

**Konzept Nährstoffe, Untersuchung Ammonium-belasteter  
Grundwasserkörper – Genetische Interpretation erhöhter  
Ammonium-Konzentrationen zur Überprüfung der Grund-  
wassergüte und der Analyse anthropogener und geogener  
Einflüsse**

**Teil II Bewertung der Grundwassergüte auf Ebene der GWK**

**Abschlussbericht**

**Endfassung**

**Auftraggeber:**

**Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-  
Anhalt, Sachbereich 5.1.1**

**Bearbeitung:**

**Christoph Jahnke**

**Cottbus, April 2015**

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>VERANLASSUNG UND ZIELSETZUNG</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>DATENBASIS GRUNDWASSERCHEMIE</b>	<b>14</b>
2.1	DATENÜBERGABE UND -ZUSAMMENFÜHRUNG	14
2.2	DATENBASIS STAMMDATEN	19
2.2.1	Arten von Messstellen	19
2.2.2	Teufen und Ausbauangaben - Grundwassermessstellen, Brunnen, Bohrungen	21
2.2.3	Einzugsgebiete - Quellen und Stollen	21
2.2.4	Mehrfachmessstellen, Messstellengruppen und Ableitung von Standorten	23
2.3	DATENBASIS ANALYSEDATEN	23
2.3.1	Datengrundlagen	23
2.3.2	Parameterspektrum und Analysenumfang	25
2.3.3	Vollständigkeit und Analysenqualität - Ionenbilanzprüfung	26
2.4	AUFBAU EINER RELATIONALEN DATENBANK FÜR STAMMDATEN UND ANALYSEDATEN	28
<b>3</b>	<b>RÄUMLICHE STRUKTUR DER DATENBASIS</b>	<b>32</b>
3.1	RÄUMLICH-STATISTISCHE MESSNETZANALYSE	32
3.1.1	Messstellenanzahl und Dichte auf Ebene der Grundwasserkörper	32
3.1.2	Analyse der Thiessen-(Voronoi)-Polygone	35
3.1.3	Analyse des Abstand vom nächsten Messpunkt	38
3.2	SCHLUSSFOLGERUNGEN DER RÄUMLICH-STATISTISCHEN MESSNETZ-ANALYSE	41
<b>4</b>	<b>DATENBASIS STANDORT- UND UMFELDPARAMETER</b>	<b>42</b>
4.1	DATENBASIS	42
4.2	METHODIK DER VERKNÜPFUNG VON RÄUMLICHEN DATEN UND MESSPUNKTEN	44
4.2.1	Punktuelle Zuordnung	44
4.2.2	Zuordnung in einem Beeinflussungsumfeld	44
4.2.3	Einzelfallbetrachtungen	46
4.3	CHARAKTERISIERUNG DES MESSSTELLENUMFELDES AUF GRUNDLAGE DER VORLIEGENDEN DATEN	47
4.3.1	Landnutzung nach Basis-DLM ATKIS	47
4.3.2	Daten des Projektes „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos“	49
4.3.3	Vorläufige digitale Bodenkarte des LAGB 1:50.000 (VBK 50)	50
4.3.4	Gefährdungskarte des hydrogeologischen Kartenwerkes 1:50.000 (HK50)	51
4.3.4.1	Digitale Karte der Grundwassergeschüttheit	51
4.3.4.2	Informationen zu potentiellen oder aufgetretenen Grundwasserbeeinflussungen	52
4.3.4.2.1	Flächen- und Liniendaten zu potentiellen oder aufgetretenen Grundwasserbeeinflussungen	53
4.3.4.2.2	Punktdaten zu potentiellen oder aufgetretenen Grundwasser-beeinflussungen	55
4.3.5	Altlastverdächtige Flächen und Altlasten in Zusammenhang mit landwirtschaftlichen Betrieben nach Informationen des Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Daten LAU) und aktuelle Standorte der Tierhaltung	57
<b>5</b>	<b>HYDROCHEMISCHE ANALYSE</b>	<b>60</b>
5.1	ERMITTLUNG GEOGEN-UBIQUITÄRE HINTERGRUNDKONZENTRATIONEN FÜR AMMONIUM UND ANTHROPOGENE INDIKATORPARAMETER	60
5.1.1	Methodik	60

5.1.1.1	Standort- und Datenvorauswahl.....	60
5.1.1.2	Indikatorparameter.....	61
5.1.1.3	Ermittlung der geogenen Hintergrundkonzentrationen.....	61
5.1.1.4	Andere Verfahren zur Ermittlung von Hintergrundwerten der Grundwasserbeschaffenheit .....	63
5.1.1.4.1	Rangstatistische Methoden (hier: Hannappel et al. 2008).....	63
5.1.1.4.2	Methode Ad-hoc AG Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste von Deutschland (SGD) (Wagner et al. 2014) .....	64
5.1.1.4.3	Methodik nach Kunkel et al. 2004.....	67
5.1.2	<i>Region der quartären und tertiären Lockergesteine (BZE-Nr. 1-6) ohne Beeinflussung durch Braunkohlenbergbau .....</i>	69
5.1.2.1	Datenbasis.....	69
5.1.2.2	Ausweisung von Schwellenwerten anthropogener Beeinflussung .....	71
5.1.2.2.1	Indikatorparameter .....	71
5.1.2.2.2	Ammonium .....	77
5.1.2.3	Einfluss der naturräumlichen Faktoren auf die Konzentrationen der Stickstoffspezies .....	80
5.1.3	<i>Region des Altpaläozoikums des Harzes (BZE-Nr. 12, 13 und z.T. 7).....</i>	85
5.1.3.1	Datenbasis.....	85
5.1.3.2	Ausweisung von Schwellenwerten anthropogener Beeinflussung .....	87
5.1.3.2.1	Vorbemerkungen.....	87
5.1.3.2.2	Indikatorparameter .....	87
5.1.3.2.3	Ammonium .....	92
5.1.3.3	Einfluss der naturräumlichen Faktoren auf die Konzentrationen der Stickstoffspezies .....	93
5.1.4	<i>Region Mesozoikum und Permokarbon (BZE-Nr. 7-11).....</i>	97
5.1.4.1	Datenbasis.....	97
5.1.4.2	Ausweisung von Schwellenwerten anthropogener Beeinflussung .....	99
5.1.4.2.1	Vorbemerkungen.....	99
5.1.4.2.2	Indikatorparameter .....	100
5.1.4.2.3	Ammonium .....	105
5.1.4.3	Einfluss der naturräumlichen Faktoren auf die Konzentrationen der Stickstoffspezies .....	107
5.1.5	<i>Beeinflussungsumfeld der Braunkohlenbergbaue.....</i>	110
5.1.5.1	Datenbasis.....	110
5.1.5.2	Ausweisung von Schwellenwerten anthropogener Beeinflussungen .....	112
5.1.5.2.1	Vorbemerkungen.....	112
5.1.5.2.2	Indikatorparameter .....	112
5.1.5.2.3	Ammonium .....	115
5.1.5.3	Einfluss der naturräumlichen Faktoren auf die Konzentrationen der Stickstoffspezies .....	119
5.1.6	<i>Zusammenfassung: Ermittlung geogen-ubiquitärerer Hintergrundkonzentrationen für Ammonium und anthropogene Indikatorparameter.....</i>	122
5.1.7	<i>Vergleich mit Hintergrundwerten anderer Autoren .....</i>	123
5.1.7.1	Rangstatistische Methoden (Hannappel et al. 2008) .....	123
5.1.7.2	Methode Ad-hoc AG Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste von Deutschland (SGD) (Wagner et al. 2014) .....	126
5.1.7.3	Methodik nach Kunkel et al.2004 .....	131
5.1.7.4	Zusammenfassung Vergleich mit Methoden anderer Autoren .....	132
5.2	<b>BEWERTUNG VON ANALYSEN, MESSSTELLEN UND STANDORTEN.....</b>	134
5.2.1	<i>Methodik.....</i>	134
5.2.1.1	Bewertung von Analysen .....	134

5.2.1.2	Bewertung von Messstellen.....	134
5.2.1.3	Bewertung von Standorten.....	135
5.2.2	<i>Charakterisierung des hydrochemischen Zustandes im Landesmaßstab</i> .....	135
5.2.2.1	Bewertung der Analysen.....	135
5.2.2.2	Bewertung Messstellen und Standorte .....	140
5.3	CHARAKTERISIERUNG DER GRUNDWASSERKÖRPER.....	144
5.3.1.1	Methodik der Charakterisierung der Grundwasserkörper .....	144
5.3.1.2	Bewertung im Landesmaßstab .....	144
5.3.1.3	Einzelfalldarstellung von Grundwasserkörpern – Beispiele typischer Beeinflussungssituationen .....	149
5.3.1.3.1	GWK OT 1 (Ohre Urstromtal).....	149
5.3.1.3.2	GWK SAL GW 14a (Merseburger Buntsandsteinplatte) .....	152
6	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>156</b>
7	<b>QUELLVERWEISE UND LITERATUR</b> .....	<b>158</b>

## **Abbildungsverzeichnis**

Abb. 2-1: Unterirdische Einzugsgebiete von Quellen und Stollenstrecken in Ergänzung zu den Beprobungspunkten .....	22
Abb. 2-2: Zeitliche Entwicklung der Anzahl der untersuchten Messstellen und vorliegenden Analysen. ....	24
Abb. 2-3: Zeitreihen von Analysedaten: Beobachtungsdauer und Analysenzahlen (links) und Anzahl der Messstellen mit bestimmter Beobachtungsdauer (rechts, nur Messstellen mit mindestens 5 Analysen) .....	24
Abb. 2-4: Verteilung des Ionenbilanzfehlers in 15.381 Vollanalysen (ohne Berücksichtigung Fe, Mn) .....	28
Abb. 2-5: Struktur der relationalen Datenbank .....	30
Abb. 2-6: Korrekturmodus in der relationalen Datenbank zur Markierung und Korrektur fehlerhafter Werte.....	31
Abb. 3-1: Überblick über die Beprobungsstandorte und die Messpunktdichte (km <sup>2</sup> /Messstandort) differenziert nach der Art des Messpunktes und Grundwasserkörper (Gesamtdatensatz).....	33
Abb. 3-2: Überblick über die Beprobungsstandorte und die Messpunktdichte (km <sup>2</sup> /Messstandort) differenziert nach der Art des Messpunktes und Grundwasserkörper (Datensatz mit Analysen ab 2004) .....	34
Abb. 3-3: Thiessen-Polygon ( oder Voronoi-Polygon), Konstruktionsprinzip: .....	35
Abb. 3-4: Flächen der Thiessen-Polygone des Messstandorte (gesamter Datensatz, 4.430 Standorte).36	
Abb. 3-5: Flächen der Thiessen-Polgone des Messnetzes (887 Standorte mit Analysen ab 2005).....	38
Abb. 3-6: Flächenhafte Verteilung der Abstände zum nächsten Messpunkt (gesamter Datensatz 4.430 Standorte).....	39
Abb. 3-7: Flächenhafte Verteilung der Abstände zum nächsten Messpunkt (Datensatz 4.430 Standorte).....	40
Abb. 4-1: Konzept der Charakterisierung des Messstellenumfeldes in Hinblick auf die für die Grundwasserbeschaffenheit wirksamen Einflussfaktoren und Randbedingungen.....	42
Abb. 4-2: Prinzipdarstellung Datenabfrage von Polygone-Daten (links) und Rasterdaten (rechts). Der innere Ring zeigt das Umfeld im Radius 200 m, der äußere im Radius 500 m. ....	46
Abb. 4-3: Überblick über die erfassten Flächen- und Liniendatendaten zu potentiellen oder vorhandenen Grundwasserbeeinflussungen der HK50 im Landesmaßstab (zu den Legendenkürzeln s. Tab. 4-8).....	54
Abb. 4-4: Überblick über die erfassten Punktdaten zu Einrichtungen der HK50 im Landesmaßstab (zu den Legendenkürzeln s. Tab. 4-9 und Tab. 4-10 ) .....	56
Abb. 4-5: Altlasterverdächtige Flächen und Standorte nach Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Standorte Agrochemischer Zentren ACZ und Lagerung von Pflanzenschutzmittel PSM, Güllestandorte mit Anfall, Ausbringung, Lagerung von Gülle) .....	58
Abb. 4-6: Aktuelle Standorte der Viehhaltung in Sachsen-Anhalt: Größe der der Symbole entspricht dem Flächenbedarf zur Ausbringung der anfallenden Gülle bei einer Ausbringungen von 50 mm/a (50 l/m <sup>2</sup> ) .....	59
Abb. 5-1: Lognormale Verteilung und Exponentialverteilung: Darstellungen von Histogramm und kumulativer Häufigkeit (Summenkurve), theoretische Dichtefunktionen (stetige „Histogramm“-Häufigkeit) ; x – Konzentration eines Stoffes.....	62
Abb. 5-2: Schematisches Beispiel für die Überlagerung einer exponentiellen und einer lognormalen Verteilungsfunktion und die resultierende Gesamtfunktion (links: Histogramm bzw. Dichtefunktion; rechts: Summenkurven) .....	63
Abb. 5-3: Vom Histogramm über die Summenkurve zum Wahrscheinlichkeitsnetz (aus Wagner et al. 2014, Abb. 1, S. 6) .....	65

Abb. 5-4: Darstellung einer kumulativen Exponentialverteilung in logarithmisch skalierten Konzentrationsachse und Wahrscheinlichkeits-skalierten Häufigkeitsachse – es treten keine Geradenabschnitte auf.....	66
Abb. 5-5: kumulative Verteilung von Chlorid-Konzentrationen unter Waldstandorten. Experimentelle Daten (Punkte). Links: Überlagerung von 3 lognormalen Funktionen zur Anpassung der Verteilungsfunktion (Daten der Populationen in Legende). Rechts: Anpassung von linearen Geradenabschnitten nach SGD-Methode (Wagner 2014).....	67
Abb. 5-6: Schematische Darstellung der unterschiedlichen Einflussfaktoren auf die Form der gemessenen Konzentrationsverteilung und deren Separierung durch überlagerte Verteilungsfunktionen (aus Kunkel et al. 2004, S. 43).....	68
Abb. 5-7: Region quartäre und tertiäre Lockergesteine: Messpunkte und hydrogeologische Bezugseinheiten (BZE).....	70
Abb. 5-8: Region quartäre u. tertiäre Lockergesteine: Messpunkte und Landnutzung nach ATKIS-DLM.....	71
Abb. 5-9: Konzentrationsverteilungen der Indikatorparameter Chlorid und Kalium in Region 1 (untere Zeile Vergleich zu Daten Lockergesteine Brandenburg).....	73
Abb. 5-10: Konzentrationsverteilungen der Indikatorparameter Nitrat und Bor in Region 1 (untere Zeile Vergleich zu Daten Lockergesteine Brandenburg).....	74
Abb. 5-11: Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor (Maximalwerte pro Messstelle) in quartären und tertiären Lockergesteinen in Abhängigkeit von der Standortklasse der Standortklasse der Landnutzung.....	76
Abb. 5-12: Verteilung der geogenen Ammonium-Konzentrationen in den Lockergesteinen Sachsen-Anhalts (oben, Datenbasis 274 Messstellen) und zum Vergleich Brandenburgs (unten, Datenbasis 206 Messstellen) (empirische und theoretische Verteilungen der Maximalwerte pro Messstelle bei Ausschluss anthropogener Beeinflussungen nach den Kriterien von Tab. 5-2)..	78
Abb. 5-13: Konzentrationsbereiche für Ammonium (Maximalwerte pro Messstelle) in quartären und tertiären Lockergesteinen in Abhängigkeit von der Standortklasse der Standortklasse der Landnutzung.....	80
Abb. 5-14: Zusammenhänge zwischen Teufe (links) und Flurabstand (rechts) und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in quartären und tertiären Lockergesteinen außerhalb der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten.....	81
Abb. 5-15: Zusammenhänge zwischen Grundwasserneubildung (links) und Stickstoffeintrag ins Grundwasser (rechts) nach GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al 2014) und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in quartären und tertiären Lockergesteinen außerhalb der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten.....	82
Abb. 5-16: Region Harz: Messpunkte und hydrogeologische Bezugseinheiten (BZE).....	85
Abb. 5-17: Region Harz: Messpunkte und Landnutzung nach ATKIS-DLM.....	86
Abb. 5-18: Konzentrationsverteilungen der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor in Region Harz (Vergleich zu Daten Waldstandorte Lockergestein Sachsen-Anhalt) - (empirische und theoretische Verteilungen der Maximalwerte pro Messstelle).....	88
Abb. 5-19: Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor in der Region Harz in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle).....	91
Abb. 5-20: Verteilung der geogenen Ammonium-Konzentrationen im Harz (46 Messstellen aller Standortklassen) und Vergleich zum Lockergestein (Datenbasis 274 Messstellen Waldstandorte) (empirische und theoretische Verteilungen der Maximalwerte pro Messstelle).....	92
Abb. 5-21: Konzentrationsbereiche von Ammonium in der Region Harz in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle).....	93

Abb. 5-22: Zusammenhäng zwischen Teufe (links) und Flurabstand (rechts) und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in paläozoischen Grundwasserleitern des Harzes.....	94
Abb. 5-23: Spannweiten der Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in Abhängigkeit von Grundwasserneubildung (links) und Stickstoffeintrag ins Grundwasser (rechts) nach GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al 2014) in paläozoischen Grundwasserleitern des Harzes .....	95
Abb. 5-24: Region mesozoische Grundwasserleiter, BZE 7 bis 11: Messpunkte und hydrogeologische Bezugseinheiten (BZE) .....	98
Abb. 5-25: Region Mesozoische Grundwasserleiter, BZE 7 bis 11: Messpunkte und Landnutzung nach ATKIS-DLM.....	99
Abb. 5-26: Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor in der Region Mesozoikum und Permokarbon in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle) .....	101
Abb. 5-27: Konzentrationsverteilungen der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor in Region Mesozoikum (Vergleich zu Daten Waldstandorte Lockergestein Sachsen-Anhalt) - (empirische und theoretische Verteilungen der Maximalwerte pro Messstelle).....	103
Abb. 5-28: Konzentrationsbereiche von Ammonium in mesozoischen und permokarbonen Grundwasserleitern in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle) .....	105
Abb. 5-29: Verteilung der Ammonium-Konzentrationen (Maximalwerte von Analysen ohne anthropogene Indikationen, 48 Messstellen der Waldstandorte) und Vergleich zum Lockergestein (Datenbasis 274 Messstellen an Waldstandorten) (empirische und theoretische Verteilungen) .....	106
Abb. 5-30: Beziehungen zwischen Teufe (links) und Flurabstand (rechts) und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in mesozoischen Aquiferen außerhalb der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten.....	108
Abb. 5-31: Spannweiten der Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in Abhängigkeit von Grundwasserneubildung (links) und Stickstoffeintrag ins Grundwasser (rechts) nach GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al. 2014) in mesozoischen Aquiferen außerhalb der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten....	109
Abb. 5-32: Region Umfeld Braunkohlenbergbaue (Tagebau): Messpunkte .....	110
Abb. 5-33: Region Umfeld Braunkohlenbergbaue: Messpunkte und Landnutzung nach ATKIS-DLM .....	111
Abb. 5-34: Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor im Umfeld der Braunkohlentagebaue in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle).....	114
Abb. 5-35: Konzentrationsbereiche von Ammonium im Umfeld der Braunkohlentagebaue in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle) .....	115
Abb. 5-36: Verteilung der Ammonium-Konzentrationen im Umfeld der Braunkohlentagebaue (Maximalwerte je Messstelle, Analysen aus 562 Messstellen ohne anthropogenen Indikationen (für Chlorid, Kalium, Nitrat, Bor nach Tab. 5-2) (empirische und theoretische Verteilungen) – zum Vergleich Daten Lockergestein Waldstandorte ohne anthropogene Indikationen .....	116
Abb. 5-37: Beziehung zwischen Ammonium und Chlorid./Sulfat (oben) sowie pH-Wert/Hydrogenkarbonat (unten) im Umfeld der Braunkohlentagebaue (nur Tab. 5-2 unbeeinflusste Analysen) .....	117
Abb. 5-38: Zusammenhänge zwischen Teufe (links) und Flurabstand (rechts) und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium im Bereich der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten.....	120
Abb. 5-39: Spannweiten der Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in Abhängigkeit von Grundwasserneubildung (links) und Stickstoffeintrag ins Grundwasser (rechts) nach	

GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al 2014) im Bereich der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten.....	121
Abb. 5-40: Fließschema des hydrochemischen Bewertungsalgorithmus zur Interpretation erhöhter Ammonium-Konzentrationen .....	123
Abb. 5-41: Hintergrundgehalte (90%-Perzentile) für Chlorid (links) und Kalium (rechts) ermittelt nach der Methode Ad-hoc AG Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste von Deutschland (SGD) (Wagner et al. 2014): Karten des Fachinformationssystem Hydrogeologie (FISHy), BGR Grundwasser: HUEK200 HGW (WMS-server: <a href="http://www.bgr.de/Service/grundwasser/huek200/hgw/">http://www.bgr.de/Service/grundwasser/huek200/hgw/</a> ).....	129
Abb. 5-42: Hintergrundgehalte (90%-Perzentile) für Bor (links) und Ammonium (rechts) ermittelt nach der Methode Ad-hoc AG Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste von Deutschland (SGD) (Wagner et al. 2014): Karten des Fachinformationssystem Hydrogeologie (FISHy), BGR Grundwasser: HUEK200 HGW (WMS-server: <a href="http://www.bgr.de/Service/grundwasser/huek200/hgw/">http://www.bgr.de/Service/grundwasser/huek200/hgw/</a> ).....	130
Abb. 5-43: Verteilung der nach den Kriterien K, Cl, NO <sub>3</sub> anthropogen beeinflussten Analysen im Landesmaßstab (oben Gesamtdatensatz: 17.179 Analysen, unten: 9.071 Analysen ab 2004 zur Zustandsbewertung).....	137
Abb. 5-44: Verteilung der nach den Kriterien K, Cl, NO <sub>3</sub> ,B anthropogen beeinflussten Analysen im Landesmaßstab (oben: Gesamtdatensatz 6.655 Analysen, unten: 4.013 Analysen ab 2004)....	139
Abb. 5-45: Verteilung der Messstellen mit/ohne systematische Überschreitung des Prüfwertes für Ammonium von 0,5 mg/l differenziert nach der anthropogen Prägung der Messstelle in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (Lockergesteine: BZE 1-6, Festgesteine BZE 7-13: Messstellen mit Analysen ab 2004) .....	141
Abb. 5-46: Verteilung der Messstellen mit/ohne systematische Überschreitung des Prüfwertes für Ammonium von 0,5 mg/l differenziert nach der anthropogen Prägung der Messstelle in den Standortklassen der Landnutzung (Lockergestein: BZE 1-6 und Festgestein: BZE 7-13, ohne Umfeld Braunkohlentagebaue, nur Messstellen mit Analysen ab 2004) .....	142
Abb. 5-47: Verteilung der Messstellen mit/ohne systematische Überschreitung des Prüfwertes für Ammonium von 0,5 mg/l differenziert nach der anthropogen Prägung der Messstelle in Abhängigkeit von der Teufe (Lockergestein: BZE 1-6 und Festgestein: BZE 7-13, ohne Umfeld Braunkohlentagebaue, nur Messstellen mit Analysen ab 2004) .....	143
Abb. 5-48: Verteilung der Standorte mit/ohne systematische Überschreitung des Prüfwertes für Ammonium von 0,5 mg/l differenziert nach der anthropogen Prägung der Messstelle in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (Lockergesteine: BZE 1-6, Festgesteine BZE 7-13: Messstellen mit Analysen ab 2004) .....	144
Abb. 5-49: Charakterisierung der systematischen Prüfwertüberschreitungen für Ammonium in den Grundwasserkörpern und den berücksichtigten Standorten (Analysen ab 2004) .....	145
Abb. 5-50: Charakterisierung der anthropogenen Prägung der Grundwasserkörper und berücksichtigte Standorte (Analysen ab 2004).....	147
Abb. 5-51: Charakterisierung der anthropogen bedingten, systematischen Prüfwertüberschreitungen für Ammonium in den Grundwasserkörpern und den berücksichtigten Standorten (Analysen ab 2004) .....	148
Abb. 5-52: GWK OT 1 (Ohre Urstromtal) - Nutzungssituation (Abkürzungen der HK50 Gefährdungskarte entsprechend Kap. 4.3.4.2, Daten LAU s. Kap. 4.3.5) .....	150
Abb. 5-53: GWK OT 1 (Ohre Urstromtal) - Messstellenbewertung und Standortcharakterisierung in Relation zum Flurabstand nach GROWA-WEKU (oben ) und Flächennutzung (unten) .....	151
Abb. 5-54: GWK SAL GW 14a (Merseburger Buntsandsteinplatte)- Nutzungssituation (Abkürzungen der HK50 Gefährdungskarte entsprechend Kap. 4.3.4.2, Daten LAU s. Kap. 4.3.5) .....	153

Abb. 5-55: GWK SAL GW 14a (Merseburger Buntsandsteinplatte) - Messstellenbewertung und Standortcharakterisierung in Relation zum Flurabstand nach GROWA-WEKU (oben ) und Flächennutzung (unten)..... 154

## **Tabellenverzeichnis**

Tab. 2-1: Beispiel für unterschiedliche Bezeichnungen einer identischen Messstelle in verschiedenen Datenquellen .....	14
Tab. 2-2: Durch LHW und LAGB 2013 und 2014 übergebene Datengrundlagen.....	15
Tab. 2-3: Messstellenidentifikation in Abhängigkeit von Lage und Teufe .....	18
Tab. 2-4: Arten von Messstellen im Datensatz (Bezeichnungen in Spalte 2 i.w. nach Originalangaben, Abkürzungen in Klammern erläutert, weitere Erläuterungen siehe Text am Ende der Tabelle) 19	
Tab. 2-5: Teufen- und Ausbauangaben zu Bohrungen, Grundwassermessstellen und Brunnen.....	21
Tab. 2-6: Parameterspektrum und Datenumfang ionare Haupt- und Nebeninhaltsinhaltsstoffe, Nährstoffe.....	25
Tab. 2-7: Parameterspektrum und Datenumfang Schwermetalle: Anzahl der untersuchten Messstellen, vorliegende Analysen und Positivbefunde.....	25
Tab. 2-8: Parameterspektrum und Datenumfang organische Xenobiotika: wichtige Parametergruppen, Anzahl der untersuchten Messstellen, vorliegende Analysen und Positivbefunde .....	26
Tab. 2-9: Vollständigkeit Analysedaten .....	27
Tab. 3-1: Übersicht über die Standorte differenziert nach der Art der Messstelle und mittlere Messpunktdichte für die Datensätze von 2013 und 2014 .....	32
Tab. 3-2: Häufigkeitsverteilung der Flächengröße der Thiessen-Polygone und die repräsentierte Landes-fläche im Messnetz: Gesamtdatensatz und Standorte mit Analysen ab 2004/ab 2005 ..	37
Tab. 3-3: Flächenanteile der Abstände zum nächsten Messpunkt im Datensatz von 2013 und 2014... 41	
Tab. 4-1: Datengrundlagen zur Ableitung von Umfeldparametern.....	43
Tab. 4-2 ATKIS-Flächenobjekte zur Charakterisierung des Umfeldes der Beprobungsstandort .....	47
Tab. 4-3: Klassifizierung der Landnutzung im Messstellenumfeld nach den Flächenanteilen der ATKIS-Objekte (Objekte vgl. Tab. 4-2) (bezogen auf Messstellenumfeld von 200 m und 500 m Radius) .....	48
Tab. 4-4: Landnutzungsklassen im Messstellenumfeld 200 m- und 500 m-Radius – Anzahl der Standorte und Gruppierung (alle Standorte ohne Differenzierung nach Beprobungszeitraum und Analytik, Klassen s. Tab. 4-3).....	48
Tab. 4-5: Standorttypen der Landnutzung abgeleitet aus den Flächenanteilen der ATKIS-Objekte im Messstellenumfeld 200 m und 500 m Radius (vgl. Tab. 4-4) .....	48
Tab. 4-6: Digitale Datengrundlagen übergeben vom Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften, IBG 3: Agrosphäre (Kuhr et al 2012). Die Abbildungsbezeichnungen in Klammern (z.B. Abb. 7-1) beziehen sich auf die Abbildungsnummerierung in Kuhr et al 2012 (sind nicht Bestandteil dieses Berichtes !) .....	50
Tab. 4-7: Redaktionsschluss der verschiedenen Karten der Grundwassergefährdung der HK 50 für Sachsen-Anhalt .....	52
Tab. 4-8: Erfasste Flächen- und Liniendaten zu potentiellen oder nachgewiesenen Grundwasserbeeinflussungen und deren Kürzel .....	53
Tab. 4-9: Erfasste Punktdaten und deren Kürzel- Hauptgruppe Standorte der landwirtschaftlichen Produktion (LW) und Lagerhaltung relevanter Stoffe (LH) .....	55
Tab. 4-10: Erfasste Punktdaten und deren Kürzel - Hauptgruppe Deponien und Grundwasserkontaminationen.....	55
Tab. 5-1: Art der Messstelle und Standortklassen der Flächennutzung: Anzahl der Messstellen.....	69
Tab. 5-2: Hydrochemische Kriterien zur Identifikation einer anthropogenen Beeinflussung einer Wasseranalyse in quartären und tertiären Lockergesteinen .....	75
Tab. 5-3: Berücksichtigte Messstellen zur Darstellung der Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter in Abb. 5-11 .....	75
Tab. 5-4: Berücksichtigte Messstellen zur Darstellung der Konzentrationsbereiche in Abb. 5-13.....	80

Tab. 5-5: Art der Messstelle und Standortklassen nach ATKIS-DLM: Anzahl der Messpunkte .....	86
Tab. 5-6: Berücksichtigte Messstellen zur Darstellung der Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter in Abb. 5-19.....	90
Tab. 5-7: Art der Messstelle und Standortklassen der Flächennutzung im Mesozoikum: Anzahl der Messstellen.....	97
Tab. 5-8: Berücksichtigte Messstellen zur Darstellung der Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter in Abb. 5-26.....	100
Tab. 5-9: Art der Messstelle und Standortklassen der Flächennutzung in der Region : Anzahl der Messstellen.....	111
Tab. 5-10: Berücksichtigte Messstellen zur Darstellung der Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter in Abb. 5-26.....	112
Tab. 5-11: Hydrochemische Kriterien zur Identifikation anthropogen bedingter Ammonium-Konzentrationen im Umfeld von Braunkohletagebauen.....	118
Tab. 5-12: Hydrochemische Kriterien zur Identifikation einer anthropogenen Beeinflussung einer Wasseranalyse in allen Regionen Sachsen-Anhalts.....	122
Tab. 5-13: Hydrochemische Kriterien zur Identifikation anthropogen bedingter Ammonium-Konzentrationen im Umfeld von Braunkohletagebauen.....	122
Tab. 5-14: Identifikation geogener und anthropogener Ammonium-Konzentrationen.....	122
Tab. 5-15: Spannweiten der Schwellenwerte ausgewählter Parameter von Analysen des „Nährstoff-“ und des „Versalzungs-Typs“ in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (Daten nach Tab. 4.2 Hannappel et al. 2008) .....	124
Tab. 5-16: Spannweiten der Schwellenwerte ausgewählter Parameter von Analysen des „diffus beeinflussten Typs“ in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (Daten nach Tab. 4.3 Hannappel et al. 2008) .....	124
Tab. 5-17: Spannweiten der Konzentrationen ausgewählter Parameter unbeeinflusster Grundwässer in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (aus Tab. 4.4, 4.5, 4.6 in Hannappel et al. 2008) .....	125
Tab. 5-18: Spannweiten der Konzentrationen ausgewählter Parameter unbeeinflusster Grundwässer in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (aus Tab. 6.1, 6.2, 6.3 in Hannappel et al. 2008) .....	125
Tab. 5-19: Perzentil-Werte für Chlorid nach FISHy BGR (Methodik Wagner et al. 2014) in für Sachsen-Anhalt relevanten hydrogeochemischen Einheiten (HGC).....	126
Tab. 5-20: Perzentil-Werte für Kalium nach FISHy BGR (Methodik Wagner et al. 2014) in für Sachsen-Anhalt relevanten hydrogeochemischen Einheiten (HGC).....	127
Tab. 5-21: Perzentil-Werte für Bor nach FISHy BGR (Methodik Wagner et al. 2014) in für Sachsen-Anhalt relevanten hydrogeochemischen Einheiten (HGC).....	127
Tab. 5-22: Perzentil-Werte für Ammonium nach FISHy BGR (Methodik Wagner et al. 2014) in für Sachsen-Anhalt relevanten hydrogeochemischen Einheiten (HGC).....	128
Tab. 5-23: Obergrenzen der natürlichen, ubiquitär überprägten Grundwasserbeschaffenheit der Parameter Chlorid, Kalium, Bor, Nitrat, Ammonium nach Kunkel et al. 2004 (Zusammenstellung von für Sachse-Anhalt relevanten hydrogeologischen Einheiten aus Tabellen 20, 21, 22 in Kunkel et al. 2004).....	131
Tab. 5-24: Beurteilung der systematischen Prägung einer Grundwassermessstelle hinsichtlich geogener/anthropogener Stoffeinträge und geogener/anthropogener NH <sub>4</sub> -Belastung .....	134
Tab. 5-25: Prüfwertüberschreitungen für Ammonium in den Analysen des Gesamtdatensatz und die Anzahl der nach den hydrochemischen Kriterien als anthropogen identifizierten Überschreitungen (orange markiert) bei Berücksichtigung der hydrochemischen Kriterien NO <sub>3</sub> , K, Cl nach Tab. 5-12 und Tab. 5-14 (16.568 Analysen mit Parametern NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , K, Cl).....	136
Tab. 5-26: Überschreitungen der Indikatorparameter NO <sub>3</sub> , K, Cl im Gesamtdatensatz.....	136
Tab. 5-27: Prüfwertüberschreitungen für Ammonium in den Analysen des vorliegenden Datensatzes (Gesamtdatensatz) und die Anzahl der nach den hydrochemischen Kriterien als anthropogen	

identifizierten Überschreitungen (orange markiert) bei Berücksichtigung der hydrochemischen Kriterien NO <sub>3</sub> , K, Cl nach Tab. 5-12 und Tab. 5-14 .....	138
Tab. 5-28: Überschreitungen der Indikatorparameter NO <sub>3</sub> , K, Cl, B im Gesamtdatensatz (mit Bor-Analytik) .....	138
Tab. 5-29: Prüfwertüberschreitungen für Ammonium in den Analysen der durch Braunkohlenbergbau beeinflussten Region und die als anthropogen identifizierten Überschreitungen (orange markiert) bei Berücksichtigung der hydrochemischen Kriterien Tab. 5-12 , Tab. 5-14 und ....	140
Tab. 5-30: Überschreitungen der Schwellenwerte der Indikatorparameter für SO <sub>4</sub> , HCO <sub>3</sub> , pH-Wert in der durch Braunkohlenbergbau beeinflussten Region .....	140

## 1 Veranlassung und Zielsetzung

Auf Basis der landesinternen Methode der Zustandsbestimmung für Grundwasserkörper (GWK) nach WRRL, Artikel 5 und WRRL, Artikel 8 wurden GWK im schlechten Zustand ermittelt und teilweise über ein operatives Monitoring überprüft. Anhand des von der EU vorgegebenen Schwellenwertes von 0,5 mg/l Ammonium sind aufgrund von diffusen Belastungen vorläufig 10 GWK in einen „schlechten Zustand“ eingeordnet. Basierend auf den vorhandenen Daten ist zu prüfen, in welchem Maße und unter welchen Randbedingungen bei Betrachtung und Abwägung der in das Projekt einfließenden Faktoren Ammonium im Grundwasser Sachsen-Anhalts natürlich vorkommt bzw. ermittelte Nährstoffgehalte aus anthropogenen Quellen stammen. Anthropogene Quellen bedürfen nach Möglichkeit und Ermessen einer konkreten Ursachen-/Quellen-Zuordnung.

Das Land Sachsen-Anhalt weist sehr vielfältige und z.T. sehr spezifische hydrologische und geochemische Rahmenbedingungen auf, die im Vergleich zu anderen Bundesländern einen Sonderfall darstellen. Im Hinblick auf das Auftreten regional erhöhter Ammonium-Gehalte sind besonders hervorzuheben:

- regional sehr geringe Grundwasserneubildungsraten („Mitteldeutsches Trockengebiet“), die das Auswaschungs- und Bindungsverhalten von Ammonium in der ungesättigten und gesättigten Zone beeinflussen,
- die Verbreitung ausgeprägter Niederungs-, Moor- und Auenbereiche mit und ohne Dränierung in den nord-östlichen Tieflandsbereichen und Urstromtälern des Landes,
- die spezifischen kohligen und pyrithaltigen Substrate und deren Stofffreisetzungen unter veränderten Milieubedingungen in den Folgelandschaften des Braunkohlenbergbaus

Mit einer hydrochemischen Interpretationsmethode (Bewertungssystem nach C. Jahnke) sollte eine umfassende Bewertung auf Ebene der GWK durchgeführt werden.

Dazu stellte der Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, das Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalts und Dritte umfangreiche Datenbestände zu mehr als 6.500 hydrogeologischen Messstellen verschiedener Art und ca. 22.000 Grundwasseranalysen bereit, die im Rahmen dieses Projektes aufbereitet, zusammengeführt und in eine Datenbank überführt und bewertet wurden.

Zusätzlich wurden vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, vom Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt sowie vom Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre) umfangreiche Daten zu naturräumlichen Randbedingungen (pedologische, hydrogeologische und Landnutzungsinformationen), Informationen zu potentiellen Emittenten und Ergebnisse von Nährstofftransport-Modellierungen im Landesmaßstab bereitgestellt. Die Daten waren ebenfalls zusammenzuführen, mit den Messstellen und Analysedaten zu verknüpfen und bei der Untersuchung der anthropogenen und geogenen Ursachen der Ammonium-Belastungen zu berücksichtigen.

## 2 Datenbasis Grundwasserchemie

### 2.1 Datenübergabe und -zusammenführung

Seitens des LHW und des LAGB wurden 2013 und 2014 umfangreiche Daten zu Messstellen und hydrochemischen Analysen in Form von xls/xlsx-Tabellen, vereinzelt auch als Text- oder Graphikformat (pdf) übergeben. In Tab. 2-2 (Seite 15) sind die übergebenen Datendateien zu Grundwasseranalysen zusammengestellt (bei mehrfach übergebene und korrigierte Dateien ist jeweils nur die letzte bzw. aktuellste Version aufgeführt).

Angaben zu den Stammdaten der Messstellen waren z.T. in den in Tab. 2-2 aufgeführten Dateien enthalten, wurden z.T. aber auch in gesonderten Dateien übermittelt (xls/xlsx-Formate, Schichtenverzeichnisse und Ausbaudaten in GeoDIN-Grafiken, pdf-Formaten). Sie werden in Tab. 2-2 nicht gesondert aufgeführt.

2013 wurden für den ersten Projektteil insgesamt Datensätze zu 1.887 Messstellen (davon 1.777 mit NH<sub>4</sub>-Analytik) und zu 12.217 Analysen (davon 11.378 mit Angaben zu NH<sub>4</sub>) übergeben.

2014 erfolgten durch den LHW und das LAGB eine Recherche zu weiteren noch vorhandenen Daten und die gezielte Verdichtung der Messungen durch neue Beprobungen (zusätzliche Messstellen, Sondierung und Probenahme mit *direct push* Verfahren). 2014 konnten so durch LHW und LAGB noch einmal Datensätze zu 6.671 Messstellen (5.766 mit NH<sub>4</sub>-Analytik) und 12.746 Analysen (10.213 mit NH<sub>4</sub>-Analytik) übergeben werden.

In den verschiedenen Datenquellen in Tab. 2-2 traten eine Reihe von Wiederholungen von Messstellen- und Analysedaten auf.

