitigen Sauerstoffkonzentration > 2 mg/l nicht berücksichtigt.

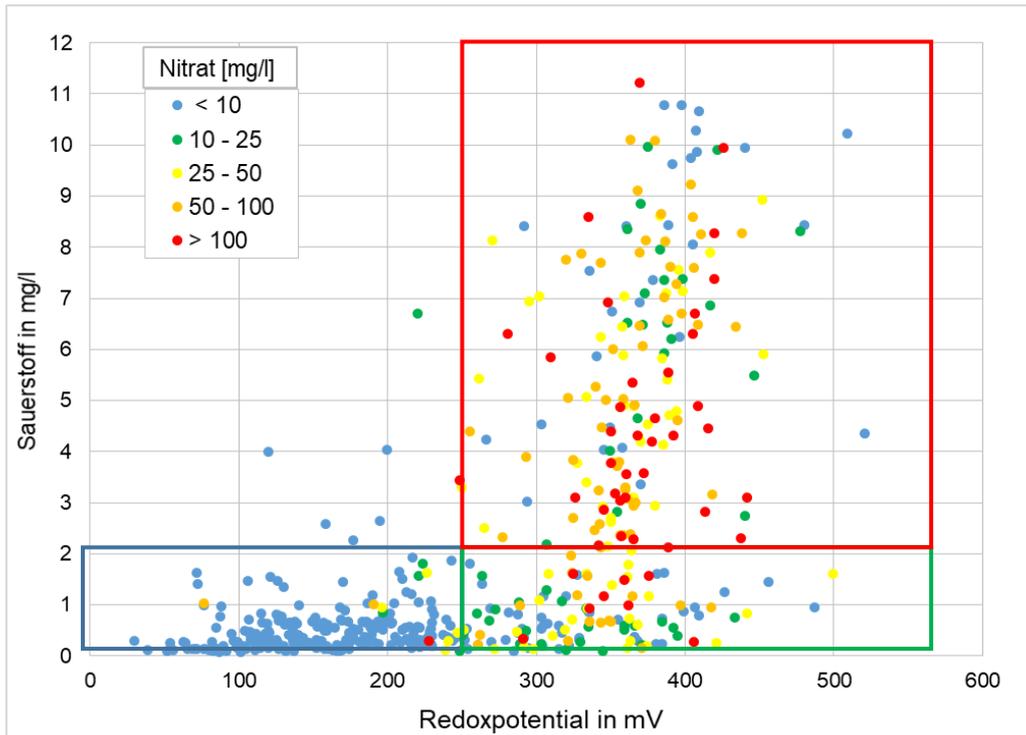


Abb. 84: Gegenüberstellung von Sauerstoff, Redoxpotential und Nitrat

Die Messstellen verteilen sich jeweils zu einem Drittel auf die drei Klassen. In Abb. 85 sind die Nitratkonzentrationen den drei Abbauklassen gegenübergestellt. Die Abgrenzung der verschiedenen Abbauwahrscheinlichkeiten zueinander ist deutlich zu erkennen. Bei einem hohen Abbaupotenzial sind kaum Nitratgehalte festzustellen. Bei einem vorhandenen Abbauvermögen befindet sich der Median bei 2 mg/l, das obere Quartil bei 32 mg/l und der obere Whisker bei 75 mg/l. Damit wird der in der Grundwasserverordnung festgelegte Schwellenwert in den meisten Fällen nicht überschritten. Anders sieht es bei einem nicht vorhandenen Denitrifikationspotenzial aus. Die Box umfasst mit Werten von 18 mg/l bis 86 mg/l zwar auch geringere Konzentrationen, zeigt mit einem Median von 50 mg/l jedoch deutlich hohe Gehalte.

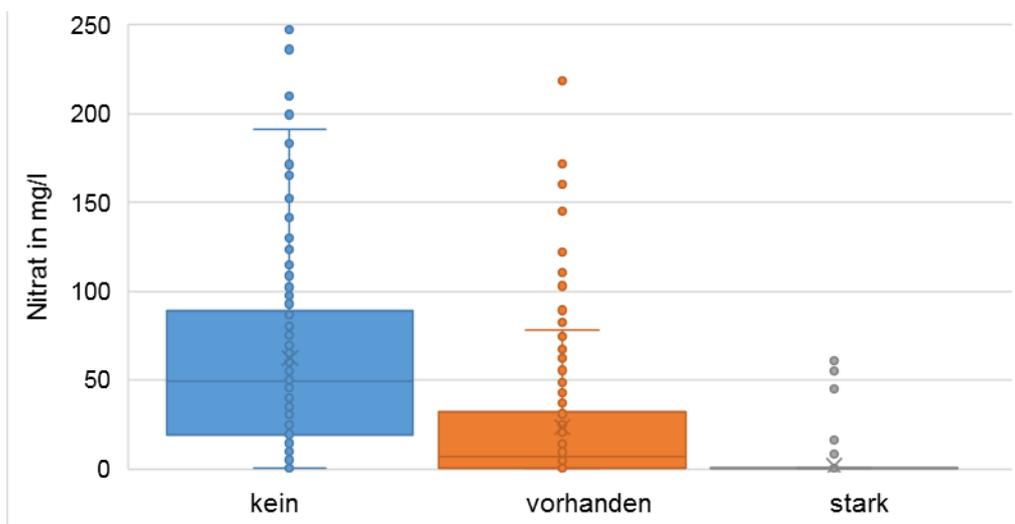


Abb. 85: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen auf die drei Bewertungsklassen der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der Methode „Redoxpotential und Sauerstoff „

Abb. 86 zeigt die Lage der Messstellen und ihres mit dieser Methode ausgewiesenen Denitrifikationspotenzials. Wie bereits mehrfach erwähnt, ist zwar eine grobe Zuordnung zu den hydrogeologischen Bezugseinheiten zu erkennen, aber es zeigen sich auch Abweichungen. In den Lockergesteinseinheiten im Nordosten Sachsen-Anhalts ist überwiegend ein starker Abbau festzustellen. Entlang der Niederungen der Flussläufe ist der Abbau zumeist weniger stark ausgeprägt, dennoch können sich, durch das Vorliegen feinkörniger Sedimente mit einem hohen Organikanteil, in den oberflächennahen Grundwässern reduzierende Verhältnisse einstellen. Der Anteil der Messstellen ohne Abbau überwiegt im Südwesten des Landes, ist aber nicht auf diesen beschränkt. Dies kann sowohl auf ein fehlendes Potenzial als auch auf die Erschöpfung eines ehemals vorhandenen Abbauvermögens hindeuten.

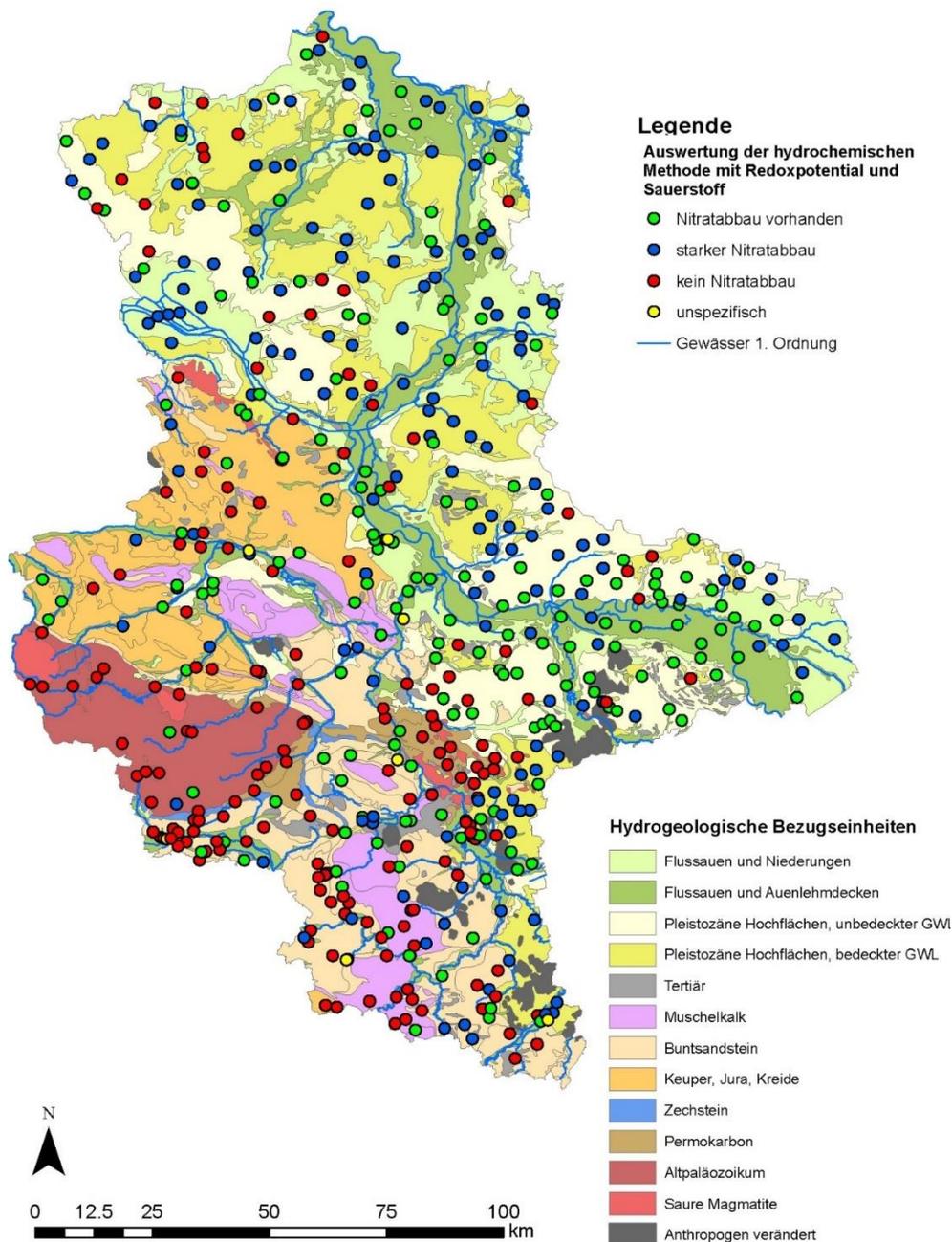


Abb. 86: Lage der Messstellen und Darstellung der Klassifikation des Denitrifikationspotenzials nach der Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff

7. Quantifizierung des Nitratabbauvermögens

Wurde für eine Messstelle ein Nitratabbaupotenzial ermittelt, ist das zeitliche Nitratabbauvermögen für den weiteren Verlauf der Nitratkonzentrationen an dieser Messstelle sehr interessant. In DWA (2015) wird dazu eine erste Abschätzung beruhend auf idealisierten Annahmen vorgenommen. Es wird von einem homogenen Grundwasserleiter ausgegangen, das reaktive Material ist vollständig zugänglich und kann mikrobiell auch vollständig umgesetzt werden. Reaktives Material stellen organisch gebundene Kohlenstoffe beispielsweise in Holz, Torf oder Lignit dar oder anorganische reduzierte Schwefelverbindungen wie Pyrit und Markasit. In die Berechnung eingehende Parameter sind die Grundwasserneubildungsrate (hier: Sickerwasserrate), die Nitratkonzentration des Sickerwassers, die Feststoffdichte des Gesteins (2,65 g/cm³), der Gesamtporenanteil des Gesteins (Ausweisung nach Schichtansprache in Filterstrecke, für Poren-GWL nach Hölting & Coldewey (2009), für Kluft-GWL nach Gabriel et al. (1989)) sowie der Disulfid-Schwefel-Gehalt bzw. organische Kohlenstoffgehalt des Gesteins. Die Berechnung erfolgte anhand folgender Gleichungen, die genaue Herleitung der Formeln ist in DWA (2015) nachzulesen:

chemo-lithotrophe Denitrifikation

$$\frac{\text{Stoffmenge Pyrit [mol]}}{\text{Stoffmenge Nitrat [mol/a]}} * 2,8$$

chemo-organotrophe Denitrifikation

$$\frac{\text{Stoffmenge organischer Kohlenstoff [mol]}}{\text{Stoffmenge Nitrat [mol/a]}} * 0,8$$

Die Stoffmengen von Pyrit und Kohlenstoff beziehen sich ein Volumen des Grundwasserleiters von 1 m³ und beinhalten die Feststoffdichte und den Gesamtporenanteil des Gesteins. Aus der Gesamtmasse des Pyrits bzw. des organischen Kohlenstoffs werden der Disulfid-Schwefelgehalt bzw. die organische Masse berechnet. Aus diesen Größen ergibt sich die Menge, die prinzipiell für den Nitratabbau zur Verfügung steht. Die Stoffmenge Nitrat beinhaltet die Sickerwasserrate und die Nitratkonzentration im Sickerwasser bezogen auf die Molmasse und gibt an, wieviel Nitrat mit dem Sickerwasser in das Gesteinsvolumen eingetragen wird. Die Umrechnung der Frachten in Konzentrationen ist in Kapitel 6.1 beschrieben. Die Faktoren 2,8 bzw. 0,8 ergeben sich aus den Formeln der Denitrifikation (siehe Kapitel 5.1). Für den Umsatz von 14 mol Nitrat sind 5 mol Pyrit nötig, analog sind 5 mol organische Substanz notwendig, um 4 mol Nitrat umzusetzen.

Die Angaben zum Disulfid-Schwefelgehalt und organischem Kohlenstoffgehalt können ohne Untersuchung von Feststoffproben des Grundwasserleiters nur grob abgeschätzt werden. Die Größenordnungen der Gehalte variieren in Abhängigkeit der Korngrößen stark. Dies ist insbesondere bei der Bewertung stark heterogen aufgebauter Grundwasserleiter zu beachten.

Abb. 87 zeigt den Zusammenhang zwischen der hydraulischen Leitfähigkeit und dem Disulfid-Schwefelgehalt in fünf Kernbohrungen. Konrad (2007) gibt sowohl für Disulfid-Schwefel als auch für organischen Kohlenstoff eine umgekehrte Beziehung zur hydraulischen Leitfähigkeit an. Die

dunkel hinterlegten Werte zeigen ein hydraulisch weniger aktives Material an. In bindigen Schichten wäre aufgrund der größeren Menge an reaktiven Material zwar ein höherer Stickstoffumsatz möglich, ist wegen der geringeren hydraulischen Zugänglichkeit aber nicht gegeben

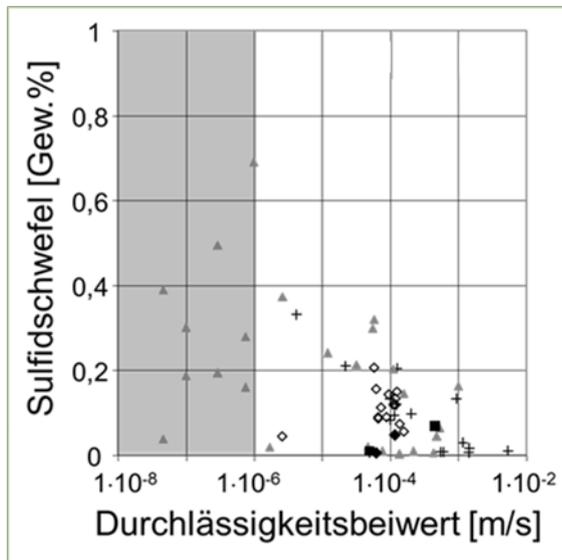


Abb. 87: Beziehung zwischen der hydraulischen Leitfähigkeit und dem Disulfid-Schwefelgehalt in fünf Kernbohrungen

Um den biologisch verfügbaren Anteil zu bestimmen, müssten Stand- oder Säulenversuche zum Nitratumsatz durchgeführt werden. Vor allem die Zusammensetzung der im Sediment enthaltenen Kohlenstoffe ist deutlich variabler und mit größeren Unterschieden in Abbaubarkeit und Zugänglichkeit behaftet, verglichen mit Sulfidmineralen (DWA, 2015).

Die Berechnungen wurden für hohe Disulfid-Schwefel- bzw. Kohlenstoffgehalte von 1000 mg/kg (entspricht 0,1 Gew%), mittlere von 500 mg/kg (0,05 Gew%) und niedrige von 100 mg/kg (0,01 Gew%), jeweils bezogen auf ein Einheitsvolumen von 1 m³, durchgeführt.

Die Spannweite dieser Werte ist sehr variabel. In BGD (2017), DWA (2015), DVGW (2013) und Konrad (2007) werden dazu mehrere Publikationen sowie die dort ermittelten Werte vorgestellt. Die hier angegebenen Größen geben einen Querschnitt wieder.

In Abb. 88 ist das Ergebnis des Nitratabbaus der Messstellen, an denen nach Analyse der Ganglinien eine chemo-lithotrophe Denitrifikation besteht, dargestellt. Abb. 89 zeigt die Ergebnisse für die chemo-organotrophe Denitrifikation. Nitrateinträge von weniger als 0,02 mg/l über das Sickerwasser wurden nicht berücksichtigt.

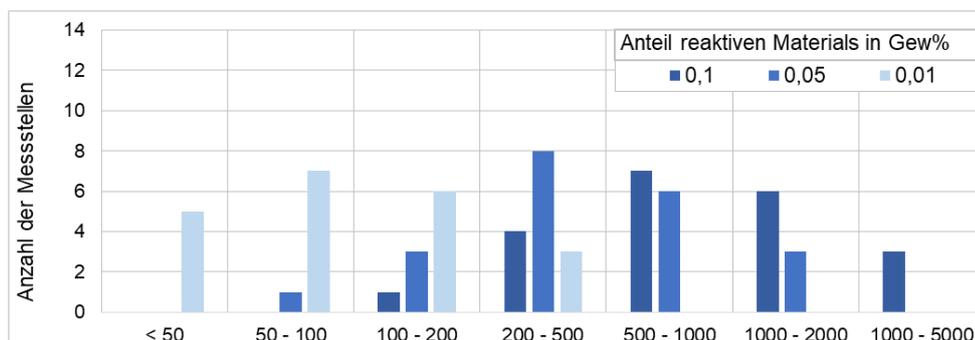


Abb. 88: Dauer des Nitratabbaus an Messstellen mit chemo-lithotropher Denitrifikation, abhängig vom Anteil des reaktiven Materials

Für die chemo-lithotrophe Denitrifikation konnten 21 Messstellen und für die chemo-organotrophe 29 Messstellen ausgewählt werden.