Es lagen in den verschiedenen Datenquellen insgesamt 7.238 Datensätze zu Messstellen vor, die sich in Bezeichnung, Lage- und Ausbaugaben unterscheiden. Z.T. traten jedoch identische Messstellen unter leicht variierten (oder auch gänzlich anderen) Bezeichnungen und/oder leicht variierten Stammdaten (z.B. auf glatte Meter auf- oder abgerundete Lage- und Ausbaudaten) auf, wie folgendes Beispiel zeigt:

**Tab. 2-1: Beispiel für unterschiedliche Bezeichnungen einer identischen Messstelle in verschiedenen Datenquellen**

Datei	Analysen_MES_516.xls	Analysen_LAGB.xls	GW-AnalysendatenLAGB_14-10-08
<b>Jahr Übergabe</b>	<b>2013</b>	<b>2013</b>	<b>2014</b>
<b>Nr. Datei nach Tab. 2-2</b>	<b>12</b>	<b>19</b>	<b>42</b>
<b>Name MST</b>	Freiheit III (BVV084)	Hy 4/991	KB 4/991
<b>MKZ/MST-Nr</b>	44391023	4439B005	
<b>Rechtswert</b>	4518334	4518334	4518334,4
<b>Hochwert</b>	5717190	5717191	5717190,7
<b>FiOK (m u.GOK)</b>	31	30,6	30,6
<b>FiUK (m u.GOK)</b>	37	36,6	36,6

Das Problem ist, dass sich solche Datensätze datenbanktechnisch nicht automatisiert einander zuordnen lassen, da die möglichen Zuordnungsparameter (Name Messstelle, Messstellenummer, Koordinaten, Ausbaugaben) nicht exakt identisch sind. Bei kleinen Datenmengen sind solche Datensätze problemlos manuell korrigierbar, bei einem großen Datenumfang wie in diesem Fall ist dieses extrem aufwendig.

**Tab. 2-2: Durch LHW und LAGB 2013 und 2014 übergebene Datengrundlagen**

Lfd. Nr.	Jahr	Datei	Tabellenblatt	Anzahl Datensätze zu Messstellen	Anzahl Datensätze zu Messstellen mit NH <sub>4</sub> -Analytik	Anzahl Datensätze Analysen	Anzahl Datensätze Analysen mit NH <sub>4</sub>
<b>Projektteil 1 (20143)</b>							
1	2013	Analysen_MEL_514 rev.xls	Teil_1	55	55	789	789
2			Teil_2	52	52	492	492
3			Teil_3	59	59	777	776
4			Teil_4	26	26	300	298
5	2013	Analysen_SAL_515.xls	Teil_1	48	48	457	443
6			Teil_2	24	24	253	243
7			Teil_3	36	36	371	366
8			Teil_4	36	36	484	466
9			Teil_5	72	72	1.021	1.001
10			Teil_6	72	72	903	881
11	2013	Analysen_MES_516.xls	Teil_1	63	63	583	565
12			Teil_2	63	62	630	594
13	2013	GW_Analysen_07_05_2013 rev.xlsx	Tabelle1	460	455	640	624
14		Analysen_Ermittlung_2010-2012.xlsx	Tabelle1	47	47	173	173
15		Analysen_WW.xls	Teil_1	79	79	718	619
16			Teil_2	81	81	727	640
17			Teil_3	79	79	707	470
18	2013	Analysen_Bergbau.xls	Analysen	72	65	539	470
19	2013	Analysen_LAGB.xls	Analysen	115	113	573	488
20	2013	Anlage 4_GW Ergebnisse_Gröbern_2012.xls	Vor-Ort	19	0	19	0
21			Analytik_aktuell	19	19	19	19
22			Zeitreihen	19	19	129	127
23	2013	Geiseltal_Analysen2011.xls	Zeitreihen I	40	40	229	228
24			Zeitreihen II	51	51	225	224
25			Vor Ort aktuell	76	0	76	0
26			Analytik_aktuell	71	71	71	71

Lfd. Nr.	Jahr	Datei	Tabellenblatt	Anzahl Datensätze zu Messstellen	Anzahl Datensätze zu Messstellen mit NH <sub>4</sub> -Analytik	Anzahl Datensätze Analysen	Anzahl Datensätze Analysen mit NH <sub>4</sub>
27	2013	GW-Güte_2001-2011 Golpa-N.xls	Analytik_aktuell	27	27	27	27
28			GWL_50	5	5	55	55
29			GWL_18	4	4	44	44
30			GWL_17	5	5	55	54
31			GWL_16	8	8	87	87
32			GWL_11	1	1	11	11
33			Kippe	3	3	33	33
<b>Projektteil 2 (2014)</b>							
34	2014	Ammon_Analysen_ergaenz_06_02_2014	Analys_ergaenz	50	50	53	53
35	2014	Nitratsonderuntersuchungen_Raum Gardelegen_2005	Analysen_Nitrat_sonder_2005	4	4	4	4
36	2014	Zusatz weitere	Zusatz_Analysen	5	5	8	8
37	2014	Anl4_GW_Ergebnisse Goitsche_2012_inkl. Zeitreihen	Analytik_aktuell	148	148	151	151
38	2014	Anl4_GW_ErgebnisseGolpaNord_2012	Analytik aktuell	26	26	26	26
39	2014	Anlage 4_GW Ergebnisse_Gröbern_2012_	Analytik_aktuell	19	19	19	19
40	2014	Ergebnisse_Geiseltal_2012	Analytik_aktuell	73	73	73	73
41	2014	2_Ergänzung_Analysen_2014	Analysen Ermittlung NH4 2014	54	54	59	59
42	2014	GW-AnalysendatenLAGB_14-10-08	Cardo_Chemie	5.685	4.847	10.825	8.393
43	2014	GW_Analysen_2013_2014_Stand_21_08_2014.xlsx	Tabelle 1	451	451	946	940
44	2014	ROHWASSER SCHINNE_001 und 002	001 und 002	1	1	1	1
45	2014	2013_Jahresmeldung LHW WV Klötze.xls	2006	15	6	18	9
46	2014	Daten_Drömling_Schob_210714.xlsx		6	6	171	171
47	2014	NH4 Projekt Daten Dritter Koordinaten Analysen.xlsx (Anlage 6.3)	Cheinitz	3	3	11	11
48			Faulenhorst	3	3	70	69
49			Kalbe Petersberg	3	3	18	17
51			Stallanlage Vehlitz	2	2	2	2
53			UFZ_Selke	5	5	10	10

Lfd. Nr.	Jahr	Datei	Tabellenblatt	Anzahl Datensätze zu Messstellen	Anzahl Messstellen mit NH <sub>4</sub> -Analytik	Anzahl Datensätze zu NH <sub>4</sub> -Analysen	Anzahl Datensätze Analysen mit NH <sub>4</sub>
54	2014	2013_Jahresmeldung LHW WV Klötze.xls	2007	14	5	19	8
55			2008	15	6	21	9
56			2009	14	4	23	7
57			2010	14	7	20	9
58			2011	14	6	22	9
59			2012	13	6	19	9
60			2013	14	6	20	9
61	2014	Kiestagebau Wegeleben Daten.pdf	GIP 1	1	1	2	2
62			GIP 2	1	1	3	3
63			GIP 3	1	1	2	2
64	2014	Sauerbach_GW-Daten_Jahnke.xlsx	Einzelwerte	10	10	123	123
65	2014	NH4_Projekt_ST_neue MST_2014.xlsx		7	7	7	7
<b><u>Gesamt:</u></b>							
<b>2013</b>				<b>1.887</b>	<b>1.777</b>	<b>12.217</b>	<b>11.378</b>
<b>2014</b>				<b>6.671</b>	<b>5.766</b>	<b>12.746</b>	<b>10.213</b>
<b>gesamt</b>				<b>8.558</b>	<b>7.543</b>	<b>24.963</b>	<b>21.591</b>

Um identische Messstellen zu identifizieren wurde folgendes Verfahren angewandt:

**Tab. 2-3: Messstellenidentifikation in Abhängigkeit von Lage und Teufe**

1. Messstellen mit einem Abstand bis zu 2 m voneinander wurden zu einem Messpunkt zusammengefasst (umgesetzt über die ArcGIS-Funktion „Puffer“, Vereinheitlichung von geringfügigen Abweichungen wie in Tab. 2-1)
2. Vorhandene Teufenangaben wurden einheitlich auf Meter unter GOK bezogen und auf eine gerade Angabe aufgerundet (Vereinheitlichung von geringfügig abweichenden Teufenangaben wie in Tab. 2-1)

Von den 7.238 Datensätzen zu Messstellen ließen sich mit diesem Verfahren 5.803 verschiedene Messpunkte hinsichtlich der Lage (1. Kriterium) ermitteln. An 703 dieser Messpunkte treten mehrfache Angaben zu Messstellen auf (betrifft insgesamt 1.713 Datensätze).

6.743 Messstellen ließen sich nach dem dargestellten Verfahren hinsichtlich Lage und Teufe (Kriterien 1. und 2.) unterscheiden. Von diesen wiesen 5.444 Angaben zur Teufe auf. 1.300 Messstellen waren ohne Teufenangabe, was z.T. aber auch an der Art der Messstelle liegt (bei Quellen). Wenn zu einer Mehrfachmessstelle (z.B. Ober- und Unterpegel) keine Ausbauangaben (d.h. keine Teufenangaben) vorliegen, können diese mit diesem Verfahren nicht unterschieden werden und werden zusammengefasst. Wenn dagegen in einer Datenquelle Ausbauangaben zu einer bestimmten Messstelle vorliegen, in einer anderen Datenquelle diese Angaben zu der Messstelle fehlen, und die Messstelle bei gleicher Lage noch unterschiedlich bezeichnet ist, wird dieselbe Messstelle so in unterschiedliche Messstellen differenziert. Ein Problem sind auch Vorgänger- und Nachfolger-Messstellen mit Abweichungen in Lage und Ausbau > 1-2 m.

Eine genauere Abgleich der Angaben aus den verschiedenen Datenquellen und eine exakte Messstellenzuordnung ist letztlich nur durch eine manuelle Einzelfallprüfung möglich, was aber aufgrund der großen Datenmengen im Zeitrahmen dieses Projektes jedoch nicht geleistet werden konnte. Es erfordert zudem eine Prüfung der Korrektheit und Vollständigkeit der Daten in den übergebenen Ausgangsdaten bei etwa 1.700 Datensätzen.

Das Problem der Identifikation bzw. gegenseitigen Zuordnung der Messstellen wirkt sich auch auf den realen Umfang der Analysedaten aus. Von den 24.963 Datensätzen zu Analysen ließen sich nach den Kriterien Messstellenzuordnung und Datum der Probenahme zu den 6.743 nach Lage und Teufe differenzierbaren Messstellen letztlich 22.710 verschiedene Analysen unterscheiden.

Die analysierten Parameter wurden in den Datenquellen in Tab. 2-2 häufig unterschiedlich bezeichnet oder abgekürzt (z.B. Benzen / Benzol; z.B. 1,1-Dichlorethan / 11DiCE / 11DICLET). Insgesamt lagen 752 verschiedene Bezeichnungen für die analysierten chemischen Parameter vor. Diese wurden manuell zusammengefasst und aggregiert. Letztlich wurden 372 unterschiedliche Parameter ermittelt, die analysiert wurden, wobei derselbe chemische Parameter z.T. in unterschiedlicher Form bestimmt wurde (z.B. „Arsen“ und „Arsen gelöst“ als getrennte Parameter). Eine Zusammenstellung der in den Datenquellen nach Tab. 2-2 vorliegenden Parameterbezeichnungen findet sich in der Projektdatenbank.

Vielfach waren die Einheiten, in der die Analysen vorlagen, angegeben (z.T. als Schlüsselnummer z.B. „10“ für „µg/l“), z.T. fehlten sie jedoch. Parameter traten in den verschiedenen Datenquellen z.T. mit unterschiedlichen Einheiten auf (insbesondere Eisen, Mangan, Halbmetalle, Schwermetalle in „mg/l“ oder „µg/l“ bzw. den Schlüsselnummern für die Einheiten; organische Xenobiotika in „µg/l“ oder „ng/l“ bzw. den Schlüsselnummern).

Wenn die Einheit nicht angegeben war, musste sie bei den relevanten Parametern aus der Größenordnung der vorliegenden Analysenwerte ermittelt werden. Z.T. traten Parameter insgesamt oder in einzelnen Datensätzen nicht in den in der Datenquelle angegebenen Einheiten auf, was zu Unplausibilitäten führte (z.B. bei Bor: Vermischung der Angabe in „mg/l“ und „µg/l“ in derselben Datenquelle ohne Differenzierung, z.B. HCO<sub>3</sub>: Angabe in „mg/l“ oder als m-Wert in mmol/l in einigen Datenquellen).

## 2.2 Datenbasis Stammdaten

### 2.2.1 Arten von Messstellen

Die Messstellen unterscheiden sich nach der Art und wurden z.T. auf unterschiedliche Art beprobt. In Teil 1 des Projektes wurde festgestellt, dass die Art der Messstelle nicht ohne Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit ist (vor allem für redox-sensitive Parameter) und eine Kenntnis der Art für die Interpretation der Beschaffenheit von Bedeutung sein kann (Jahnke 2013a).

Die Art der Messstelle war (bis auf Datenquelle Nr. 42) in Tab. 2-2 i.d.R. angegeben oder unmittelbar aus Bezeichnung und Datenkontext bestimmbar. In der Datenquelle 42 lagen dafür (z.T.) Angaben zur Art der Probenahme vor. Für die (sehr umfangreichen) Daten der Datenquelle Nr. 42 wurden die Art der Messstelle aus dem Namen und Beprobungsart teilweise rekonstruiert. Brunnen wurden aus dem Kürzel „HyB ...“ abgeleitet, Messstellen aus den Bezeichnungen „Hy ...“, „HyP ...“. Auch Daten der Braunkohlenerkundung stellen überwiegend Messstellen dar (Kürzel „Brk ...“). Einige Datensätze zu Messpunkten im Festgestein stammen aus hydraulischen Tests in Bohrungen dar (z.B. Gestänge-Lifftests im Festgestein, Kurzbezeichnung „Ig ...“ aber auch „Brk ...“). Ein großer Teil der Messpunkte der Datenquelle Nr. 42 konnte in seiner Art jedoch nicht näher bestimmt werden.

Einen Überblick über die Angaben zu Art der Messstelle und Beprobung gibt Tab. 2-4.

**Tab. 2-4: Arten von Messstellen im Datensatz (Bezeichnungen in Spalte 2 i.w. nach Originalangaben, Abkürzungen in Klammern erläutert, weitere Erläuterungen siehe Text am Ende der Tabelle)**

Art Messstelle	Ergänzung Art MST / Art Beprobung	Anzahl	Anzahl zusammengefasst
Bohrung	Gestänge-Lifftest	27	40
	o.A.	13	
Bohrung/GWMST	o.A.	93	93
GWMST	Dauerpumpversuch	5	4.024
	Einzelpumpversuch	8	
	Gruppenpumpversuch	2	
	Kurzpumpversuch für Probenahme	110	
	Pumpversuch	216	
	Schöpfversuch	19	
	Sonstiges	5	
	o.A.	3.659	
direct push Sondierung		3	3
Gewässer		3	3
Quelle		99	99
Stollen		31	31
Brunnen	Dauerpumpversuch	2	294
	Hausbrunnen	1	
	Pumpversuch	17	

Art Messstelle	Ergänzung Art MST / Art Beprobung	Anzahl	Anzahl zusammengefasst
	Schöpfversuch	1	
	Sonstiges	1	
	o.A.	272	
WW-Brunnen	Fö-Br. (Förderbrunnen)	105	214
	Fö-Br. + HB (Förderbrunnen + Hochbehälter)	1	
	Fö-Br.+ Mischw. (Förderbrunnen + Mischwasser)	2	
	GWMST (an Förderbrunnen)	2	
	Mischwasser	1	
	Pumpversuch	1	
	Qu + HB (Quelle und Hochbehälter)	1	
	Zapfhahn	51	
	Zapfstelle	26	
	o.A.	24	
WW-Anlagen	Filtratrückspühlwasser (nicht bewertet)	1	14
	Mischrohwasser	1	
	Mischwasser	2	
	Rohwasser	2	
	Rohwasser belüftet	2	
	Rohwasser-Mischwasser	1	
	Zapfhahn in Netzleitung	1	
	Zapfstelle	1	
	Zapfstelle Mischwasser	1	
	o.A.	2	
unbekannt	Auffüllversuch	1	1.970
	Einschwingtest	6	
	o.A.	1.963	

Die hauptsächliche Art der Probenahme in Grundwassermessstellen (GWMST) und Brunnen stellen Pumpversuche verschiedener Zeitdauer und Dimension dar (Dauerpumpversuch, Einzelpumpversuch, Gruppenpumpversuch, Kurzpumpversuch). Dauer und Entnahmemenge des Pumpversuches entscheiden über den Bereich aus dem die Probe stammt. Bei Kurzpumpversuchen an Grundwassermessstellen entstammt die Probe i.d.R. dem unmittelbaren Messstellenumfeld (wenige dm bis m). Bei über Tagen durchgeführten Dauerpumpversuchen an Brunnen entstammt das entnommene Grundwasser je nach Probenahmezeitpunkt dem weiteren Einzugsgebiet des Brunnens (mehrere 10er oder 100er Meter). Bei den vereinzelt ausgeführten Schöpfversuchen in Brunnen und Grundwassermessstellen können nur geringe Mengen entnommen werden, die aus Standwasser des Rohres oder dem unmittelbaren Umfeld des Filters stammen (wenige cm bis dm).

Probenahmen aus Quellen, Stollen und Gewässern erfolgen i.d.R. ebenfalls als Schöpfproben. In Bohrungen liegen vereinzelt Proben aus Gestänge-Lifttesten vor. Hierbei erfolgt eine Probenahme durch Einführen eines Gestänges ins offene Bohrloch. Die Wasserförderung erfolgt über einen Gaslift im Gestänge (Einblasen von Gas in das Gestänge). Dieses Verfahren wird vor allem in tiefen und übertiefen Festgesteinsbohrungen verwendet.

Proben aus Wasserwerksanlagen sind z.T. keinen eindeutigen Brunnen zuordenbar, da es sich um Proben aus dem Leitungsnetz z.T. nach Mischung verschiedener Brunnen handelt

(Mischrohrwasser, Mischwasser, Rohwasser, Rohwasser belüftet, Rohwasser-Mischwasser, Zapfhahn in Netzleitung, Zapfstelle, Zapfstelle Mischwasser).

In der Rubrik Messstellenart „unbekannt“ wurden z.T. Auffüllversuche und Einschwingtests als Probenahmeverfahren aufgeführt. Hierbei handelt es sich vermutlich um irrtümliche Eintragungen, da beide Verfahren normalerweise nicht für Probenahme geeignet sind. Einschwingtests stellen hydraulische Testverfahren dar, bei dem die Wassersäule in Schwingung versetzt wird und aus dem Abklingen der Schwingung hydraulische Parameter des Grundwasserleiters bestimmt werden.

Für den größten Teil der Messstellen liegen keine Angaben zur Art der Probenahme vor (o.A. - ohne Angabe). Es dürfte sich jedoch hier überwiegend um Pumpversuche handeln.

## 2.2.2 Teufen und Ausbauangaben - Grundwassermessstellen, Brunnen, Bohrungen

In Tab. 2-5 ist die Verteilung der Filterunterkanten (bzw. wenn diese Angabe fehlt die angegebene Endteufe) in verschiedenen Teufenklassen für die verschiedenen Arten der Messstellen aufgelistet. Für den überwiegenden Teil der Grundwassermessstellen, direct push Sondierungen, Bohrungen und Brunnen allgemein sind Angaben zum Ausbau vorhanden. Bei Wasserwerksbrunnen ist der Anteil ohne Ausbaudaten deutlich höher (ca. 40 %). Bei der Gruppe der Wasserwerksanlagen (Entnahmestellen wie „Zapfhähne“, „Zapfstellen“ und „Mischwasser“) sind nur eingeschränkt entsprechende Angaben vorhanden, da es sich hier vielfach um Mischproben ohne entsprechende Teufenzuordnung handelt. Stollen und Quellen sind in Tab. 2-5 nicht dargestellt, weil diese Angaben hier nicht vorliegen (s. Abschnitt 2.2.3).

Es dominieren Ausbauteufen bis ca. 50 m (ca. 57 % der Messstellen). Eine Vielzahl von Messstellen wurde auch in größeren Teufen ausgebaut bzw. beprobt (mehr als 1.000 Messstellen mit Ausbauteufen zwischen 50 und 100 m). Selbst in Tiefen >100 m sind noch mehre 100 Messstellen vertreten.

Für mehr als 1.000 Messstellen liegen jedoch keine Angaben vor.

**Tab. 2-5: Teufen- und Ausbauangaben zu Bohrungen, Grundwassermessstellen und Brunnen**

Art der Messstelle	Teufenbereich (Filterunterkante oder Endteufe u. GOK)										Gesamt
	<=5	5-10	10-25	25-50	50-75	75-100	100-150	150-200	>200	ohne Angabe	
DS <sup>1)</sup>		2	1								3
Bohrung				1	2	14	8	4	11		40
Bohrung/GWMST	5	8	15	11	1	1	2	7	18	25	93
GWMST	87	563	869	904	470	312	229	107	59	390	3.990
Brunnen allgemein	9	51	64	46	24	34	18	2	1	44	293
WW-Brunnen		4	21	39	19	17	21	4		86	211
WW-Anlagen				4	1					6	11
ohne Angabe	50	430	412	216	117	65	45	15	9	611	1.970
<b>Gesamt</b>	<b>151</b>	<b>1.056</b>	<b>1.381</b>	<b>1.221</b>	<b>634</b>	<b>443</b>	<b>323</b>	<b>139</b>	<b>98</b>	<b>1.165</b>	<b>6.611</b>

<sup>1)</sup> direct push Sondierung

## 2.2.3 Einzugsgebiete - Quellen und Stollen

Für die Quellen und Stollen, die im südlichen und westlichen Landesteilen als Messpunkte im Mesozoikum und Paläozoikum bedeutsam sind, lagen neben den Angaben zur Lage des

Quellortes bzw. des Beprobungspunktes des Stollens z.T. Angaben zu den ober- und unterirdischen Einzugsgebieten und den Streckenverläufe der Stollen vor (Abb. 2-1).

Für 30 **Quellen** (von insgesamt 99) liegen Angaben zu den unterirdischen und/oder oberirdischen Einzugsgebieten vor (ein Einzugsgebiet liegt allerdings außerhalb Sachsen-Anhalts). Die oberirdischen Einzugsgebiete sind i.d.R. deutlich kleiner als die unterirdischen.

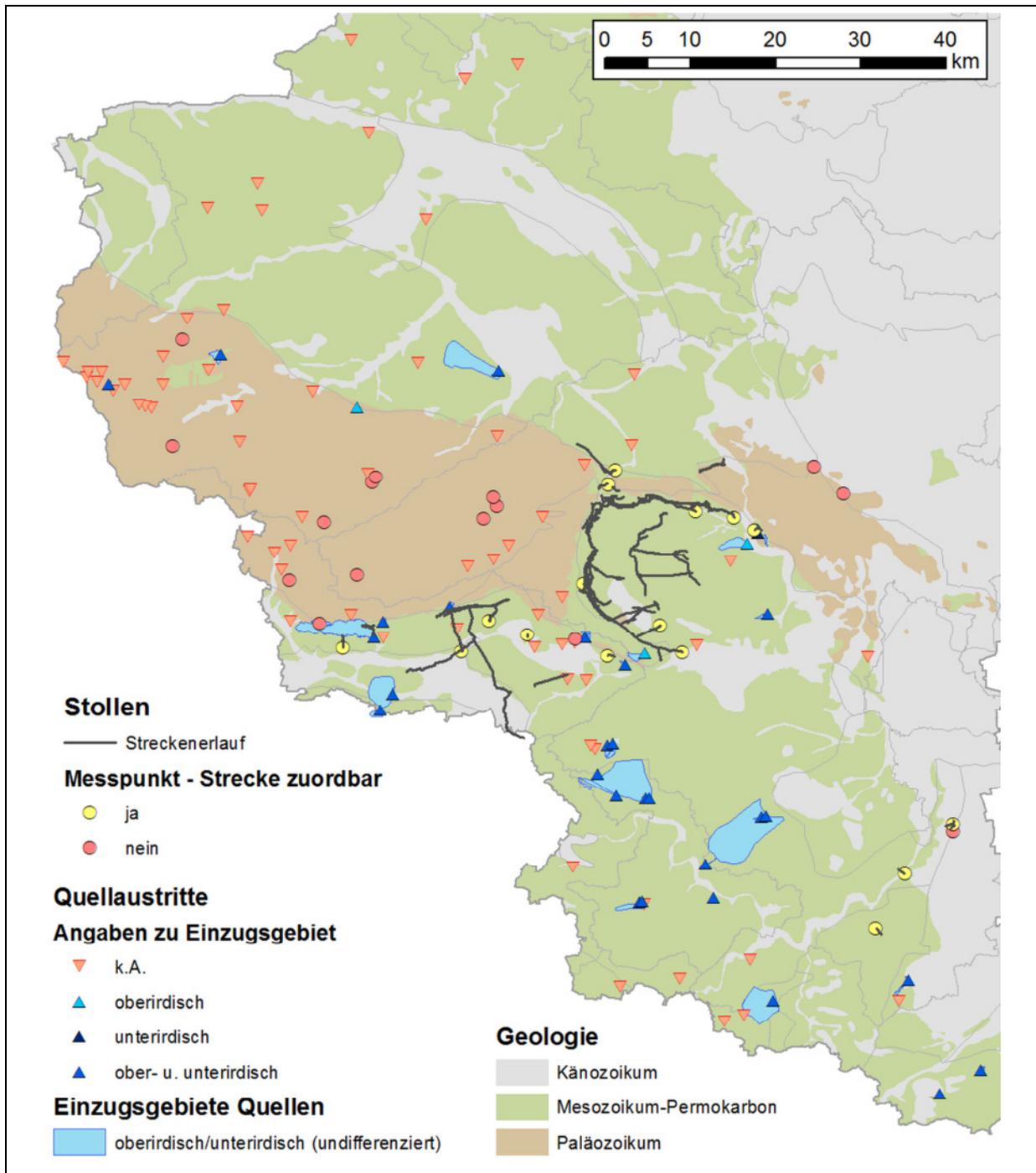


Abb. 2-1: Unterirdische Einzugsgebiete von Quellen und Stollenstrecken in Ergänzung zu den Beprobungspunkten

Inwieweit das oberirdische oder unterirdische Einzugsgebiet die Grundwasserbeschaffenheit prägt, hängt zum einen von deren räumlicher Ausbildung und der

hydrologisch/hydrogeologischen Struktur, zum anderen vom saisonalen Wasserhaushalt ab, was immer eine Einzelfallbetrachtung beinhaltet. Es zeigte sich jedoch an den Analysen, dass Quellen vielfach stark durch „oberirdische“ bzw. zumindest „oberflächennahe“ Zuflüsse geprägt sind (Jahnke 2013a).

Bei den **Stollen** ließen sich 16 der 31 Beprobungspunkte konkreten Stollenverläufen zuordnen (alle im Mesozoikum, im Paläozoikum lagen keine Angaben vor). Die Beurteilung der Zuflussbedingungen an Stollen ist komplex und erfordert, wie für Quelleinzugsgebiete in jedem Fall detaillierte Einzelbetrachtungen unter Berücksichtigung der konkreten Stollengeometrie, der Geologie und des saisonalen Wasserhaushaltes. Für die sehr kurzen Strecken (< 500 m) dürften die Zuflussgebiete in der Dimension von Quelleinzugsgebieten liegen. Für die sehr langen Stollenstrecken (mehrere km) sind deutlich ausgedehntere Einzugsgebiete anzunehmen. Vereinzelt queren sie verschiedene Grundwasserkörper. Durch die vielfach dokumentierte Licht- und Wetterlöcher sind zudem direkte Oberflächenwasserzuflüsse entlang der Stollenstrecken möglich. Proben stellen deshalb wohl i.d.R. integrierende Mischproben aus Grund- und Oberflächenwasser aus größeren Räumen dar.

#### **2.2.4 Mehrfachmessstellen, Messstellengruppen und Ableitung von Standorten**

Die Daten beinhalten z.T. Mehrfachmessstellen mit verschiedenen Messstellenarten und Teufen an einem Punkt, eng beieinanderliegende Messstellengruppen sowie Vorgänger-Nachfolger-Messstellen. Bei einer Bewertung der Grundwasserkörper auf der Basis der Messstellen können solche Messstellenhäufungen in größerer Anzahl in einem engen Umfeld die Gesamtbewertung überproportional beeinflussen, obwohl sie nur für einen kleinen Raum repräsentativ sind.

Den Messstellen wurden deshalb im Hinblick auf spätere, regionalisierte Bewertungen Standorte zugeordnet, die ggf. mehrfach vorliegende Messstellen zusammenfassen. Die Messstellen an einem Standort liegen dabei bis maximal 50 m voneinander entfernt. Überwiegend beträgt der Abstand jedoch nur wenige Meter. Für die späteren regionalisierten Aussagen, die sich auf der Skala von mehreren km bzw. km<sup>2</sup> bewegen, sind diese Abstände jedoch ohne Belang.

### **2.3 Datenbasis Analysedaten**

#### **2.3.1 Datengrundlagen**

Abb. 2-2 zeigt für den Datensatz die jährlich beprobten Messstellen und vorliegenden Analysen. Die Definition der Messstellen erfolgte entsprechend Tab. 2-3.

Einzelne Analysen reichen bis in die 60er Jahre und davor zurück. Seit 1991 steigt die pro Jahr vorliegende Analysenzahl deutlich an. 2007 bis 2012 wurden pro Jahr ca. 800 Messstellen beprobt und mehr als 1.000 Analysen durchgeführt.

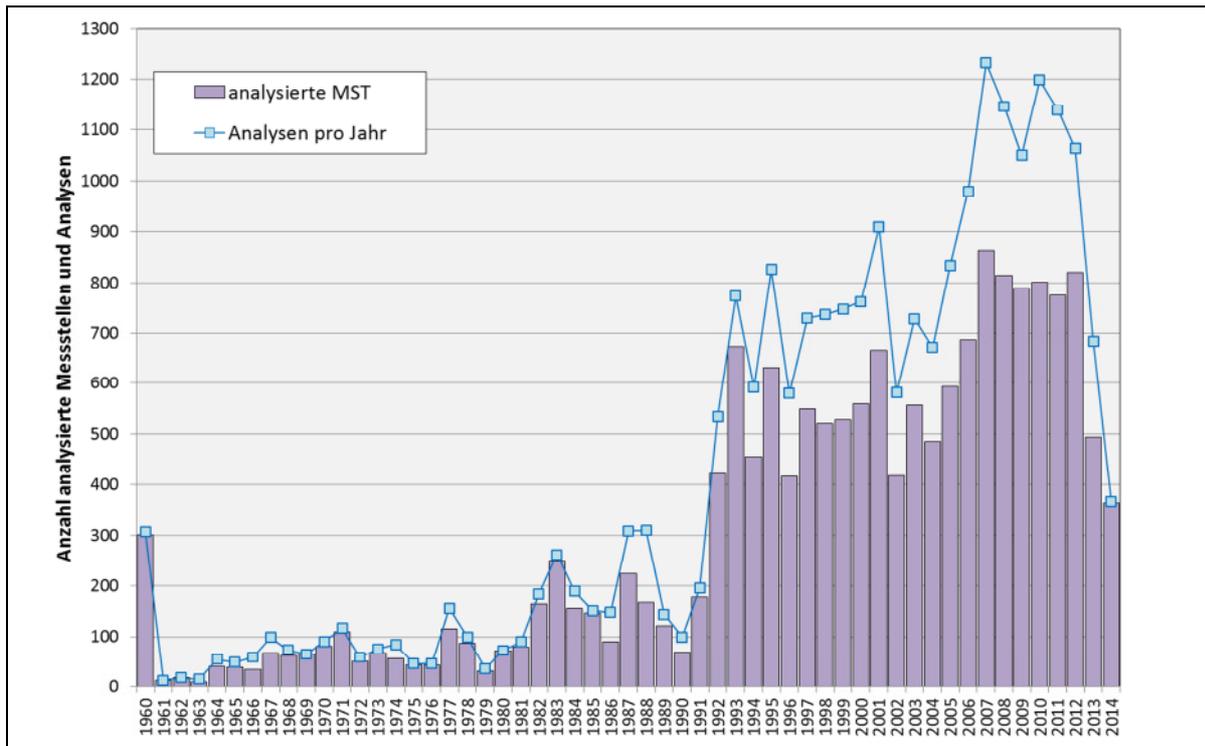


Abb. 2-2: Zeitliche Entwicklung der Anzahl der untersuchten Messstellen und vorliegenden Analysen.

Die Anzahl der Analysen je Messstelle sind sehr heterogen. Neben einer Vielzahl von Messstellen mit nur einer oder zwei Analysen (z.B. vielfach bei den Daten des FIS Tab. 2-2, Nr. 42, Beprobungen zur Datenverdichtung durch direct push Sondierungen und Messstellenuntersuchungen 2014) gibt es eine Reihe von Messstellen mit langjährigen Beprobungsreihen bei jährlichen Untersuchungen, die einen Zeitraum von über 20 Jahren umfassen (s. Abb. 2-3).

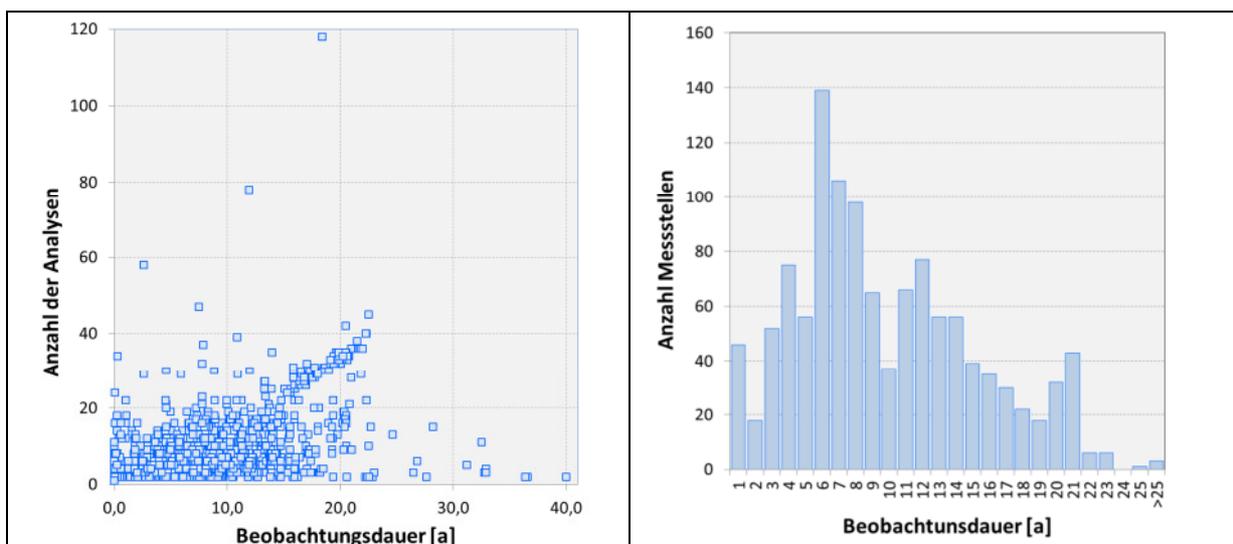


Abb. 2-3: Zeitreihen von Analysedaten: Beobachtungsdauer und Analysenzahlen (links) und Anzahl der Messstellen mit bestimmter Beobachtungsdauer (rechts, nur Messstellen mit mindestens 5 Analysen)

Diese Unterschiede in den Analysehäufigkeiten stellt bei der systematischen Bewertung der Grundwasserchemie ein gewisses Problem dar, da Messstellen mit langen Messreihen natürlich repräsentativer sind als Messstellen mit Einzelanalysen. Gleichzeitig kann bei der

Einschätzung der Grundwasserchemie auf Ebene der Grundwasserkörper, auf die Messstellen mit Einzelanalysen i.d.R. nicht verzichtet werden, um eine ausreichende räumliche Beprobungsdichte zu gewährleisten. Dieser Problematik wurde durch das Bewertungsverfahren für Messstellen und Standorte Rechnung getragen (s. Kap. 5.2.2.2), welches allerdings nur einen Kompromiss zwischen optimaler räumlicher Datendichte und optimaler zeitlicher Repräsentativität der Messstellen darstellen kann.

### 2.3.2 Parameterspektrum und Analysenumfang

Das Parameterspektrum der Analysen ist sehr vielfältig und umfangreich. Neben den üblichen ionaren Hauptinhaltsstoffen und Vor-Ort-Milieu-Parametern liegen umfangreiche Analysen zu Schwermetallen/Halbmatalen und organischen Xenobiotika vor. Die folgenden Tabellen Tab. 2-6,

Tab. 2-7 und Tab. 2-8 geben einen Überblick über Parameterspektrum und Analysenumfang.

Tab. 2-6: Parameterspektrum und Datenumfang ionare Haupt- und Nebeninhaltsinhaltsstoffe, Nährstoffe

Parameter	untersuchte Messstellen	Anzahl Analysen	Parameter	untersuchte Messstellen	Anzahl Analysen
<b>Kationen</b>			<b>Anionen</b>		
Natrium	4.962	18.674	Chlorid	6.442	21.605
Kalium	4.945	18.699	Sulfat	6.244	21.112
Calcium	5.796	20.080	Hydrogencarbonat	5.154	17.370
Magnesium	5.804	20.113	Bromid	455	581
Eisen	5.313	16.500	Cyanid gesamt	1.479	2.533
Eisen gel.	1.256	6.625	Fluorid	1.904	4.357
Mangan	5.146	16.224	Silizium/Siliziumoxid	302	473
Mangan gel.	301	1.111	Sulfid	1.000	5.822
<b>Nährstoffe</b>					
Ammonium	5.899	20.172	Nitrat	5.994	20.346
			Nitrit	5.536	18.509
			Ortho-Phosphat P	3.214	13.981
			Phosphat gesamt P	722	4.018
			Phosphor-gesamt	1.573	9.651

Tab. 2-7: Parameterspektrum und Datenumfang Schwermetalle: Anzahl der untersuchten Messstellen, vorliegende Analysen und Positivbefunde

Parameter	Messstellen		Analysen		Parameter	Messstellen		Analysen	
	gesamt	Positiv-befund*	gesamt	Positiv-befund*		gesamt	Positiv-befund*	gesamt	Positiv-befund*
Aluminium	2.221	1.143	7.907	2.326	Molybdän	497	207	1.578	580
Antimon	668	26	2.288	45	Nickel	2.337	1.143	9.150	3.147
Arsen	1.962	1.027	8.085	3.890	Quecksilber	1.911	481	7.058	653
Barium	768	702	2.650	2.465	Selen	749	210	2.493	631
Blei	2.569	939	9.314	1.868	Silber	465	9	628	11
Bor	1.866	1.357	7.263	4.153	Thallium	488	24	1.872	58
Cadmium	2.578	872	9.286	1.664	Uran	508	401	2.130	1.502
Chrom	2.276	691	8.578	1.013	Vanadium	501	215	2.349	612
Kobalt	980	371	2.701	943	Zink	2.474	1.687	8.907	3.712
Kupfer	2.528	1.123	9.457	2.574	Zinn	139	23	242	24

\* Positivbefund wenn größer Nachweisgrenze d.h. im Original-Datensatz keine Kennzeichnung „<“

Zusätzlich gibt es für die Metalle und Halbmetalle z.T. eine Differenzierung in einen explizit gelösten Anteil (z. B. Angabe „Aluminium gel.“).