Je geringer der Eintrag ist, desto weniger Material wird verbraucht und desto länger kann ein Abbau stattfinden. Analog gilt, je höher der Anteil reaktiven Materials, desto länger kann eine Denitrifikation erfolgen. Ist dieser Anteil mit einem Disulfid-Schwefelgehalt bzw. organischem Kohlenstoffgehalt von 0,1 Gew% eher hoch, resultiert daraus ein Nitratabbau über einen langen Zeitraum.

Ist der Anteil mit 0,01 Gew% deutlich gering, ergibt sich für die hier betrachteten Messstellen maximal ein Abbauvermögen für die nächsten 500 Jahre. Diese Berechnung beinhaltet allerdings, dass 100 % des vorhandenen Materials mikrobiell genutzt werden können und für den Abbau uneingeschränkt zur Verfügung stehen. Das ist eine vermutlich unrealistische Annahme. Abb. 90 und Abb. 91 zeigen die Dauer des Nitratabbaus unter Abschätzung von Annahmen zur Limitierung durch hydraulische und biologische Bedingungen.

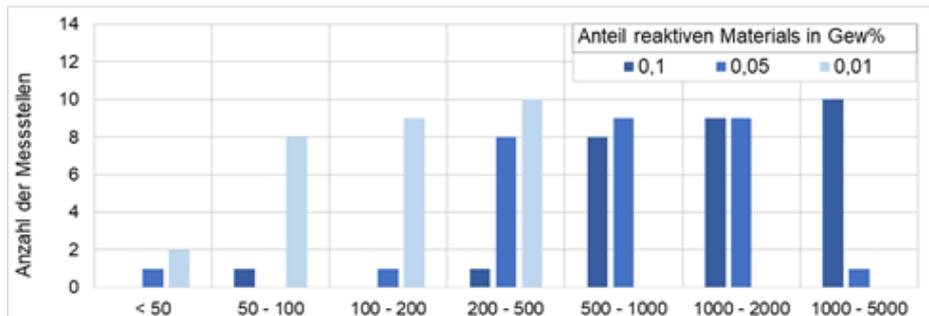
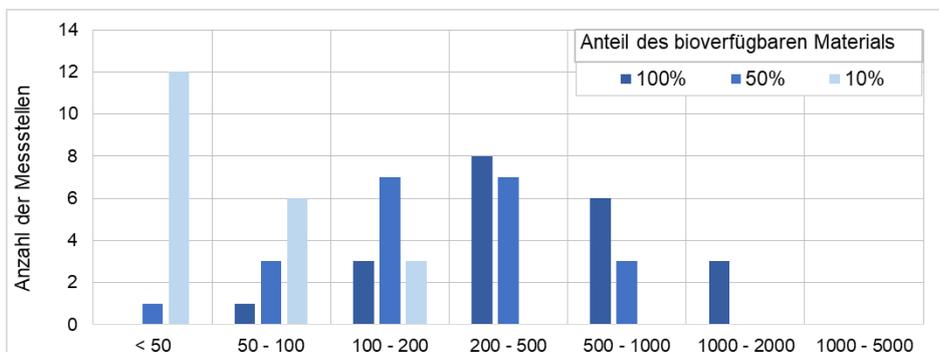
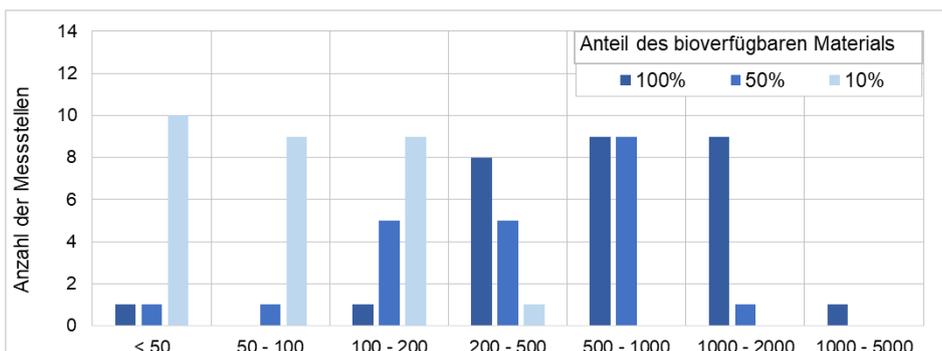


Abb. 89: Dauer des Nitratabbaus an Messstellen mit chemo-organotropher Denitrifikation, abhängig vom Anteil des reaktiven Materials



Der Anteil der Pyrit- bzw. organischen Kohlenstoffgehalte im Gestein wurde mit 0,05 Gew% als Mittelwert einbezogen.

Abb. 90: Dauer des Nitratabbaus an Messstellen mit chemo-lithotropher Denitrifikation, abhängig vom Anteil des bioverfügbaren Materials



Bei der chemo-lithotrophen Denitrifikation zeigt sich bei 100 % bioverfügbaren Materials als eine Dauer des Stickstoffumsatzes von im Mittel 570 Jahren, bei einer Verfügbarkeit von 50 % der reaktiven

Abb. 91: Dauer des Nitratabbaus an Messstellen mit chemo-organotropher Denitrifikation, abhängig vom Anteil des bioverfügbaren Materials

Stoffe 285 Jahre und 57 Jahre bei einem Anteil von nur 10 %. Bei der chemo-organotrophen Denitrifikation (Abb. 91) liegt die Dauer mit im Mittel 842, 421 bzw. 84 Jahren geringfügig höher. Die Berechnung gibt eine idealisierte Obergrenze wieder, die durch Bohrungen zum Aufbau des Grundwasserleiters sowie durch Stand- und Säulenversuche zur Untersuchung ob und in welcher Größenordnung welche Nitratreduktion abläuft, unterlegt werden sollten. Weiter sind in-situ-Versuche zur direkten Prozessuntersuchung im Grundwasserleiter nötig.

8. Synopse

8.1 Methodische Vorbemerkungen zu den durchgeführten Untersuchungen

Um die Umweltziele der EG-WRRL¹, der GrwV (2010) und der OGewV³ zu erreichen und Maßnahmen einzuleiten, die eine weitere Nitratzunahme verhindern, ist zunächst ein Überblick zu den standörtlichen Gegebenheiten notwendig. Die Basis hierfür bildeten 532 Messstellen der Landesmessnetze. Eine Einteilung nach hydrogeologischen Bezugseinheiten allein drückt nicht die im Untergrund vorliegenden hydrochemischen Bedingungen aus. Für eine erste Übersicht stellt der Zusammenhang zwischen Bezugseinheit und Nitratabbaubedingung aber eine vertretbare Methode dar.

Um die Zunahme des Nitratabbaus mit der Tiefe in der gesättigten Zone zu beschreiben, eignet sich die Betrachtung des Flurabstandes des Grundwassers nicht. Der Nitratabbau im Grundwasserleiter kann durch die Analyse der Mächtigkeit der ungesättigten Zone nicht ausreichend beschrieben werden. Besser geeignet ist die Auswertung nach der Lage der Filtermitte unter der Grundwasseroberfläche. Aufgrund der Redoxzonierung der Grundwasserleiter lässt sich ein Zusammenhang zwischen der Tiefe des Filters und dem Denitrifikationspotential herstellen.

Die notwendige Ausweisung der Zustromgebiete erfolgte für alle Messstellen mit ausreichend Datensätzen zur Berechnung der Sickerwasserverweilzeit und der Grundwasserfließgeschwindigkeit. Für Quellen lagen die Zustromgebiete im LHW digital bereits vor. Für Mittel- und Unterpegel sowie Standorte in Entlastungsgebieten konnten nicht alle erforderlichen Daten berechnet werden. Für Waldstandorte mit einem geringen Gesamtstickstoffgehalt von unter 2 mg/l wurden wegen der geringen Nitrateinträge ebenfalls keine Zustromgebiete berechnet. Die Ausweisung erfolgte über einen Zeitraum von 20 Jahren inklusive der Sickerwasserverweilzeit, was zu unterschiedlichen Längen der Gebiete führte. Mit Hilfe der Zustromgebiete konnte der flächenhafte Eintrag den in der Messstelle gemessenen Konzentrationen gegenübergestellt werden.

Denitrifikation erfolgt unter reduzierenden Verhältnissen zumeist über den chemo-lithotrophen oder den chemo-organotrophen Abbau. Diese kann bereits im Oberboden einsetzen. Für die ungesättigte Zone unter der durchwurzelt Bodenzone gehen Kuhr et al. (2014) von einem nur geringen Nitratabbau aus, aktuell wird dies im Auftrag der LLG verifiziert (BGD, 2017 HYDOR 2017b). Daher wurden hier bei der Ausweisung der Gebiete nur die für den Nitratabbau relevante Sickerwasserverweilzeiten in den oberen zwei Metern einberechnet. Bei der Denitrifikation werden reduktive Phasen irreversibel verbraucht, weswegen das Nitratabbauvermögen als „endliche Ressource“ angesehen werden muss (DWA, 2015). Die in Kap. 7 vorgenommene Quantifizierung des Nitratabbauvermögens beruht für wesentliche Kenngrößen (z. B. der Anteil des reaktiven Materials) auf Annahmen. Damit ist eine erste grobe Abschätzung des Denitrifikationspotenzials im Grundwasser möglich. Bei Messstellen, die bei einem hohen Anteil reaktiven Materials von 0,1 Gew% und einer hydraulischen Zugänglichkeit und Bioverfügbarkeit von 100 % eine verbleibende Dauer des Nitratabbaus von nur noch maximal 100 Jahren aufweisen, ist von einer baldigen Erschöpfung des Potenzials auszugehen. Mit einer Verringerung des Eintrages könnte dieser Prozess verlangsamt werden.

8.2 Aggregation der verschiedenen Bewertungsmethoden zum Nitratabbau

Die eigens entwickelte **Emissions-/Immissionsanalyse** bietet einen guten Überblick zu den hydrochemischen Prozessen am Standort und im Zustromgebiet der Messstellen. Den nach DWA (2015) auf Basis der Stickstoffeintragsfrachten berechneten Konzentrationen werden die im Grundwasser gemessenen Werte gegenübergestellt. Die Methode ist aufwändig und benötigt viele Eingangsdaten zu den Zustromgebieten und den Eintragsfrachten. Daraus können sich gewisse Unschärfen in der Darstellung ergeben. Zudem ist eine Abgrenzung der verschiedenen Abbaupotenziale untereinander anhand von festgelegten Werten insbesondere in den Übergangsbereichen nicht möglich.

Die **Ganglinienanalyse** bietet mit der zeitlichen Auflösung einen guten Überblick nicht nur zu Prozessen im Untergrund der Standorte der Messstellen, sondern auch über das vorliegende hydrochemische Milieu. Die Auswertung des Abbauvermögens ist nicht immer eindeutig möglich, die Anstiege von Hydrogencarbonat oder Sulfat können theoretisch auch durch geogene oder anthropogene Einträge induziert sein. Mit Hilfe der Ganglinienanalyse ist es aber möglich, die Art der Denitrifikation zu bestimmen.

Abb. 92 stellt die Ergebnisse der Ganglinienanalyse denjenigen der Emissions-/Immissionsanalyse gegenüber. Gezeigt sind nur Messstellen, bei denen beide Methoden durchgeführt werden konnten: also Zustromgebiet ausgewiesen werden konnten und ausreichend hydrochemische Datensätze, die zu einer eindeutigen Bewertung führten, vorlagen. Zwischen den beiden Methoden besteht eine gute Übereinstimmung. Messstellen, für die nach der Ganglinienanalyse ein Denitrifikationspotenzial konstatiert wurde (lila), liegen zumeist entlang der Abszissenachse. Diejenigen für die kein Abbaupotenzial festgestellt wurde (grau), sind dagegen diffus verteilt.

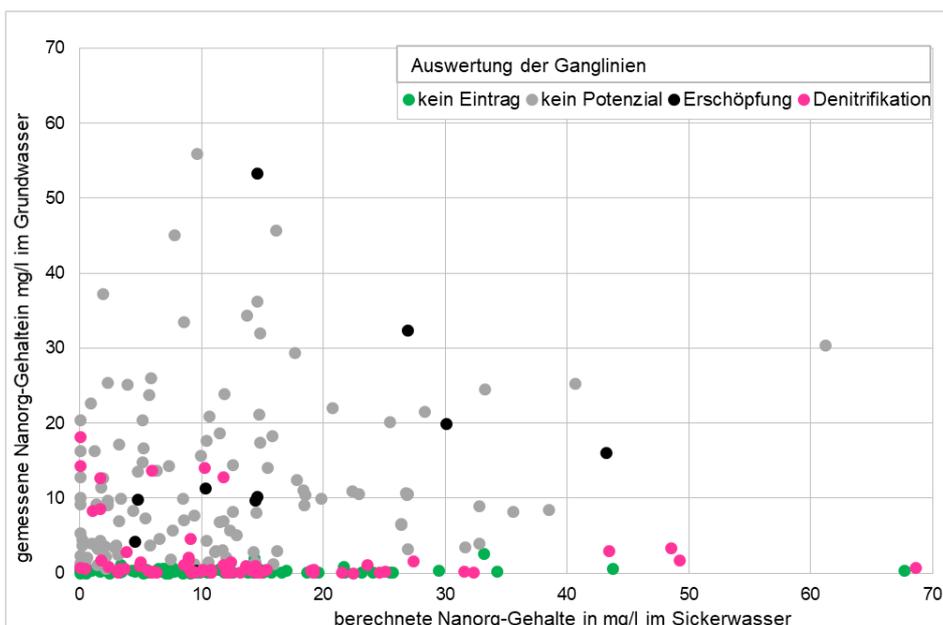


Abb. 92: Vergleich der Emissions-/Immissions- mit der Ganglinienanalyse

Sowohl die Emissions-/Immissions- als auch die Ganglinienanalyse bilden die Abläufe an der Messstelle ab. Bei den hydrochemischen Bewertungsmethoden werden einzelne Parameter zur Beschreibung des Denitrifikationspotenzials herangezogen.

Die Bewertung nach Cremer (2015) ist insbesondere bei der gleichzeitigen Verknüpfung mit der Ganglinienanalyse eine wertvolle Hilfestellung.

Ein Anstieg der Sulfatkonzentrationen bedeutet nicht automatisch, dass eine chemo-lithotrophe Denitrifikation stattfindet. Hier ist auch eine Betrachtung des als konservativen Tracers fungierenden Chlorids erforderlich. Der zeitliche Verlauf des Sulfat / Chlorid-Verhältnisses gibt Aufschluss über eine stattfindende Abbaureaktion, wobei ein möglicher Einfluss zuströmenden oberflächennahen Grundwassers zu berücksichtigen ist. Cremer (2015) nennt einen Wert von 0,75 als Gleichgewichtverhältnis der beiden Parameter zueinander, dieser ist aber an regionale Aspekte gebunden. Bei der Betrachtung von 9136 hydrochemischen Daten aus dem Locker- und Festgesteinsbereich ergibt sich ein Koeffizient von etwa 1,5, der durch oftmals geogen hohe Sulfatwerte (HYDOR 2017a) erklärbar ist. Bei der Betrachtung der Ganglinien konnte dieses Verhältnis oft bestätigt werden, jedoch wird der Wert auch vereinzelt über- oder unterschritten. Dennoch gibt das Sulfat / Chlorid-Verhältnis Hinweise auf hydrochemisch ablaufende Prozesse.

Die **hydrochemische Bewertung** nach IWW (2011) und LAWA (2017) orientiert sich zwar bei der Auswahl der Parameter an Größen, die ein reduzierendes Milieu anzeigen. Die beiden Methoden erfassen aber mit der Auswahl der Konzentrationsbereiche nicht ausreichend das vorhandene Denitrifikationspotenzial. Aus diesem Grund wurden zwei weitere hydrochemische Methoden neu entwickelt, mit denen das Abbauvermögen besser beschrieben werden kann. Der Unterschied zwischen beiden besteht in der Verwendung von zum einen Sauerstoff und zum anderen Eisen, jeweils ergänzend zum Redoxpotential. In Tabelle 9 sind die beiden Methoden mit der einer Denitrifikationsklasse zugeordneten Anzahl von Messstellen gegenübergestellt. Gravierende Abweichungen in den Ergebnissen der Auswertung sind nicht zu erkennen. Es besteht eine 90 %ige Übereinstimmung zwischen „kein Nitratabbau“ und „geringem Potenzial“ und eine 93 %ige zwischen „starkem Nitratabbau“ und „hohem Abbaupotenzial“. Bei einem anhand der Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff ermittelten Nitratabbau verteilen sich die Messstelle zu jeweils etwa der Hälfte auf ein „geringes“ und ein „mittleres“ Abbaupotenzial nach der Methode mit Redoxpotential und Eisen.

Tabelle 9: Gegenüberstellung der Auswertung des Denitrifikationspotenzials nach den hydrochemischen Methoden mit Redoxpotential und Sauerstoff und mit Redoxpotential und Eisen

Methode mit Redoxpotential und Eisen	Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff		
	kein Nitratabbau	Nitratabbau vorhanden	starker Nitratabbau
geringes Abbaupotenzial	156	93	-
mittleres Abbaupotenzial	17	85	11
hohes Abbaupotenzial	-	-	155

Wegen der klareren Abgrenzung der Grenzwerte ist die hydrochemische Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff für die Klassifikation des Nitratabbaus an den Messstellen zu bevorzugen. Die Auswertungsergebnisse dieser Methode wurden mit denen der Ganglinienanalyse verglichen.