Für die Gruppe synthetischen organischen Verbindungen (Xenobiotika) liegen Analysen zu über 200 Parameter vor. In Tab. 2-8 sind die am häufigsten analysierten Parametergruppen, die Anzahl der jeweils untersuchten Messstellen und die Positiv-Befunde bezogen auf Messstellen und Analysen zusammengestellt:

**Tab. 2-8: Parameterspektrum und Datenumfang organische Xenobiotika: wichtige Parametergruppen, Anzahl der untersuchten Messstellen, vorliegende Analysen und Positivbefunde**

Parametergruppe	untersuchte Messstellen	Messstellen mit Positiv-Befund*	Anzahl Parameter in Gruppe (inkl. Summenparameter)	Anzahl Analysen über alle Parameter	Analysen mit Positiv-Befund*
LHKW	1.112	594	29	24.987	1.939
PBSM	712	282	91	78.073	1.484
BTEX	1.551	397	9	10.275	633
Chlorpestizide	616	108	15	9.547	361
PAK	1.148	442	21	9.938	911
Arzneistoffe	469	120	33	2.422	303
PCB	598	65	9	5.855	155
Chlorbenzene	192	30	6	699	104

\* ≥ Nachweisgrenze, in Original-Datensätzen keine Kennzeichnung „<“

Auffällig ist eine große Zahl an Positivbefunden (Werte nicht < Nachweisgrenze) z.B. für LHKW. Diese Positiv-Befunde werden jedoch durch die vielfach sehr unterschiedlichen Nachweisgrenzen überlagert und bedingt (z.B. liegen für Trichlormethan, den Parameter mit den meisten Positiv-Befunden, Nachweisgrenzen zwischen 0,01 µg/l und 10 µg/l vor).

### 2.3.3 Vollständigkeit und Analysenqualität - Ionenbilanzprüfung

Die Analysen weisen einen sehr unterschiedlichen Umfang der analysierten Parameter auf. Dieses ist in Tab. 2-9 dokumentiert.

Mehr als 20.000 Analysen weisen Bestimmungen von Ammonium auf. Sofern die Ammonium-Konzentrationen über den Prüfwert erhöht sind, sind jedoch weitere Parameter zur Interpretation erforderlich. Die Mindestanforderungen zur Interpretation einer Analyse nach dem hier angewandten Verfahren sind Bestimmungen zu den Indikatorparametern Kalium (und Natrium), Chlorid und Nitrat. Diese Parameter (einschließlich Ammonium) liegen für 16.654 Analysen vor, die hinsichtlich ihrer Beeinflussung grundsätzlich interpretierbar sind. Ein weiterer Indikatorparameter (für Abwasser, Dünger) ist Bor, der jedoch insbesondere bei älteren Analysen nur in relativ geringem Umfang bestimmt wurde (insgesamt nur ca. 6.600 Analysen). Bor wird deshalb als ein ergänzender Indikatorparameter behandelt der nicht zwingend erforderlich ist, wie die späteren Ausführungen zeigen.

Im Umfeld der Bergbauregionen sind weiterhin die Parameter Sulfat und Hydrogenkarbonat zur Identifikation von bergbaulichen Beeinflussungen wichtig, was eine mehr oder weniger vollständige Analyse erfordert.

Ca. 15.400 Analysen weisen vollständig analysierte Hauptinhaltsstoffe (und i.d.R. auch eine Bestimmung des pH-Wertes) auf. An diesen Analysen kann eine Berechnung des Ionenbilanzfehlers erfolgen.

**Tab. 2-9: Vollständigkeit Analysedaten**

	<b>Grad der Vollständigkeit der Analysen</b>	<b>Anzahl MST</b>	<b>Anzahl Analysen</b>
1	Analysen mit Ammonium		20.172
2	Analysen mit Ammonium und Indikatorparametern K(+Na), Cl, NO <sub>3</sub>		16.654
3	Analysen mit Ammonium und Indikatorparametern K(+Na), Cl, NO <sub>3</sub> , B		6.659
4	Analysen mit vollständigen Hauptinhaltsstoffen (wie 2. zzgl. Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , HCO <sub>3</sub> (analysiert oder aus m-Wert, KH, TIC ermittelbar)) - Ionenbilanz berechenbar		15.381
5	Analysen mit vollständigen Hauptinhaltsstoffen wie 4. zzgl. Fe (gelöst) - erweiterte Ionenbilanz ermittelbar		5.216
6	Analysen mit vollständigen Hauptinhaltsstoffen wie 4. zzgl. Fe (gelöst) + Bor		1.812

Berechnet man den Ionenbilanzfehler auf der Basis der Analysen von Punkt 4. in Tab. 2-9 weisen 13.275 Analysen (86,3%) einen absoluten Ionenbilanzfehler < 10 % auf (Abb. 2-4). Bei 11.429 (74,3 %) ist er kleiner 5 %. Derartige Verteilungen des Ionenbilanzfehlers sind typisch für Datenkollektive die Analysen über einen langen Zeitraum enthalten (mit veränderten Analytikmethoden, veränderten Nachweisgrenzen, veränderter Probenahmetechnik).

Berücksichtigt man zusätzlich das gelöste Eisen in der Ionenbilanz (Analysen entsprechend Punkt 5 in Tab. 2-9) weisen 90,5 % einen absoluten Ionenbilanzfehler < 10 % auf, allerdings nur 66,8% einen Fehler < 5 %. Die Ursache ist das Problem der Speziation/Komplexierung des Eisens. Es kann in gelöster Form als Fe<sup>2+</sup> (bei pH-Werten < 3 auch als Fe<sup>3+</sup>) aber auch als einfach positiver Komplex FeOH<sup>+</sup> oder neutraler Komplex Fe(OH)<sub>3</sub><sup>0</sup> auftreten, was in der Analytik nicht bestimmbar ist, sondern nur durch eine hydrochemische Speziationsmodellierung bewertet werden kann.

An den Ionenbilanzfehler wird vielfach das Kriterium der Plausibilität einer Analyse geknüpft (z.B. DVWK 1992). Die hydrochemischen Untersuchungen werden jedoch grundsätzlich für alle Analysen durchgeführt, die über ein ausreichendes Parameterspektrum verfügen (Ammonium und verschiedene Indikatorparameter s. Kap. 5) . Ein Verzicht auf Analysen mit scheinbar unplausibler Ionenbilanz oder ohne Bestimmung von Eisen (und Mangan) würden den Datensatz unnötig ausdünnen. Auch ein zu großer Ionenbilanzfehler gibt prinzipiell keine Auskunft, ob die letztlich interessierenden Parameter fehlerhaft bestimmt wurden.

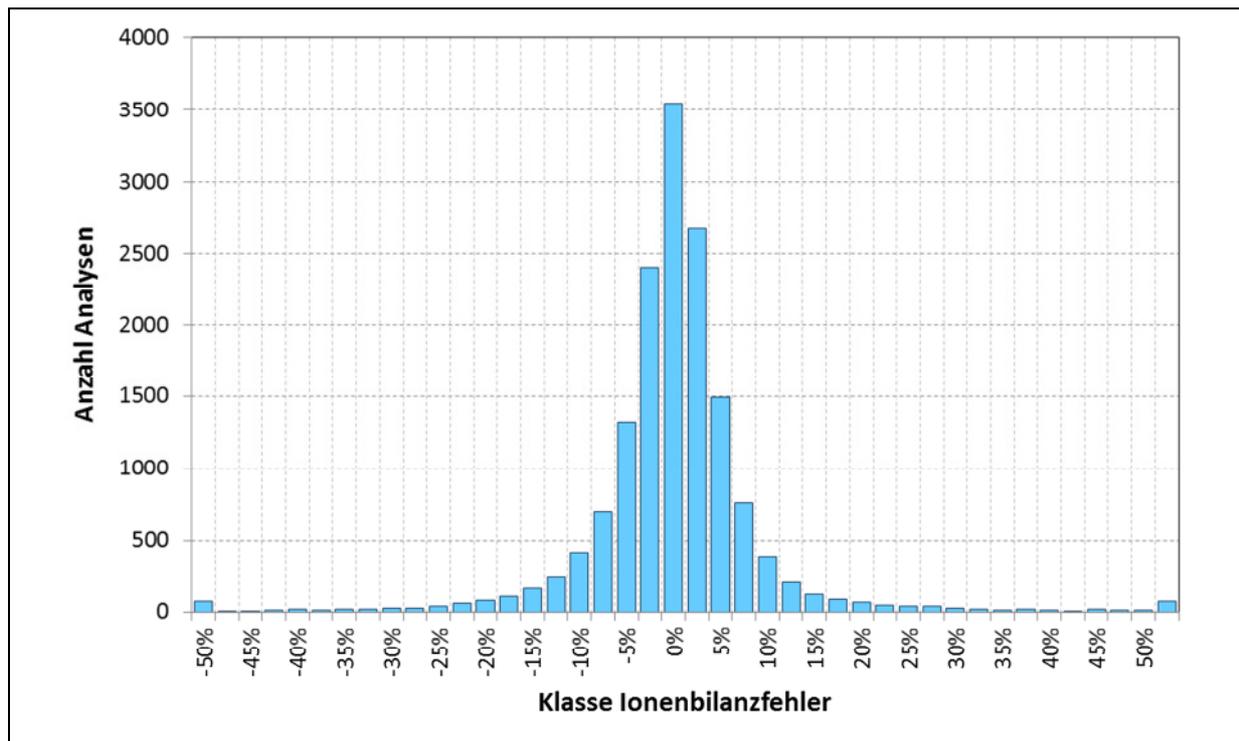


Abb. 2-4: Verteilung des Ionenbilanzfehlers in 15.381 Vollanalysen (ohne Berücksichtigung Fe, Mn)

## 2.4 Aufbau einer relationalen Datenbank für Stammdaten und Analysedaten

Das Zusammenführen von umfangreichen geowissenschaftlichen Datensätzen aus unterschiedlichen Datenquellen in eine einheitliche Datenstruktur ist stets mit einer Reihe von Schwierigkeiten verbunden: unterschiedliche Datenstrukturen in den Ausgangsdaten, unterschiedliche Bezeichnungen für identische Daten, Datenredundanz (d.h. Auftreten derselben Daten in verschiedenen Quellen, u.U. mit unterschiedlichen Bezeichnungen, die erst identifiziert werden müssen), aufgrund geringfügig abweichender Bezeichnungen nicht oder nur schwer rekonstruierbare Zuordnungen und Verknüpfungen (z.B. bei Messpunktbezeichnungen) und speziell bei hydrochemischen Daten z.B. auch das Auftreten unterschiedlicher Einheiten bei denselben Parametern behindern automatisierte Abläufe und erfordern in großem Maße manuelle Eingriffe und Prüfungen. Auch sind bei der Datenzusammenführung vielfach bereits Dateninterpretationen erforderlich, um z.B. Daten unterschiedlicher oder ähnlicher Bezeichnungen aber gleichen Inhalts zuordnen zu können und ggf. zusammenzufassen usw. Es wurden deshalb bei der Erarbeitung der Datenbank folgende Prämissen zugrunde gelegt:

- Rückverfolgbarkeit der Datensätze auf ihre ursprüngliche Quelle (i.d.R. xls-Tabelle)
- Erhalt aller ursprünglichen Bezeichnungen für Parameter und Einheiten aus den Datenquellen (z.B. Parameter-Bezeichnungen für Nitrat: „Nitrat“, „NO<sub>3</sub>“, „Nitrat (NO<sub>3</sub>)“ oder Einheits-Bezeichnungen für mg/l: „mg/l“, „7“ oder auch ohne Angabe)
  - Zusammenführung der Bezeichnungen über zusätzliche Schüsselstabellen für Parameter und Einheiten
- Erhalt aller ursprünglichen Angaben zu Analyseergebnissen aus den Datenquellen (Vorzeichen, Interpunktion bzw. Kommasetzung, Bezeichnungen der Einheit)

- Überführung der Analysewerte in bei Berechnungen nutzbare explizite Zahlen in zusätzlichen Tabelleneinträgen
- Möglichkeit einer Datenkorrektur unter Bewahrung der ursprünglichen Angaben durch Zusatztabellen, in den denen die Korrekturwerte und ggf. dazugehörige Kommentare abgelegt werden

Dieses soll vor allem der Möglichkeit einer interaktiven Korrektur in Abstimmung mit den ursprünglichen Datenbearbeitern bei der weiteren Nutzung und Bearbeitung der Daten dienen. Die Überführung der Daten erfolgte in eine relationale Datenbank auf der Basis von Microsoft-Access, mit folgender Struktur (Abb. 2-5):

Die Korrekturen können in der entwickelten Datenbank in 2 Varianten durchgeführt werden. Unplausible oder fehlerhafte Werte können zum einen nur für die weitere Prüfung markiert und zum anderen korrigiert sowie mit Kommentaren versehen werden. Aufgrund der Struktur der Datenbank bleibt der Originalwert bei der Korrektur erhalten (s. Abschnitt 2.4), er wird jedoch für Datenabfragen und Berechnungen korrigiert. Die vorgenommenen Änderungen und Korrekturen können dadurch jederzeit nachgeprüft, bearbeitet und ggf. zurückgenommen werden. Dies zeigt Abb. 2-6 anhand eines screenshots. Die umfangreiche Datenbasis kann so in der weiteren Bearbeitung korrigiert und optimiert werden

Die Datenbank wird dem Auftraggeber in digitaler Form übergeben.

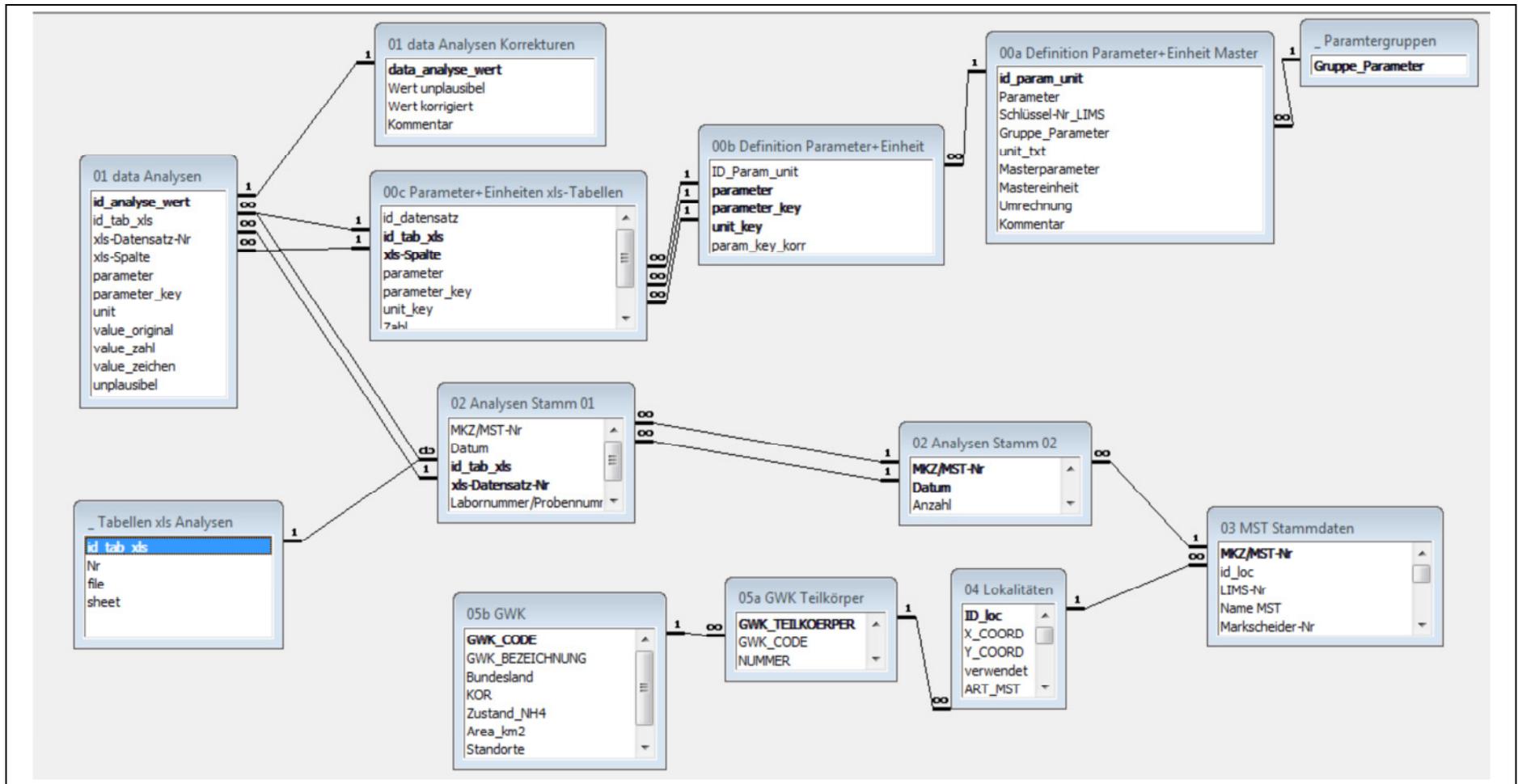


Abb. 2-5: Struktur der relationalen Datenbank

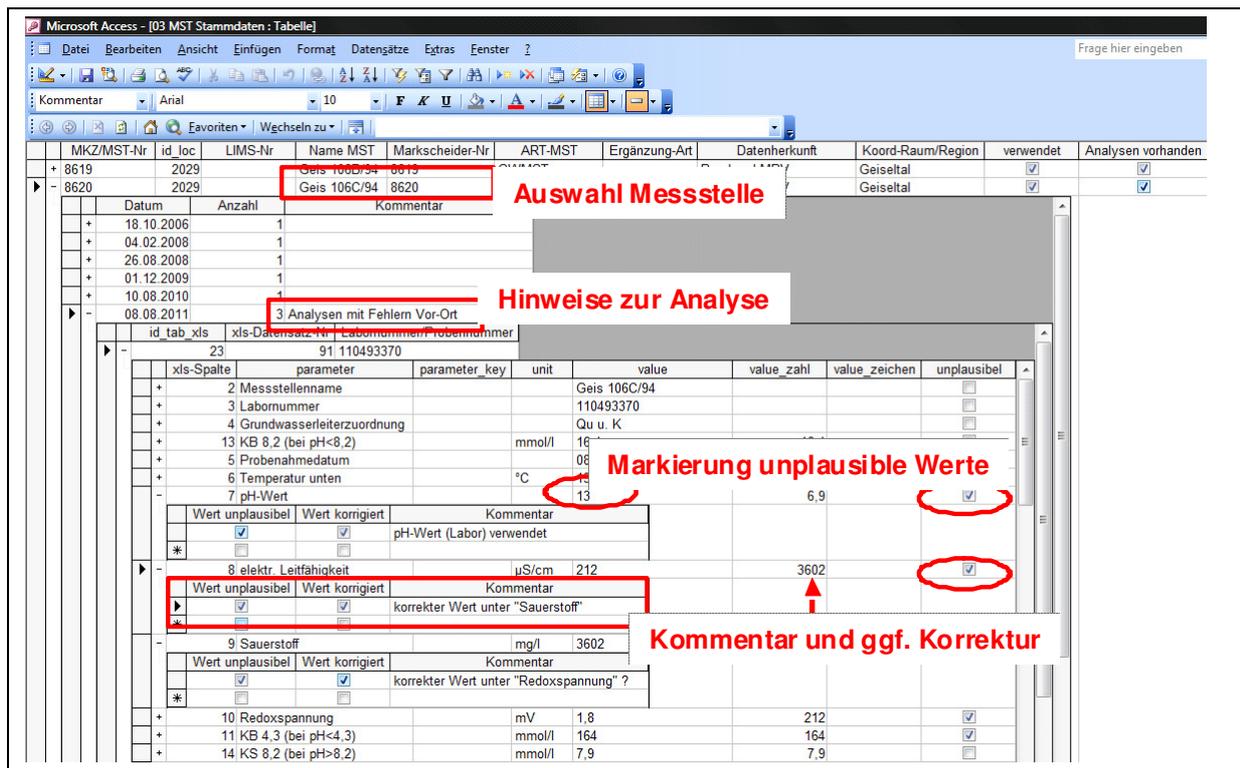


Abb. 2-6: Korrekturmodus in der relationalen Datenbank zur Markierung und Korrektur fehlerhafter Werte

### 3 Räumliche Struktur der Datenbasis

#### 3.1 Räumlich-statistische Messnetzanalyse

##### 3.1.1 Messstellenanzahl und Dichte auf Ebene der Grundwasserkörper

Der Datensatz umfasste 2013 insgesamt 1.193 Messstellen an 1.075 Standorten. Der 2014 erweiterte Datensatz umfasst jetzt 5.899 Messstellen an 4.430 Standorte mit Analysen einschließlich Ammonium. Einen Überblick über Umfang und Verteilung aller Standorte im Landesmaßstab und auf Basis der Grundwasserkörper geben Tab. 3-1 und Abb. 3-1.

Zur Charakterisierung der Messpunktdichte kann die mittlere, durch einen Standort repräsentierte Fläche in km<sup>2</sup> angegeben (ermittelt aus Fläche des Landes bzw. der GWK und der jeweiligen Anzahl der Standorte). In der vorliegenden verdichteten Datenbasis repräsentiert jeder Standort im Landesmaßstab (bei Berücksichtigung aller Standorte) im Mittel eine Fläche von ca. 4,6 km<sup>2</sup> (s. Tab. 3-1).

Die Datenbasis beinhaltet jedoch einen Anteil an historische Daten (s. Abb. 2-2). Vernachlässigt man Standorte an denen die letzte vorliegende Analysen älter ist als 2004, ist die Datenbasis geringer (Tab. 3-1 und Abb. 3-2).

**Tab. 3-1: Übersicht über die Standorte differenziert nach der Art der Messstelle und mittlere Messpunktdichte für die Datensätze von 2013 und 2014**

<b>Datensatz 2013</b>		<b>GWMST</b>	<b>Quellen</b>	<b>Stollen</b>	<b>WW-Brunnen</b>	<b>Brunnen</b>	<b>DS<sup>1)</sup></b>	<b>Bohrung/GWMST</b>	<b>o.A.<sup>3)</sup></b>	<b>km<sup>2</sup>/Standort</b>
<b>gesamter Datensatz</b>	<b>1.075 Standorte</b>	763	90	31	191	-	-	-	-	<b>19,1</b>
	<b>1.193 Messstellen</b>	875	90	31	202	-	-	-	-	<b>17,1</b>
<b>Standorte mit Analysen ab 2005</b>	<b>887 Standorte</b>	603	86	12	186	-	-	-	-	<b>23,2</b>
	<b>976 Messstellen</b>	685	86	12	193	-	-	-	-	<b>21,1</b>
<b>Datensatz 2014<sup>4)</sup></b>		<b>GWMST</b>	<b>Quellen</b>	<b>Stollen</b>	<b>WW-Brunnen</b>	<b>Brunnen</b>	<b>DS<sup>1)</sup></b>	<b>Bohrung/GWMST</b>	<b>o.A.<sup>3)</sup></b>	<b>km<sup>2</sup>/Standort</b>
<b>Datensatz mit Analysen (inkl. NH<sub>4</sub>)</b>	<b>4.430 Standorte</b>	2.576	95	31	168	226	3	66	1.263	<b>4,6</b>
	<b>5.899 Messstellen</b>	3.509	95	31	219	237	3	237	1.718	<b>3,5</b>
<b>Standorte mit Analysen (inkl. NH<sub>4</sub>) ab 2004</b>	<b>1.399 Standorte</b>	894	85	19	156	18	3	19	221	<b>14,7</b>
	<b>1.674 Messstellen</b>	1.096	85	19	178	18	3	1	272	<b>12,3</b>

<sup>1)</sup> DS – direct push Sondierung

<sup>2)</sup> Bohrung/GWMST – Testdaten aus Bohrungen und darin ausgebauten Grundwassermessstellen

<sup>3)</sup> o.A. – keine Angaben vorliegend oder ableitbar

<sup>4)</sup> zusätzlich liegen noch 4 Gewässerbeprobungen vor (3 Standorte, 4 Messpunkte)

Der Vergleich des Datensatzes von 2014 mit den Datensatz von 2013 zeigt die starke Verbesserung der Datenbasis durch die Recherche zusätzlich vorhandener Daten und die Verdichtung durch Nachbeprobungen. Die landesweite mittlere Messpunktdichte variiert in den GWK (Abb. 3-1 und Abb. 3-2). Bezogen auf den Gesamtdatensatz einschließlich der historischen Daten werden in den GWK überwiegend Messpunktdichten < 12,5 und < 25 km<sup>2</sup>

erreicht. In einige Bereichen treten starke Häufungen von Messstellen aufgrund unterschiedlicher Ursachen auf (z.B. im Bereich der Braunkohlentagebaue im Süden und Südosten, Braunkohlenerkundung im Umfeld Staßfurter Sattel sowie in der Region Magdeburg sowie der Colbitz-Letzlinger Heide), was hier zu Messpunktdichten  $<4 \text{ km}^2/\text{Standort}$  führt. Lediglich ein Teilraum eines GWK (Jeetzel Lockergestein links, Code 5\_0310) weist nur eine Messstelle auf. Dieser wird in der Bewertung aufgrund ähnlicher naturräumlicher Gegebenheiten zusammengefasst mit GWK Jeetzel Lockergestein rechts (Code 5\_0311).

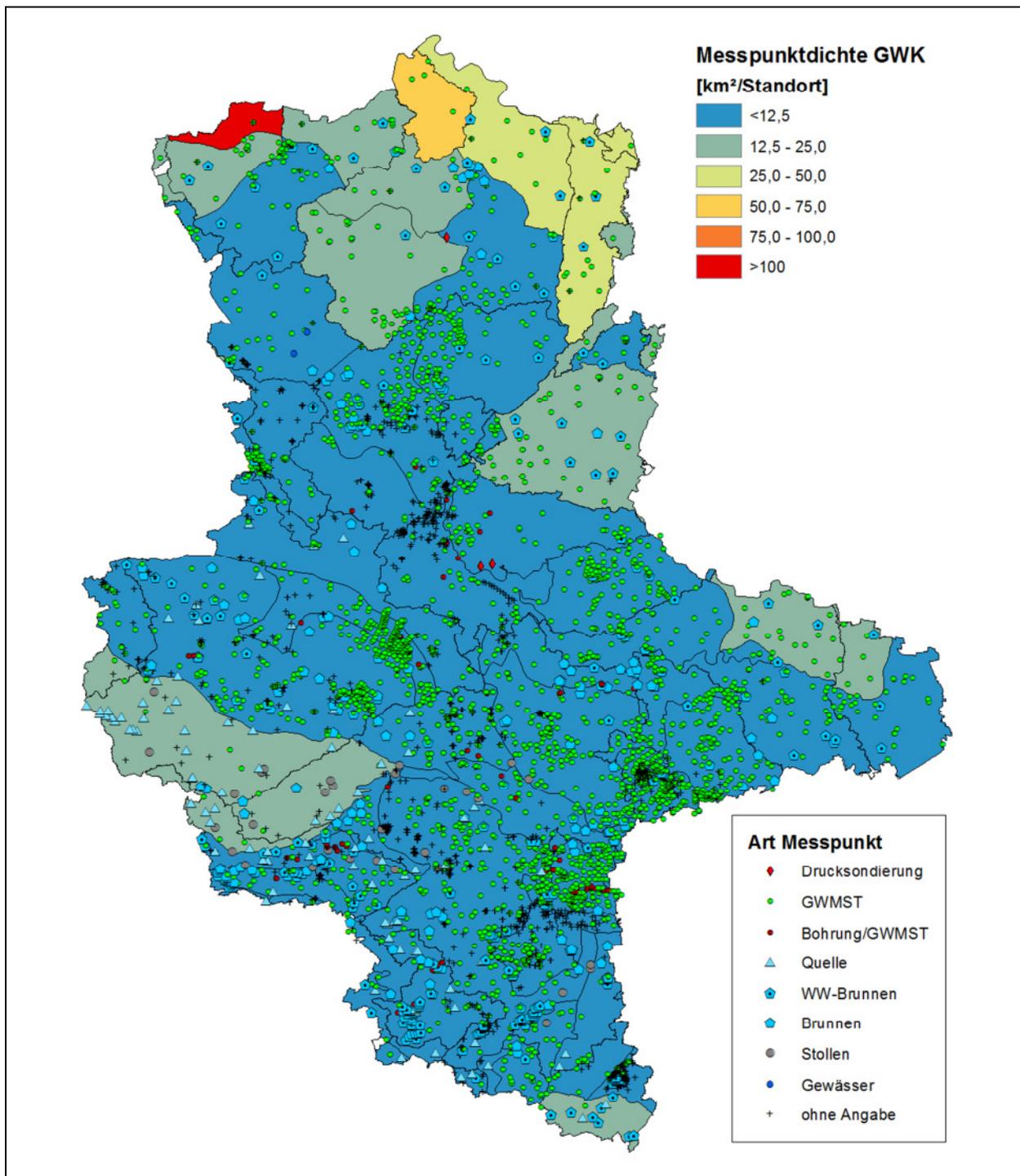


Abb. 3-1: Überblick über die Beprobungsstandorte und die Messpunktdichte ( $\text{km}^2/\text{Messstandort}$ ) differenziert nach der Art des Messpunktes und Grundwasserkörper (Gesamtdatensatz)

Die Standortverteilung und Messpunktdichte für die Daten ab 2004 zeigt Abb. 3-2. Die starken Messpunkthäufungen des Gesamtdatensatzes sind weniger deutlich. Es überwiegt eine relativ homogene Verteilung über die Landesfläche. Die Messpunktdichten bewegen überwiegend sich zwischen  $< 12,5$  und  $< 50 \text{ km}^2$ , was für die Bewertung auf Ebene der GWK ausreichend ist. Die Ausnahme GWK Jeezel Lockergestein links (Code 5\_0310) und die Verfahrensweise in diesem Fall wurde schon erläutert.

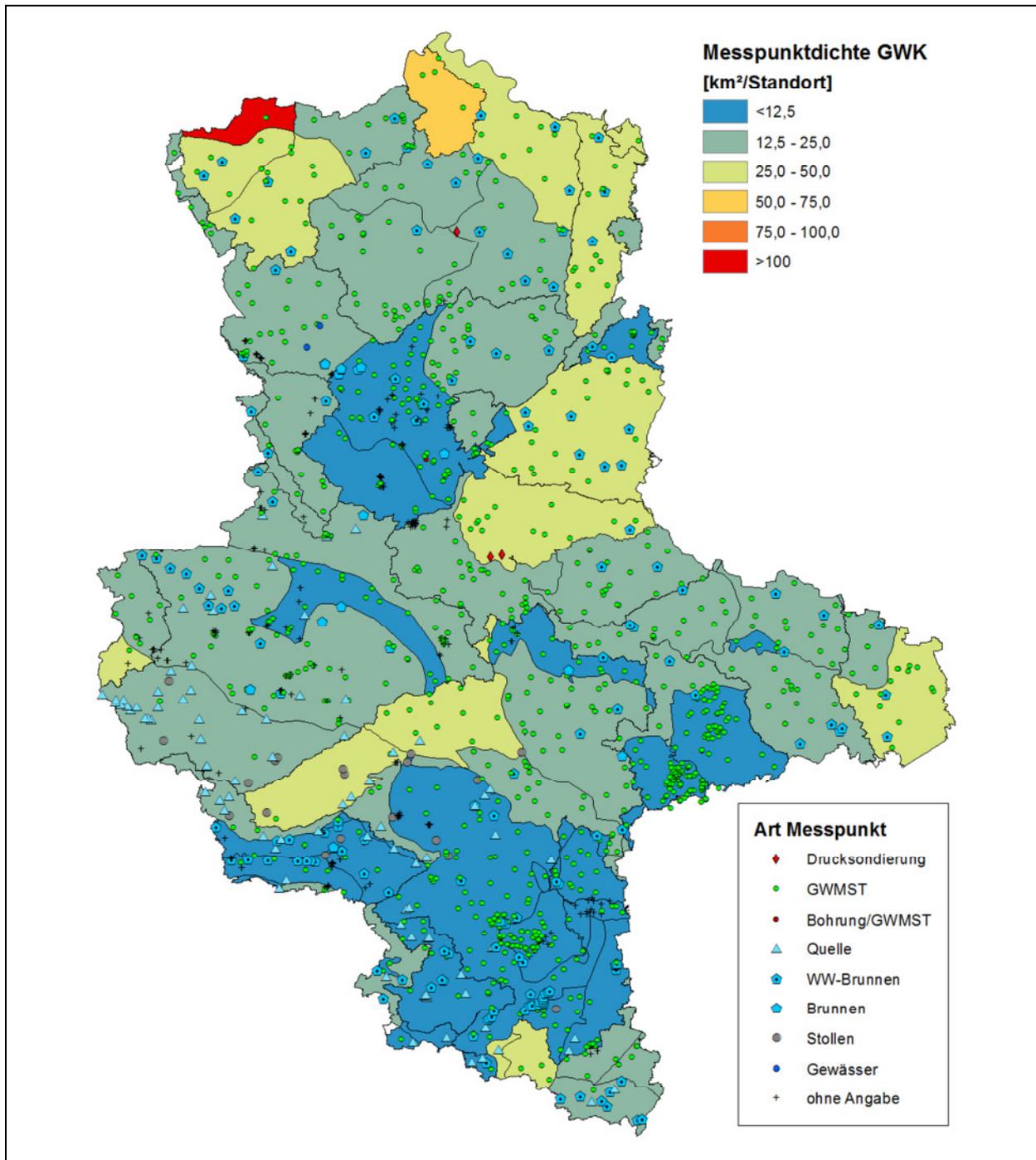
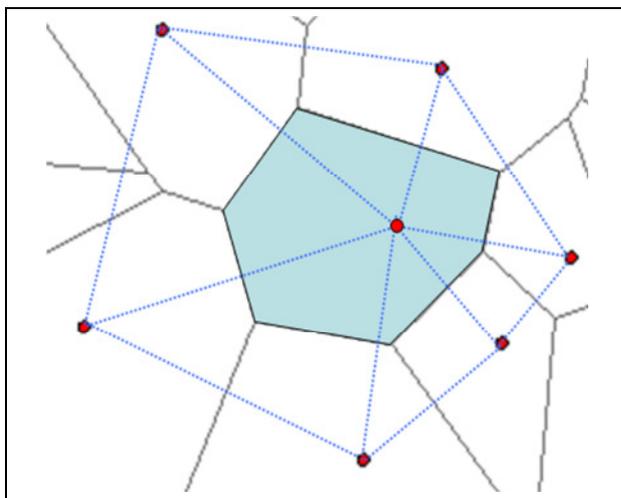


Abb. 3-2: Überblick über die Beprobungsstandorte und die Messpunktdichte ( $\text{km}^2/\text{Messstandort}$ ) differenziert nach der Art des Messpunktes und Grundwasserkörper (Datensatz mit Analysen ab 2004)

Die mittlere Fläche pro Messpunkt auf Ebene der Grundwasserkörper oder das Landes ist nur ein orientierendes Kriterium, das keine Aussagen zur räumlichen Verteilung der Messpunkte liefert. Eine hohe Messpunktdichte (geringe Fläche je Messpunkt) kann auch durch eine starke Häufung von Standorten in Teilen eines Grundwasserkörpers bedingt sein und weiten Gebieten ohne Messpunkten gegenüberstehen.

### 3.1.2 Analyse der Thiessen-(Voronoi)-Polygone

Eine nähere Spezifizierung der räumlichen Verteilung der Messpunkte, der Identifikation von Clusterungen und Lücken kann über sogenannte Thiessen-Polygone (oder Voronoi-Polygone) erfolgen. Diese Polygone sind eine geometrische Konstruktion um räumlich verteilte Punkte nach dem Prinzip in Abb. 3-3:



**Abb. 3-3: Thiessen-Polygon ( oder Voronoi-Polygon), Konstruktionsprinzip:**

**Punkte rot: Datenpunkte,**

**Linien blau-gestrichelt: Verbindungslinien zwischen Datenpunkten**

**blaue Fläche: Thiessen-Polygon aus Mittelsenkrechten über den Verbindungslinien**

Jedes Polygon ist genau einem Messpunkt zugeordnet. Der Flächeninhalt des Polygons charakterisiert die durch den zentralen Messpunkt repräsentierte Fläche und ist bedingt durch die Verteilung der Punkte im Umfeld. Es ist letztlich ein Maß für die Punktdichte. Thiessen-Polygone mit einer geringen Fläche sind von anderen Messpunkten in geringem Abstand umgeben, Polygone mit großer Fläche kennzeichnen Gebiete mit weiten Punktabständen. Ein Messpunkt mit einem großen Thiessen-Polygon repräsentiert zwar eine große Fläche, die Messwerte des Punktes sind jedoch (für diese Fläche) i.d.R. wenig repräsentativ, da die Aussagekraft eines Messwertes mit Abstand vom Messpunkt abnimmt. Je geringer die Fläche des Thiessen-Polygons desto repräsentativer ist letztlich der Messpunkt und die an ihm ermittelten Werte.

Neben der Fläche des Polygons ist auch die Symmetrie/Asymmetrie der Polygone für die Repräsentativität von Bedeutung (z.B. treten sehr asymmetrische, stark gestreckte Polygone mit stark asymmetrischer Lage des Messpunktes im Polygon bei sehr ungleichmäßigen Messpunktverteilungen auf, die ebenfalls wenig repräsentativ sind). Dieses wird jedoch in diesem Rahmen nicht näher betrachtet.

Die Methode der Thiessen-Polygone erlaubt die Charakterisierung der räumlichen Dichte einer Punkteverteilung über die je Punkt repräsentierte Fläche. Das Verfahren kann zur Defizitanalyse von Messnetzen genutzt werden. Es lassen sich Bereiche mit unzureichender Messpunktbelegung direkt ermitteln (z.B. Flächengröße über einem festgelegten Schwellenwert, symmetrische Kriterien für die Polygone) und Aussagen zur ggf. erforderlichen Messpunktverdichtung ableiten, d.h. in welchen Bereichen wie viele zusätzliche Messpunkte erforderlich sind um eine bestimmte Messpunktdichte zu erreichen.

Abb. 3-4 und Abb. 3-5 zeigt die Thiessen-Polygone für die Messpunkte des gesamten Datensatzes und der Daten mit Analysen ab 2004. Die Klassierung der Flächen der Polygone ist analog zu Abb. 3-1 und Abb. 3-2. Differenziert sind diese nach der Fläche der Polygone in  $\text{km}^2$  je Messpunkt. Die kleinste Flächenklasse ( $< 12,5 \text{ km}^2$ ) entspricht der Fläche eines Quadrates von  $< 3,5 \text{ km}$  Kantenlänge bzw. eines Kreises mit einem Durchmesser  $< 4 \text{ km}$ .

Die Thiessen-Polygone der Messpunkte des gesamten Datensatzes (Abb. 3-4) zeigen im mittleren und südlichen Landesteil überwiegend eine relativ homogene Verteilung mit Polygonen der Größenklassen  $< 12,5 \text{ km}^2$  und  $< 25 \text{ km}^2$ .