Für eine bessere Übersicht wurden die chemo-organotrophe und die chemo-lithotrophe Denitrifikation zusammengefasst und die Kategorien *Erschöpfung*, *kein Eintrag* und *keine eindeutige Zuordnung* nicht weiter betrachtet. Tabelle 10 zeigt die jeweilige Anzahl der Messstellen, die den verschiedenen Abbauklassen zugeordnet sind. Zu knapp 70 % bzw. 90 % besteht eine Übereinstimmung der Klassifikation eines fehlenden Potenzial bzw. eines starken Abbaus.

In Abb. 93 ist das Ergebnis der Gegenüberstellung grafisch dargestellt.

Tabelle 10: Gegenüberstellung der Auswertung des Denitrifikationspotenzials nach der Ganglinienanalyse und der Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff

Ganglinienanalyse	Hydrochemische Analyse mit Redoxpotential und Sauerstoff		
	kein Nitratabbau	Nitratabbau vorhanden	starker Nitratabbau
Denitrifikation	13	42	53
fehlendes Abbaupotenzial	114	53	2

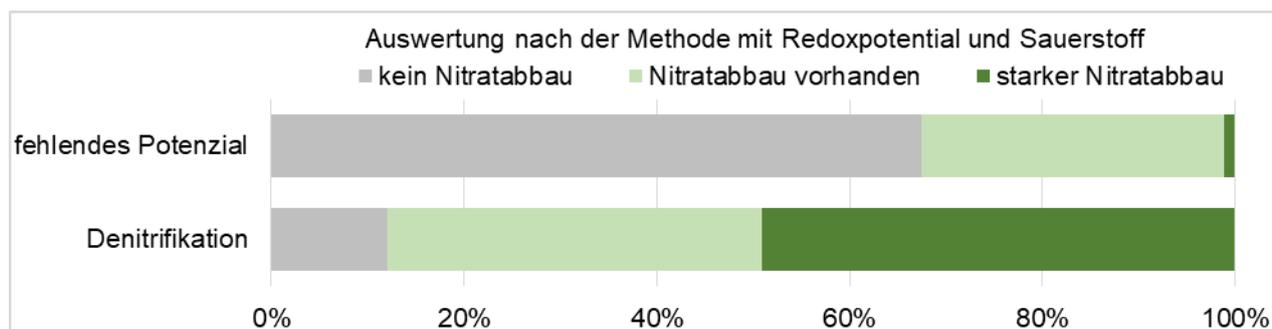


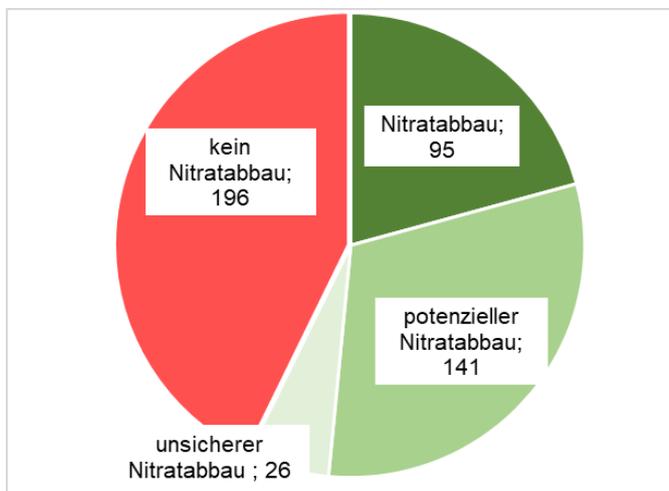
Abb. 93: Grafische Darstellung der Auswertung des Denitrifikationspotenzials nach der Ganglinienanalyse und der Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff

Eine die beiden Methoden aggregierende Übersicht zur Charakterisierung des Nitratabbaus an den Messstellen ist in Tabelle 11 gezeigt. Bei einer Übereinstimmung der Ganglinienanalyse und der hydrochemischen Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff kann das Denitrifikationsvermögen als gesichert angenommen werden. Ein vorhandenes und wahrscheinlich vorhandenes Abbaupotenzial wurde grün hinterlegt, ein fehlendes Abbaupotenzial orange. Die Klassifikation eines unsicheren Nitratabbaus ergibt sich aus dem Widerspruch der beiden zugrundeliegenden Methoden.

Tabelle 11: Zusammenfassende Übersicht zur Nitratabbauwahrscheinlichkeit an den Messstellen

Ganglinienanalyse	Methode mit Redoxpotential und Sauerstoff		
	starker Nitratabbau	Nitratabbau vorhanden	kein Nitratabbau
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

Für drei der sieben Messstellen, die nach der hydrochemischen Methode als unspezifisch klassifiziert wurden, konnte eine Analyse der Ganglinien durchgeführt werden. Im Ergebnis zeigten diese Messstellen keinen Nitratreintrag. Für die übrigen vier Messstellen konnte aufgrund eines weniger als fünf Messwerte umfassenden Datensatzes keine Auswertung vorgenommen werden. Die zusammenfassende Nitratabbauwahrscheinlichkeit berücksichtigt nur Messstellen, für die Auswertungen nach beiden Analysemethoden vorliegen. Zusätzlich werden die drei unspezifischen Messstellen ohne Nitratreintrag nicht mit eingerechnet, da eine Ausweisung der Abbauwahrscheinlichkeit hypothetisch wäre. Insgesamt konnte somit für 458 Messstellen eine Charakterisierung des Nitratabbaus vorgenommen werden. Abb. 94 stellt aggregierend aus den beiden Methoden die Verteilung der Messstellen nach der Wahrscheinlichkeit, Nitrat potenziell abzubauen, dar.



Etwas mehr als die Hälfte (52 %) der Messstellen, an denen beide Methoden angewandt werden konnten, weisen (mindestens ein potenzielles) Denitrifikationspotenzial auf. Weitere 6 % besitzen möglicherweise ein Potenzial, da dieses nach einer der beiden Analysemethoden bestätigt wurde. Kein Abbaupotenzial zeigen 43 % der Messstellen. Anhang 2 fasst die Ergebnisse aller vorgenommenen Auswertungsmethoden zu den einzelnen Messstellen zusammen.

Abb. 94: Anzahl Messstellen pro Klasse des wahrscheinlichen Nitratabbaus

In Abb. 95 ist die Verteilung der Nitratabbauwahrscheinlichkeiten nach der zusammengefassten Klassifikation aus Ganglinienanalyse und hydrochemischer Analyse mit Redoxpotential und Sauerstoff auf die verschiedenen hydrogeologischen Bezugseinheiten dargestellt.

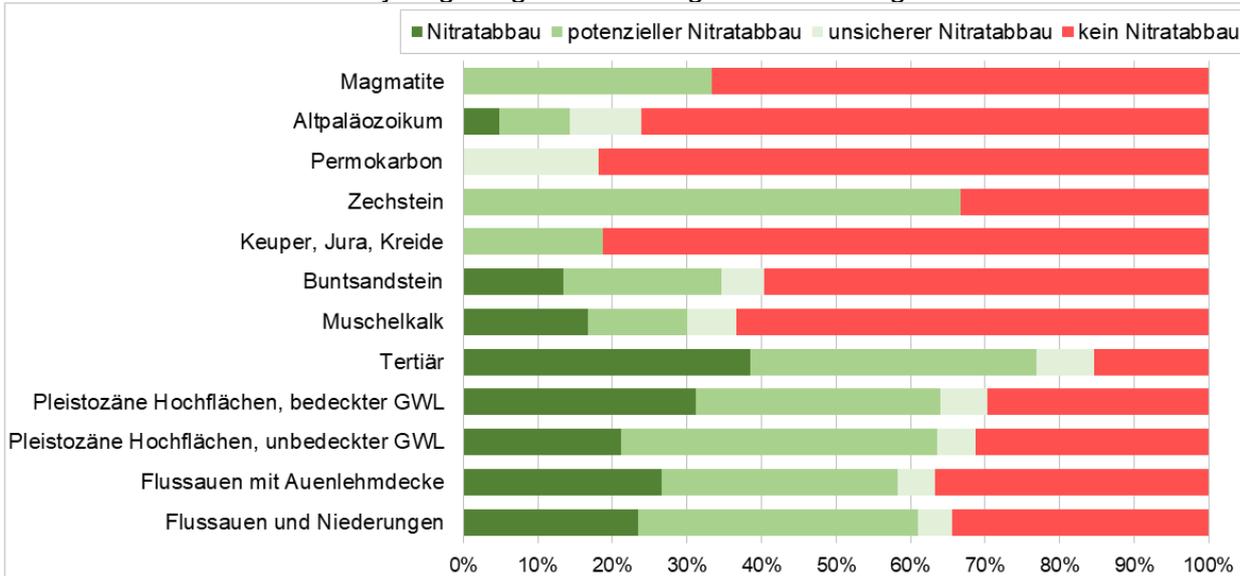


Abb. 95: Verteilung der Nitratabbauwahrscheinlichkeiten nach der zusammengefassten Klassifikation aus Ganglinienanalyse und hydrochemischer Analyse mit Redoxpotential und Sauerstoff

In den quartären und tertiären Lockergesteinen ist das ermittelte Denitrifikationspotenzial erkennbar höher als in den Festgesteinseinheiten. Mehr als 60 % der Messstellen, bei einem Ausbau im Tertiär sogar 80 %, weisen ein Abbaupotenzial auf. Demgegenüber stehen stark variierende Anteile in den Festgesteinen. Berücksichtigt man die Klasse „unsicherer Nitratabbau“ nicht, erreicht die Klasse „kein Abbau“ im Permokarbon ihren höchsten und im Zechstein ihren niedrigsten Wert. Für die Einheiten Zechstein und Magmatite konnten drei bzw. sechs Messstellen ausgewertet werden, ein flächenhafter Bezug ist damit nicht gegeben. Für die übrigen Bezugseinheiten standen mindestens elf Messstellen für die Zuweisung zur Verfügung. Der in den Einheiten Muschelkalk, Buntsandstein und Altpaläozoikum durch beide Auswertungsmethoden ausgewiesene Nitratabbau zeigt, dass nicht generell von einem fehlenden Abbaupotenzial in diesen Einheiten ausgegangen werden kann. Eine grobe Abschätzung kann über die hydrogeologischen Bezugseinheiten vorgenommen werden, jedoch ist die Wahrscheinlichkeit des Nitratabbaus abhängig von dem am Standort lokal vorherrschenden Redoxmilieu. Zur gleichen Bewertung kommen auch Kuhr et al. (2014) und Cremer (2015).