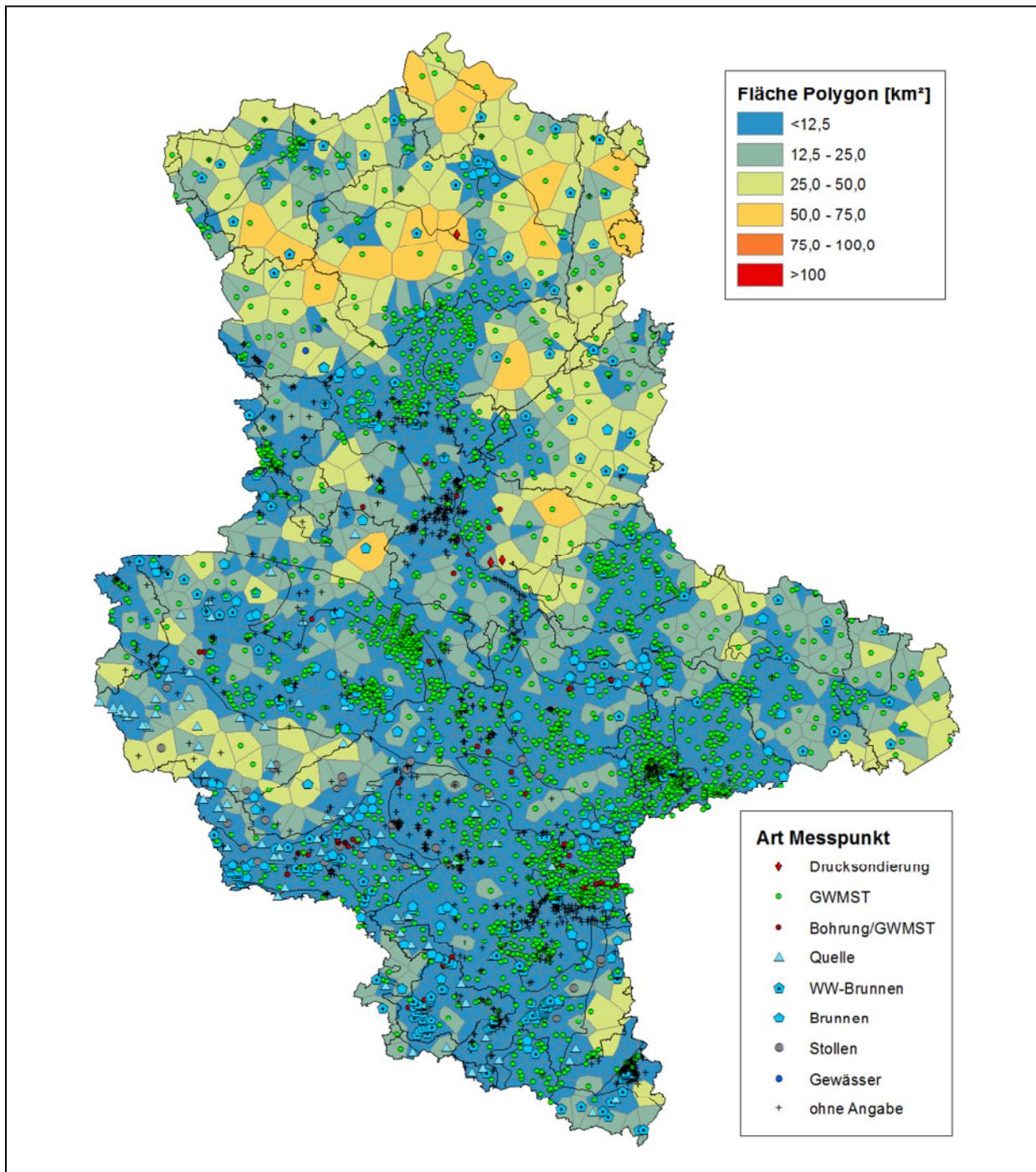


Abb. 3-4: Flächen der Thiessen-Polygone des Messstandorte (gesamter Datensatz, 4.430 Standorte).

Im nördlichen Teil des Landes der eine geringere Datenbelegung aufweist, ist die Verteilung heterogener mit Polygonen zwischen der Klassen  $< 12,5 \text{ km}^2$  bis  $< 50 \text{ km}^2/\text{Messstandort}$ . Es finden sich keine Polygone mit Flächen  $> 75 \text{ km}^2$  je Messpunkt, wie sie im Datensatz von 2013 vielfach auftraten. Auch die Region des nach Abb. 3-1 und Abb. 3-2 hinsichtlich der Messpunktdichte unterrepräsentierten GWK Jeetzel Lockergestein (links) (Code 5\_0310) weist im Umfeld eine ausreichende Datenbelegung auf, so dass diese Region ebenfalls bewertet werden kann.

Abb. 3-5 zeigt die Situation für die Standorte mit Analysen nach 2004. Die Verteilung verändert sich gegenüber Abb. 3-4 vor allem im mittleren und südlichen Landesteil, wo relativ viele Altdaten vorliegen. Im Norden sind die Veränderungen geringer, da hier aktuelle Daten überwiegen. Im Landesmaßstab liegt eine recht homogene Verteilung vor in der Thiessen-Polygone der Klassen von  $< 12,5$  bis  $< 50 \text{ km}^2/\text{Standort}$  überwiegen. Polygone  $> 75 \text{ km}^2$  treten im Gegensatz zum Datensatz von 2013 nicht mehr auf.

Die Häufigkeitsverteilung der Flächengrößen der Thiessen-Polygone (im Vergleich mit dem Datensatz von 2013) in Tab. 3-2 zeigt, das im Gesamtdatensatz Messpunkte mit Thiessen-Polygonen  $< 12,5 \text{ km}^2$  landesweit am häufigsten sind und ca. 50 % der der Landesfläche abdecken. Lediglich ca. 5 % der Landesfläche sind durch Thiessen-Polygone mit Flächen von  $> 50 \text{ km}^2$  belegt. Für die Daten mit Analysen ab 2004 werden ca. 50 % der Landesfläche von Polygonen mit Flächen  $< 25 \text{ km}^2$  abgedeckt. Thiessen-Polygone mit Flächen von  $> 50 \text{ km}^2$  belegen ca. 10 % der Landesfläche.

Die Tab. 3-2 zeigt die deutliche Verbesserung der Datenbasis gegenüber 2013 durch die Recherche zusätzlich vorhandener Daten und die Verdichtung durch Nachbeprobungen somit auch auf der räumlich detaillierten Skala der Thiessen-Polygone.

**Tab. 3-2: Häufigkeitsverteilung der Flächengröße der Thiessen-Polygone und die repräsentierte Landesfläche im Messnetz: Gesamtdatensatz und Standorte mit Analysen ab 2004/ab 2005**

<b>Datensatz 2013</b>	<b>Fläche [km<sup>2</sup>]</b>	<b>&lt; 12,5</b>	<b>12,5 - 25</b>	<b>25 - 50</b>	<b>50 - 75</b>	<b>75 - 100</b>	<b>&gt; 100</b>
<b>Gesamter Datensatz (1.075 Standorte)</b>	<b>Anzahl Polygone</b>	464	305	239	59	12	1
	<b>% Landesfläche</b>	10,9 %	26,7 %	40,1 %	16,9 %	5,0 %	0,5 %
<b>Standorte beprobt ab 2005 (887 Standorte)</b>	<b>Anzahl Polygone</b>	296	248	255	72	15	1
	<b>% Landesfläche</b>	7,5 %	22,4 %	42,7 %	20,7 %	6,3 %	0,5 %
<hr/>							
<b>Datensatz 2014</b>	<b>Fläche [km<sup>2</sup>]</b>	<b>&lt; 12,5</b>	<b>12,5 - 25</b>	<b>25 - 50</b>	<b>50 - 75</b>	<b>75 - 100</b>	<b>&gt; 100</b>
<b>Gesamter Datensatz (4.430 Standorte)</b>	<b>Anzahl Polygone</b>	3.980	297	125	17	0	0
	<b>% Landesfläche</b>	50,1 %	25,1 %	20,0 %	4,8 %	0,0 %	0 %
<b>Standorte beprobt ab 2004 (1.399 Standorte)</b>	<b>Anzahl Polygone</b>	749	368	246	35	0	0
	<b>% Landesfläche</b>	17,7 %	31,8 %	40,8 %	9,7 %	0 %	0 %

Die Methode der Thiessen-Polygone geht vom Messpunkt und der durch diesen repräsentierte Fläche aus. Innerhalb des Polygons eines Messpunktes erfolgt jedoch keine nähere Differenzierung der Messpunktdichte, was insbesondere für große oder stark asymmetrische Polygone bei der Fragestellung zur räumlichen Verdichtung von Nachteil ist.

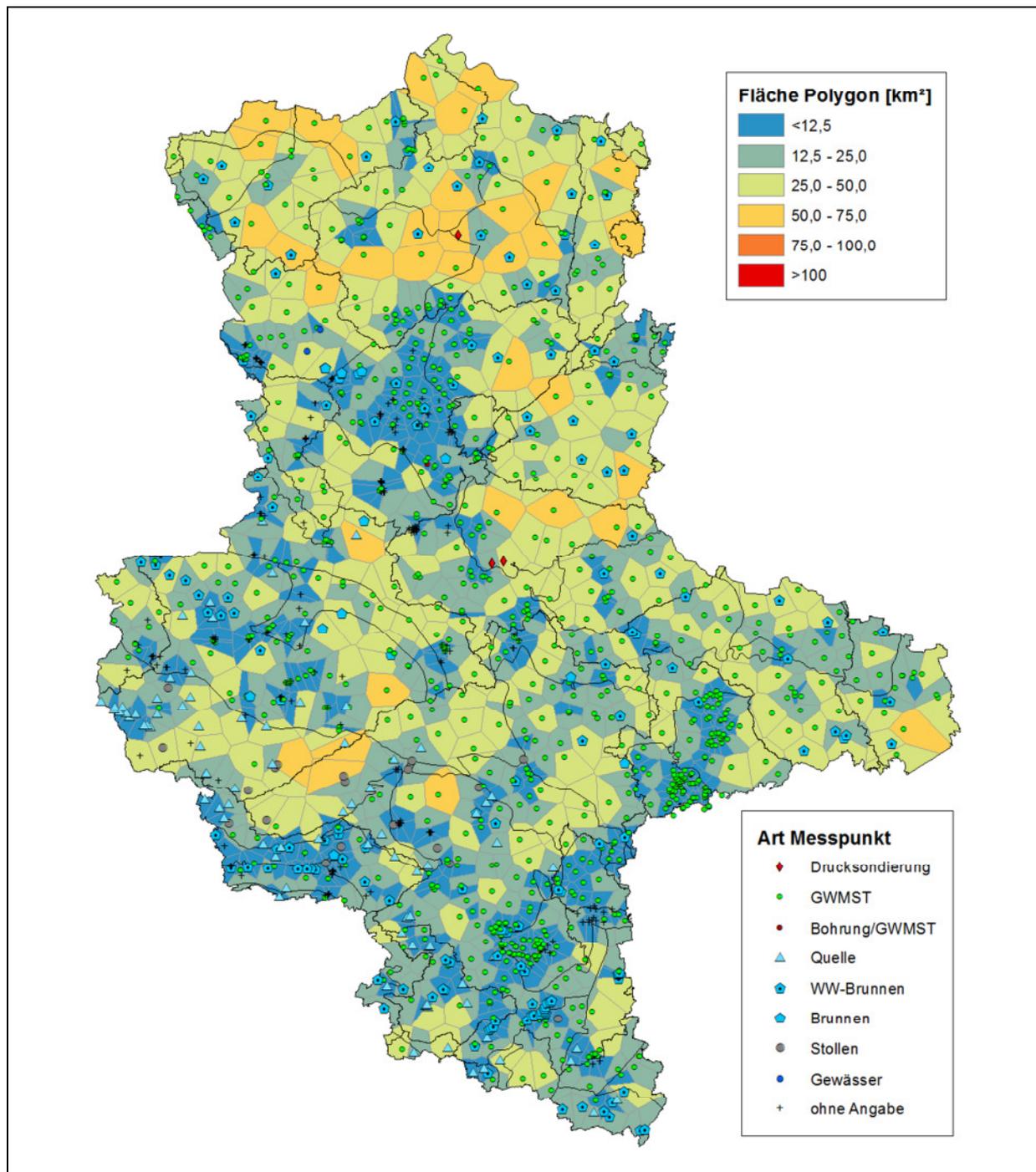


Abb. 3-5: Flächen der Thiessen-Polgone des Messnetzes (887 Standorte mit Analysen ab 2004).

### 3.1.3 Analyse des Abstand vom nächsten Messpunkt

Eine weitere Methode zur Charakterisierung der Punktdichte ist die Ermittlung des Abstandes eines beliebigen Punktes zum nächstgelegenen Messpunkt.

Abb. 3-6 zeigt dieses für den gesamten Datensatz. Ergänzt sind die Umriss der Thiessen-Polygone aus Abb. 3-4.

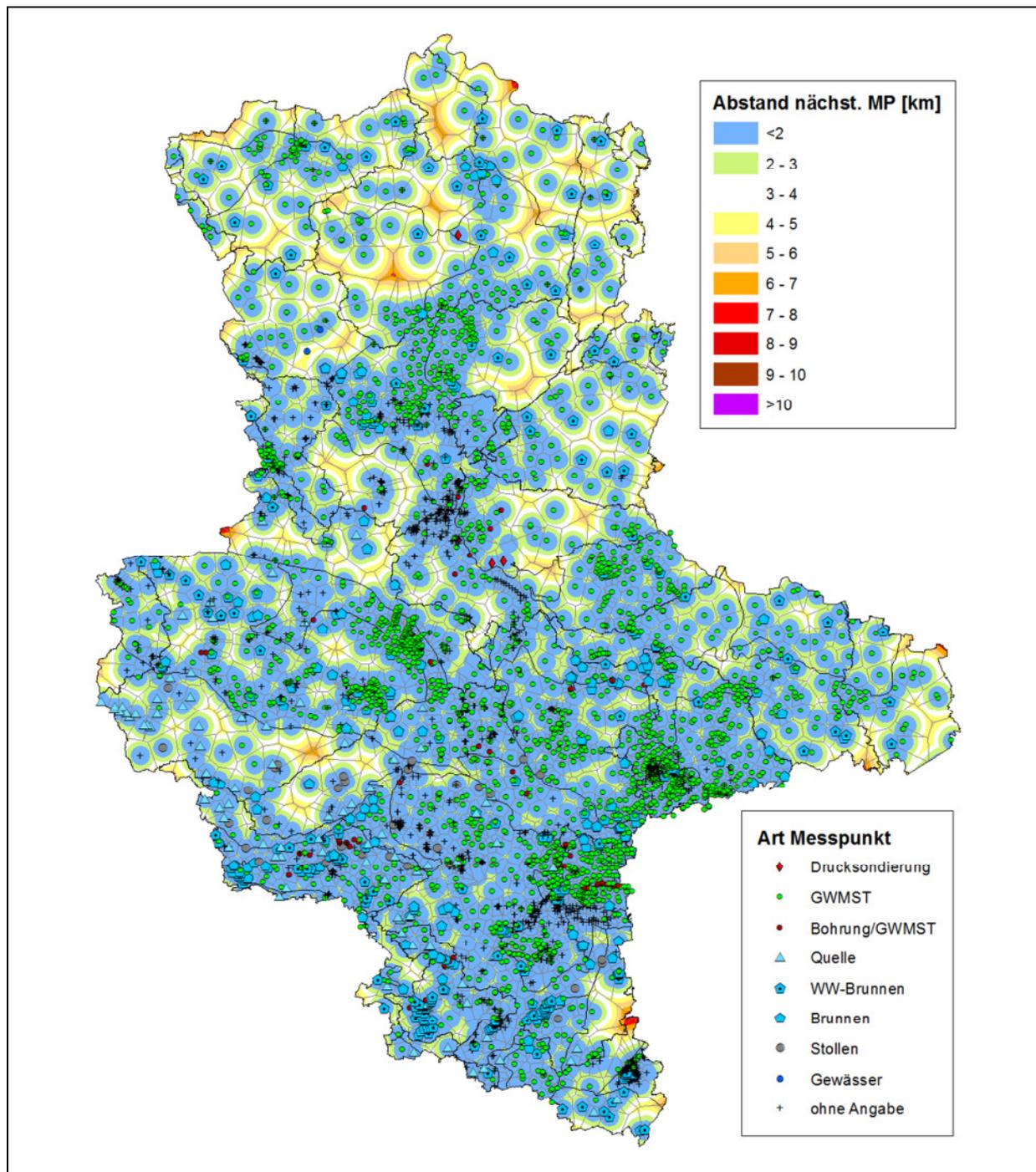


Abb. 3-6: Flächenhafte Verteilung der Abstände zum nächsten Messpunkt (gesamter Datensatz 4.430 Standorte).

Abb. 3-7 zeigt die Verhältnisse für Standorte mit Analysen ab 2004 im neuen Datensatz. Auch hier verändert sich das Bild gegenüber dem Gesamtdatensatz Abb. 3-6 vor allem in den südlichen und mittleren Landesteilen. Ca. 70,7 % Landesfläche weisen Abstände zum nächsten Messpunkt < 3km auf. Beim Datensatz 2013 waren es ca. 60 %. Es treten lediglich 3 größere Bereiche mit Abständen > 7km auf (rote Farbgebung in Abb. 3-7).

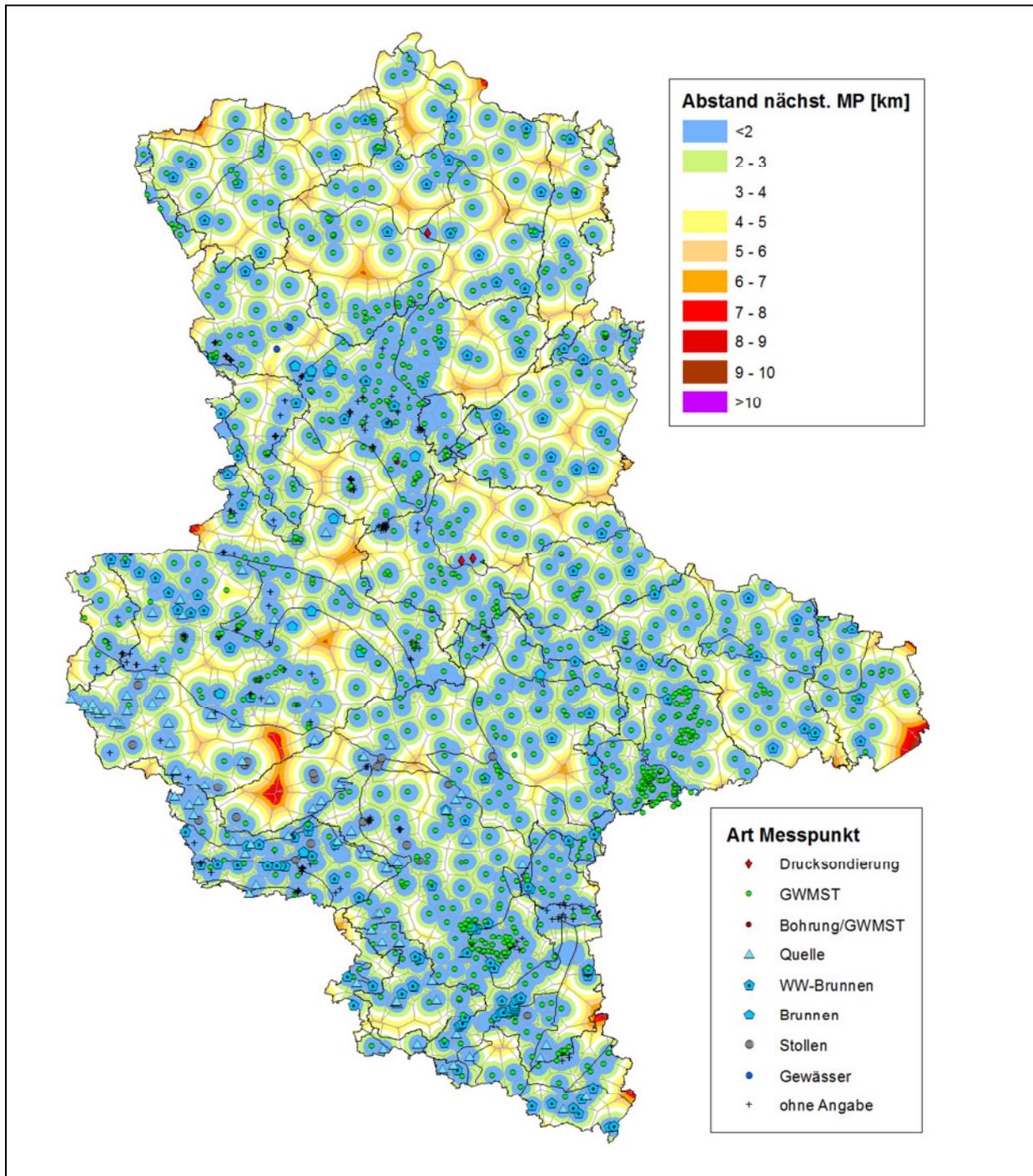


Abb. 3-7: Flächenhafte Verteilung der Abstände zum nächsten Messpunkt (887 Standorte mit Analysen ab 2005).

Tab. 3-3 zeigt die die Flächenteile in den Abstandsklassen im Landesmaßstab der neuen Datenbasis im Vergleich zum Datensatz von 2013.

93,3 % der Landesfläche weist für den Gesamtdatensatz 2014 einen Abstand zum nächsten Messpunkt von < 4 km auf. Im südlichen und südöstlichen Teil dominieren Abstände zum nächsten Messpunkt von < 2 km. Im Nordteil des Landes ist die Verteilung heterogener und es treten überwiegend Abstände zwischen < 2 und < 4 km. Flächen mit Abständen > 7 km treten praktisch nicht mehr auf (vereinzelt kleine Bereiche an der Landesgrenze sind ohne

Relevanz). Die deutliche Verbesserung der Datenbelegung gegenüber 2013 im Gesamtdatensatz wird also auch im Abstand zum nächsten Messpunkt deutlich.

**Tab. 3-3: Flächenanteile der Abstände zum nächsten Messpunkt im Datensatz von 2013 und 2014**

<b><u>Datensatz 2013</u></b>	<b>Flächenanteil [%] mit Abstand zum nächsten Messpunkt</b>					
	<b>&lt; 2 km</b>	<b>2 - 3 km</b>	<b>3 - 4 km</b>	<b>4 - 5 km</b>	<b>5 - 6 km</b>	<b>&gt; 6 km</b>
<b>Gesamter Datensatz (1.075 Standorte)</b>	38,2 %	25,6 %	18,5 %	10,5 %	4,8 %	2,4 %
<b>Standorte beprobt ab 2005 (887 Standorte)</b>	34,7 %	25,7 %	19,4 %	11,6 %	5,4 %	3,2 %
<b>Flächenanteil [%] mit Abstand zum nächsten Messpunkt</b>						
<b><u>Datensatz 2014</u></b>	<b>&lt; 2 km</b>	<b>2 - 3 km</b>	<b>3 - 4 km</b>	<b>4 - 5 km</b>	<b>5 - 6 km</b>	<b>&gt; 6 km</b>
<b>Gesamter Datensatz (4.430 Standorte)</b>	63,8 %	19,4 %	10,1 %	4,7 %	1,6 %	0,4 %
<b>Standorte beprobt ab 2004 (1.399 Standorte)</b>	44,3 %	26,4 %	16,8 %	8,2 %	3,1 %	1,1 %

### **3.2 Schlussfolgerungen der räumlich-statistischen Messnetzanalyse**

Im Landesmaßstab als auch regional betrachtet ist die 2014 erweiterte Datenbasis nach ihrer räumlichen Verteilung und Dichte (unter Berücksichtigung aller Arten von Messstellen) repräsentativ im Hinblick auf eine Charakterisierung des hydrochemischen Zustandes und der Ableitung von Hintergrundkonzentrationen. Für mehr als 90% der Landesfläche liegt 2014 eine repräsentative Messpunktdichte vor (s. Tab. 3-2: Thiessen-Polygone mit Flächen < 50 km<sup>2</sup>, s. Tab. 3-3: Abstände zum nächsten Messpunkt < 4 km). Vorhandene Lücken können bei Bedarf durch die Einbeziehung von historischen Daten vor 2004 ergänzt werden. In bestimmten Gebieten ist die erreichbare Dichte des Messnetzes jedoch objektiv begrenzt, weil aus geologischen Gründen kein nutzbares Grundwasser vorhanden ist (Verbreitung mächtiger Ton- und Schluffsteine wie z.B. in Teilen des Jura und des Unteren Buntsandsteines oder mächtiger Geschiebemergelpakete im Quartär).

## 4 Datenbasis Standort- und Umfeldparameter

### 4.1 Datenbasis

Die Grundwasserbeschaffenheit an einem Messpunkt wird neben den direkten Stoffeinträgen durch eine Reihe von Einflussfaktoren und Randbedingungen bestimmt, die am Standort selbst und dessen Umfeld bzw. Einzugsgebiet wirken. Diese Prozesse und Randbedingungen der Grundwasserbeschaffenheit an einer Probenamestelle lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- 1) Potentielle Stoffeinträge von der Oberfläche
- 2) Aufbau der ungesättigten Zone und Sickerwasserrate/Grundwasserneubildung

Bestimmend für:

- Stoffverlagerung und Stoffrückhalt in der ungesättigten Zone
- Stofffreisetzung, Stoffabbau und -umwandlung durch Reaktionsprozesse in der ungesättigten Zone

- 3) Aufbau der gesättigten Zone und Grundwasserdynamik

Bestimmend für:

- Stoffverlagerung und Stoffrückhalt im Grundwasser
- Stofffreisetzung, Stoffabbau und -umwandlung durch Reaktionsprozesse in der gesättigten Zone

Diese Randbedingungen der Grundwasserbeschaffenheit können im Rahmen einer Begutachtung auf regionaler Ebene nicht für jeden Standort direkt ermittelt werden, sondern müssen aus vorhandenen Datengrundlagen abgeschätzt werden. Abb. 4-1 zeigt das grundlegende Konzept und die verwendeten Datenbasen. Die konkreten Datenquellen sind Tab. 4-1 zusammengestellt.

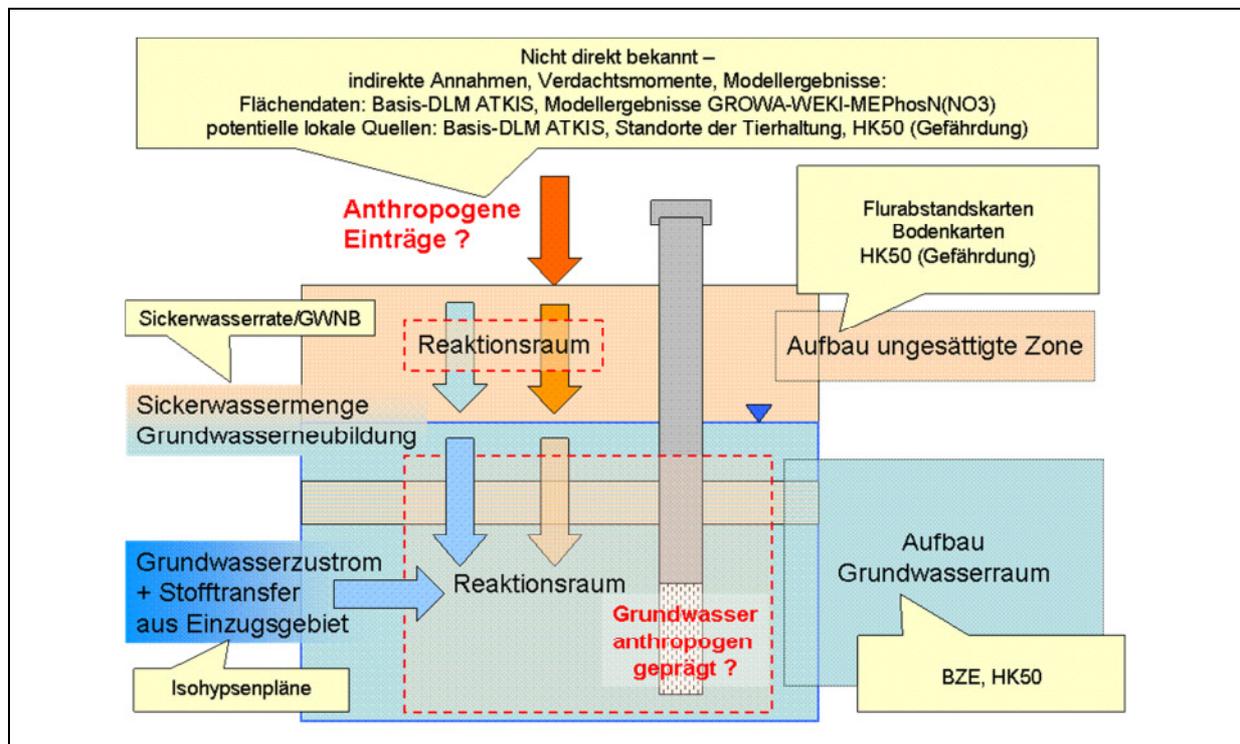


Abb. 4-1: Konzept der Charakterisierung des Messstellenumfeldes in Hinblick auf die für die Grundwasserbeschaffenheit wirksamen Einflussfaktoren und Randbedingungen

**Tab. 4-1: Datengrundlagen zur Ableitung von Umfeldparametern**

<b>Datenbereitstellung durch</b>	
<b>LHW Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt</b>	
(1)	Digitales Landschaftsmodell ATKIS 1:25.000 (Stand 2013) (Geometrien und Attribute der Objektarten in den Ebenen Siedlung, Verkehr, Vegetation, Gewässer) - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polygone)
(2)	Standorte der Tierproduktion in Sachsen-Anhalt differenziert nach der Tierart (Stand 2009, 2014) - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Punktediten)
(3)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Flurabstand für flächendeckend Sachsen-Anhalt (V_GWL1.shp) (Stand 2011)</li> <li>• Bereiche des Bergbaus mit großflächigen Abgrabungen (bergbau.shp)</li> <li>• Verbreitung schwebender Grundwasserleiter (V_gwl_hang.shp)</li> </ul> - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polygone)
(4)	Geometrien Grundwasserkörper und Oberflächeneinzugsgebiete, Fließgewässernetz (Stand 2013) - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polygone)
(5)	Grundwasserisohypsenplan Sachsen-Anhalt (ohne Gebiet Harz) (Stand 2011) - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polylinien)
(6)	Grundwasserneubildung auf Basis Bagrov/Glugla-Verfahren (2001) - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polygone)
(7)	Hydrogeologische Bezugseinheiten (BZE) für Sachsen-Anhalt (“BZeneu.shp”) - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polygone)
(8)	Oberirdische und unterirdische Einzugsgebiete von Quellen Ermittlung (Untersuchungen 2011-2013) - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polygone)
(9)	Geometrien von Stollen (Strecken, Lichtlöcher, Mundlöcher) nach bisherigen Untersuchungen (Erfassungsstand 2013) - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polylinien und Punkte)
(10)	Wasser- und Heilquellenschutzgebiete des Landes Sachsen-Anhalt (Stand 2009) - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polylinien und Punkte)
<b>LAGB Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt</b>	
(10)	Digitale Datengrundlagen hydrogeologische Karte Sachsen-Anhalt (HK50) 1:50.000 (Stand/Redaktionsschluss blattspezifisch 80er Jahre) <ul style="list-style-type: none"> <li>• Karte der Verbreitung der Grundwasserleiter</li> <li>• Karte der Geschüttheit</li> <li>• Karte der oberflächlich anstehenden Grundwasserstauer</li> <li>• Karte der saisonalen Grundwasserführung</li> </ul> - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polygone und Polylinien)
(11)	Vorläufige digitale Bodenkarte des LAGB 1:50.000 (VBK 50), nutzungsdifferenziert, einschließlich Bodenreliefeinheiten (Stand 2013) - ArcView/ArcGIS-shape-Format (Polygone)

(12)	Konturen der Braunkohlentagebau und –tiefbaue (Stand 2014) <ul style="list-style-type: none"> <li>• LAGB_AltbergbauBraunkohleTagebau.shp</li> <li>• AltbergbauBraunkohleTiefbau.shp</li> </ul> - ArcView/ArcGIS-shape-Format
<b>Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften</b>	
(13)	Digitale Datengrundlagen und vorläufige Modellergebnisse des Projektes „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPHOS“ (Stand 2013) - ArcView/ArcGIS-Raster-Format (geodatabase) Abschlussbericht des Projektes 2014
<b>Datenerfassung durch BTU Cottbus-Senftenberg im Rahmen des Projektes</b>	
(14)	Punkt- und Flächeninformationen der Gefährdungskarte des Hydrogeologischen Kartenwerkes der DDR (HK50, Stand/Redaktionsschluss blattspezifisch Anfang bis Ende 80er Jahre), Ergänzung zu (10) <ul style="list-style-type: none"> <li>• Standorte mit Lagerung, Umschlag, Verarbeitung wassergefährdender Stoffe</li> <li>• bekannte Grundwasserkontaminationen</li> <li>• Gülle- und Abwasserverwertungsflächen</li> </ul>
<b>Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt</b>	
(15)	MDALIS-Recherche altlastverdächtige Flächen und Altlasten (Siloanlagen, Tierstandorte, Güllehochlastflächen) (2014), MDALIS-Recherche zu Verdachtsflächen ehem. ACZ-Standorte (2003)

## 4.2 Methodik der Verknüpfung von räumlichen Daten und Messpunkten

### 4.2.1 Punktuelle Zuordnung

Die in den digitalen Kartengrundlagen entsprechend Abb. 4-1 vorliegenden Informationen müssen den Messpunkten zugeordnet und mit deren hydrochemischen Daten in Relation gebracht werden. Dieses ist auf verschiedene Art möglich. Zum einen in Form einer punktuellen Zuordnung, bei der die Informationen der Karte genau am Standort abgelesen werden. Dieses kann für Flächendaten und Rasterdaten erfolgen, nicht für Punkt- und Liniendaten. Verwendet wird dieses bei der Zuordnung von geologischen Informationen, wie der Zuordnung zu geologischen Einheiten usw. . Diese Zuordnung ist bei räumlich unscharfen Daten (Kartenmaßstab !) oder sehr heterogenen räumlichen Daten relativ unsicher.

Die Maßstäbe der digitalen Kartengrundlagen liegen zwischen 1:25.000 und 1:50.000. Diese Maßstäbe sind auf der Ebene der Skala von Grundwasserkörpern zur Flächendifferenzierung in jedem Fall geeignet. Punktinformationen an konkreten Einzelstandorten sind auf dieser Skala aus den Kartenwerken i.d.R. nicht exakt ableitbar.

### 4.2.2 Zuordnung in einem Beeinflussungsumfeld

Auch für Einzelstandorte sind in gewissem Rahmen auf der Maßstabsskala  $\geq 1:25.000$  Aussagen möglich. Der hydrochemische Zustand an einem Standort ist nicht durch ein punktuell, sondern weiteres Umfeld geprägt. Mit GIS-technischen Methoden lassen sich

räumliche Mittelungen zur Charakterisierung dieses Umfeldes umsetzen. Dazu wurde eine Methode entwickelt:

Zur Untersuchung der Zusammenhänge der Informationen der digitalen Kartenwerke mit hydrochemischen Befunden an den Standorten wird ein Beeinflussungsgebiet mit einem bestimmten Einflussradius definiert. Innerhalb dieses Gebietes um einen Standort erfolgt die Auswertung zu den Karteninformationen. Für diesen Einflussradius haben sich zwei Größen bewährt:

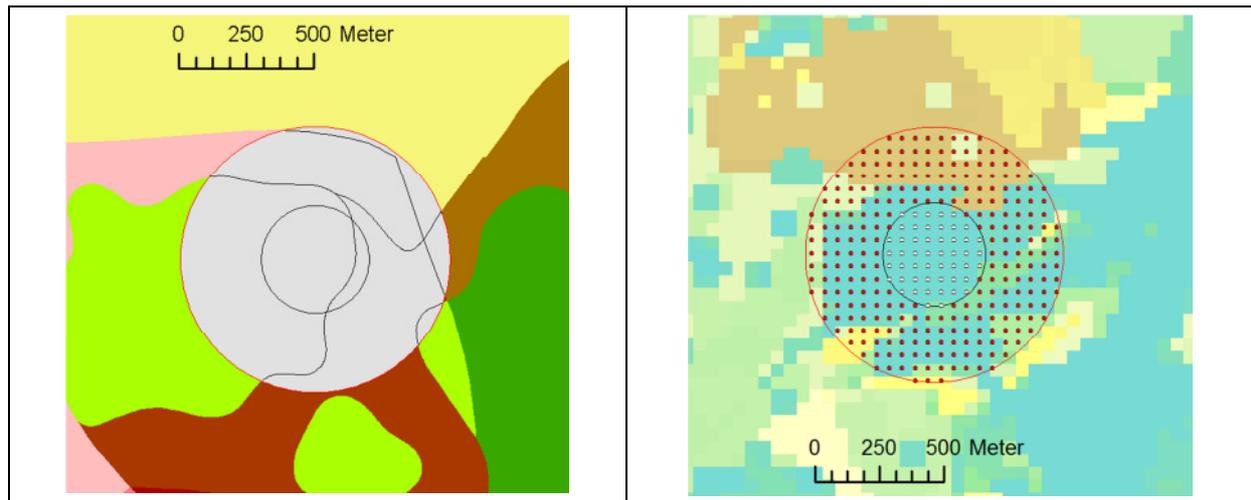
- Radius von 200m (Beeinflussungsumfeld von 125.663 m<sup>2</sup>) für (relativ) lagegenaue Angaben (z.B. Flächennutzung des Basis-DLM ATKIS, möglicherweise auch Fluarbstandskarten) zur Charakterisierung des näheren Umfeldes
- Radius von 500m (Beeinflussungsumfeld von 785.398 m<sup>2</sup>) zur Charakterisierung des weiteren Umfeldes bei lagegenauen Daten und zur Charakterisierung des generellen Umfeldes für großmaßstäbliche Daten wie in der Regel den naturräumlichen Informationen

Die mit den beschriebenen Verfahren abgeleiteten messstellenspezifischen Flächen wurden mit dem GIS-System ArcGIS mit den digitalen Informationen verschnitten und ausgewertet. Je nach Art der Daten erfolgte die Auswertung in unterschiedlicher Weise:

- für direkte Zahlenangaben (wie z.B. Grundwasserneubildungshöhen, Flurabstand etc.) oder in Zahlen (z.B. Rangfolgen wie Vernässungsstufen) transformierbaren Daten erfolgte eine flächengewichtete Mittelwertbildung in Messstellenumfeld bzw. Einzugsgebiet.
- für nicht in Zahlen vorliegende oder in transformierbare Informationen (Flächennutzungen des Basis-DLM ATKIS) erfolgte eine Auswertung des (prozentualen) Flächenanteiles im Umfeld des Standortes.

Diese Auswertung muss aufgrund der unterschiedlichen Typen der vorliegenden Daten methodisch z.T. etwas unterschiedlich erfolgen:

- Für Flächen (Polygone von ESRI-shape-Dateien) erfolgt ein Verschnitt der Karteninformationen mit entsprechenden Kreispolygonen um die Standorte. Aus den Flächengrößen der Verschnittpolygone und deren Attributen erfolgt dann die flächengewichtete Mittelwertbildung bzw. die Ermittlung der prozentualen Anteile.
- Für Rasterdaten (Daten FZ Jülich) wird aus dem Raster eine Punktwolke im 200 m bzw. 500 m Radius um den Standort abgefragt. Die Punkte dieser Punktwolke weisen einen dem Rastern angepassten Abstand auf (hier 50 m). Im 200 m Radius ergeben sich ca. 55 Punkte, im 500 m Radius ca. 300 Punkte je Standort. Die an den Einzelpunkten aus dem Raster ermittelten Werte werden dann rechnerisch weiterbehandelt. Ein Vorteil der Punktdaten ist, dass auf diese Weise neben Mittelwerten auch Streumaße wie Standardabweichung ermittelt und in der statistischen Betrachtung berücksichtigt werden können. Abb. 4-2 zeigt die beiden Verfahrensweisen prinzipiell.



**Abb. 4-2: Prinzipdarstellung Datenabfrage von Polygone-Daten (links) und Rasterdaten (rechts). Der innere Ring zeigt das Umfeld im Radius 200 m, der äußere im Radius 500 m.**

Die auf diese Weise ermittelten standortbezogenen Umfeldinformationen wurden zur Auswertung den hydrochemischen Befunden der Standorte gegenübergestellt.

Die Definition eines kreisförmigen Beeinflussungsumfeldes um eine Messstelle ohne Berücksichtigung der Grundwasserfließrichtung erscheint auf den ersten Blick etwas willkürlich und schematisch. Vergleichende Untersuchungen im Lockergestein Brandenburgs mit aus den hydrogeologischen Karten im Maßstab 1:50.000 abgeschätzten „Einzugsgebieten“ von Grundwassermessstellen unter Berücksichtigung der Fließrichtung, des Grundwassergefälles und eines (angenommenen)  $k_f$ -Wertes zeigten jedoch statistisch keine besseren Aussagen. Die kleinräumigen Fließverhältnisse, die konkret an einer Grundwassermessstelle vorliegen und die die lokale Stoffverlagerung und Grundwasserbeschaffenheit beeinflussen, sind zum einen auf der Skala von Daten im Landesmaßstab nicht hinreichend genau bestimmbar (zusätzlich wäre auch die standortgenaue Grundwasserneubildung abzuleiten), zum anderen wirken sich Stoffeinträge häufig räumlich diffus aus, so dass der vorgestellte räumlich integrierende Ansatz zumindest statistisch (auf eine größere Anzahl von Messstellen bezogen) die gleichen Aussagen liefert.

Das Beeinflussungsumfeld für einen Standort nach Kap. 2.2.4 wird basierend auf dem räumlichen Mittelpunkt der zusammengefassten Messstellen abgeleitet. Bei einem maximalen Abstand der Messstellen an einem Standort von 50 m liegen alle Messstellen im definierten 200m Umfeld.

### 4.2.3 Einzelfallbetrachtungen

Neben der GIS-technisch automatisierten Verknüpfung von Umfelddaten mit den Messstandorten und deren Analysen und der darauf aufbauenden statistischen Auswertung erfolgte im Rahmen von Einzelfallbetrachtungen eine manuelle Betrachtung und Beurteilung der Standortbedingungen hinsichtlich der Einflüsse auf die Grundwasserchemie. Dieses war aufgrund der großen Vielzahl der untersuchten Standorte nur für einzelne, besonders auffällige und/oder in der Interpretation unsichere Standorte möglich.

## 4.3 Charakterisierung des Messstellenumfeldes auf Grundlage der vorliegenden Daten

### 4.3.1 Landnutzung nach Basis-DLM ATKIS

Für das Basis-DLM ATKIS im Einsatzmaßstab 1:10.000 bis 1:50.000 angegebene Elemente besitzen eine Lagengenauigkeit von  $\pm 3\text{m}$ . Das Basis-DLM ATKIS ist damit grundsätzlich für standortbezogene Aussagen geeignet.

Das ATKIS-Modell enthält eine große Vielfalt von Objekten, die jedoch nicht alle zur Umfeldbeschreibung sinnvoll sind. Es wurden für folgende Objektklassen betrachtet, für die sich einzeln oder in der Summe Zusammenhänge mit der Grundwasserbeschaffenheit ergeben haben:

Tab. 4-2 ATKIS-Flächenobjekte zur Charakterisierung des Umfeldes der Beprobungsstandort

ATKIS-Nummer	Objektart
<b>Baulich geprägte Flächen</b>	
2101	Ortslage
2112	Industrie und Gewerbeflächen
2113	Flächen gemischter Nutzung
2121	Bergbaubetrieb
2122	Deponie
<b>Vegetation</b>	
4101	Ackerland
4102	Grünland
4103	Gartenland
4107	Wald
4108	Gehölz
4109	Sonderkulturen
<b>Bauwerke, Einrichtungen</b>	
2301	Tagebau
2302	Halde

Die ATKIS-Objektarten 4105 „Moor“, 4106 „Sumpf“, 4111 „nasser Boden“ sind im Hinblick auf hydrochemisches Milieu und die  $\text{NH}_4$ -Problematik im Grundwasser ebenfalls von Interesse. Sie sind jedoch aus pedologisch-hydrogeologischer Sicht unvollständig. Die Angaben lassen sich vollständiger aus anderen Quellen ableiten (s. folgende Kap. 4.3.2, 4.3.3 4.3.4.1).

Die Flächen der Objektarten sind in einzelnen Layern enthalten und nicht überlagerungsfrei, z.B. gibt es in den Siedlungsflächen 21\* als 23\* i.d.R. Überlagerungen mit anderen Objekten, vielfach auch mit Vegetationsflächen (auch mit Gewässerflächen). Die Vegetationsflächen 4101, 4102, 4103, 4107, 4108, 4109 sind untereinander überlagerungsfrei (die weiteren, hier nicht berücksichtigten Objektarten 4105, 4106, 4111 jedoch nicht).

Die Flächenanteile dieser Nutzungsformen werden im Umfeld im 200 m und 500 m Radius ermittelt. Anschließend erfolgte eine Gruppierung der Standorte in Klassen in Abhängigkeit der Flächenanteile (Tab. 4-3):

**Tab. 4-3: Klassifizierung der Landnutzung im Messstellenumfeld nach den Flächenanteilen der ATKIS-Objekte (Objekte vgl. Tab. 4-2) (bezogen auf Messstellenumfeld von 200 m und 500 m Radius)**

Standortklasse	Objekte (ATKIS-Nummern)			Standort-Gruppe
	21*	4101+4102+4103+4109	4107+4108	
1	0 %	0 %	>90 %	Waldstandorte
1a	<10 %	<10 %	>90 %	
1b	<25 %	<25 %	>75 %	
1c	<40 %	<40 %	>60 %	
0		<60 %	<60 %	unspezifisch
2c		>60 %		Agrarstandorte
2b		>75 %		
2		>90 %		

Die Ableitung des Standort-Typs erfolgte durch eine Kombination der Flächenanteile bezogen auf das Messstellenumfeld im 200 m und 500 m Radius. Die Klassen werden dabei wie folgt zusammengefasst (Tab. 4-4 und Tab. 4-5):

**Tab. 4-4: Landnutzungsklassen im Messstellenumfeld 200 m- und 500 m-Radius – Anzahl der Standorte und Gruppierung (alle Standorte ohne Differenzierung nach Beprobungszeitraum und Analytik, Klassen s. Tab. 4-3)**

Anzahl Standorte		Klasse Landnutzung - Umfeld 500 m Radius								Gesamt
		1	1a	1b	1c	0	2c	2b	2a	
Klasse Landnutzung – Umfeld 200 m Radius	1	85	109	36	9	4				243
	1a		34	39	18	14				105
	1b		15	32	32	43	2			124
	1c		1	12	29	87	6	1		136
	0			6	25	1274	284	87	1	1677
	2c				1	134	243	173	29	580
	2b					61	167	320	104	652
	2					22	91	471	935	1519
Gesamt		85	159	125	114	1639	793	1052	1069	5036

**Tab. 4-5: Standorttypen der Landnutzung abgeleitet aus den Flächenanteilen der ATKIS-Objekte im Messstellenumfeld 200 m und 500 m Radius (vgl. Tab. 4-4)**

Typ gesamt	Klasse Umfeld 200 m Radius	Klasse Umfeld 500 m Radius	Anzahl Standorte	Standort-Gruppe	Standorttyp
1	1	1	85	Waldstandorte (607)	Waldstandorte praktisch ohne anthropogene Nutzungen
1-1ab	1	1a,1b	145		Waldstandorte mit anthropogenen Nutzungen <25% Flächenanteil im Umfeld 500 m Radius
1a-1abc0	1, 1a	1a,1b, 1c,0	118		Waldstandorte mit anthropogenen Nutzungen <10% Flächenanteil im Umfeld 200 m Radius, <25% im 500 m Radius
1b-1abc	1b	1a,1b,1c	79		Waldstandorte mit anthropogenen Nutzungen <25% Flächenanteil im Umfeld 200 m Radius, <40% im 500 m Radius

<b>1c-1abc</b>	1c	1a,1b,1c	138		Waldstandorte mit anthropogenen Nutzungen <40% Flächenanteil im Umfeld 200 m Radius, <40% im 500 m Radius
<b>1bc-02c</b>	1b,1c	0, 2c	42		Waldstandorte <40% anthropogenen Flächennutzungen im 200 m Radius und erhöhten anthropogenen Nutzungen im 500 m Radius
<b>0</b>	0	0, 1b - 2b	1.832	<b>unspezifische Standorte (1.832)</b>	
<b>2c</b>	2c	2,2a,2b,2c,0	335	<b>Agrarstandorte (2.597)</b>	Landwirtschaftliche Nutzung >60% im 200 Radius
<b>2b</b>	2b	2,2a,2b,2c,0	1.296		landwirtschaftliche Nutzung >75% im 200m Umfeld
<b>2-2bc</b>	2	2b,2c	30		Landwirtschaftliche Nutzung >90% im 200 m Radius
<b>2a</b>	2	2	936		reine Agrarstandorte mit >90% landwirtschaftliche Nutzung im 200 und 500 m Radius
Gesamtzahl Standorte				<b>5.036</b>	

Der Vorteil der Standorttypisierung über das Flächenumfeld ist eine recht deutliche Messstellencharakterisierung im Hinblick auf anthropogene Beeinflussungen. Die Reihenfolge der Typen in Tab. 4-5 (und die Farbgebung der Tabellenfelder von blau nach orange) entspricht einer Zunahme der anthropogenen Einflüsse. Die Repräsentativität ist jedoch für unterschiedlichen Arten von Grundwasserleitern (Poren-, Kluft-, Karstgrundwasserleiter) in den verschiedenen hydrogeologischen Bezugseinheiten als auch in Bezug auf unterschiedliche Messstellenarten (GWMST, Quelle Stollen) differenziert zu betrachten.

#### 4.3.2 Daten des Projektes „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos“

Im Rahmen des vom Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre) bearbeiteten Projektes „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos“ wurden flächendeckend im Landesmaßstab eine Reihe von pedologisch-hydrogeologischen Daten aufgearbeitet und in Verbindung mit Wasserhaushalts- und Landnutzungsdaten für hydrologische und Stofftransportmodellierungen genutzt. Die Daten sowie Zwischen- und Endbericht (Kuhr et al 2012, Kuhr et al 2014) wurden freundlicherweise zur Verfügung gestellt. Übergeben wurden die Tab. 4-6 aufgeführten Daten in ArcGIS-Rastern mit einer Rasterweite von 50m. Aufgrund der Rasterform war eine gegenüber den Flächendaten modifizierte Bearbeitung erforderlich (s. Kap. 4.2.2). Die Daten beinhalten sowohl mehr oder weniger kontinuierliche Zahlenwerte als auch Klassen von Werten (z.B. Tab. 4-6, Punkt 3., 6.). Beide wurden über das in Abschnitt 4.2.2. erläuterte Verfahren im Beeinflussungsumfeld der Messpunkte ausgewertet. Eine punktgenaue Zuordnung ist aufgrund der zugrundeliegenden Maßstäbe (z.B. Flurabstand 1:50.000) und der räumlich-zeitlichen Heterogenität (z.B. Grundwasserneubildung, Flurabstand) nicht sinnvoll.

Die Daten des FZ Jülich beinhalten sowohl Informationen zu Randbedingungen des Stofftransfers ins Grundwasser (z.B. Flurabstand, Sickerwasserrate s. Tab. 4-6) als auch modellierte Eintragsmengen (z.B. Stickstoffausträge aus Bodenzone, Stickstoffeinträge ins Grundwasser s. Tab. 4-6) und decken damit viele der in Abb. 4-1 aufgeführten Faktoren ab.

**Tab. 4-6: Digitale Datengrundlagen übergeben vom Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften, IBG 3: Agrosphäre (Kuhr et al 2012). Die Abbildungsbezeichnungen in Klammern (z.B. Abb. 7-1) beziehen sich auf die Abbildungsnummerierung in Kuhr et al 2012 (sind nicht Bestandteil dieses Berichtes !)**

<b>Klimatische Datengrundlagen</b>	
1.	Mittlere Jahresniederschlagshöhen im hydrologischen Winterhalbjahr in Sachsen-Anhalt für die Periode 1971 bis 2000 (Abb. 7-1)
2.	Mittlere Jahresniederschlagshöhen im hydrologischen Sommerhalbjahr in Sachsen-Anhalt für die Periode 1971 bis 2000 (Abb. 7-2)
<b>Bodenkundliche Datengrundlagen</b>	
3.	Vernässungsgrad stau- und haftwasserbeeinflusster Böden in Sachsen-Anhalt (Abb.7-6)
4.	Nutzbare Feldkapazität der Böden in Sachsen-Anhalt (Abb. 7-7)
5.	Mittlere kapillare Aufstiegshöhe der Böden in Sachsen-Anhalt (Abb. 7-9)
<b>Künstlich entwässerte Flächen</b>	
6.	Karte der potenziell gedränten Flächen in Sachsen-Anhalt (Abb.7-11)
<b>Hydrogeologische Datengrundlagen</b>	
7.	Flurabstandskarte nach Brinschwitz & Keller 2011(FUGRO-HGN s.Tab. 4-1 (3)) für Sachsen-Anhalt (Abb.7-12)
8.	Durchlässigkeitsbeiwerte des oberen Aquifers in Sachsen-Anhalt (Abb.7-13)
9.	Nutzbarer Hohlraumanteil des oberen Aquifers in Sachsen-Anhalt (Abb.7-14)
10.	Hydraulischer Gradient der Grundwasseroberfläche in Sachsen-Anhalt (Abb.7-15)
<b>Topographische Datengrundlage</b>	
11.	Hangneigung in Sachsen-Anhalt (Abb.7-17)
<b>Modellergebnisse zum Wasserhaushalt</b>	
12.	Berechnete mittlere reale Verdunstungshöhen (1971-2000) in Sachsen-Anhalt (Abb. 8-1)
13.	Berechnete mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1971-2000) in Sachsen-Anhalt (Abb. 8-3)
14.	Berechnete mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1971-2000) in Sachsen-Anhalt (Abb. 8-4)
<b>Modellergebnisse zum Stickstoffeintrag aus diffusen und punktförmigen Quellen</b>	
15.	N-Bilanzüberschuss (2007-2009) in Sachsen-Anhalt (Abb. 9-1)
16.	Gesamtsumme des verlagerbaren N-Überschusses im Boden (Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition minus N-Festlegung im Boden) in Sachsen- Anhalt. (Abb. 9-3)
17.	Denitrifikationsbedingungen im Boden (Abb. 9-4)
18.	N-Austräge aus der durchwurzelten Bodenzone (Abb. 9-7)
19.	N-Einträge ins Grundwasser mit der Grundwasserneubildung (Abb. 9-15)
20.	Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers (Abb. 9-16)
21.	Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer (Abb. 9-17)

### 4.3.3 Vorläufige digitale Bodenkarte des LAGB 1:50.000 (VBK 50)

Die Daten der vorläufigen Bodenkarte im Maßstab 1:50.000 (VBK 50) des LAGB Sachsen-Anhalt basieren auf der digitalen Aufbereitung vorhandener Unterlagen wie Projektkartierungen im Maßstab 1:10.000/25.000, den Arbeitskarten der mittelmaßstäbigen

landwirtschaftlichen Standortkartierung im Maßstab 1:25.000, Informationen der forstlichen Standortkartierung und ergänzenden Informationen.

Die übergebenen Daten bestehen aus den GIS-Informationen ArcGIS-shape-files

- vbk\_30\_06\_09\_Text.shp (Vorläufige Bodenkarte 1:50.000 VBK 50)
- VBK\_CIR\_11\_Dezember\_2009.shp (Vorläufige Bodenkarte 1:50.000, nutzungs-differenziert)
- BOREL.shp (Boden-Relief-Einheiten 1:50.000, nach Reliefmerkmalen räumlich differenzierte (untergliederte) VBK 50-Polygone)

Sowie einer Access-Datenbank

- Bodendaten\_LAGB\_50000.mdb

Relevant sind vor allem die Flächen-Daten „BOREL.shp“. Die Polygone sind über einen Schlüssel mit den Sachdaten der Datenbank „Bodendaten\_LAGB\_50000.mdb“ verknüpft. Dadurch sind den Polygonen Angaben zum Bodentyp, zum Substrat, zu naturräumlichen Parametern, zur Landnutzung, zu bodenphysikalischen Daten (nutzbare Feldkapazität) und zur Feuchtestufe zugeordnet. Die nicht unmittelbar bodenkundlichen Daten sind auch in anderen Datenquellen enthalten (ATKIS-Daten, Daten des Projektes „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPHos“).

Die Daten können über das Beeinflussungsumfeld (s. Kap. 4.2.2) durch flächengewichtete Mittelwerte z.B. der Feuchtestufe oder Flächenanteile z.B. der Bodenarten mit Vernässungserscheinungen den Standorten zugeordnet werden.

Ein Problem ist jedoch, dass Siedlungsflächen in den Daten grundsätzlich ohne Informationen sind. Es lassen sich daher nur für einen Teil der Standorte vollständige Informationen zum 500 m-Beeinflussungsumfeld ableiten. Nur zu ca. 3.200 der über 4.400 Standorte der lagen Informationen aus mindestens 75% der Fläche des Beeinflussungsumfeldes vor.

Die Daten der VBK 50 wurden daher in der Einzelfallbetrachtung bei der Interpretation der Grundwasserbeschaffenheit an Messstellen berücksichtigt, jedoch nicht systematisch ausgewertet, wie die flächendeckend vorliegenden Daten des ATKIS-DLM und des Projektes „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPHos“.

#### **4.3.4 Gefährdungskarte des hydrogeologischen Kartenwerkes 1:50.000 (HK50)**

##### **4.3.4.1 Digitale Karte der Grundwassergeschüttheit**

Das hydrogeologische Kartenwerk spezifiziert in der Karte der Grundwassergefährdung den Aufbau der ungesättigten Zone und klassifiziert die Geschüttheit des oberflächennahen Grundwassers in vier Stufen:

- A Grundwasser gegenüber flächenhaft eindringenden Schadstoffen nicht geschützt,
- B Grundwasser gegenüber flächenhaft eindringenden Schadstoffen relativ geschützt,
- C keine unmittelbare Gefährdung des Grundwassers durch flächenhaft eindringende Stoffe,
- X ohne nutzbare Grundwasserführung,

Zu den vier Stufen sind eine Reihe von Unterteilungen nach der Lithologie der Aquifere, deren Deckschichten und des Flurabstandes definiert.

Die Geschüttheit wird aus dem Flurabstand und den Eigenschaften der ungesättigten Zone abgeschätzt. Die Inhalte und Geometrien der Klassen weisen Beziehungen zu den hydrogeologischen Bezugseinheiten BZE auf, spezifizieren diese jedoch näher. Im ehemaligen Grenzgebiet wurden in der Karte keine Flächen ausgehalten. Dieses betrifft einen etwa 1 bis 2 km breiten Streifen.

Die Karten wurden in der Einzelfallbetrachtung besonders auffälliger und/oder in der Interpretation unsicherer Messstellen und Standorten einbezogen.

#### 4.3.4.2 Informationen zu potentiellen oder aufgetretenen Grundwasserbeeinflussungen

Die Informationen zu potentiellen oder aufgetretenen Grundwasserbeeinflussungen lagen noch nicht digital vor, sondern wurden aus den originalen Kartenblättern erfasst. Das umfangreiche Kartenwerk der Hydrogeologischen Karte der Deutschen Demokratischen Republik 1: 50.000, kurz HK 50, besteht für Sachsen-Anhalt aus insgesamt 56 Kartenblättern bzw. Teilblattschnitten. Diese entstanden im Zeitraum von 1982 bis 1986. In der Tab. 4-7 sind die verwendeten Kartenblätter und das Datum des jeweiligen Redaktionsschlusses aufgeführt.

**Tab. 4-7: Redaktionsschluss der verschiedenen Karten der Grundwassergefährdung der HK 50 für Sachsen-Anhalt**

Kartennr.	Bezirk/Region	Redaktionschluss	Kartennr.	Bezirk/Region	Redaktionschluss
0605-3/4	Karstädt/Perleberg	09/84	1004-1/2	Halberstadt/Egeln	07/84
0703-2 SB 17	Andorf	08/84	1004-3/4	Quedlinburg/Aschersleben O	11/84
0703-4 SB 17	Diesdorf	08/84	1005-1/2	Staßfurt/Calbe (Saale)	03/84
0704-1/2 SB 14	Salzwedel/Thielbeer	08/84	1005-3/4	Bernburg (Saale) W/ Bernburg (Saale) W	09/84
0704-3/4	Beetzendorf/ Fleetmark	12/83	1006-1/2	Dessau NW/Dessau NO	06/84
0705-1/2	Wittenberge SW/ Wittenberge SO	09/84	1006-3/4	Dessau SW/Dessau SO	12/84
0705-3/4	Rochau/Osterburg (Altmark)	09/84	1007-1/2	Lutherstadt Wittenberg/Zahna	12/84
0706-1/2	Glöwen/Kyritz	01/84	1007-3/4	Bad Schmiedeberg/Jessen (Elster)	09/84
0706-3/4	Havelberg/Rhinow	12/84	1008-1/2	Jüterbog/Dahme	12/84
0803-2 SB 17	Steimke	08/84	1008-3/4	Herzberg (Elster)/Schlieben	07/84
0803-4 SB 16	Mieste	12/84	1103-1/2	Ellrich/Nordhausen N	05/84
0804-1/2	Klötze (Altmark)/Gardelegen	12/84	1103-3/4	-	
0804-3/4 SB 16	Calvörde	12/84	1104-1/2	Harzgerode/Mansfeld	11/84
0805-1/2	Bismark (Altmark)/Stendal	12/84	1104-3/4	Bad Frankenhausen (Kyffh.)/Sangerhausen	04/84
0805-3/4	Angern/Tangerhütte	10/84	1105-1/2	Eisleben/Halle (Saale) N	10/84
0806-1/2	-		1105-3/4	Querfurt/ Halle (Saale)	04/84
0806-3/4	Genthin/Brandenburg (Havel)-Kirchmöser	02/84	1106-1/2	Halle (Saale) NO/Bitterfeld	05/84
0903-3/4 SB 15	Veltheim/Hessen	07/84	1106-3/4	Halle (Saale) O/Leipzig N	12/84
0904-1/2	Weferlingen/Haldensleben	09/84	1107-1/2	Bad Dübren (Mulde)/Torgau W	02/84
0904-3/4	Oschersleben (Bode)/Wanzleben	12/84	1108-1/2	Torgau O/Bad Liebenwerda	12/83
0905-1/2	Wolmirstedt/Burg b.	03/84	1204-1/2	Kölleda/ Kölleda O	08/84

Kartennr.	Bezirk/Region	Redaktions-schluss	Kartennr.	Bezirk/Region	Redaktions-schluss
	Magdeburg				
0905-3/4	Magdeburg/Gommern	11/84	1204-3/4	Erfurt N/Weimar N	05/83
0906-1/2	Tucheim/Ziesar	08/84	1205-1/2	Nebra (Unstrut)/Weißenfels	07/84
0906-3/4	Loburg/Wiesenburg	08/84	1205-3/4	Apolda/Naumburg (Saale)	07/83
0907-3/4	Belzig/Treuenbrietzen	09/84	1206-1/2	Leuna/Leipzig S	08/84
1003-1/2	Ilgenburg (Harz)/Wernigerode N	07/84	1206-3/4	Zeitz/Borna W	08/84
1003-3/4	Beneckenstein (Harz)/Wernigerode S	05/84	1305-1/2	Jena/Eisenberg	06/84
1103-3/4	-	-	1306-1/2	Gera/Altenburg	07/84

Die Kartenblätter wurden eingescannt oder bereits als Bilddateien vom LAGB Sachsen-Anhalt zur Verfügung gestellt. Die Bilddateien wurden georeferenziert und in einem GIS-Projekt (ArcGIS 10.1) zusammengeführt. Im Anschluss wurden die Informationen in shape-Daten digitalisiert.

Die Karten wurden ebenfalls insbesondere in der Einzelfallbetrachtung besonders auffälliger und/oder in der Interpretation unsicherer Messstellen und Standorten berücksichtigt.

#### 4.3.4.2.1 Flächen- und Liniendaten zu potentiellen oder aufgetretenen Grundwasserbeeinflussungen

In Tab. 4-8 aufgeführt sind die erfassten Daten zu flächenhaften, vereinzelt auch linienhaften potentiellen oder nachgewiesenen Grundwasserbeeinflussungen und deren Kurzbezeichnung in der HK50 und in den erfassten GIS-Daten. Die Daten zusammen mit den Landnutzungsdaten des ATKIS-DLM zeigt Abb. 4-3 im Landesmaßstab.

Auffällig ist das weitgehende Fehlen von Rieselfeldern (RF) und Gülleverwertungsflächen (GVF) in der HK50 im Land Sachsen-Anhalt im Vergleich zu anderen Regionen der ehemaligen DDR. Entsprechende Flächen finden sich nur vereinzelt, dann jedoch z.T. gehäuft z.B. im Bereich des Grundwasserkörpers SAL GW 14a. Im südwestlichen und südöstlichen Umfeld von Sachsen-Anhalt ist ebenfalls ein gehäuftes Auftreten zu verzeichnen. Möglicherweise ist die anfallende Gülle auf die landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht worden (eine ähnliche Situation besteht in Brandenburg in einigen intensiv landwirtschaftlich genutzte Regionen ebenfalls). Zum anderen sind unvollständige Kartengrundlagen der HK50 denkbar.

Tab. 4-8: Erfasste Flächen- und Liniendaten zu potentiellen oder nachgewiesenen Grundwasserbeeinflussungen und deren Kürzel

Flüssigabfallentsorgung	Deponien (D)		GW-Kontaminationen (K)	Unterirdische Leitungen (UL)
Rieselfelder (RF)	Klärschlamm (DK)	Fäkalien (DF)	Biologisch (K-B)	Ammoniak (UL-NH <sub>3</sub> )
Gülleverwertungsflächen (GVF)			Chemisch-anorganisch (K-CA)	
Abwasserverrieselungsflächen AF/AVF			Chemisch-organisch (K-CO)	Gülle (UL-G)
	geordnet (g)			
	ungeordnet (u)			

Auffällig ist weiterhin eine großräumig ausgewiesene biologische Grundwasserkontamination westlich und südlich von Magdeburg, deren westliche Begrenzung auf den Blättern 0904-1/2 und 0904-3/4 jedoch unplausibel erscheint. Diese kann eigentlich nur in Zusammenhang mit

einer großräumigen Abwasser- oder Gülle-Kontamination des Grundwassers in Zusammenhang stehen. Eine weitere Besonderheit ist eine im Südosten des Landes ausgewiesene unterirdische Ammoniak-Leitung, die mit der chemischen Industrie in diesem Bereich in Beziehung steht.

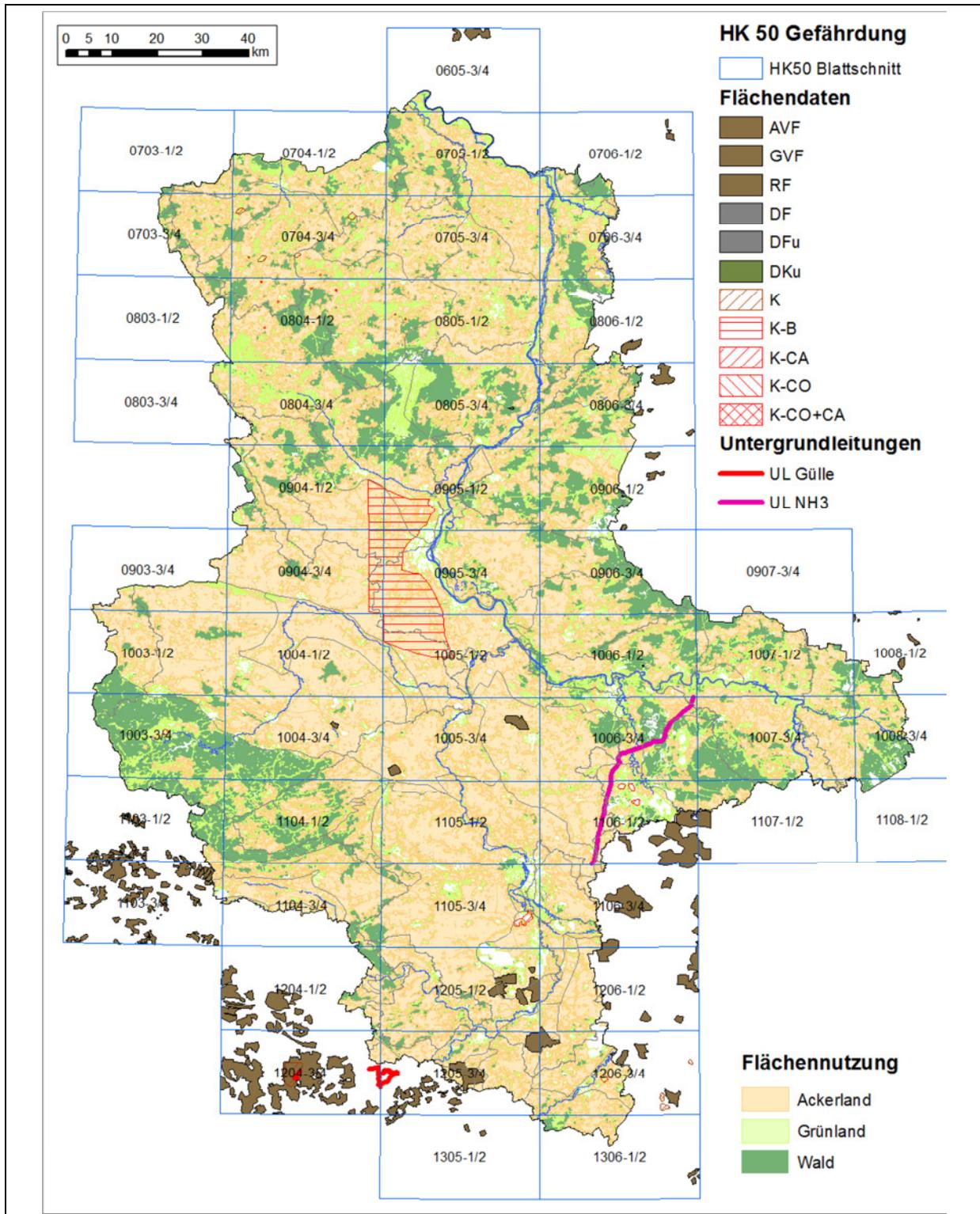


Abb. 4-3: Überblick über die erfassten Flächen- und Liniendaten zu potentiellen oder vorhandenen Grundwasserbeeinflussungen der HK50 im Landesmaßstab (zu den Legendenkürzeln s. Tab. 4-8)

#### 4.3.4.2 Punktdaten zu potentiellen oder aufgetretenen Grundwasserbeeinflussungen

Unterschieden wurde zwischen Standorten der landwirtschaftliche Produktion (LW) und der Lagerhaltung problematischer Stoffe (LH) (s. Tab. 4-9), sowie Deponien (D) und zum damaligen Zeitpunkt bekannten Grundwasserkontaminationen (K) (Tab. 4-10).

**Tab. 4-9: Erfasste Punktdaten und deren Kürzel- Hauptgruppe Standorte der landwirtschaftlichen Produktion (LW) und Lagerhaltung relevanter Stoffe (LH)**

Landwirtschaft (LW)		Lagerhaltung (LH)	
Gärfuttersilos (GFS)	Anlagen der Tierproduktion mit Gülleanfall (G)	Agrochemisches Zentrum (AZ)	Tierische Abprodukte (TA)
	Schwein (GS)		
	Rind (GR)		
	Geflügel (GG)		
	Schaf (GSf)		

**Tab. 4-10: Erfasste Punktdaten und deren Kürzel - Hauptgruppe Deponien und Grundwasserkontaminationen**

Deponien (D)				Kontaminationen (K)		
Klärschlamm (K)	Landwirtschaftliche Abfälle (L)	Fäkalien (F)	Wasenplatz (WP) (Tierkadaver)	Biologisch (B)	Chemisch-anorganisch (CA)	Chemisch-organisch (CO)
geordnet (g)						
ungeordnet (u)						

Die Verteilung der erfassten Daten zeigt Abb. 4-4 (ohne Differenzierung der Klassen K, D und LW-G).

Auch bei den Punktstandorten bestehen einige Auffälligkeiten. In einigen Kartenblättern existieren trotz der nach ATKIS-Daten großräumigen landwirtschaftlichen Nutzung auffallende Lücken für Standorte LH-AZ (Agrochemische Zentren), LW-G (landwirtschaftliche Einrichtungen mit Gülleanfall) (z.B. Blätter 0707-1/2, 0705-3/4, 0804-3/4, 0904-1/2, 1006-1/2 und 1006-3/4 u.a.) bzw. auf der anderen Seite in einigen Gebieten starke Häufungen (z.B. auch für LH-TA - Lagerung tierischer Abfälle). Aufgrund der in fast allen Landesbereichen verbreiteten intensiven Landwirtschaft ist eigentlich eine homogenere Verteilung dieser Standorte anzunehmen. Auch hier ist der Effekt möglicherweise auf fehlenden Informationen bei der Kartenerstellung der HK50 zurückzuführen.

Die Kontaminationsinformationen der HK50 wurden in der Einzelfallbetrachtung besonders auffälliger und/oder in der Interpretation unsicherer Messstellen und Standorten berücksichtigt und nicht systematisch ausgewertet.

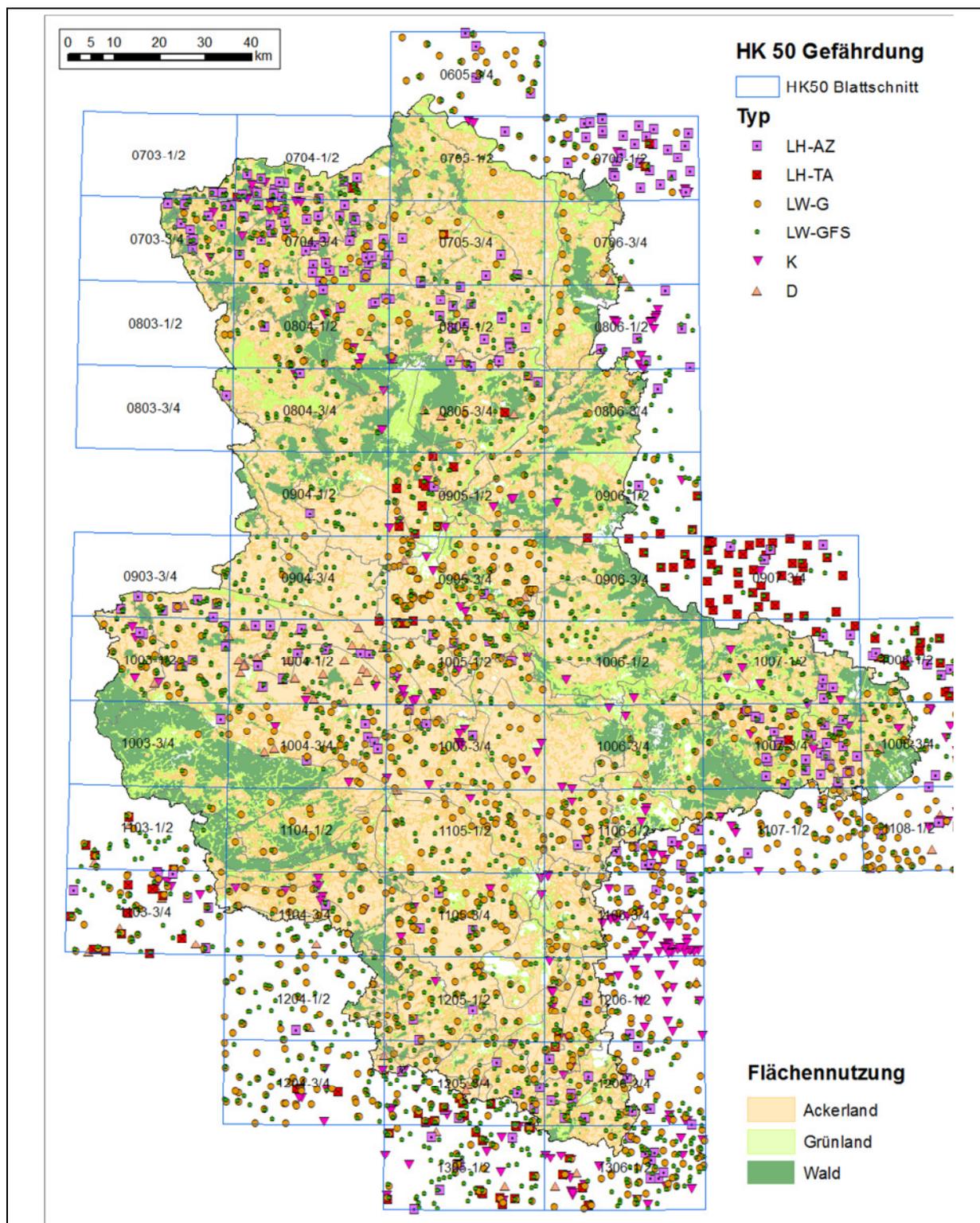


Abb. 4-4: Überblick über die erfassten Punktdaten zu Einrichtungen der HK50 im Landesmaßstab (zu den Legendenkürzeln s. Tab. 4-9 und Tab. 4-10)

#### **4.3.5 Altlastverdächtige Flächen und Altlasten in Zusammenhang mit landwirtschaftlichen Betrieben nach Informationen des Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Daten LAU) und aktuelle Standorte der Tierhaltung**

Als Ergänzung zu den vermutlich unvollständigen Daten der HK50 zu den Standorten potentieller Grundwasserkontaminationen wurden durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt georeferenzierte Punktinformationen zu altlastverdächtigen Flächen und Altlasten bereitgestellt (Auszug „Datei über schädliche Bodenveränderungen und Altlasten“) der Klassen 4030 (Silo), 4040 (Tieraufzucht) und 4050 (Güllestandorte mit Anfall, Ausbringung, Lagerung) sowie Standorte der Agrochemischen Zentren ACZ und der Lagerung von Pflanzenschutzmitteln. Es handelt sich um mehr als 2.600 Standorte. In Abb. 4-5 sind beispielhaft die ACZ/PSM-Standorte und Gülle-Standorte dargestellt.

Die Informationen der HK50 (die aus den 80er Jahren stammen und i.d.R. nicht exakt standortgenau sind) und die Informationen der „Datei über schädliche Bodenveränderungen und Altlasten“ des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt sind dabei i.d.R. nicht deckungsgleich, sondern ergänzen sich eher. Die Anzahl und Verteilung der Agrochemischen Zentren und Lager für Pflanzenschutzmittel ist z.B. deutlich abweichend den Angaben der HK50, auch wenn Einzelstandorte identisch sein können (s. Abb. 4-4). Auch die Verteilung der Gülle-Standorte ist vielfach deutlich anders.

Des Weiteren wurden Daten zu den aktuellen Standorten der Tierhaltung differenziert nach der Tierart (Rinder, Schweinen, Geflügel) mit dem aktuellen Bestand durch den LHW übergeben (Abb. 4-6). Die Daten gehen zurück auf eine Landtagsanfrage im Jahr 2014 zu den aktuellen Tierbeständen. Berücksichtigt wurden Standorte mit mehr als 250 Rindern, 2.000 Schweinen und 40.000 Tieren Geflügel. Die aufgeführten Standorte stimmen z.T. mit den Angaben der HK50 Gefährdungskarte überein (Kap. 4.3.4.2) und belegen in diesen Fällen eine Fortführung der Viehwirtschaft am Standort. In nicht übereinstimmenden Fällen, in den die HK50 keine Standorte verzeichnet, sind entweder die Betriebe neu aufgebaut worden, oder die HK50 Gefährdungskarte war in diesen Fällen unvollständig, was sich aufgrund der in Kap. 4.3.4.2 dargestellten Inhomogenitäten vielfach vermuten lässt (s. Abb. 4-4). Es treten jedoch auch Fälle auf, wo in der HK50 entsprechende Standorte verzeichnet sind, die nach den aktuellen Daten jedoch nicht mehr bestehen, also nicht fortgeführt wurden. Es ist dabei zu berücksichtigen, dass sich in der HK50 Gefährdungskarte auf Standorte der Tierhaltung mit Gülleanfall ohne Berücksichtigung des Bestandes bezogen wird, in den aktuellen Daten jedoch nur größere Einheiten berücksichtigt sind. Die Abweichungen sind möglicherweise auch darauf zurückzuführen. Für einen genaueren Abgleich wäre eine umfangreiche und systematische Analyse der räumlichen Zusammenhänge der Daten aus HK50, Altlastenverdachtsflächen des LAU und den Tierhaltungsstandorten nötig, die im Rahmen dieses Projektes nicht geleistet werden konnte

Die Größe der in Abb. 4-6 dargestellten Symbole für die einzelnen Standorte entspricht dem abgeschätzten Flächenbedarf zur Ausbringung der infolge der Tierhaltung anfallenden Stickstoff-haltigen Ausscheidungen bzw. Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist). Die Abschätzung der anfallenden Wirtschaftsdünger erfolgte überschlägig nach der Düngeverordnung DÜV (durch Hochrechnung des Stickstoff-Anfalls je Tier und Jahr nach Anlage 5 Düngeverordnung) entsprechend den vom LHW übergebenen Bestandsdaten (Tab. 4-1, Nr. (2)). Die erforderliche Fläche wurde berechnet für Ackerland (maximale Ausbringungsmenge 170 kg N/(ha\*a)) ohne Berücksichtigung von Verlusten durch Ausgasung u.a.. Auf Grünland können bis 230 kg/(ha\*a) ausgebracht werden, was jedoch nicht differenziert berücksichtigt wurde. Es zeigt sich, dass im Umfeld von Standorten mit hohem Tierbestand z.T. recht große Flächen zur Ausbringung der Wirtschaftsdünger erforderlich sind, die infolgedessen durch entsprechende Stoffeinträge beeinflusst sein können.