Abb. 96 stellt die Verteilung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der zusammengefassten Klassifikation für die unterschiedlich bewerteten GWK dar. In - bezogen auf Nitrat - als *schlecht* bewerteten GWK ist der Anteil mit 34 % Nitratabbau bzw. potenziellem Nitratabbau deutlich geringer als in den als *gut* bewerteten GWK (61 %). Dennoch findet auch in diesen Gebieten ein Nitratabbau statt. In den gut bewerteten Gebieten zeigt sich mit 35 % ein klarer Anteil eines fehlenden Abbaupotenzials. Hier zeigt sich, dass für die Bewertung nicht nur das Abbaupotenzial selber, sondern

auch der Nitratreintrag von Bedeutung ist. Der mittlere Nitratgehalt der Messstellen in diesen Standorten beträgt 20 mg/l, die berechnete mittlere Gesamtstickstoffkonzentration im Sickerwasser von 224 Zustromgebieten in diesen Gebieten liegt bei 12 mg/l. In den als schlecht bewerteten Gebieten beträgt die Nitratkonzentration im Mittel 47 mg/l und der berechnete über das Sickerwasser eingetragene Gesamtstickstoff in 106 Zustromgebieten 25 mg/l.

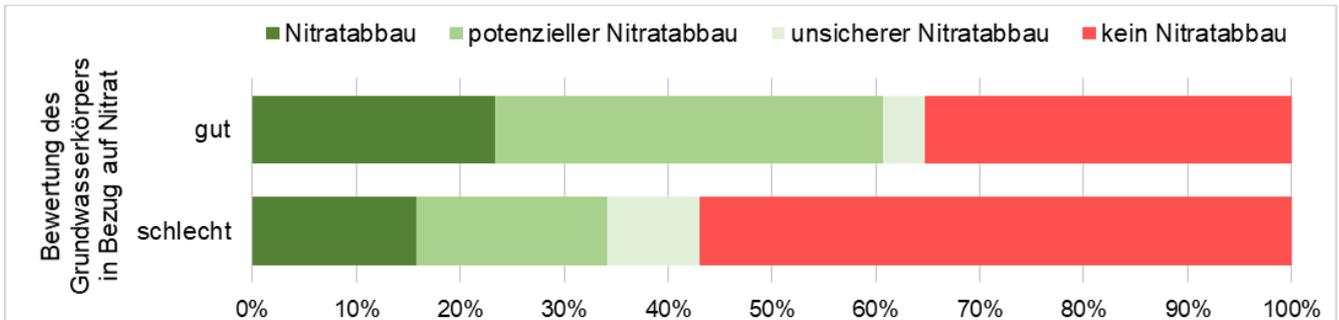


Abb. 96: Verteilung der Nitratabbauwahrscheinlichkeit nach der zusammengefassten Klassifikation

Abb. 97 zeigt die Lage der Messstellen und stellt die mit Hilfe der zusammengefassten Klassifikation ermittelte Nitratabbauwahrscheinlichkeit dar. Die Verteilung ist relativ heterogen, mit einem Schwerpunkt der Denitrifikation im Nordosten Sachsen-Anhalts überwiegend in den Niederungen und an den Flussläufen. Eine klare Zuordnung zu hydrogeologischen Bezugseinheiten ist nicht zu erkennen. Weiterhin ist (schwarz schraffiert) der schlechte chemische Zustand der Grundwasserkörper (GWK) wegen hoher Nitratwerte dargestellt. Hier überwiegt der Anteil der Messstellen mit fehlendem Abbaupotenzial. Es gibt jedoch hier auch Messstellen mit Nitratabbau bzw. potenziellem Nitratabbau. Um hier eine Quantifizierung der Prozesse in Vergangenheit und Zukunft vornehmen zu können, gibt es zwei Möglichkeiten:

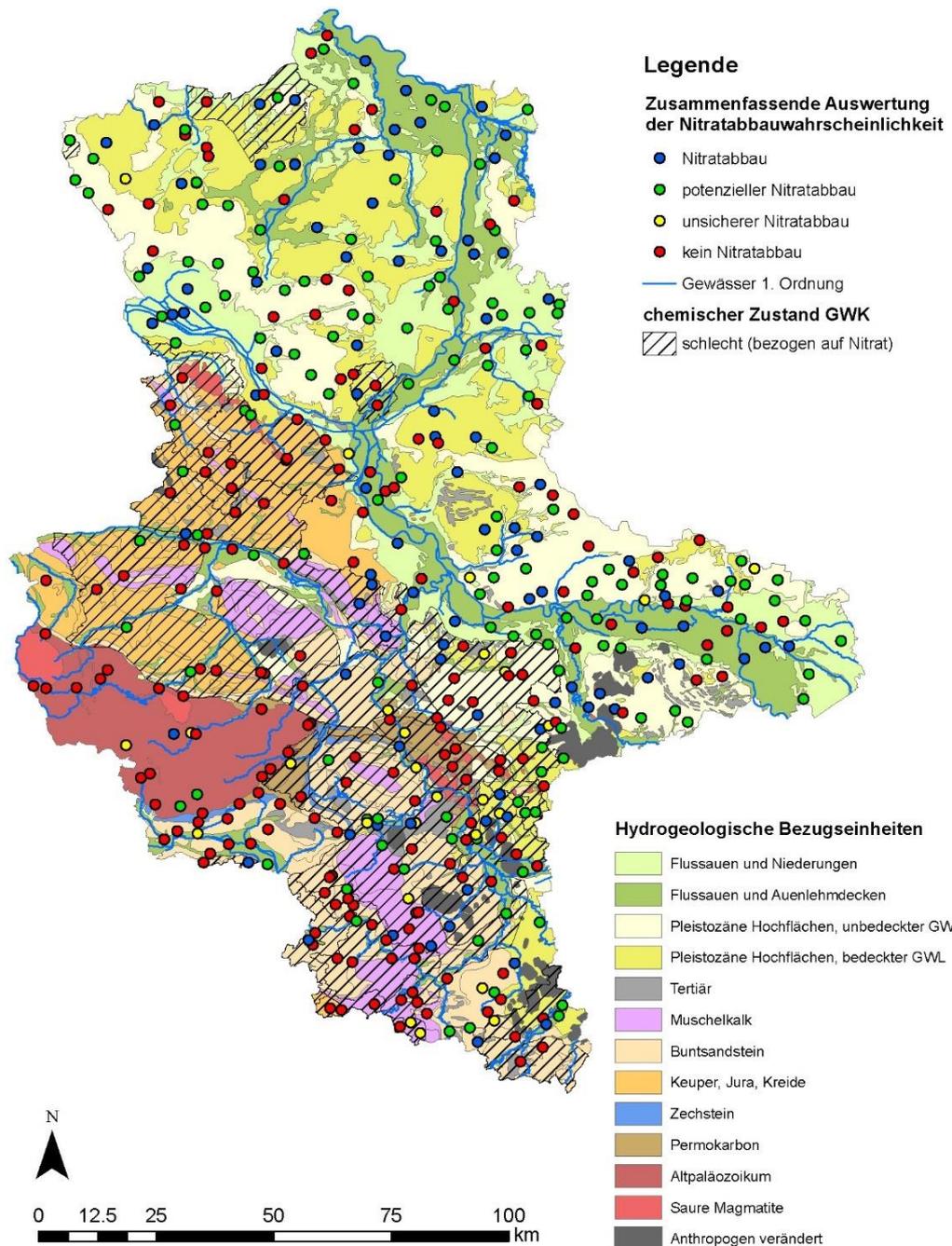


Abb. 97: Lage der Messstellen und Darstellung der aggregierten Nitratabbauwahrscheinlichkeit

zum einen müssten Bohrungen mit Sedimentuntersuchungen zum Aufbau des Grundwasserleiters mit anschließenden Stand- und Säulenversuche zur Bestimmung der zukünftig noch verbleibenden Lebensdauer des Nitratabbaus (Konrad 2007) durchgeführt werden. Damit sind zwar weitere Unsicherheiten bei der Übertragung auf die reale Situation im Grundwasserleiter gegeben, jedoch liefern die Laborversuche besser belastbare Ergebnisse zur Abschätzung des reaktiven Materials und der hydraulischen Zugänglichkeit. Der Nachteil liegt in relativ hohen Kosten, da neue Aufschlüsse geschaffen und vorhandene Messstellen nicht genutzt werden können.