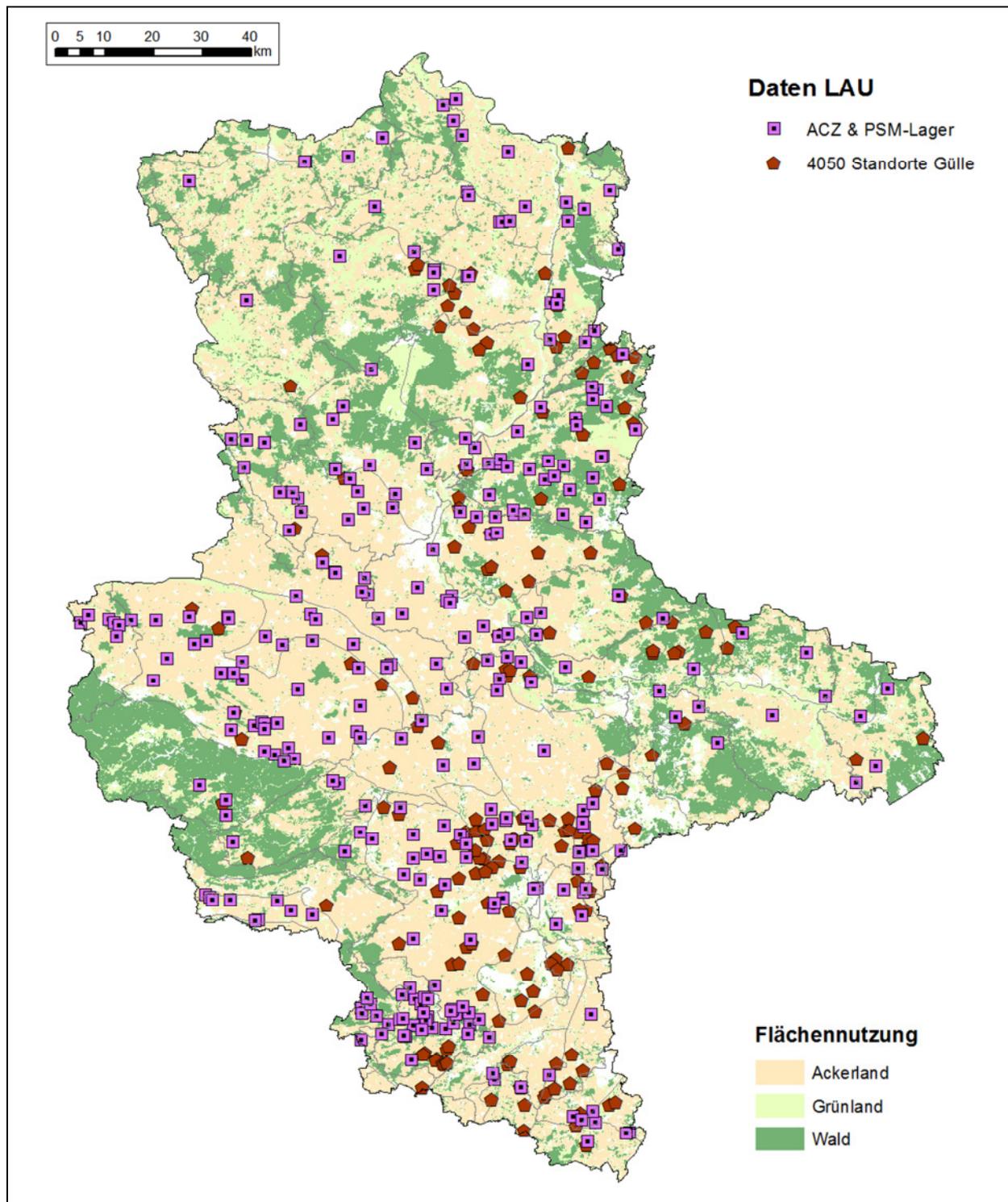


Abb. 4-5: Altlasterverdächtige Flächen und Standorte nach Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Standorte Agrochemischer Zentren ACZ und Lagerung von Pflanzenschutzmittel PSM, Güllestandorte mit Anfall, Ausbringung, Lagerung von Gülle)

Die zu Ausbringung der anfallenden Wirtschaftsdünger erforderlichen Flächen ergeben sich aus den heutigen Beständen und der heutigen landwirtschaftlichen Praxis. Auf den in der HK50 ausgewiesenen Gülleverwertungsflächen (s. Abb. 4-3) dürften in der Vergangenheit erheblich größere Mengen an Stickstoff in Form von Gülle ausgebracht worden sein. In Einzelfällen ergänzen sich HK50 und die aktuellen Angaben dahingehend, dass im Umfeld von Standorten mit aktuell großem Tierbestand in der HK50 ausgedehnte

Gülleverwertungsflächen GVF ausgewiesen sind (z.B. Grundwasserkörper Sal GW 14a s. Kap. 5.3.1.3.2).

Die Informationen wurden in Zusammenhang mit der Standortdaten der Gefährdungskarte der HK50 bei der Einzelfallbetrachtung besonders auffälliger und/oder in der Interpretation unsicherer Messstellen und Standorten berücksichtigt und nicht systematisch ausgewertet.

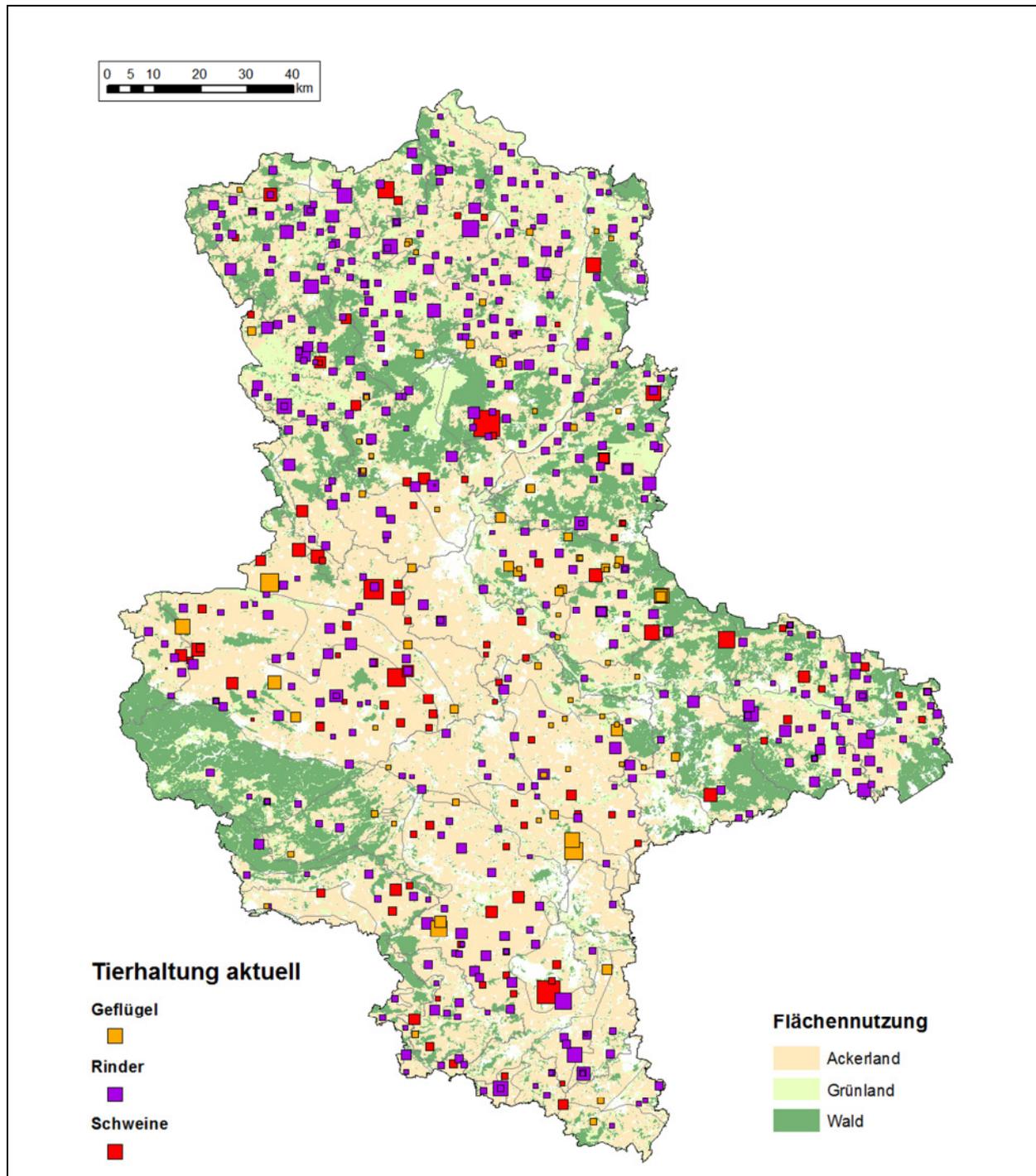


Abb. 4-6: Aktuelle Standorte der Viehhaltung in Sachsen-Anhalt: Größe der der Symbole entspricht dem Flächenbedarf zur Ausbringung der anfallenden Gülle bei einer Ausbringungen von 50 mm/a (50 l/m<sup>2</sup>)

## 5 Hydrochemische Analyse

### 5.1 Ermittlung geogen-ubiquitärer Hintergrundkonzentrationen für Ammonium und anthropogene Indikatorparameter

#### 5.1.1 Methodik

##### 5.1.1.1 Standort- und Datenvorauswahl

Die Methodik der Ableitung der Hintergrundgehalte, die zur Identifizierung einer anthropogenen Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit und einer anthropogenen Prägung der Ammoniumgehalte genutzt wird, baut auf die von Jahnke 2011, Jahnke 2013b für Brandenburg entwickelte Verfahrensweise auf.

Für Standorte und Messstellen mit einem nur gering durch anthropogene Flächennutzungen beeinflussten Umfeld (Auswahl der Waldstandorte), werden die Verteilungen verschiedener hydrochemischer Indikatorparameter statistisch analysiert und daraus Schwellenwerte für anthropogene Beeinflussungen abgeleitet. Die Auswahl der Indikatorparameter orientiert sich an typischen hydrochemischen Beeinflussungen in Verbindung mit anthropogenen Stickstoffeinträgen und an der Verfügbarkeit der Parameter im vorliegenden Datenbestand. Um möglichst viele Analysen nach einheitlichen Kriterien bewerten zu können, muss eine Auswahl aus dem vorliegenden breiten Parameterspektrum vorgenommen werden.

Die Standortauswahl erfolgte nach den aus der Auswertung der ATKIS-Daten abgeleiteten Standorttypen der Flächennutzung (s. Abschnitt 4.3.1). Für die Ableitung der Hintergrundgehalte der Indikatorparameter wurden nur die Standortklassen 1, 1-1ab und 1a-1abc0 verwendet (weniger als 10 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 200 m Umfeld, maximal 25 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 500 m Umfeld). An diesen Standorten dominieren die großräumigen atmosphärischen Einträge über die Niederschläge und die trockene Deposition (die  $\pm$  im ganzen Landesmaßstab wirken), sowie die geogen-geochemischen Randbedingungen des Untergrundes. Aufgrund der sehr unterschiedlichen geologisch/hydrogeologisch/geochemischen Randbedingungen in den verschiedenen Regionen Sachsen-Anhalts wurde die Ableitung der Hintergrundwerte für verschiedene hydrogeologische Regionen vorgenommen, die auf der Basis der hydrogeologischen Bezugseinheiten BZE definiert wurden:

1. Quartäre und tertiäre Lockergesteine (BZE 1-6)
2. Gefaltetes und metamorphes Altpaläozoikum und Magmatite (BZE 12-14)
3. Mesozoische und jungpaläozoischen Tafelsedimente (BZE 7-11)

In diesen Regionen wirken spezifische hydrologische, hydrogeologische und geochemische Randbedingungen, welche die natürliche Grundwasserbeschaffenheit beeinflussen bzw. überprägen können.

Aufgrund der besonderen hydrogeologisch-hydrochemischen Bedingungen wurde zusätzlich die Gruppe:

4. durch den Braunkohlentagebau beeinflusste Standorte

ausgegliedert. Hier wurden die Standorte innerhalb der BZE 15 berücksichtigt (ergänzt durch die Flächendaten des LAGB „Infos\_Kohle Konturen“ vom 19.05.2014, sowie die ATKIS-Daten), sowie Standorte, die sich bis maximal 2000 m von diesen Regionen entfernt befinden, um auch den Einflussbereich der Grundwasserabsenkungen außerhalb der eigentlichen Abgrabungsgebiete zu berücksichtigen. Genaue Angaben zur Ausdehnung der Absenktrichter lagen für dieses Projekt nicht vor.

### **5.1.1.2 Indikatorparameter**

Aufgrund der vorliegenden Erfahrungen und der Häufigkeit der für diese Parameter vorliegenden Analysen wurden Chlorid, Kalium, Natrium, Nitrat und Bor als Indikatorparameter zur Analyse von Stoffeinträgen aus landwirtschaftlichen Quellen sowie aus Abwasser verwendet. Diese Stoffeinträge sind großräumig die Hauptquelle für anthropogen erhöhte Ammoniumgehalte. Zur Abgrenzung des Einflusses von geogenen Salzwässern (die geogen erhöhte Ammonium-Gehalte aufweisen können) wurden für Chlorid, Kalium und Bor Zusatzkriterien definiert.

Im Beeinflussungsumfeld der Braunkohlentagebaue treten weitere, anthropogen induzierte Prozesse hinzu, die mit der Oxidation der umgelagerten oder durch Grundwasserabsenkung belüfteten tertiären, kohligen Sedimente in Zusammenhang stehen. Hier werden zusätzlich Sulfat, der pH-Wert und Hydrogenkarbonat als Indikatorparameter berücksichtigt. Auch hier wurde auf häufig analysierte Parameter zurückgegriffen, um möglichst viele Analysen bewerten zu können und Messstellen entsprechend repräsentativ charakterisieren zu können.

Weitere Parameter wurden im Einzelfall berücksichtigt.

Bei der Bewertung einer Analyse erfolgt im ersten Schritt eine Bewertung der Konzentrationen der Indikatorparameter auf der Basis von statistisch ermittelten Schwellenwerten, die anthropogene Konzentrationsbereiche vom geogenen Hintergrund abgrenzen. Es wird so die grundsätzliche geogene oder anthropogene Prägung der Analyse definiert. In einem zweiten Schritt erfolgt in Abhängigkeit von geogener und anthropogener Prägung und den vorliegenden Ammonium-Konzentrationen eine Einschätzung der anthropogenen oder geogenen Ursachen erhöhter Ammoniumgehalte.

### **5.1.1.3 Ermittlung der geogenen Hintergrundkonzentrationen**

Umfangreiche Erfahrungen zu den Schwellenwerten der Indikatorparameter und der Abgrenzung geogener und anthropogener Ammonium-Konzentrationen liegen für quartäre Lockergesteine in Brandenburg vor. Da nicht ohne weiteres vorauszusetzen war, dass diese Werte auch in Sachsen-Anhalt mit seinen z.T. gänzlich anderen hydrogeologischen/geochemischen Gegebenheiten zutreffend sind, wurden die Schwellenwerte für die Indikatorparameter und Ammonium in den in Kap. 5.1.1.1 aufgeführten Regionen überprüft. Für die durch Braunkohlenbergbau beeinflusste Region wurden zusätzliche Indikatorparameter definiert und deren Schwellenwerte abgeleitet.

Es wurden zur Ableitung der Hintergrundgehalte alle Analysen ohne zeitliche Beschränkung einbezogen. Die eigentliche Charakterisierung der aktuellen Grundwasserbeschaffenheit in Kap. 5.2 und 5.3 erfolgt dann auf Basis der Daten ab 2004.

Zur Ermittlung der Hintergrundgehalte erfolgt eine Vorauswahl der Messstellen nach der Landnutzungsklasse entsprechend Kap. 5.1.1.1. Da je Messstelle sehr unterschiedliche Analysenzahlen vorliegen können (s. Abschnitt 2.3), wurden, um alle Messstellen gleich zu gewichten, die statistische Auswertung auf der Basis des Maximalwertes je Messstelle durchgeführt, auch wenn ein Maximalwert einer längeren Messreihe i.d.R. aussagekräftiger ist als eine Einzelanalyse aus einer Messstelle, der dann als Maximalwert interpretiert werden muss.

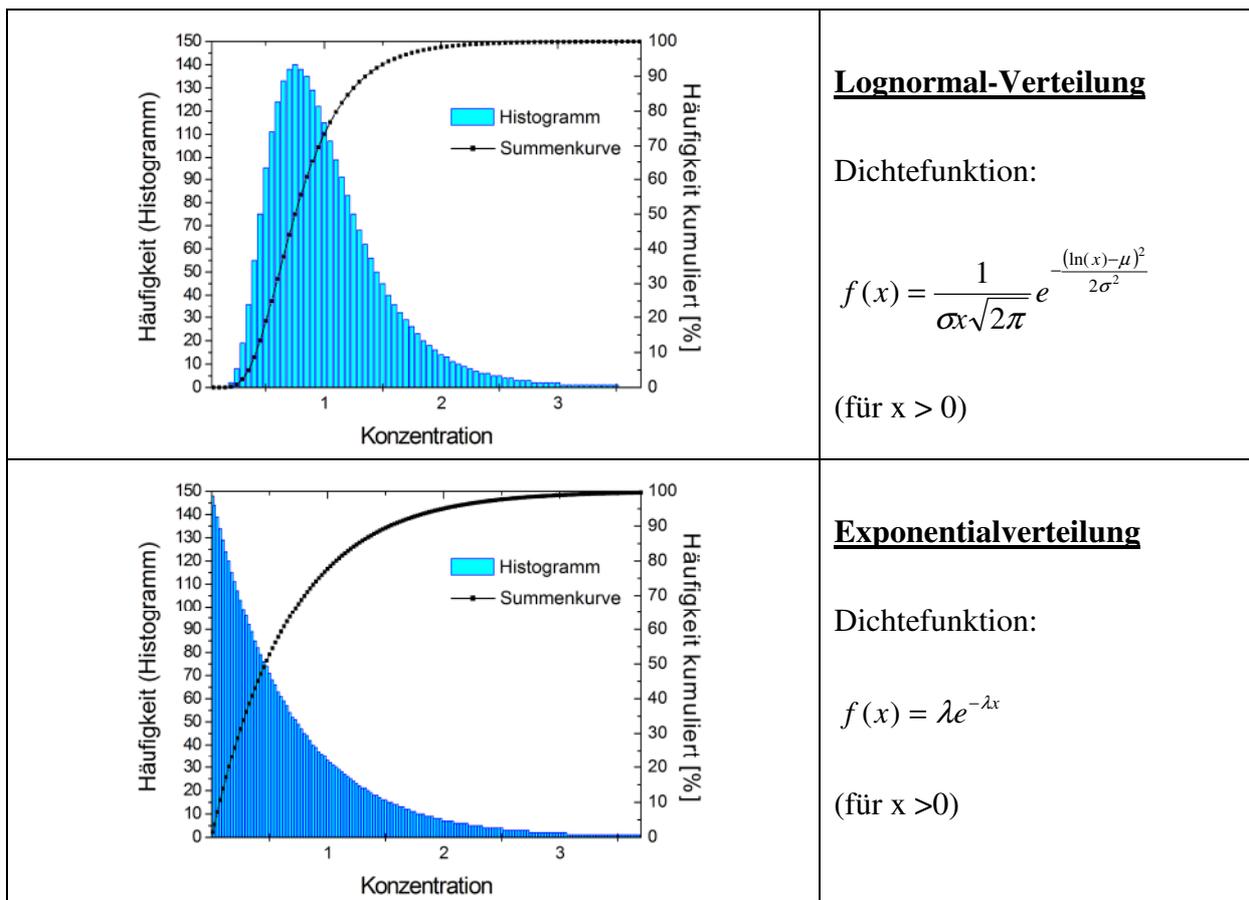
Aus den Maximalwerten je Messstelle wurden empirische Häufigkeitsverteilungen ermittelt, die sowohl als Histogramm (Säulendarstellung) als auch in Form einer kumulativen Kurve dargestellt werden. An die kumulative Kurve wurden theoretische Häufigkeitsverteilungen angepasst, die die Spannweiten der Hintergrundkonzentrationen und ggf. Anteile von beeinflussten Komponenten charakterisieren. Die kumulative Kurve erlaubt die

Berücksichtigung verschiedener Nachweisgrenzen, wie sie bei einigen Parametern auftreten (Kalium, Nitrat, Bor).

Es gingen grundsätzlich alle ermittelten Maximalwerte unverändert in die Untersuchungen ein. Ausreißer- und Extremwerte werden in der weiteren statistischen Bearbeitung (Darstellung und Auswertung von Verteilungsfunktionen) als Teile einer beeinflussten Komponente oder Anomalien identifiziert und abgetrennt, da sie i.d.R. nicht durch die Verteilungsfunktion der Hintergrundgehalte darstellbar sind.

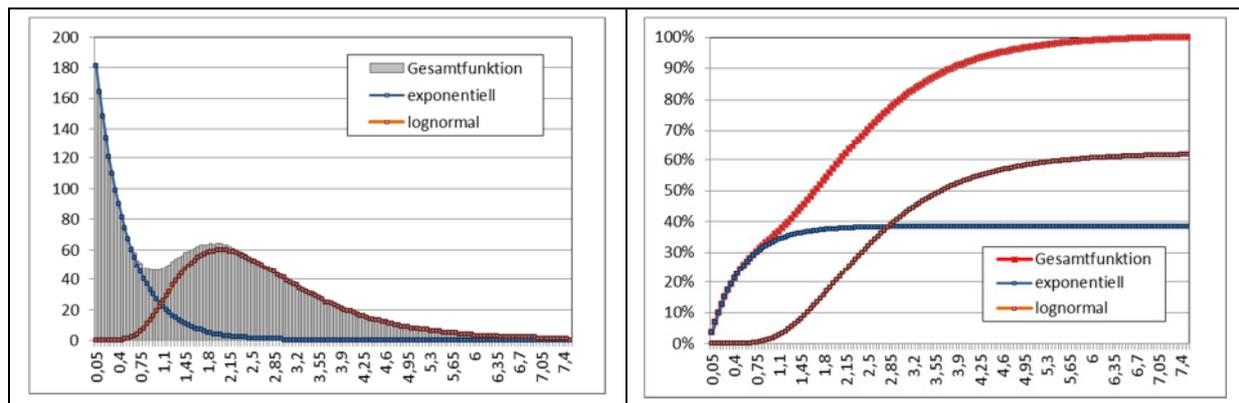
Die beobachteten Verteilungen sind stets rechtsschief, d.h. einer hohen Anzahl von geringen Konzentrationen stehen zunehmend geringere Anzahlen erhöhter Konzentrationen gegenüber. Als theoretische Verteilungen wurden deshalb lognormale und exponentielle Verteilungen benutzt (Abb. 5-1):

- Lognormale Verteilung: Gauss'sche Normalverteilung auf der Basis logarithmierter Werte. Charakterisiert durch die Parameter Mittelwert  $\mu$  und Varianz  $\sigma^2$  bzw. Standardabweichung  $\sigma$
- Exponentielle Verteilung: nur durch den Parameter  $\lambda$  charakterisiert, aus dem sich Erwartungswert  $1/\lambda$  und Varianz  $1/\lambda^2$  ableiten.



**Abb. 5-1: Lognormale Verteilung und Exponentialverteilung: Darstellungen von Histogramm und kumulativer Häufigkeit (Summenkurve), theoretische Dichtefunktionen (stetige „Histogramm“-Häufigkeit) ; x – Konzentration eines Stoffes**

Zur Anpassung der Verteilungsfunktion der Messwerte können die theoretischen Verteilungsfunktionen beliebig additiv überlagert werden (Abb. 5-2).



**Abb. 5-2:** Schematisches Beispiel für die Überlagerung einer exponentiellen und einer lognormalen Verteilungsfunktion und die resultierende Gesamtfunktion (links: Histogramm bzw. Dichtefunktion; rechts: Summenkurven)

Eigentliche Normalverteilungen treten i.d.R. nur bei der schon logarithmierten Größe pH-Wert auf, der jedoch nicht detailliert statistisch untersucht wurde.

Die an die einzelnen Populationen angepassten theoretischen Verteilungen werden hinsichtlich ihrer geogenen und anthropogenen Beeinflussungen interpretiert. Aus dem 99%-Perzentil der als geogen-ubiquitär interpretierten theoretischen Verteilungen werden die Maximalwerte der geogen-ubiquitäreren Hintergrundkonzentrationen abgeschätzt. Auf der Basis dieser Hintergrundkonzentrationen erfolgt dann die Bewertung aller Analysen.

#### 5.1.1.4 Andere Verfahren zur Ermittlung von Hintergrundwerten der Grundwasserbeschaffenheit

Es wurden bisher mehrere Methoden zur Charakterisierung von Hintergrundwerten eingesetzt, die Sachsen-Anhalt betreffen. Vorgestellt werden im Folgenden drei, nach 2000 eingesetzte Methoden, deren Arbeitsweise kurz erläutert werden. Die mit diesen Methoden ermittelten Hintergrundwerte werden in Kap. 5.1.7 mit den abgeleiteten Schwellenwerten verglichen und diskutiert

##### 5.1.1.4.1 Rangstatistische Methoden (hier: Hannappel et al. 2008)

In der rangstatistischen Methode nach Hannappel et al. 2008, die 2008 für die Bewertung von Hintergrundgehalten in Sachsen-Anhalt eingesetzt wurde, werden die Analysedaten nach hydrogeologischen Einheiten vorselektiert und in Kollektive geteilt (d.h. die Präselektion erfolgt nach (hydro-)geologischen Kriterien). Für jede hydrogeologische Einheit erfolgt spezifisch eine Definition von Beeinflussungstypen nach hydrochemischen Kriterien (Typ Schwermetalle, Versauerung, Nährstoff, Versalzung, diffuse Beeinflussung) und eine Zuordnung der Analysen zu diesen Typen anhand der Überschreitung von Schwellenwerten.

Die Ableitung der Schwellenwerte der Beeinflussungstypen erfolgt i.d.R. aus dem 90%-Perzentil über alle Analysen einer hydrogeologischen Einheit. Eine Auswahl von Analysen je Messstelle erfolgt nicht. Messstellen mit vielen Analysen beeinflussen die Statistik und die Schwellenwerte deshalb stärker als Messstellen mit wenigen oder nur einer Analyse. Wenn der aus dem 90%-Perzentil abgeleitete Schwellenwert als zu hoch eingeschätzt wird, werden auch das 75%- oder auch 50%-Perzentil genutzt (z.B. wurde für Nitrat grundsätzlich das 75%-Perzentil genutzt).

Es kommt bei dem Verfahren vielfach zu sehr hohen Schwellenwerten, z.B. ergeben sich für die Beeinflussungstypen „Nährstoff“ und „Versalzung“ teilweise extreme Konzentrationen (z.B.  $\text{NO}_3 > 50 \text{ mg/l}$ ,  $\text{Cl} > 10.000 \text{ mg/l}$ ). Auch für den zuletzt ausgegliederten „diffus

beeinflussten Typ“ sind die Schwellenwerte z.T. noch deutlich über Normalkonzentrationen erhöht. Werden diese hohen Schwellenwerte zur Identifikation beeinflusster Analysen verwendet, werden viele deutlich anthropogen beeinflusste Wässer als unbeeinflusst charakterisiert, da die Konzentrationen unterhalb den sehr hoch angesetzten Schwellenwerten liegen.

Die Spannweite der Konzentrationen, der nach diesem dem rangstatistischen Verfahren als unbeeinflusst eingestuften Wässer zeigen deshalb z.T. noch starke anthropogene Beeinflussungen (Tab. 4.6 in Hannappel et al. 2008 z.B. Nitrat bis 46 mg/l als unbeeinflusst gewertet). Es wurden deshalb in Hannappel et al. 2008 zur Charakterisierung der unbeeinflussten Wässer zusätzlich Daten und Berechnungsroutinen des Programmes KONTA genutzt, was zu realistischeren, häufig jedoch ebenfalls noch recht hohen Werten führt (insbesondere für Nitrat).

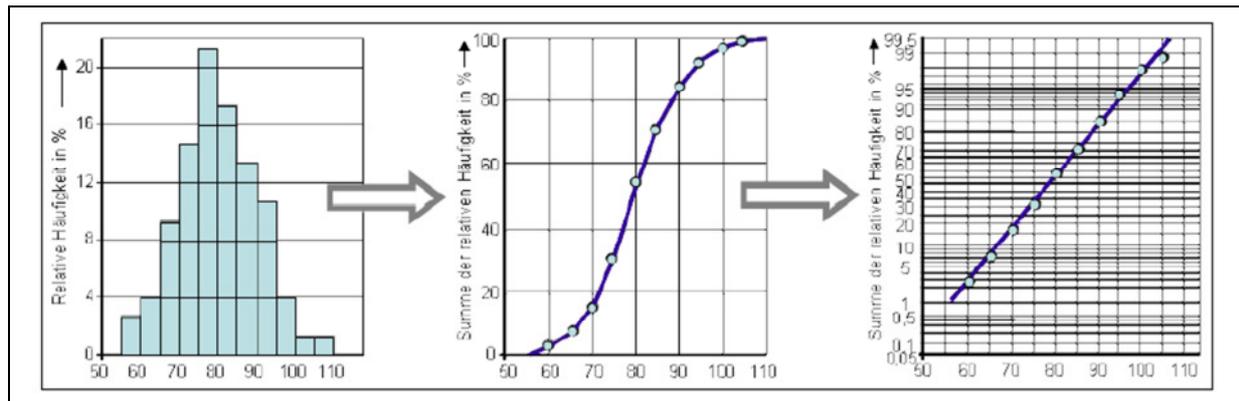
Eine reine Rangstatistik ohne Analysenvorauswahl und Wichtung der Messstellen, ohne die Abtrennung von Extremwerten und ohne Prüfung der zugrunde liegenden Verteilungsfunktionen und ist speziell bei der Bewertung der hohen Perzentile (90%-, 95%-Perzentil) stark von den in den Daten enthaltenen Extremwerten abhängig. Auch ist die Auswahl des Perzentils (50%, 75%, 90%, 95%) für die Schwellenwertableitung i.d.R. sehr subjektiv.

Besser geeignet sind Verfahren, die die statistisch begründet Anomalien und Extremwerte separieren, z.B. durch die Ausweisung von unterschiedlichen Populationen innerhalb eines Datenkollektivs wie die im Folgenden kurz dargestellten Methoden:

#### ***5.1.1.4.2 Methode Ad-hoc AG Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste von Deutschland (SGD) (Wagner et al. 2014)***

Es erfolgt ebenfalls eine Präselektion der Daten nach der Lage in Hydrogeochemischen („HGC-“) Einheiten entsprechend der HÜK200. Diese hydrogeochemischen Einheiten sind in der HÜK200 deutschlandweit ausgewiesen. Über die konkrete Auswahl der Analysen, die Berücksichtigung von Mehrfachanalyse aus Messstellen liegen in der Publikation von Wagner et al. 2014 keine Angaben vor. Je HGC-Einheit erfolgt aus den vorliegenden Analysedaten die Ermittlung von empirischen kumulativen Häufigkeitsverteilungen und die Darstellung dieser in Wahrscheinlichkeitsskalierung bei wahlweise linear und logarithmisch skalierte Konzentrationsachse (Abb. 5-3). Aufgrund der Nutzung der kumulierten Häufigkeitsverteilungen können Werte < Nachweisgrenze relativ problemlos in die Auswertungen einbezogen werden.

In der Wahrscheinlichkeitsskalierung erscheinen normalverteilte Verteilungen als Geraden (Abb. 5-3 rechts). Es sind so normale und lognormale Verteilungen auswertbar. Es erfolgt eine teils automatisierte, teils manuelle iterative Ermittlung von Teilpopulationen durch Anpassung an lineare Abschnitte der kumulativen Häufigkeitsverteilung. Daraus erfolgt eine Ausweisung von Normalpopulationen und „oberen“ und „unteren“ Anomalien. Die Ermittlung der Hintergrundwerte erfolgt auf der Basis des 90 %-Perzentils der als normal definierten Population. Die Auswahl des 90%-Perzentils für die Ausweisung der Hintergrundwerte erscheint etwas willkürlich, es wären auch andere Werte denkbar und möglich (z.B. die statistisch begründete Perzentile der 2- oder 3-fachen Standardabweichung: ca. 95%- oder 99%-Perzentil).

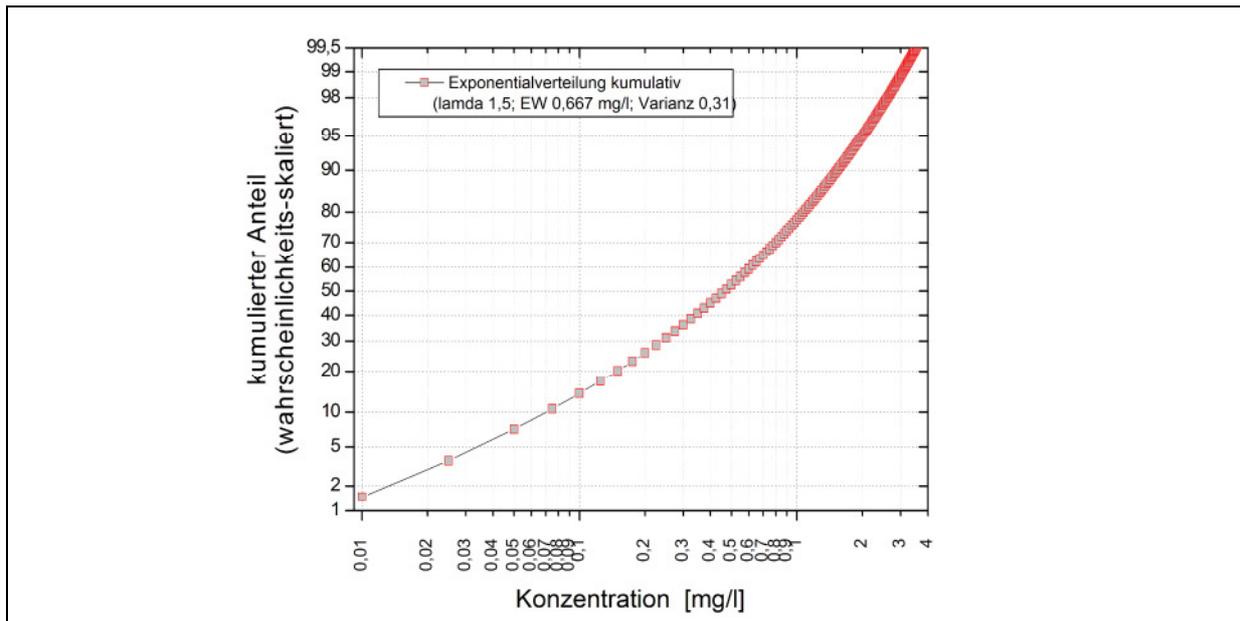


**Abb. 5-3: Vom Histogramm über die Summenkurve zum Wahrscheinlichkeitsnetz (aus Wagner et al. 2014, Abb. 1, S. 6)**

Die ermittelten Hintergrundwerte werden in Kartendarstellungen regionalisiert über einen Web-map-Service (WMS) bereitgestellt und können in GIS-Systeme eingebunden werden (Fachinformationssystem Hydrogeologie (FISHy), BGR Grundwasser: HUEK200 HGW, WMS: <http://www.bgr.de/Service/grundwasser/huek200/hgw/>). Leider sind die HGC-Einheiten auf dem WMS nicht explizit als Karte bereitgestellt, sondern nur flächenspezifisch manuell abfragbar. Die in Kap. 5.1.7 dargestellten Karten der Hintergrundwerte für bestimmte Parameter entstammen diesem WMS-Service.

Die Methode besitzt ebenfalls eine Reihe von Nachteilen:

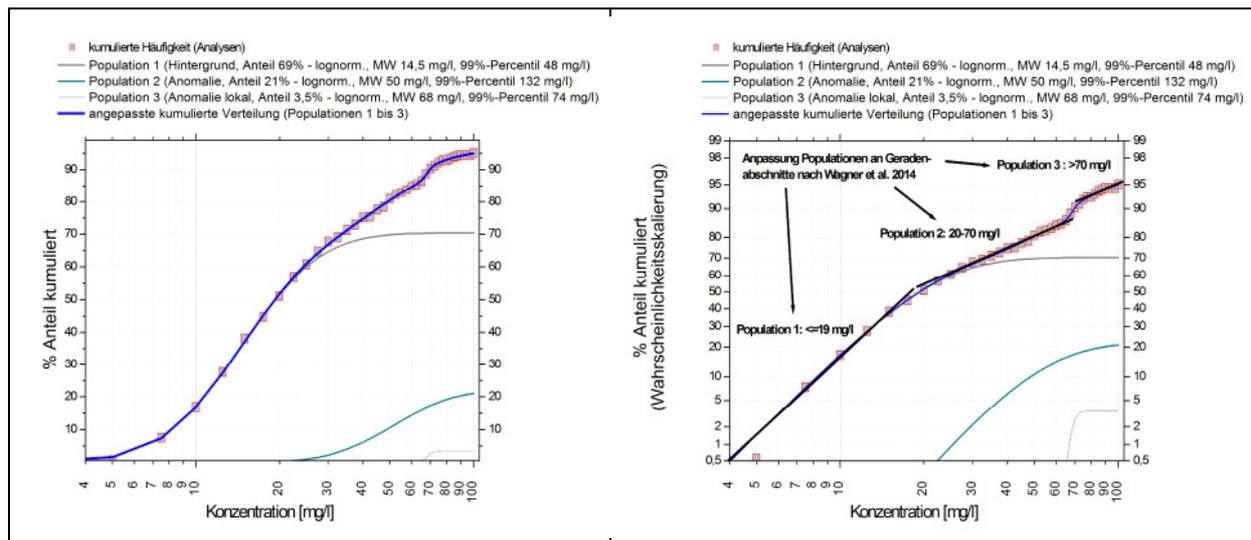
- 1) Es erfolgt keine Präselektion nach anthropogenen Kriterien, daher liegt in den Verteilungen eine starke Überlagerung geogener und anthropogener Anteile vor, die über die Ermittlung der Teilpopulationen separiert werden sollen, was jedoch vielfach problematisch ist. Wagner et al. 2014 schreibt dazu: „Die Methode hat allerdings ihre Grenzen, wenn die anthropogene Beeinflussung des Grundwassers durch langjährigen flächenhaften Eintrag über den Luft- bzw. Bodenpfad (z.B. durch Düngung, Bodenmelioration, Straßenverkehr etc.) bereits so weit fortgeschritten ist, dass sie in den Gesamtdatensatz als Normalpopulation eingeht.“ (Wagner et al. 2014, S.4).
- 2) Ein weiterer Nachteil ist, dass nur normale oder lognormale Verteilungen ausgewertet werden können, keine weiteren Verteilungsfunktionen (aufgrund der auf Normalverteilungen basierenden Wahrscheinlichkeitsdarstellung, die eigentlich nicht erforderlich ist s. folgendes Kap. 5.1.1.4.3). Exponentialverteilungen wie in Abb. 5-1 (die z.B. für Bor, Nitrat, Ammonium oder auch Schwermetalle und xenobiotische Parameter auftreten) lassen sich in der Wahrscheinlichkeitsdarstellung weder bei normal- noch lognormalskalierten Konzentrationsachsen in lineare Geradenabschnitte überführen (s. Beispiel in Abb. 5-4). Treten solche Verteilungen auf führt das in der SGD-Methode zwangsläufig zu Fehlinterpretationen.