Die andere Möglichkeit ist die Klärung des tatsächlichen Umfangs der in der Vergangenheit hier bereits stattgefundenen Denitrifizierung. Dafür könnte eine Auswahl existierender Messstellen sowie eine wissenschaftlich entwickelte (NLWKN 2012, Eschenbach 2014) und mittlerweile in verschiedenen Ländern (NRW, SH, NI) genutzte Methode verwendet werden (s. Kap. 8.3).

8.3 Empfehlung zum weiteren Vorgehen

Abb. 98 zeigt die Lage von 25 ausgewählten Messstellen mit postuliertem Nitratabbau in den Grundwasserkörpern (GWK) im schlechten chemischen Zustand. An diesen Standorten könnte die Anwendung der N₂/Ar-Methode ein vertieftes Prozessverständnis zu hier kleinräumig in der Vergangenheit bereits abgelaufenen Prozessen liefern. Die Methode ermöglicht im Ergebnis einer

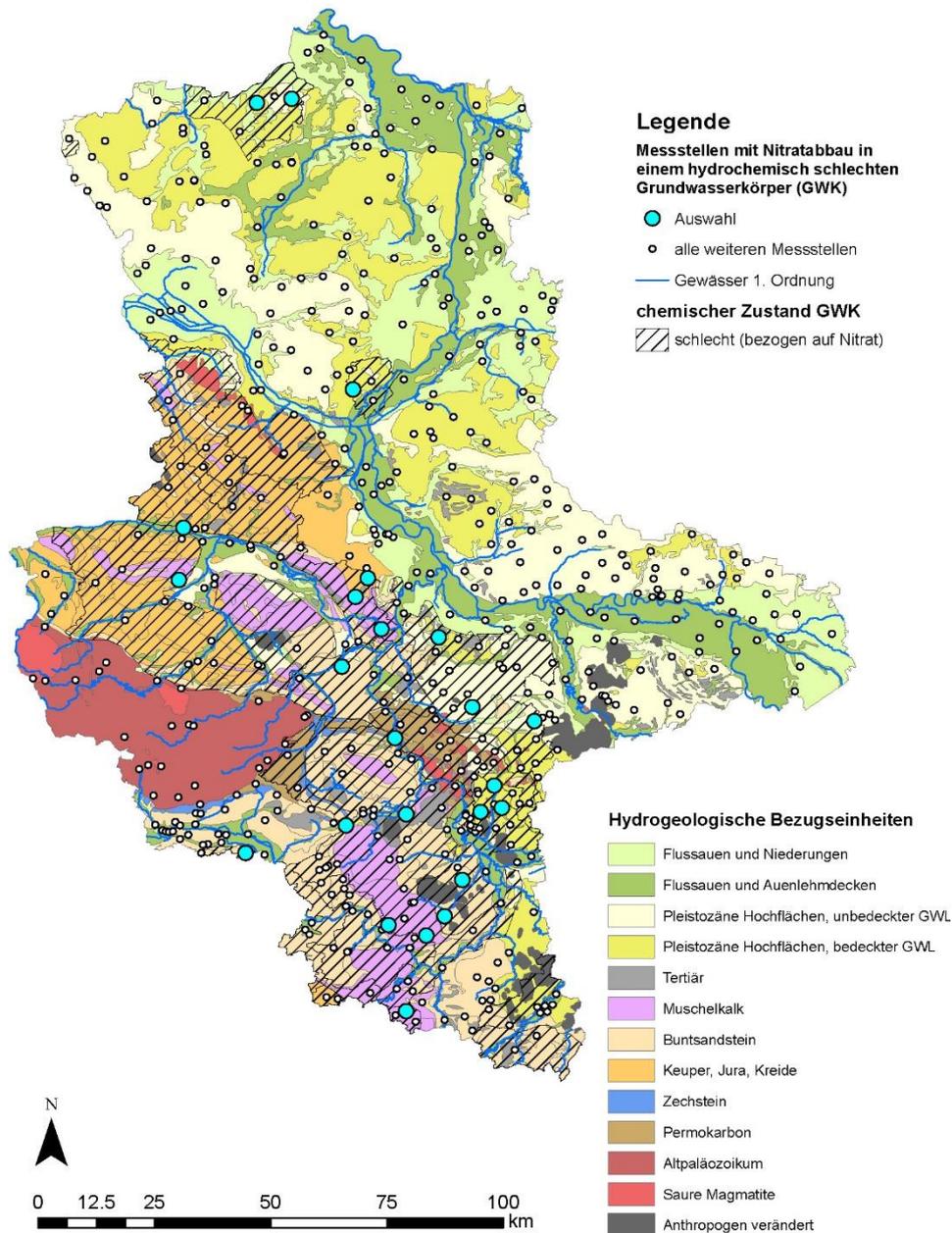


Abb. 98: Lage ausgewählter Messstellen in einem chemisch schlechten Grundwasserkörper bezogen auf Nitrat und einem nach der zusammengefassten Klassifikation ermittelten Nitratabbauvermögen

speziellen Grundwasserprobenentnahme an vorhandenen Messstellen die Quantifizierung des Nitratabbaus im Grundwasser durch Denitrifikation mit Hilfe spezieller Berechnungen, die Kosten hierfür liegen nach Hartung et al. (2016) bei etwa 300,- € pro Probe inkl. Analytik. Sie ist bisher nicht normiert, so dass laboranalytisch abweichende Messergebnisse auftreten können. Unter der

Leitung des LBEG Hannover wird jedoch gerade ein Qualitätsmanagement zur Standardisierung der Methode aufgebaut.

Anhang 3 beinhaltet eine Übersicht relevanter Daten zu diesen 25 Messstellen. Es handelt sich um Messstellen, die einen **sicheren Nitratabbau** aufweisen und in einem bezogen auf Nitrat **chemisch schlechten GWK** liegen. Die beiden **Quellen** weisen einen nach dieser Methode **unsicheren Nitratabbau** auf, da deren Wasser zumeist oxidiert ist. Zehn der Messstellen sind in einem Kluftgrundwasserleiter im Muschelkalk oder Buntsandstein ausgebaut, die restlichen 15 in einem Porengrundwasserleiter. Der Standort Förderstedt ist mit einem Ober- und Unterpegel vertreten. Sowohl die absoluten Filterteufen als auch die Lage des Filters unter der Grundwasseroberfläche variiert stark: es sind Messstellen vertreten, in denen der Filter nur knapp darunter liegt mit dann stark erhöhten Nitratwerten (z. B. Reinsdorf 01/06). Der umgekehrte Fall tritt auch auf (z. B. Teutschenthal mit dort erhöhten NH_4 -Werten). Das gibt das Spektrum der Auswahl mit variierenden Standortverhältnissen wieder.

8.4 Kurzfassung

Nach EG-WRRL¹ und nach der GrwV (2010²) wird zur Bestimmung des chemischen Zustands der Grundwasserkörper eine Auswertung der Untersuchungsergebnisse sowohl an einzelnen Messstellen als auch im Hinblick auf die flächenhafte Ausdehnung der Belastung im Vergleich mit den Schwellenwerten gefordert. Für Nitrat ist ein Schwellenwert von 50 mg/l, für Ammonium von 0,5 mg/l festgelegt. Mit den hier dokumentierten Arbeiten im Auftrag des LHW (Ingenieurvertrag: Auftragsnr. 17/S/0048//HAL vom 04.04.17, Angebot vom 16.02.2017) im Zeitraum von April bis November 2017 wurde das Ziel verfolgt, den vorhandenen Wissenstand zu den 532 Messstellen des Landes-, Ermittlungs-, Milieu- und geogenen Messnetzes im Hinblick auf die gesetzlichen Anforderungen zu Stickstoff im Grundwasser zu vertiefen.

Zunächst erfolgte die Ausweisung flächenscharfer geohydraulischer Zustromgebiete zu den Messstellen. Dafür wurden die Stamm- und Beschaffenheitsdaten mit den bodenkundlich- hydrogeologischen Datengrundlagen verknüpft. Aus den Verweilzeiten im Sickerwasser und im Grundwasser wurden diese Gebiete berechnet, um anschließend Aussagen zu den Flächennutzungsanteilen und Stickstoffeinträgen dort treffen zu können. Die Bewertung der im Untergrund ablaufenden Prozesse kann dann nicht nur auf den Standort, sondern auch auf das Umfeld der Messstelle bezogen werden.

Anschließend wurden verschiedene Methoden zur Charakterisierung des Nitratabbauvermögens mit vorhandenen Daten abgeleitet. Dazu gehörten die Ganglinienanalyse (DWA 2015) und die Emissions-/Immissions-Analyse sowie verschiedene hydrochemische Bewertungsmethoden (IWW, 2011 und LAWA, 2017). Daneben wurden auch eigene methodische Ansätze entwickelt. Die verschiedenen Methoden wurden mit dem Ziel der Abschätzung des standortbezogenen Nitratabbaupotenzials gewichtet und es erfolgte eine Aggregation der Methoden. Abschließend wurden konkrete Empfehlungen zum weiteren Vorgehen hinsichtlich der Quantifizierung sowohl der Dauer des noch verbleibenden als auch der Bestimmung des bereits abgelaufenen Nitratabbaus ausgesprochen.

9. Literaturverzeichnis

- ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung KA5. Hrsg. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Auflage 5, Hannover.
- Appel, D. & W. Habler (2002): Quantifizierung der Wasserdurchlässigkeit von Gesteinen als Voraussetzung für die Entwicklung von Kriterien zur Grundwasserbewegung Phase 2: Auswertung der Datensätze für die Kriterienentwicklung.- Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte, Hannover.
- BAH - Büro für Angewandte Hydrologie (2015): Ermittlung hydrologischer Bemessungs-/Bewirtschaftungsgrundlagen für das Land Sachsen-Anhalt auf der Basis des Wasserhaushaltsmodells ArcEGMO. Hrsg: Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Nr. 1 / 2015
- BGD (2017): Quantifizierung des Nitratabbaus in der ungesättigten Zone im Labormaßstab zur besseren Beschreibung der Grundwasserdeckschichten im Schwarzerdegebiet.- Bericht der BGD ECOSAX für die Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (LLFG) Sachsen-Anhalt, Dresden (unveröff.).
- 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.
- DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung), Bgbl. Teil I, Nr. 32 vom 1.6.2017.
- 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.
- DVGW - [Hrsg.] (2013): Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens in Grundwasserleitern - Abschlussbericht zum DVGW-Forschungs- und Entwicklungsvorhaben Projekt W1/06/08. 179 S.
- EG-Nitratrichtlinie (1991): Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, Amtsblatt Nr. L 375 vom 31/12/1991; S. 1 - 8
- Eschenbach, W. (2014): Determination of the denitrification capacity of unconsolidated rock aquifers using 15N tracer experiments at groundwater monitoring wells - development of a new method to assess actual and future denitrification in aquifers.- Diss. Universität Göttingen (online-Publikation).
- Fuchs, S., Ziesche, M. & P. Nillert (2017): Empirische Verfahren zur Ableitung verschiedener Porositätsarten aus Durchlässigkeitsbeiwert und Ungleichkörnigkeitszahl – ein Überblick.- Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, 22:83–101, DOI 10.1007/s00767-017-0355-2.
- 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 - Abschlussbericht zum Projekt

- Gabriel, B., Ziegler, G., Schultze, M., Kunzmann, R., Bufe, J., Fischer, H., Pohl, A., Schwarze, R. & N. Bühnemann (1989): Das Grundwasser – Einfluss der Landwirtschaftlichen Produktion.-Hrsg.: Wasserwirtschaftsdirektion Saale-Werra, Forschungsbereich Erfurt.
- Hannappel, S. & C. Köpp (2017): Regionaler Themenbericht Ermittlung der Ursachen des Eintrages von Tierarzneimitteln in das oberflächennahe Grundwasser Datenauswertung 2012 bis 2016
https://www.nlwkn.niedersachsen.de/service/veroeffentlichungen_webshop/schriften_zum_downloaden/downloads_grundwasser_trinkwasser/veroeffentlichungen-zum-thema-grundwassertrinkwasser-zum-downloaden-44047.html
- Hartung, T., Hoetmer, M. & M. Quirin (2016): Aktuelle N₂-Ar-Untersuchungen des NLWKN, Ergebnisse landesweiter Untersuchungen 2015/2016.- 2. Gewässerkunde-Workshop am 02.11.2016 in Braunschweig
- HK 100 NRW: Informationssystem Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 100 000, Geologischer Dienst NRW: https://www.gd.nrw.de/pr_shop_informationssysteme_hk100d.htm
- HLUG (2015): Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten.- Grundwasser in Hessen, Heft 1, Hrsg: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden
- Hölting, B. & W. G. Coldewey (2009): Hydrogeologie.- 7. Auflage, Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg.
- Hölting, B., Haertle, T., Hohberger, K.H., Nachtigall, K.H., Villinger, E., Weinzierl, W. & J.P. Wrobel (1995): Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. – Geol. Jb. C63, S. 5-24. Hannover.
- HYDOR (2013): Fundstellenaufklärung an ausgewählten Messstellen des Landesmessnetzes hinsichtlich Nitrat, Ammonium und Pflanzenschutzmittelwirkstoffen.- Unveröffentlichtes Gutachten der HYDOR Consult GmbH an das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, Berlin.
- HYDOR (2017a): 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 (2017b): Modellierung der Sickerwassermengen und Nitratverlagerung an je zwei Bodenwassermessplätzen und Tiefenprofilen sowie Beurteilung des Austrags- und Abbauverhaltens für Nitrat, Modellvalidierung als Basis für eine modellhafte Gefährdungsabschätzung.- Bericht der HYDOR Consult GmbH für die Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (LLFG), Berlin (unveröff.)
- IWW (2011): Auswirkungen der Kooperationsaktivitäten Landwirtschaft / Wasserwirtschaft auf die Entwicklung der Grund- und Rohwasserqualität im Einzugsbereich der Wassergewinnung Flüren / Diersfordt der Stadtwerke Wesel GmbH; unveröff.
- Kater, R. & T. Koch (2007): Sachsen-Anhalts verdeckte Ströme. – Mitteilg. zu Geologie und Bergwesen in Sachsen-Anhalt, Bd. 13, S. 19 – 24. Hrsg. Landesamt für Geologie und Bergwesen (LAGB), Halle.
- Konrad, C. (2007): Methoden zur Bestimmung des Umsatzes von Stickstoff, dargestellt für drei pleistozäne Grundwasserleiter Norddeutschlands. Dissertation TU Dresden (unveröff.).
- Krajnov, S. R. & Voigt, H.-J.(1990): Geochemische und ökologische Folgen der Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit unter Einwirkung von Wasserschadstoffen.- Zeitschrift für angewandte Geologie, 36 (1990) 11, S. 405-410.
- Kuhr, P. Kunkel, R., Tetzlaff, B. & F. Wendland (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos.- FZ Jülich, Endbericht vom 25.04.2014, Jülich.
- Kunkel, R., Voigt, H.-J., Wendland, F. & S. Hannappel (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland.- FZ Jülich, Reihe Umwelt, Bd. 47, Jülich.

- LAWA (2013): Rahmenkonzeptionen zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern und Grundwasser, (WRRL 2.1.2; Stand: 30.01.2013)
- LAWA (2016): Kurzanleitung für die messstellenbezogene Ermittlung von Fließ- und Verweilzeiten.- Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Ermittlung von Verweilzeiten und Denitrifikation in der ungesättigten und gesättigten Zone, Consulaqua Hamburg (Entwurf).
- LAWA (2017): Konzept zur Beurteilung der Grundwassergüte anhand weiterer Stoffgehalte unter Berücksichtigung eines möglichen Nitratabbaus.- Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Entwurf, 23.6.2017
- LHW - Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (2012): Bericht zur Beschaffenheit des Grundwassers in Sachsen-Anhalt 2001-2010; S. 1–161. Magdeburg
- Mellert, K.-H. & C. Kölling (2006): Nitratbelastung des Sickerwassers in einem bewaldeten Wassereinzugsgebiet der Trinkwasserversorgung Fürstfeldbruck.- Wasser & Abfall, Heft 1 – 2, 2006, S. 48 - 54
- Nährstoffkonzept ST 2015- 2021: Fortschreibung des Konzeptes zum Umgang mit Nährstoffeinträgen in die Gewässer Sachsen-Anhalts (Nährstoffkonzept 2015 - 2021).- Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Magdeburg
- Nitratbericht (2016): Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft, Stand Januar 2017, Bonn.
- NLWKN (2012): Messung des Exzess-N₂ im Grundwasser mit der N₂/Ar-Methode als neue Möglichkeit zur Prioritätensetzung und Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz, Themenband Grundwasser, Band 15. Hrsg.: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hannover
- Parkhurst, D. L. & C. A. J. Appelo (1999): User´s guide to PHREEQC (version 2) – A computer program for specification, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations.- Water-Resources Investigations Report 99-4259; U.S. Geological Survey; 312 S.; Denver, Colorado; USA.
- Schafmeister, M.-T. (1999): Geostatistik für die hydrogeologische Praxis.- Springer, Berlin.
- Schleyer, R. & H. Kerndorf (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen. VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem.- Sondergutachten, Januar 2015, Wissenschaftliche Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim BMELV, Bonn.
- 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.).
- Wilder, H. & T Schöbel (2008): Leitfaden zur Schutzfunktionsbewertung der Grundwasserüberdeckung.- Geologischer Dienst NRW, Krefeld
- Wisotzky, F. (2011): Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung.- Springer, Berlin