**Abb. 5-4:** Darstellung einer kumulativen Exponentialverteilung in logarithmisch skalierten Konzentrationsachse und Wahrscheinlichkeits-skalierten Häufigkeitsachse – es treten keine Geradenabschnitte auf

- 3) Die Methode funktioniert exakt nur für einzelne Populationen wie in Abb. 5-3. Verschiedene Populationen sind nur bei deutlichen getrennten Konzentrationsbereichen als Geradenabschnitte analysierbar. Bei Überlagerung der Konzentrationsbereiche von Normalpopulation und Anomalien (wie es die Regel ist), treten Schwierigkeiten in Abtrennung und Interpretation auf. Die in Wagner et al. 2014 postulierte gute Analysierbarkeit von verschiedenen Populationen („Mischungen unterschiedlicher Populationen werden in einem derartigen Diagramm als Teilgeraden unterschiedlicher Länge und Steigung dargestellt und können so leicht differenziert werden.“ Wagner et al. 2014, S. 6 unten) besteht nur scheinbar, wie das Beispiel in Abb. 5-5 zeigt. In Abb. 5-5 links wurden an Messdaten 3 lognormale Teilpopulationen (mit den Parametern entsprechend Abb. 5-5 oben) angepasst, die die Verteilung der Messdaten optimal wiedergeben. Diese Teilpopulationen erscheinen in Wahrscheinlichkeitsdarstellung Abb. 5-5 rechts nur teilweise als Geradenabschnitte. Über weite Abschnitte sind sie nicht linear (s. z.B. grüne Kurve der Population 2). Bei der Überlagerung dieser Populationen in der Wahrscheinlichkeitsdarstellung treten jedoch Scheinlinearitäten auf (s. Abb. 5-5 rechts Bereich 25-70 mg/l), die dann zu Fehlanpassungen in der SGD-Methode nach Wagner et al. 2014 führen. Die nach dem SGD-Verfahren in Abb. 5-5 rechts angepassten Geradenabschnitte entsprechen daher nicht den eigentlichen (überlagerten) Populationen, sondern drei irrtümlich in den Konzentrationsbereichen aufeinander folgenden Populationen.

Die nach dem Verfahren von Wagner et al. 2014 ermittelten Hintergrundkonzentrationen können deshalb bei überlagerten Populationen methodisch bedingt mit Fehlern behaftet sein, ohne dass dieses an den in Kap. 5.1.7.2 vorgestellten Ergebnissen von Wagner et al. 2014 im Einzelnen konkret geprüft werden kann.



**Abb. 5-5: kumulative Verteilung von Chlorid-Konzentrationen unter Waldstandorten. Experimentelle Daten (Punkte). Links: Überlagerung von 3 lognormalen Funktionen zur Anpassung der Verteilungsfunktion (Daten der Populationen in Legende). Rechts: Anpassung von linearen Geradenabschnitten nach SGD-Methode (Wagner 2014)**

#### 5.1.1.4.3 Methodik nach Kunkel et al. 2004

Eine deutschlandweite Bewertung der Hintergrundgehalte im Grundwasser erfolgte bereits 2004 durch Kunkel et al. in „Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland“. Der Begriff der ubiquitären Grundwasserbeschaffenheit ergänzt den Begriff der natürlichen durch die Einbeziehung einer anthropogenen Überprägungskomponente:

„Eine „natürliche“ Grundwasserbeschaffenheit liegt vor, wenn der Stoffgehalt des Grundwassers rein geogenen Ursprungs ist bzw. durch Einflüsse einer normalen, Jahrhunderte alten Kulturlandschaft ubiquitär überprägt wurde und das Grundwasser keine synthetischen Stoffe enthält.“ (Schenk 2003).

In Kunkel et al. 2004 erfolgte ebenfalls eine Gruppierung der Daten nach hier 17 deutschlandweiten hydrogeologischen Bezugseinheiten. Für Sachsen-Anhalt relevant sind die Einheiten:

- 1-3 (Sande und Kiese des Norddeutschen Flachlandes differenziert nach Teufen < 10 m, 10-25 m, 25-50 m),
- 9 (Kalksteinfohlen des Muschelkalk)
- 11 (Karbonatische Wechselfolgen)
- 12 (Karbonatische Wechselfolgen)
- 13 (Sandsteine und silikatische Wechselfolgen)
- 14 (Sandsteinfohlen des Buntsandsteins)
- 15 Paläozoische Sedimentgesteine
- 17 Saure Magmatite und Metamorphite

Aus den Daten einer hydrogeologischen Bezugseinheit erfolgt parameterspezifisch die Ermittlung und Darstellung von empirischen Häufigkeitsverteilungen (in Histogramm-Darstellung bzw. der Dichtefunktion). Anders als im Verfahren Wagner et al. 2014 (s. Kap. 5.1.1.4.2) erfolgt die Auswertung nicht in wahrscheinlichkeitsskalierten Darstellung und vermeidet daher deren methodische Nachteile. Allerdings tritt in der Histogramm-Darstellung

bzw. der Verwendung der Dichtefunktionen das Problem des Umgangs mit Werten < Nachweisgrenze auf.

Es erfolgt die mathematische Anpassung von theoretischen Verteilungsfunktionen für zwei Komponenten (natürliche Komponente und beeinflusste Komponente) an die Messdaten. Diese Verteilungen können wahlweise normal oder lognormal verteilt sein. Grundsätzlich sind beliebige Überlagerungen von Komponenten möglich (Abb. 5-6).

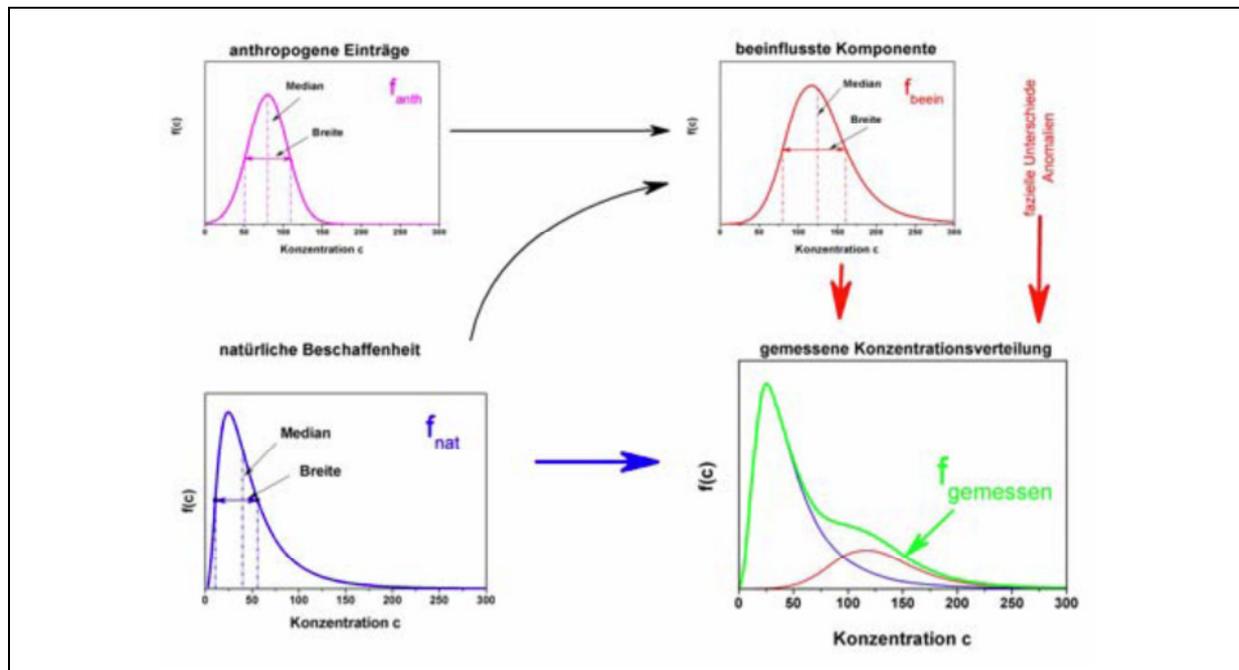


Abb. 5-6: Schematische Darstellung der unterschiedlichen Einflussfaktoren auf die Form der gemessenen Konzentrationsverteilung und deren Separierung durch überlagerte Verteilungsfunktionen (aus Kunkel et al. 2004, S. 43)

Die Ausweisung des Hintergrundwertes bzw. der Obergrenze der natürlichen, ubiquitär überprägten Grundwasserbeschaffenheit erfolgt auf der Basis des 90%-Perzentsils der als natürlich definierten Komponente. Die Auswahl des 90%-Perzentsils für die Ausweisung der Hintergrundwerte erscheint etwas willkürlich, es wären auch andere Werte denkbar und möglich (z.B. die statistisch begründete Perzentile der 2- oder 3-fachen Standardabweichung: ca. 95%- oder 99%-Perzentil).

Es erfolgt keine Präselektion nach anthropogenen Kriterien und in den Verteilungen liegt so eine Überlagerung geogener und anthropogener Anteile vor, die durch die Ermittlung der zwei Komponenten separiert werden, was jedoch z.T. nicht einfach ist. Nachteilig ist hier, dass keine weiteren Verteilungsfunktionen einbezogen und nur zwei Komponenten je Parameter berücksichtigt werden (was aber mit Methodik grundsätzlich auch anders möglich ist).

## 5.1.2 Region der quartären und tertiären Lockergesteine (BZE-Nr. 1-6) ohne Beeinflussung durch Braunkohlenbergbau

### 5.1.2.1 Datenbasis

In der Region der quartären und tertiären Lockergesteine liegt eine sehr umfangreiche Datenbasis von 3.349 Messstellen an 2.542 Standorten vor (bei Ausschluss der Messstellen in den Bergbauregionen). Entsprechend der Ausweisung der hydrogeologischen Bezugseinheiten BZE wurden auch die quartären Talfüllungen und tertiären Randsenken von Salzstrukturen in den Regionen der mesozoischen und permokarbonen Festgesteine in die quartären und tertiären Lockergesteine einbezogen (s. Abb. 5-7). Diese hängen räumlich nicht mit den Hauptverbreitungsgebieten quartärer und tertiärer Gesteine im Norden und Osten Sachsen-Anhalts zusammen. Standorte im Bereich der tertiären Braunkohlentagebaue werden aufgrund ihrer hydrochemischen Spezifik gesondert in Kap. 5.1.5 behandelt.

Bei einer Fläche der Region von 13.148 km<sup>2</sup> ergibt sich eine mittlere Standortdichte von 5,2 km<sup>2</sup>/Standort. Die Verteilung ist jedoch heterogen (s. Abb. 5-7). Einige Regionen zeigen eine sehr starke Konzentration an Messstellen und damit eine hohe Informationsdichte, was vor allem durch die Daten des FIS begründet ist.

Bezüglich der Messstellenart überwiegen Grundwassermessstellen, Wasserwerksbrunnen und Brunnen allgemein. Bei einer Reihe von Daten des FIS lagen i.d.R. keine Angaben zur Art der Messstelle vor. Diese wurden teilweise ergänzt, vielfach aber als „ohne Angabe“ belassen. 2014 wurden zur Datenverdichtung drei direct push Sondierungen in Regionen mit fehlenden aktuellen Daten durchgeführt und Grundwasserproben entnommen (s. Abb. 5-7).

Die Landnutzung in den hydrogeologischen Bezugseinheiten der quartären und tertiären Lockergesteine zeigt Abb. 5-8. Insgesamt dominiert die landwirtschaftliche Nutzung. Es existiert jedoch eine ganze Reihe von Waldgebieten, die vielfach auch großräumig zusammenhängen.

Die Charakterisierung des Messstellenumfeldes erfolgte nach dem Konzept des radialen Abstandes (Kap. 4.2.2), was sich für Lockergesteine bewährt hat. Einen Überblick über die Art der Messpunkte und die Anzahl in den verschiedenen Standortklassen der Flächennutzung entsprechend der Definition in Kap. 4.2.2 und 4.3.1 gibt Tab. 5-1.

**Tab. 5-1: Art der Messstelle und Standortklassen der Flächennutzung: Anzahl der Messstellen**

Standort- klasse	Art des Messpunktes								gesamt
	Druck- sondie- rungen	Bohrung	GWMS T	Brunne n	WW- Brunnen	Quelle	Stollen	ohne Angabe	
<b>1</b>			<b>90</b>	<b>1</b>	<b>2</b>			<b>9</b>	<b>102</b>
<b>1-1ab</b>			<b>130</b>	<b>2</b>	<b>8</b>			<b>21</b>	<b>161</b>
<b>1a-1abc0</b>		<b>1</b>	<b>89</b>	<b>1</b>	<b>4</b>			<b>13</b>	<b>108</b>
<b>1b-1abc</b>			43	3	8	1		6	61
<b>1bc-02c</b>			79	4	4			14	101
<b>1c-1abc</b>			24	2	1			3	30
<b>0</b>		16	570	58	31	3	2	323	1003
<b>2c</b>	1		135	14	11		1	43	205
<b>2b</b>	2	25	493	47	31	2	2	301	903
<b>2-2bc</b>			20	1	1			5	27
<b>2a</b>		16	458	27	11		1	128	641

Es existieren 260 Standorte mit 371 Messpunkten der Standortklassen 1, 1-1ab und 1a-1abc0 (weniger als 10 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 200 m Umfeld, maximal 25 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 500m Umfeld). 309 der 371 Messpunkte für die Bestimmung der Hintergrundgehalte sind Grundwassermessstellen, 18 Messpunkte sind Brunnen und Wasserwerksbrunnen, 44 ohne Angaben und sonstige. 186 dieser Messstellen weisen eine Teufe bis 50 m, 86 Messstellen bis 100 m und 16 Messstellen > 100 m auf. Zu 44 Messpunkten liegen keine Teufenangaben vor.

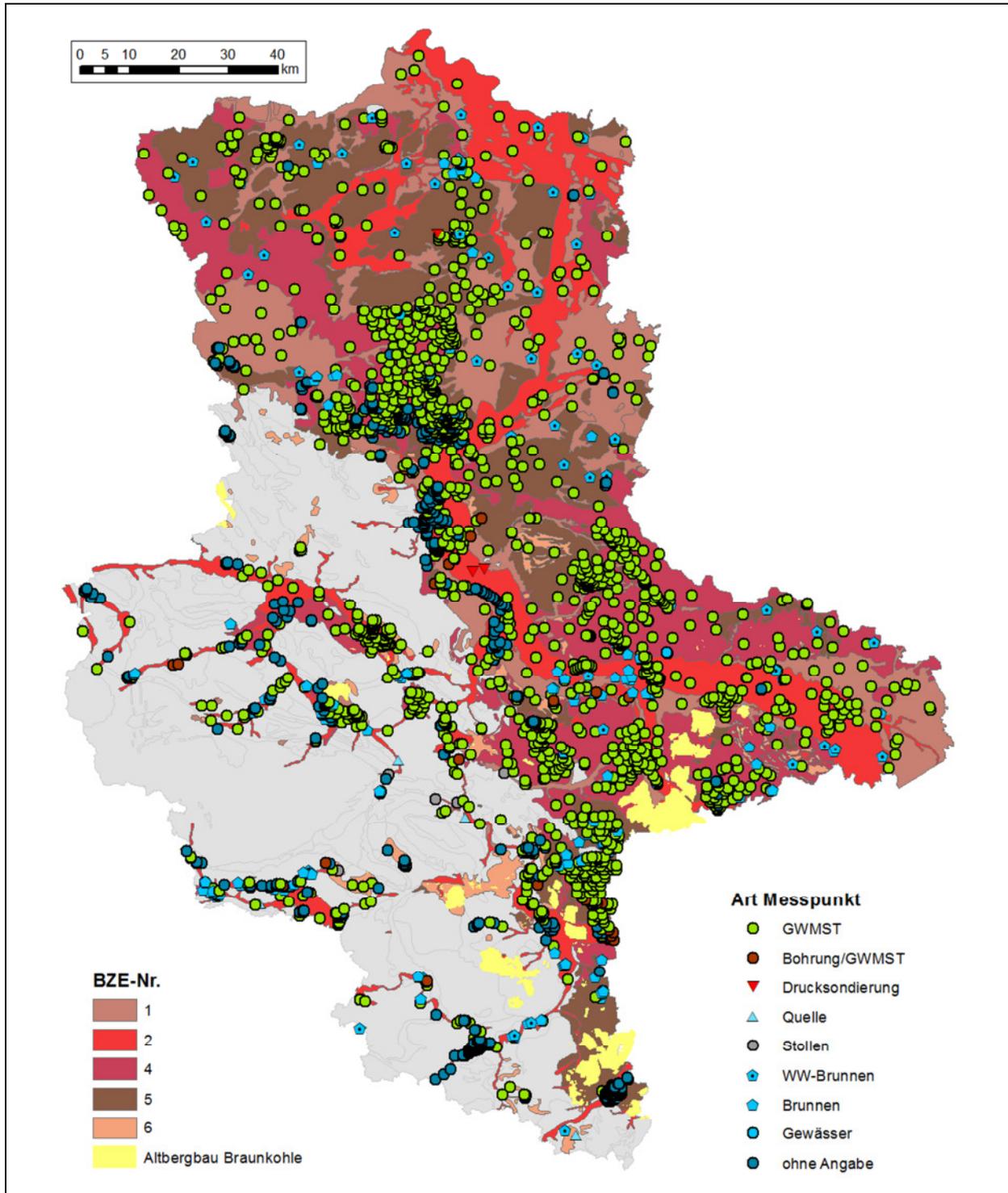


Abb. 5-7: Region quartäre und tertiäre Lockergesteine: Messpunkte und hydrogeologische Bezugseinheiten (BZE)

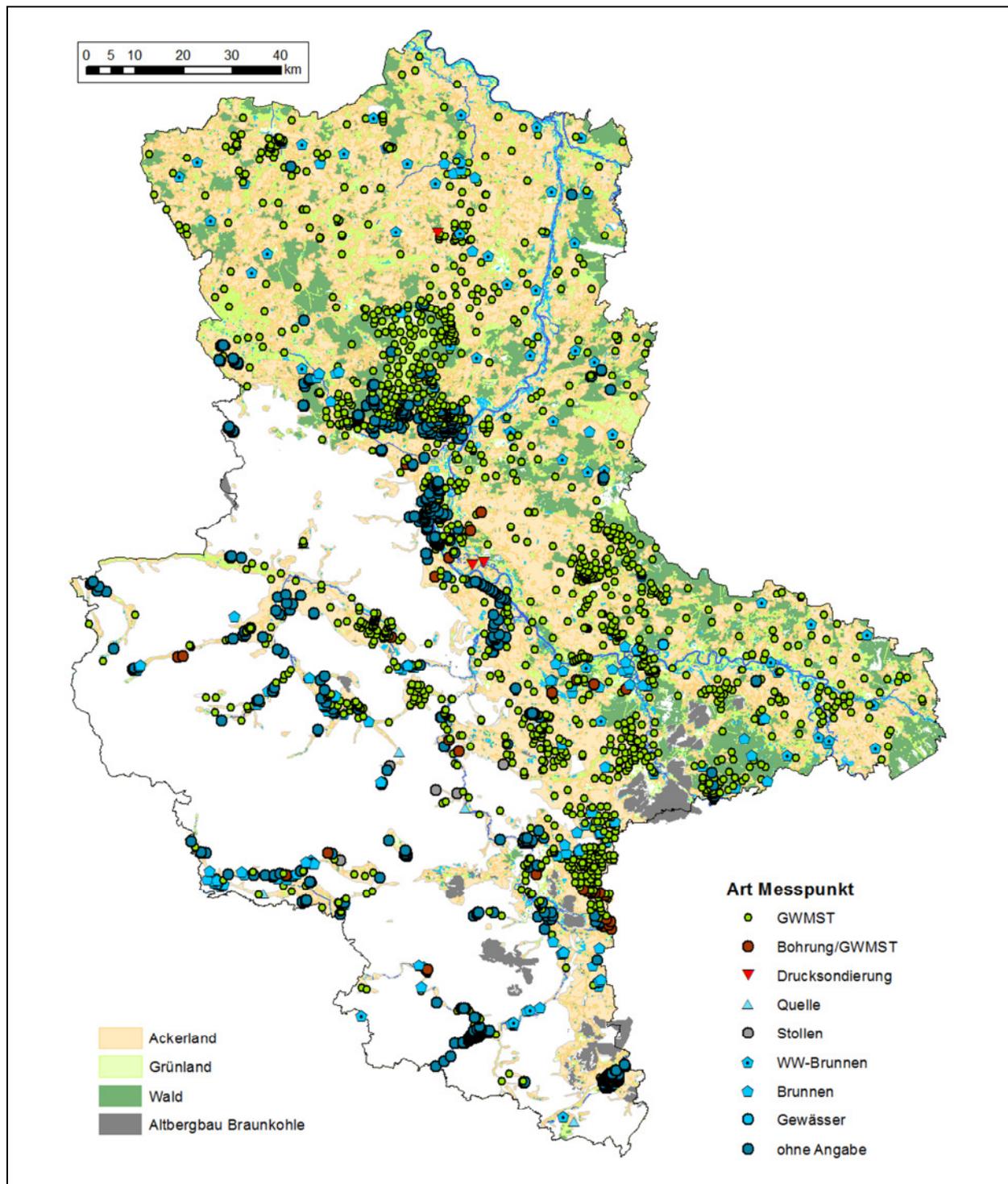


Abb. 5-8: Region quartäre u. tertiäre Lockergesteine: Messpunkte und Landnutzung nach ATKIS-DLM

## 5.1.2.2 Ausweisung von Schwellenwerten anthropogener Beeinflussung

### 5.1.2.2.1 Indikatorparameter

Für die Lockergesteine liegen bereits umfangreichen Erfahrungen aus den hydrogeologisch ähnlich aufgebauten Regionen Brandenburgs vor. Es werden daher im Folgenden die Ergebnisse in Sachsen-Anhalt mit den Brandenburger Resultaten verglichen und untermauert.

Abb. 5-9 zeigt die Konzentrationsverteilungen für die Indikatorparameter Chlorid und Kalium in Sachsen-Anhalt und Brandenburg. Das Histogramm für Kalium ist stark durch einzelne „peaks“ bei den verschiedenen Nachweisgrenzen (Werte mit Angabe  $< 1$  mg/l,  $< 1,5$  mg/l,  $< 3$  mg/l,  $< 4$  mg/l,  $< 5$  mg/l) geprägt. In der kumulativen Kurve machen sich diese Werte durch Stufen bemerkbar. Für Chlorid liegt dagegen eine sehr kontinuierliche Verteilung vor.

Für **Kalium** liegen Maximalwerte aus 278 Messstellen an Waldstandorten der Standortklassen 1, 1-1ab und 1a-1abc0 vor (9 Messstellen aus dem Raum Zielitz wurden aufgrund starker Versalzung ausgeschlossen). Es lässt sich eine lognormale Verteilungsfunktion mit einem Mittelwert von 1,8 mg/l und einem 99 %-Perzentil von 7,6 mg/l anpassen. 92,4 % der Maximalwerte werden durch diese Verteilungsfunktion repräsentiert. Nur 8 % der Daten liegen oberhalb 7,5 mg/l und sind geogen oder auch anthropogen beeinflusst. Ein Vergleich mit den Ergebnissen für die Lockergesteine Brandenburgs, die auf einer etwas weniger repräsentativen Datenbasis von Analysen aus 140 Messstellen ermittelt wurden, zeigt eine sehr ähnliche, ebenfalls lognormale Verteilung mit einem Mittelwert von 1,5 mg/l und einem 99 %-Perzentil von etwa 6 mg/l.

Für **Chlorid** muss die Anpassung der theoretischen Verteilung durch eine Überlagerung mehrere Einzelverteilungen realisiert werden, die unterschiedlich beeinflusste Populationen repräsentieren. Die Gesamtdaten entstammen 362 Messstellen (9 Messstellen aus dem Raum Zielitz wurden aufgrund starker Versalzung ausgeschlossen).

Die „normalen“ unbeeinflussten Grundwässer werden in Sachsen-Anhalt durch eine Population mit einem Mittelwert 14,5 mg/l Chlorid und einem 99 %-Perzentil von 48,8 mg/l charakterisiert. Bei den berücksichtigten 362 Messstellen repräsentiert diese 70,5 % der Daten.

Daneben existiert eine zweite Population mit erhöhten Chlorid-Gehalten (Mittelwert 51 mg/l, 99 %-Perzentil 132,8 mg/l), die weitere 22 % der Daten repräsentiert. Diese Population zeigt bereits deutlich (geogen oder anthropogen) aufgesalzene Wässer an. Eine dritte Population mit einem Mittelwert von 74,3 mg/l, die jedoch nur 4 % der Daten repräsentiert, ist in Abb. 5-10 nicht einzeln dargestellt.

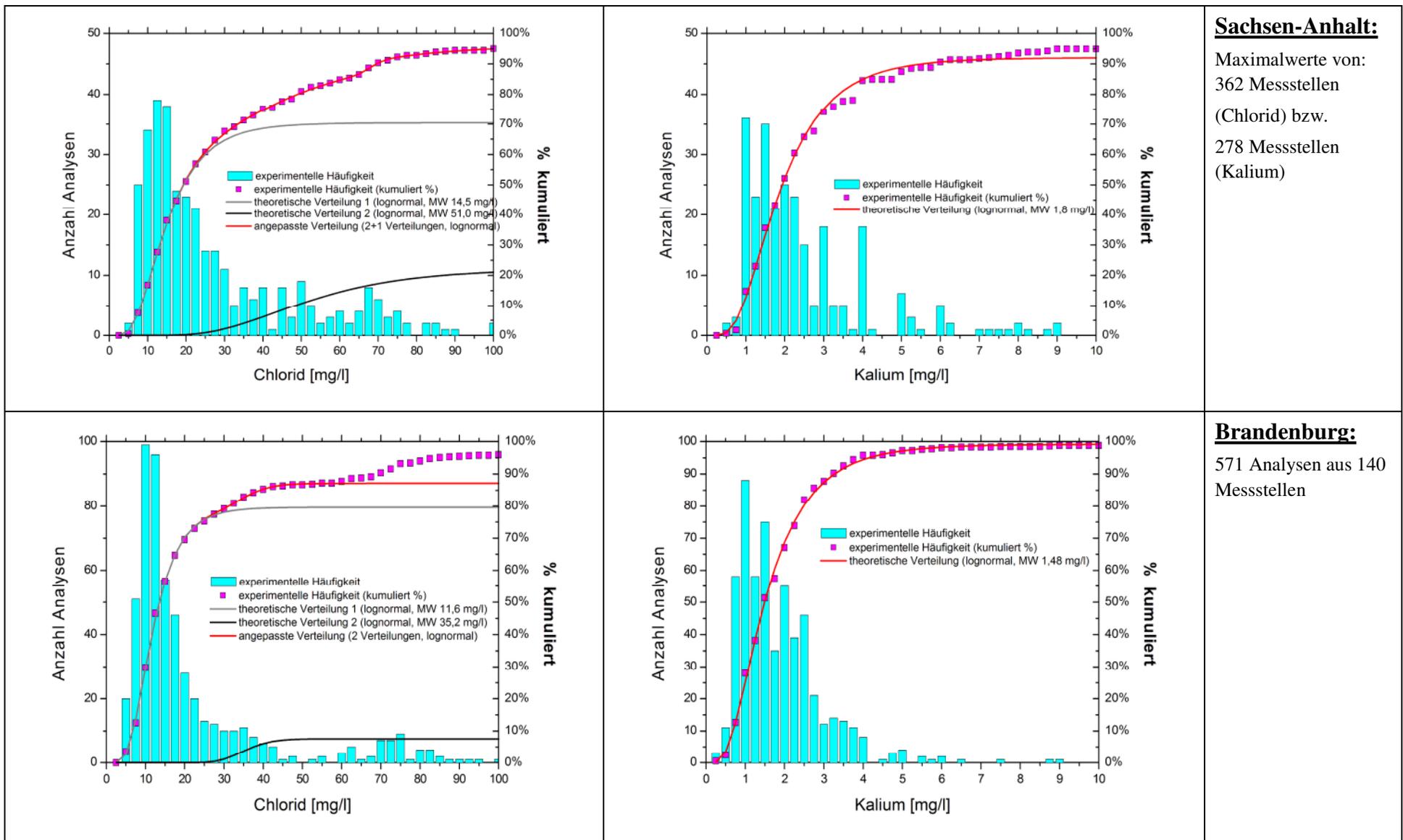
Die Überlagerung der drei Einzelfunktionen passt die empirische Summenkurve sehr gut an.

Ein Vergleich mit den Brandenburger Daten zeigt für Sachsen-Anhalt einen etwas größeren Anteil chloridisch beeinflusster Wässer, doch ist der Brandenburger Datensatz weniger repräsentativ (140 Messstellen, Verwendung aller Analysen, nicht der Maximalwerte). Für beide Datensätze zeigt sich jedoch eine Obergrenze der geogen-ubiquitären Hintergrundgehalte bis 50 mg/l. Oberhalb dieses Schwellenwertes weisen die Wässer geogene oder anthropogene Versalzungen auf.

Abb. 5-10 zeigt die empirischen Konzentrationsverteilungen und angepassten theoretischen Funktionen für Nitrat und Bor.

Histogramm und Summenkurve sind für **Nitrat** deutlich durch Werte kleiner den Nachweisgrenzen  $< 1$  und  $< 2$  mg/l geprägt, die wiederum als „peaks“ bzw. Stufen die Darstellung beeinflussen. Etwa 80 % der Daten lassen sich durch eine Exponentialverteilung mit einem Erwartungswert von 0,8 mg/l und einem 99 %-Perzentil von 5 mg/l Nitrat charakterisieren. Diese Verteilung repräsentiert den normalen geogen-ubiquitären Hintergrund. Das 95 %-Perzentil dieses geogen-ubiquitären Hintergrundes beträgt 2,5 mg/l. Ca. 20 % der Messstellen an Waldstandorten zeigt Konzentrationen im Maximalwert  $> 5$  mg/l.

Das Konzentrationsniveau für Nitrat in den Lockergesteinen Brandenburgs ist etwas geringer (Abb. 5-10 links unten: Konzentrationsverteilungen Nitrat in Brandenburg – Achtung: x-Achse ist anders skaliert: Maximalwert 5 mg/l, links oben Sachsen-Anhalt 10 mg/l). Das 99%-Perzentil des geogenen Hintergrundes beträgt hier ca. 2 mg/l.



**Sachsen-Anhalt:**

Maximalwerte von:  
362 Messstellen  
(Chlorid) bzw.  
278 Messstellen  
(Kalium)

**Brandenburg:**

571 Analysen aus 140  
Messstellen

Abb. 5-9: Konzentrationsverteilungen der Indikatorparameter Chlorid und Kalium in Region 1 (untere Zeile Vergleich zu Daten Lockergesteine Brandenburg)

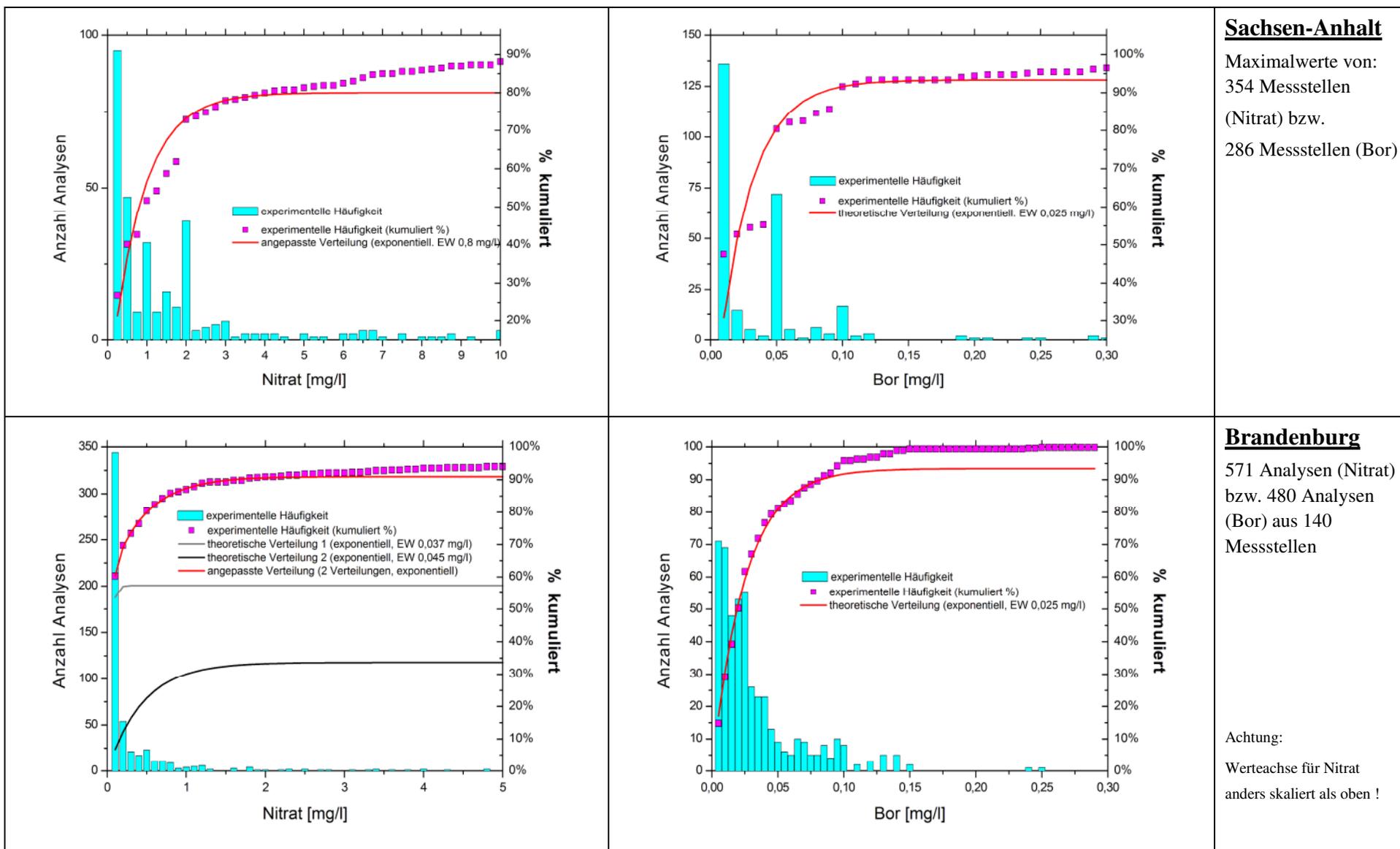


Abb. 5-10: Konzentrationsverteilungen der Indikatorparameter Nitrat und Bor in Region 1 (untere Zeile Vergleich zu Daten Lockergesteine Brandenburg)

Auch für **Bor** sind Histogramm und Summenkurve deutlich durch Werte kleiner den Nachweisgrenzen (0,01, 0,05, 0,1 mg/l) geprägt. Die angepasste theoretische Exponentialverteilung weist einen Erwartungswert von 0,025 mg/l und ein 99 %-Perzentil von 0,15 mg/l auf. Ca. 93 % der Messstellen werden durch diese Verteilung repräsentiert. Oberhalb 0,2 mg/l treten anthropogene Beeinflussungen der Bor-Konzentrationen auf. Die für Brandenburg ermittelte Verteilungsfunktion der Hintergrundkonzentrationen von Bor ist nahezu identisch, was dieselben geochemischen Verhältnisse in den Lockergesteinsregionen bezüglich Bors verdeutlicht.

Die ermittelten Konzentrationsverteilungen und Hintergrundkonzentrationen sind insgesamt ähnlich, z.T. identisch zu den Ergebnissen in den Lockergesteinen Brandenburgs. Unterschiede treten in dem etwas größeren Anteil chloridisch beeinflusster Wässer in Sachsen-Anhalt, sowie in den in Sachsen-Anhalt offensichtlich etwas erhöhten Nitratgehalten auf. Die Unterschiede können zum einen auf Stichprobeneffekte zurückzuführen sein oder auch auf die unterschiedlichen geologisch-hydrogeologischen Randbedingungen begründet sein. Die bisher für Lockergesteine entwickelten hydrochemischen Kriterien für die Indikatorparameter können leicht modifiziert beibehalten werden Tab. 5-2:

**Tab. 5-2: Hydrochemische Kriterien zur Identifikation einer anthropogenen Beeinflussung einer Wasseranalyse in quartären und tertiären Lockergesteinen**

	Parameter	Kriterium	Zusatzkriterium
1.	Nitrat NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	> 5 mg/l	
2.	Kalium K <sup>+</sup>	> 7 mg/l	und K <sup>+</sup> /Na <sup>+</sup> [mol] > 0,1
3.	Chlorid Cl <sup>-</sup>	> 50 mg/l	und K <sup>+</sup> /Na <sup>+</sup> [mol] > 0,1
4.	Bor	> 0,15 mg/l	> 0,15 + 0,0006*[Chlorid mg/l]

Die Zusatzkriterien, die der Abgrenzung geogen von anthropogen versalzener Wässer dienen, wurden geochemisch, regionsunabhängig ermittelt und hier beibehalten.

Abb. 5-11 zeigt die Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter (Maximalwerte je Messstelle) in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (s. Kap. 4.3.1) in Boxplot-Darstellung. Markiert sind in den Diagrammen die Schwellenwerte entsprechend Tab. 5-2, sowie für Chlorid und Nitrat die Grenzwerte der TVO bzw. die Schwellenwerte der Grundwasserverordnung (Chlorid 250 mg/l, Nitrat 50 mg/l). Den Darstellungen liegen folgenden Messstellenzahlen in den jeweiligen Standortklassen zugrunde (Tab. 5-3).

**Tab. 5-3: Berücksichtigte Messstellen zur Darstellung der Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter in Abb. 5-11**

	1	1-1ab	1a-1abc0	1b-1abc	1bc-02c	1c-1abc	0	2c	2b	2-2bc	2a
<b>Chlorid</b>	102	161	107	58	99	30	949	196	859	27	614
<b>Kalium</b>	74	133	79	42	53	22	691	146	612	18	473
<b>Nitrat</b>	98	157	99	53	98	29	866	191	800	22	566
<b>Bor</b>	34	78	34	28	22	8	277	73	227	8	166

In der Darstellung Abb. 5-11 wurden im Gegensatz zur Ableitung der Schwellenwerte keine Messstellen ausgeschlossen.

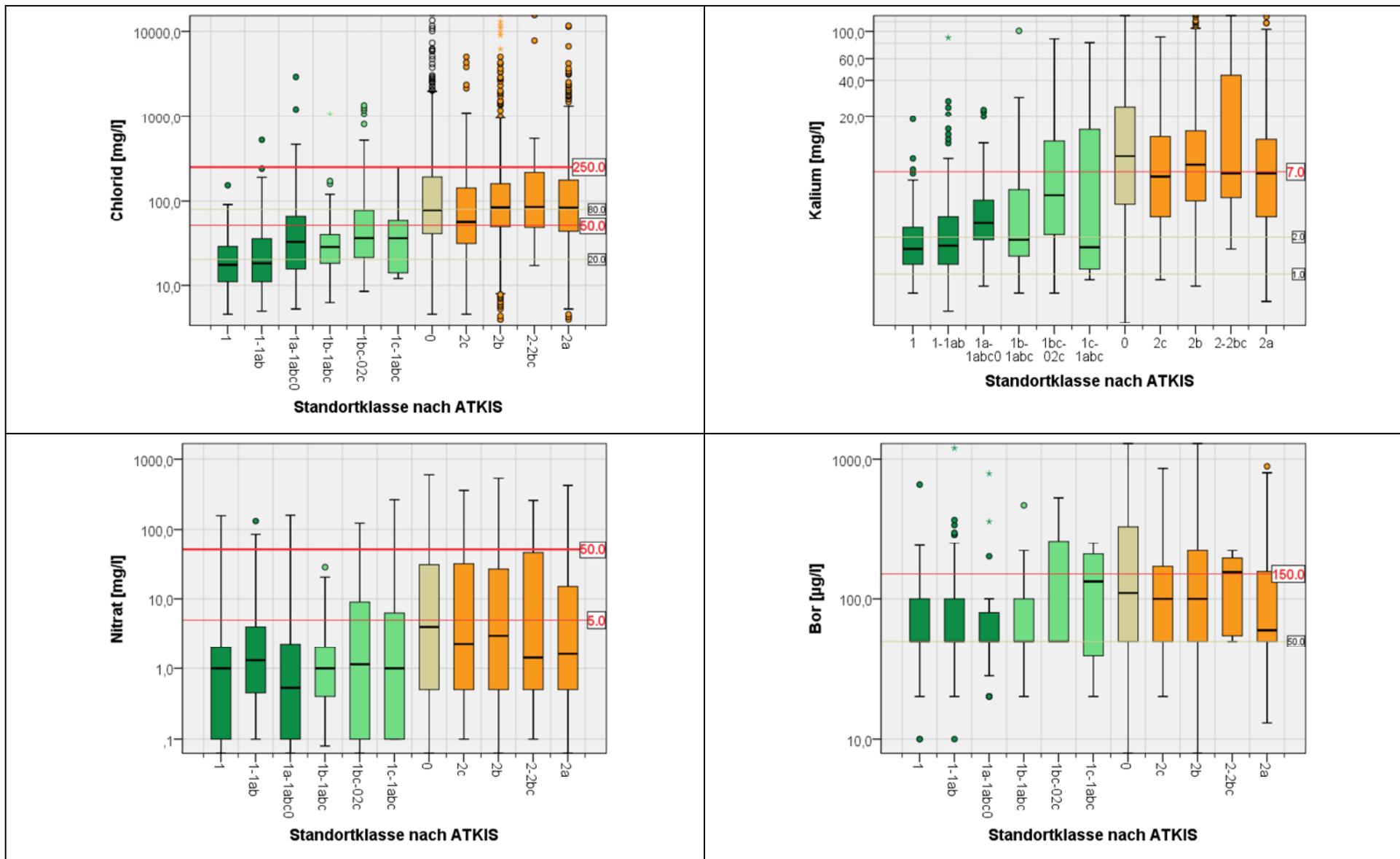


Abb. 5-11: Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor (Maximalwerte pro Messstelle) in quartären und tertiären Lockergesteinen in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung

Für die nicht reaktiven Parameter Chlorid und Kalium zeigt sich ein deutlicher Anstieg der Konzentrationen von den durch Waldnutzung dominierten Standorten (Standortklassen 1, 1-1ab, 1a-1abc0, dunkelgrün markiert) und den Agrarstandorten der Klassen 2a, 2b, 2c, 2-2bc (orange markiert). Die Medianwerte (Balken innerhalb der farbigen Box) erhöhen sich um den Faktor 3 bis 4. Analoge Konzentrationserhöhungen von den Waldstandorten zu den Agrarstandorten lassen sich auch für die Parameter Calcium, Magnesium, Natrium und Sulfat nachweisen.

Nitrat als stark reaktiver Parameter weist eine ähnliche Tendenz auf, doch ist der Trend weniger ausgeprägt. Es treten insgesamt stärkere Streuungen auf, was zum einen an dem in Sachsen-Anhalt etwas erhöhtem Grundniveau von Nitrat (auch unter Waldstandorten) und der Denitrifikation von Nitrat auch unter Agrarstandorten liegt.

Für den konservativen, nicht reaktiven Parameter Bor lässt sich ebenfalls ein entsprechender Trend zeigen. Die Darstellung ist jedoch durch den großen Anteil von Werten unterhalb der verschiedenen Nachweisgrenzen (10, 50, 100 µg/l) geprägt und außerdem durch die deutlich geringeren Analysenzahlen unschärfer (s. Tab. 5-3).

#### **5.1.2.2.2 Ammonium**

Zur Ermittlung der geogenen Hintergrundkonzentrationen für Ammonium wurde die Datenbasis im Vergleich zu der Auswertung der Indikatorparameter erweitert. Es wurden neben Messstellen der Standortklassen 1, 1-1ab, 1a-1abc0 zusätzlich Waldstandorte der Klassen 1b-1abc, 1bc-02c nach ATKIS berücksichtigt. Es wurden für diese Messstellen die Analysen mit den Schwellenwerten des vorgehenden Abschnittes 5.1.2.2.1 bewertet und nur Analysen ohne Indikationen auf anthropogene Beeinflussungen ausgewählt. Für diese Analysen erfolgte eine Ermittlung der maximalen Ammoniumkonzentration je Messstelle. Es verblieben letztlich 274 Messstellen und Maximalkonzentrationen. Diese wurden in Analogie zum Abschnitt 5.1.2.2.1 statistisch ausgewertet und es erfolgte ein Vergleich mit den für die Lockergesteine Brandenburgs ermittelten Parametern und Schwellenwerten (Abb. 5-12).

Es wurden an die empirischen Daten zwei theoretische, eine exponentielle und eine lognormale Verteilung angepasst, die die Normalkonzentrationen und geogen erhöhte Konzentrationen beschreiben:

#### **Sachsen-Anhalt: Maximalwerte für Ammonium aus 274 Messstellen**

2 Populationen:

1. exponentielle Verteilung (geogen-ubiquitäre Normalkonzentrationen):  
Erwartungswert: 0,146 mg/l ( $\lambda = 6,84$ ), 99 %-Perzentil: 0,68 mg/l, Anteil 95,5 %
2. Lognormale Verteilung (geogen erhöhte Konzentrationen):  
Mittelwert 1,0 mg/l, 99 %-Perzentil: 2,82 mg/l, Anteil 4,3 %

#### **Brandenburg: Maximalwerte für Ammonium aus 206 Messstellen**

2 Populationen:

1. exponentielle Verteilung (geogen-ubiquitäre Normalkonzentrationen):  
Erwartungswert: 0,18 mg/l ( $\lambda = 5,56$ ), 99 %-Perzentil: ca. 0,84 mg/l, Anteil ca. 84,3 %
2. Lognormale Verteilung (geogen erhöhte Konzentrationen):  
Mittelwert 1,0 mg/l, 99 %-Perzentil: ca. 3,1 mg/l, Anteil ca. 15,7 %

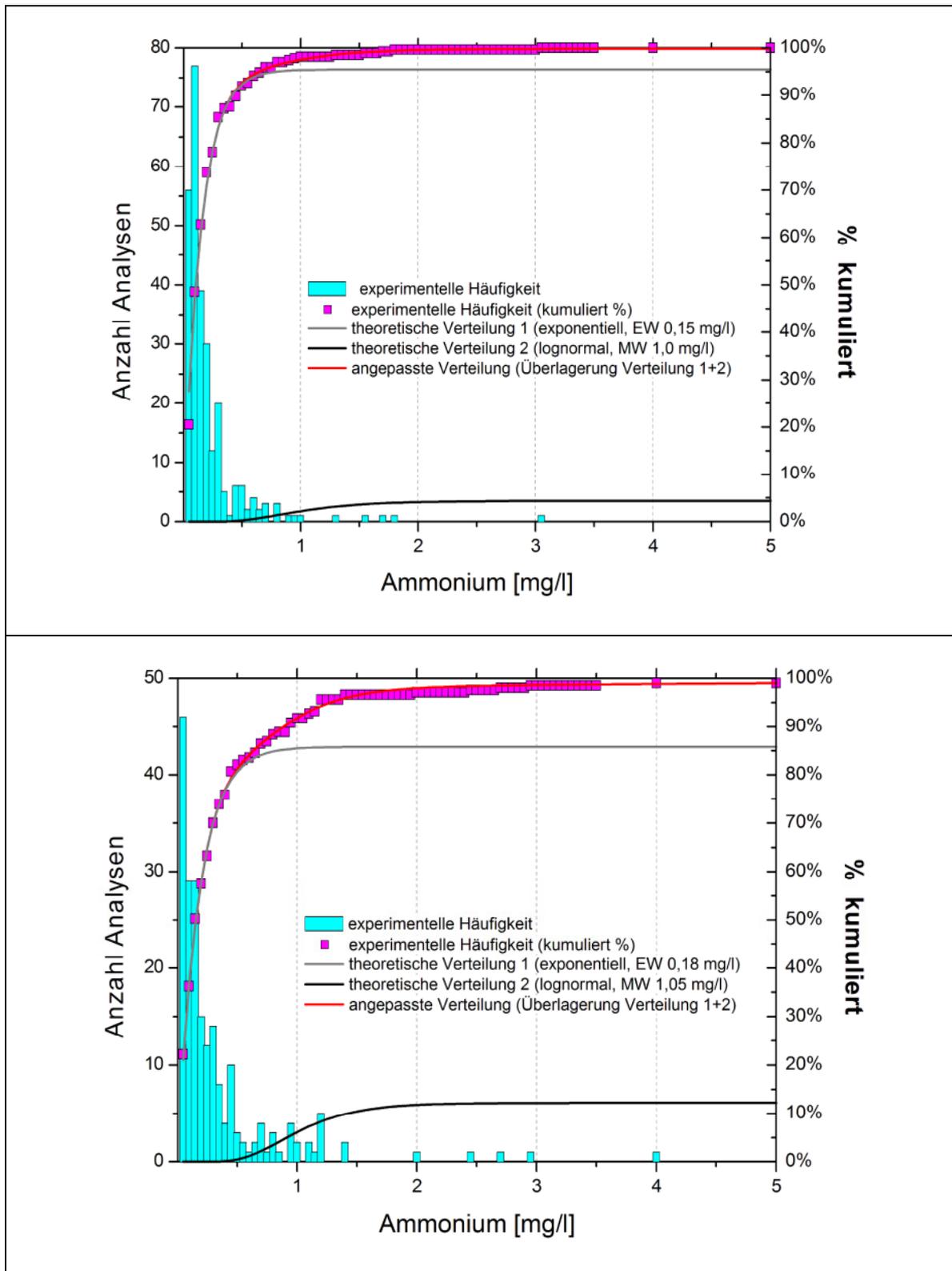


Abb. 5-12: Verteilung der geogenen Ammonium-Konzentrationen in den Lockergesteinen Sachsen-Anhalts (oben, Datenbasis 274 Messstellen) und zum Vergleich Brandenburgs (unten, Datenbasis 206 Messstellen) (empirische und theoretische Verteilungen der Maximalwerte pro Messstelle bei Ausschluss anthropogener Beeinflussungen nach den Kriterien von Tab. 5-2)

Die Parameter der Verteilungen sind für die Lockergesteine Sachsen-Anhalts und Brandenburgs recht ähnlich, in Sachsen-Anhalt liegen nach der Datenbasis geogen tendenziell etwas geringere  $\text{NH}_4$ -Konzentrationen vor (was konform mit den etwas höheren Nitrat-Gehalten ist). Bei der Zusammenführung und Auswertung beider Datensätze (482 Messstellen) ergibt sich:

1. exponentielle Verteilung (geogene Normalkonzentrationen):  
Erwartungswert: 0,157 mg/l ( $\lambda = 6,35$ ), 99 %-Perzentil: 0,73 mg/l, Anteil 91,1 %
2. Lognormale Verteilung (geogen erhöhte Konzentrationen):  
Mittelwert 1,0 mg/l, 99 %-Perzentil: 2,92 mg/l, Anteil 8,9 %

Die bisher für das Lockergestein abgeleiteten Parameter und Schwellenwerte haben sich bestätigt und ließen sich für Sachsen-Anhalt präzisieren. Nach den bisher für Lockergesteine ausgewerteten Daten reichen die geogen-ubiquitären Normalkonzentrationen von Ammonium bis ca. 0,7-0,8 mg/l, geogen erhöhte Gehalte können bis etwa 2,8 bis 3,0 mg/l Ammonium reichen. Da die 99 %-Perzentile die Grundlage der Ermittlung bilden, können bei einem von 100 Fällen diese Konzentrationen auch überschritten werden.

Aufgrund der sehr umfangreichen Datenbasis und den sehr ähnlichen Resultaten für die Lockergesteinsregionen in Sachsen-Anhalt und Brandenburg wird das Ergebnis als statistisch gut abgesichert und sehr belastbar eingeschätzt.

Die Konzentrationsbereiche von Ammonium auf der Basis der Maximalwerte je Messstelle über alle Landnutzungsklassen zeigt Abb. 5-13. Markiert sind der Prüfwert für Ammonium von 0,5 mg/l und der abgeleitete Schwellenwert von 3 mg/l (bei fehlenden Indikationen auf anthropogene Beeinflussung). Eine Unterscheidung zwischen geogen und anthropogen bedingten Konzentrationen wird in Abb. 5-13 nicht getroffen.

Auch die Ammoniumkonzentrationen steigen von den Waldstandorten zu den Agrarstandorten an, doch zeigt sich dieses weniger an den Medianwerten sondern an dem Anteil oberhalb 0,5 mg/l. Bei den Waldstandorten überschreiten die Ammoniumkonzentrationen nur bei weniger als 10 % der Messstellen den Prüfwert von 0,5 mg/l. Bei den landwirtschaftlich beeinflussten Standorten ist dieser Anteil deutlich höher, i.A. ca. 25 % und mehr.

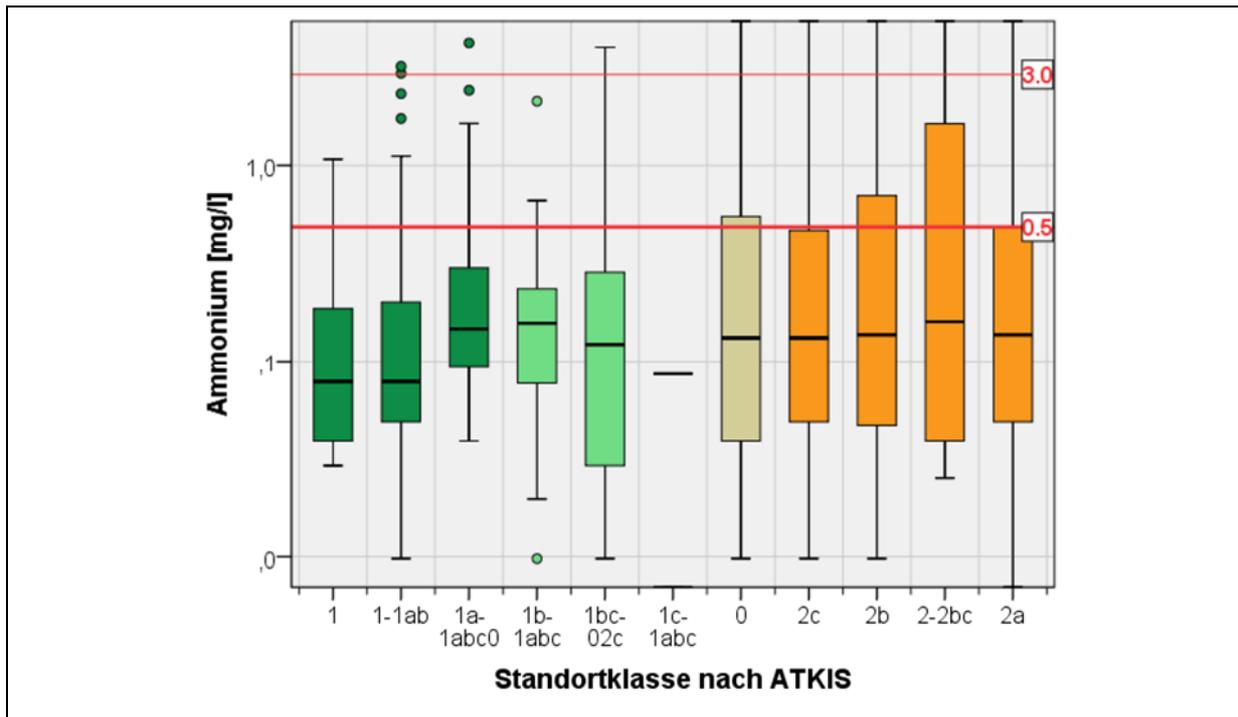


Abb. 5-13: Konzentrationsbereiche für Ammonium (Maximalwerte pro Messstelle) in quartären und tertiären Lockergesteinen in Abhängigkeit von der Standortklasse der Standortklasse der Landnutzung

Tab. 5-4: Berücksichtigte Messstellen zur Darstellung der Konzentrationsbereiche in Abb. 5-13

	1	1-1ab	1a-1abc0	1b-1abc	1bc-02c	1c-1abc	0	2c	2b	2-2bc	2a
Ammonium	88	151	91	52	94	28	836	24	186	803	578

### 5.1.2.3 Einfluss der naturräumlichen Faktoren auf die Konzentrationen der Stickstoffspezies

Neben der Landnutzung, die die Konzentrationen sowohl der Indikatorparameter als auch des Ammoniums deutlich beeinflussen, wirken weitere naturräumliche Faktoren und modifizieren die Gehalte.

Abb. 5-14 und Abb. 5-15 zeigen die Zusammenhänge zwischen Filterteufe und Flurabstand bzw. Grundwasserneubildung und modellierten mittleren jährlichen Stickstoffeinträgen ins Grundwasser und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in den Messstellen (Maximalwerte je Messstelle). Die Angaben zu Flurabstand, Grundwasserneubildung und Stickstoffeinträgen entstammen den Daten des Modellsystems GROWA-WEKU-MEPhos (Kuhr et al 2012; Kuhr et al 2014) (s. Kap. 4.3.2). Für die Parameter Grundwasserneubildung und Flurabstand aus anderen Berechnungsmodellen bzw. Datenquellen (s. Tab. 4-1 (6) und (3)) ergeben sich vergleichbare Tendenzen. Die Zuordnung zu den Messstellen erfolgte über die Mittelwerte der Rasterdaten im 500m-Umfeld der Messstelle (s. Kap. 4.2.2). Differenziert wurde dabei jeweils nach der grundsätzlichen Landnutzung im Messstellenumfeld entsprechend Kap. 4.3.1 in Waldstandorte (Standortklassen der Landnutzung 1\*) und Agrarstandorte (Standortklassen der Landnutzung 2\* und 0). Neben den Stickstoffspezies Ammonium und Nitrat wurde der Indikatorparameter Kalium mit dargestellt, weil dieser als Kation hinsichtlich Migration und Adsorption ein ähnliches chemisches Verhalten wie Ammonium zeigt, jedoch keinen

Umwandlungsreaktionen unterliegt. Ergänzt sind in den Abbildungen die Schwellenwerte anthropogener Beeinflussungen nach Kap. 5.1.2.2 sowie für Ammonium und Nitrat die entsprechenden Prüfwerte.

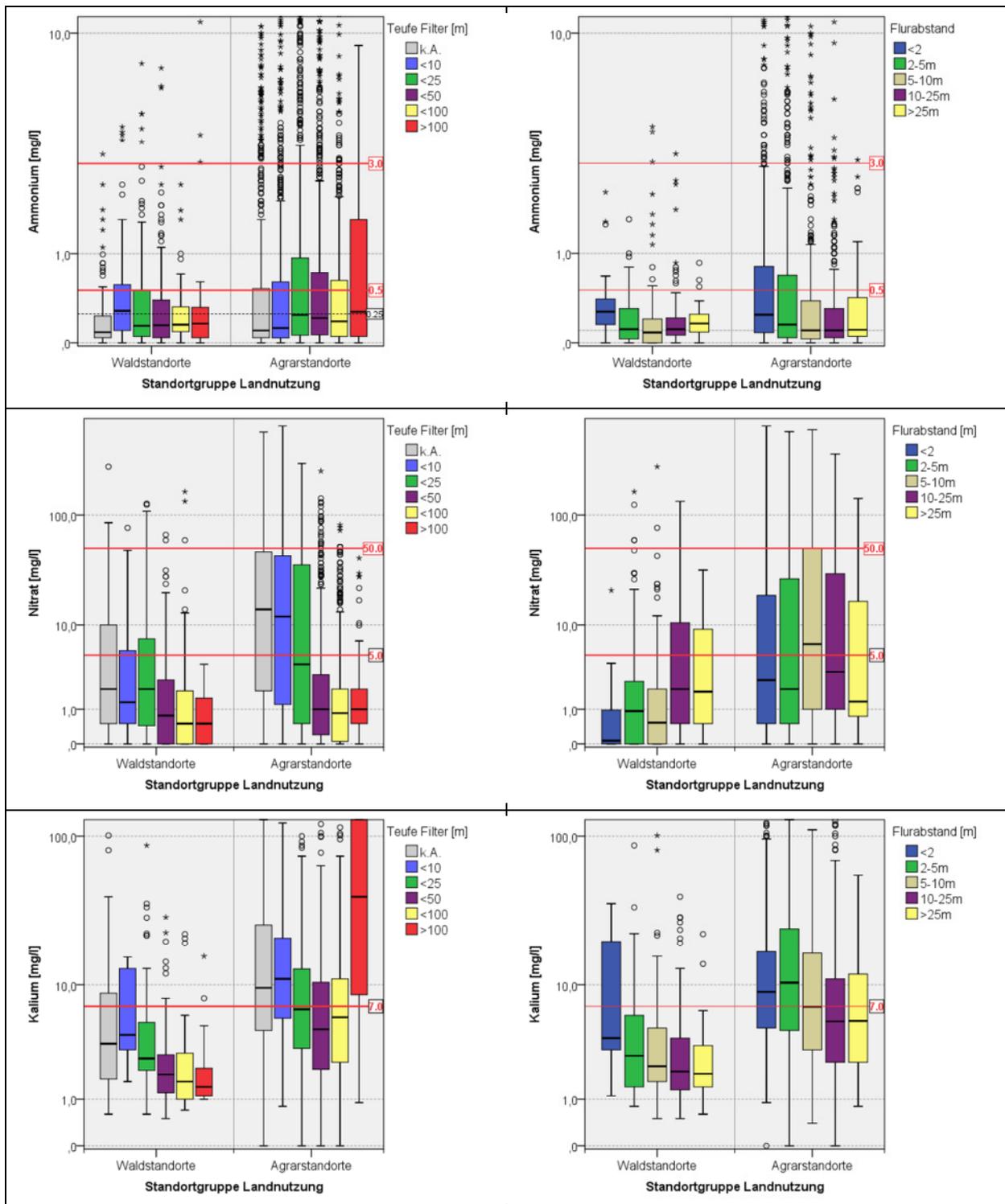


Abb. 5-14: Zusammenhänge zwischen Teufe (links) und Flurabstand (rechts) und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in quartären und tertiären Lockergesteinen außerhalb der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten

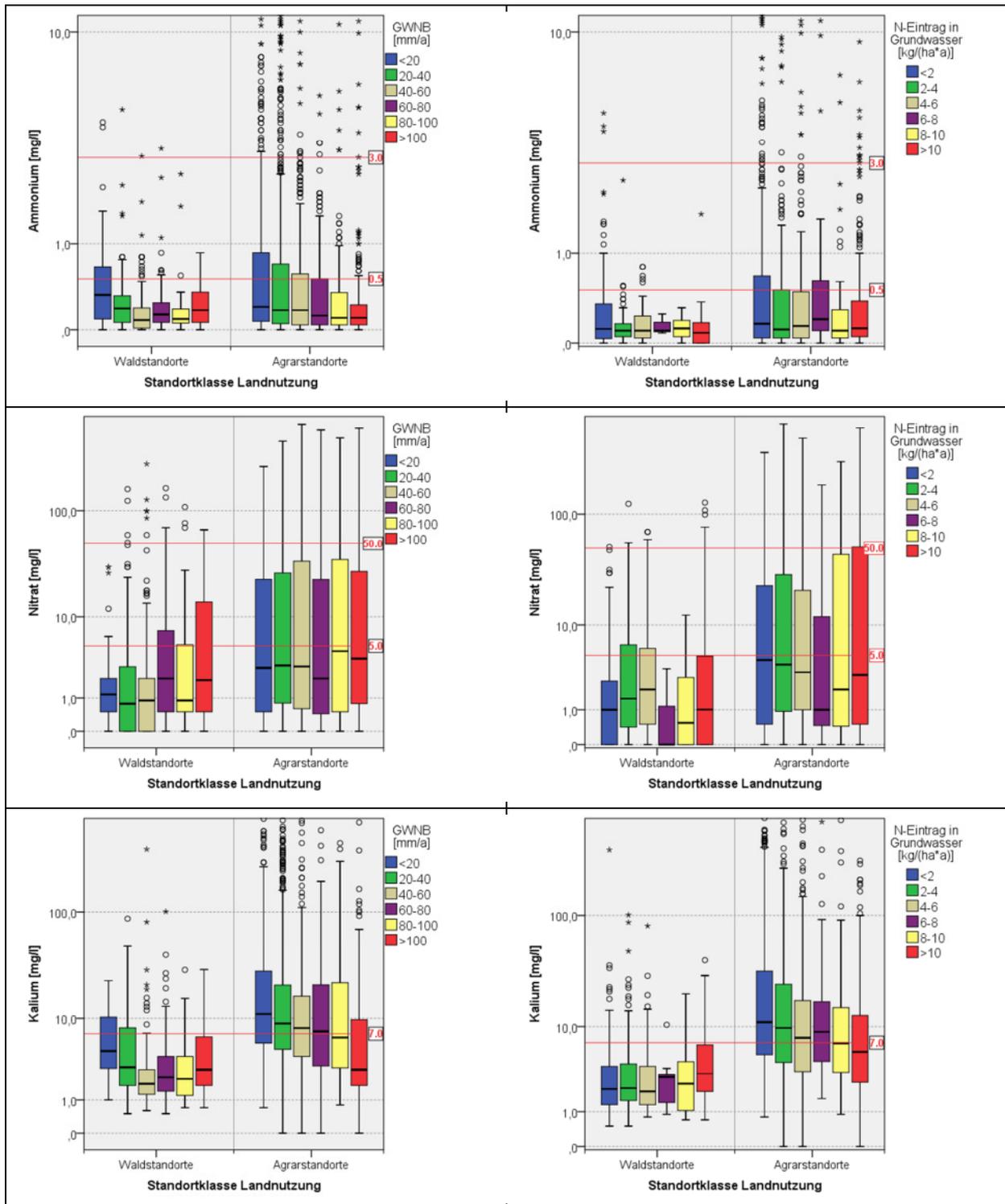


Abb. 5-15: Zusammenhänge zwischen Grundwasserneubildung (links) und Stickstoffeintrag ins Grundwasser (rechts) nach GROWA-WEKU-MEPhos (Kuhr et al 2014) und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in quartären und tertiären Lockergesteinen außerhalb der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten

Die Teufe einer Messstelle unter Gelände (Abb. 5-14 links) zeigt einen deutlichen Einfluss auf die Konzentrationen von Nitrat und Kalium, jedoch kaum auf Ammonium. Für Nitrat und Kalium ist ein signifikanter Rückgang der Konzentrationen mit der Teufe festzustellen, der bei Agrarstandorten auf deutlich höherem Konzentrationsniveau als bei Waldstandorten erfolgt.

Bei Nitrat sind die Konzentrationen ab dem Teufenbereich 25-50 m und tiefer auch bei Agrarstandorten deutlich zurückgegangen (auch wenn Extremwerte den Schwellenwert von 5 mg/l und auch den Prüfwert von 50 mg/l auch hier z.T. überschreiten). Der Konzentrationsrückgang mit der Teufe ist auf die Reduktion von Nitrat mit zunehmender Tiefenmigration und Verweilzeit zurückzuführen. Bei ca. 80 % der Messstellen an Agrarstandorten mit Filterlagen tiefer als 25 m unter Gelände sind die Nitratkonzentrationen auf das Niveau der Hintergrundgehalte zurückgegangen. Die Teufen bis 25 m sind dagegen stark durch die Einträge von der Oberfläche dominiert. Auch bei Waldstandorten ist eine ähnliche Tendenz festzustellen, was die Reduktion des atmosphärisch eingetragenen und aus der Bodenzone freigesetzten Nitrates zurückzuführen ist.

Kalium zeigt eine dem Nitrat ähnliche Tendenz, was auf ähnliche Eintragspfade und -quellen zurückzuführen ist (Einträge durch Düngestoffe, auch Freisetzungen aus der Bodenzone bei bodenchemischen Prozessen). Es ist grundsätzlich ein Konzentrationsabfall mit der Teufe zu beobachten, dieser findet unter Agrarstandorten wiederum auf stark erhöhten Niveau statt, was auf entsprechende landwirtschaftliche Kalium-Einträge zurückzuführen ist. Mit zunehmender Verweilzeit im Untergrund wird Kalium an der Feststoffmatrix adsorbiert, was die sehr geringen Gehalte in sehr tiefen Messstellen unter Waldstandorten zeigen. Die hohen Konzentrationen in den tiefen Messstellen der Agrarstandorte (> 50 m) und der scheinbare Konzentrationsanstieg ab der Klasse 50-100m Teufe ist auf Salzwasserbeeinflussung eines Teils der Messstellen zurückzuführen. Salzwässer enthalten i.d.R. geogen erhöhte Kalium-Gehalte.

Ammonium zeigt diese deutlichen Tiefentrends von Nitrat und Kalium kaum. Unter Waldstandorten ist anhand des 75%-Perzils (Oberkante der farbigen Box) ein Rückgang der Gehalte mit der Tiefe festzustellen. Die erhöhten Gehalte im oberflächennahen Bereich (Klassen bis 25 m Teufe) gehen auf geogene Stofffreisetzungen aus organischen Sedimenten aber auch anthropogenen Einträgen an stärker anthropogen geprägten Standorten zurück. Die Abnahme mit der Teufe ist auf die zunehmende  $\text{NH}_4$ -Adsorption bei längeren Fließwegen im Untergrund zurückzuführen. Unter Agrarstandorten existiert in allen Teufenklassen ein erhöhtes Konzentrationsniveau mit vielen anthropogen bedingten Extremwerten über 3 mg/l, aber keine Teufentendenz. Die erhöhte Gehalte der Klasse > 100 m Teufe sind auf den Einfluss geogen geprägten, versalzener Tiefenwässer mit erhöhten Ammonium-Gehalten zurückzuführen.

Die Konzentrationen von Ammonium und Kalium zeigen deutliche Abhängigkeiten vom **Flurabstand** (Daten nach Kuhr et al. 2012, Abb. 5-14 rechts). Für beide Parameter ist ein Abfall der Konzentrationen mit zunehmendem Flurabstand festzustellen. Bei Agrarstandorten erfolgt dieser Trend wiederum auf einem deutlich erhöhten Konzentrationsniveau. Für das nicht reaktive Kalium ist die Tendenz auf die Fixierung der Einträge von der Oberflächen in der Versickerungszone zurückzuführen. Bei geringmächtiger Versickerungszone (Flurabstand < 2 m und 2-5 m) liegen dem entsprechend stark erhöhte Gehalte im Grundwasser vor. Ammonium ist als Kation mit ähnlicher Adsorptionstendenz denselben Prozessen unterworfen, unterliegt jedoch zusätzlich Umwandlungsprozessen. Geringe Flurabstände < 2 m sind häufig mit Vernässungen der Versickerungs- und der Bodenzone durch Kapillaraufstieg z.T. auch durch Staunässe verbunden, was zu geringer Durchlüftung und einem zunehmend reduzierten Milieu führt (anmoorige Böden, Gleye). Ammonium wird unter diesen Umständen in der Versickerungszone nicht nitrifiziert und kann ins Grundwasser verlagert werden. Große Flurabstände mit entsprechend mächtiger Versickerungszone beinhalten i.d.R. oxidierende Verhältnisse in den Ammonium nitrifiziert wird, sodass geringere Konzentrationen ins Grundwasser gelangen.

Nitrat zeigt nach Abb. 5-14 rechts keine deutliche Abhängigkeit vom Flurabstand. Nitrat wird als Anionen in der Versickerungszone kaum zurückgehalten. Hydrochemisch weist Nitrat ein

dem Ammonium entgegengesetztes Verhalten auf. Bei Waldstandorten sind die sehr geringen Konzentrationen bei geringen Flurabständen und die Tendenz des Konzentrationsanstieges mit zunehmendem Flurabstand möglicherweise durch Denitrifikation des Nitrates unter stärker reduzierten Bedingungen bei geringen Flurabständen bedingt. Auf Agrarstandorten dominieren insgesamt die Einträge das Bild, obwohl Tendenzen erkennbar sind (Anstieg der Konzentrationen von der Klasse <2 m Flurabstand zu Klasse 5-10m; Abfall zu größeren Flurabständen).

Die **Grundwasserneubildung** (hier berechnet mit dem Modell GROWA, Kuhr et al 2014) ist von einer Reihe Faktoren wie klimatischen Verhältnissen, Ausbildung der Vegetation, Aufbau der ungesättigten Zone und dem Flurabstand abhängig. Insbesondere der Flurabstand korreliert eng mit der Grundwasserneubildung (s. Abb. 4-16 in Jahnke 2013a). Geringe Flurabstände (insbesondere < 2 m) sind i.d.R. mit geringer Grundwasserneubildung verbunden. Es sind in Abb. 5-15 links deshalb grundsätzlich ähnliche Abhängigkeiten zu erwarten wie in Abb. 5-14 rechts. Es ist jedoch immer zu beachten, dass es sich bei der Grundwasserneubildung um einen (großräumig) modellierten Parameter mit eingeschränkter Aussage an einem lokalen Standort handelt.

Es sind für die Lockergesteine trotzdem recht deutliche Tendenzen erkennbar. Ammonium und Kalium weisen eine Abnahme der Konzentrationen im Grundwasser mit zunehmender Grundwasserneubildung nach GROWA auf. Dieses ist zum einen auf die beim Flurabstand diskutierten Prozesse der Kationenadsorption in der Versickerungszone zurückzuführen. Zum anderen können verstärkte Nitrifikationsprozesse des Ammoniums mit erhöhter Grundwasserneubildung einhergehen (erhöhter Eintrag an gelöstem atmosphärischen Sauerstoff). Denkbar ist zusätzlich auch eine Verdünnung der eingetragenen Konzentrationen durch erhöhte Grundwasserneubildung.

Für Nitrat sind für Waldstandorte ebenfalls die beim Flurabstand diskutierten schwachen Tendenzen erkennbar. Bei Agrarstandorten gibt es jedoch keine Differenzierungen, die Einträge dominieren die Konzentrationen.

Interessant ist auch ein Vergleich mit den im System GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al. 2012; Kuhr et al. 2014) modellierten **Stickstoffeinträgen** ins Grundwasser (Abb. 5-15 rechts). Die für die Berechnung der Grundwasserneubildung getroffenen Anmerkungen gelten in noch größerem Maße für die modellierten Stickstoffeinträge. Neben der komplexen Berechnung der Grundwasserneubildung wird der Stickstoffaustrag aus der Bodenzone und der Transfer durch die ungesättigte Zone ins Grundwasser modelliert, was eine Vielzahl von Parametern erfordert, die in großräumigen Modellen vielfach nur in Form von Schätzungen oder Annahmen eingehen können. Es handelt sich hier um einen großräumig (im Hinblick auf die Einträge in Oberflächengewässer auf Einzugsgebietsmaßstab) modellierten Parameter mit eingeschränkten Standortaussagen. Für die Konzentrationen von Ammonium und Nitrat lassen sich auf der Skala des 500 m Messstellenumfeldes keine Zusammenhänge mit den modellierten N-Einträgen ins Grundwasser erkennen. Interessanterweise zeigt sich für Kalium unter Agrarstandorten ein negativer Zusammenhang mit den modellierten N-Einträgen. Die Ursache ist möglicherweise, dass die modellierten N-Einträge aus GROWA-WEKU-MEPHos eine deutliche Korrelation mit der Grundwasserneubildung aufweisen und aufgrund der Zusammenhänge zwischen Kalium, Grundwasserneubildung und Flurabstand hier eine Querkorrelation auftritt.

### 5.1.3 Region des Altpaläozoikums des Harzes (BZE-Nr. 12, 13 und z.T. 7)

#### 5.1.3.1 Datenbasis

In der Region des Harzes liegen Daten zu 82 Standorten mit 83 Messpunkten vor. Die Art der Messpunkte ist sehr vielfältig (Grundwassermessstellen, Brunnen, Quellen, Stollen). Die Messpunkte befinden sich überwiegend in der BZE-Nr. 12 (GWL in altpaläozoischen, metamorphen Gesteinen) (Abb. 5-16), die die größte Flächenverbreitung besitzt. Daneben treten Granite des Karbons und Porphyre des Rotliegenden (BZE-Nr. 13) sowie paläozoische Kalksteine des Devons (BZE-Nr. 7) auf. Es handelt sich um Kluftgrundwasserleiter (BZE-Nr. 12 und 13) und Karstgrundwasserleiter (BZE-Nr. 7).

Die Region umfasst ca. 1266,8 km<sup>2</sup>. Bei 82 Standorten ergibt sich eine mittlere reziproke Messpunktdichte von 15,4 km<sup>2</sup>/Messpunkt.

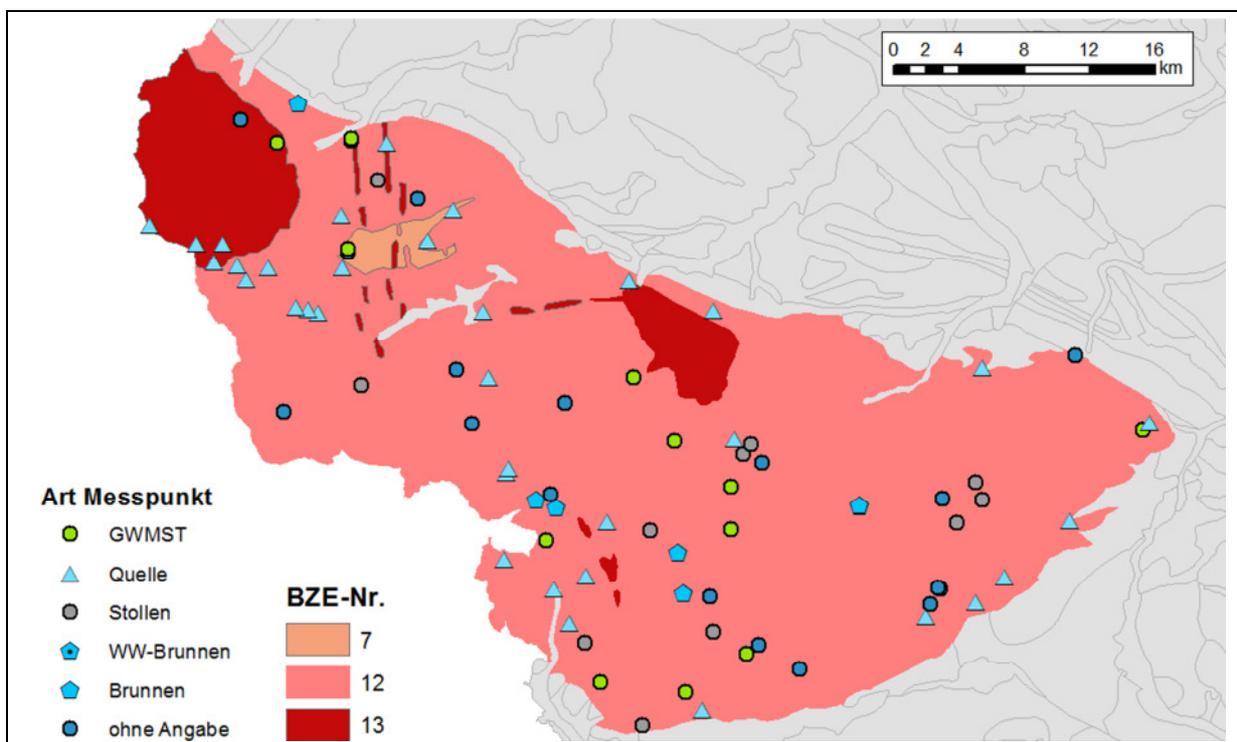


Abb. 5-16: Region Harz: Messpunkte und hydrogeologische Bezugseinheiten (BZE)

Die Grundwassermessstellen und Brunnen weisen Teufen zwischen 4 und 80 m auf. Zu 3 der 34 Quellen liegen Angaben zum oberirdischen und unterirdischen Einzugsgebiet vor (Barenbergquelle, Calcium-Radium-Quelle, Eggeröder Brunnen). Zu den Stollen gibt es keine Angaben zu Strecken und Tiefen.

Die Flächennutzung in der Region ist vielfach durch großräumig zusammenhängende Waldgebiete bestimmt (Abb. 5-17). Daneben ist im Osten und Süden Ackerland verbreitet. Entlang der Gewässerläufe erfolgt vielfach Grünlandnutzung.

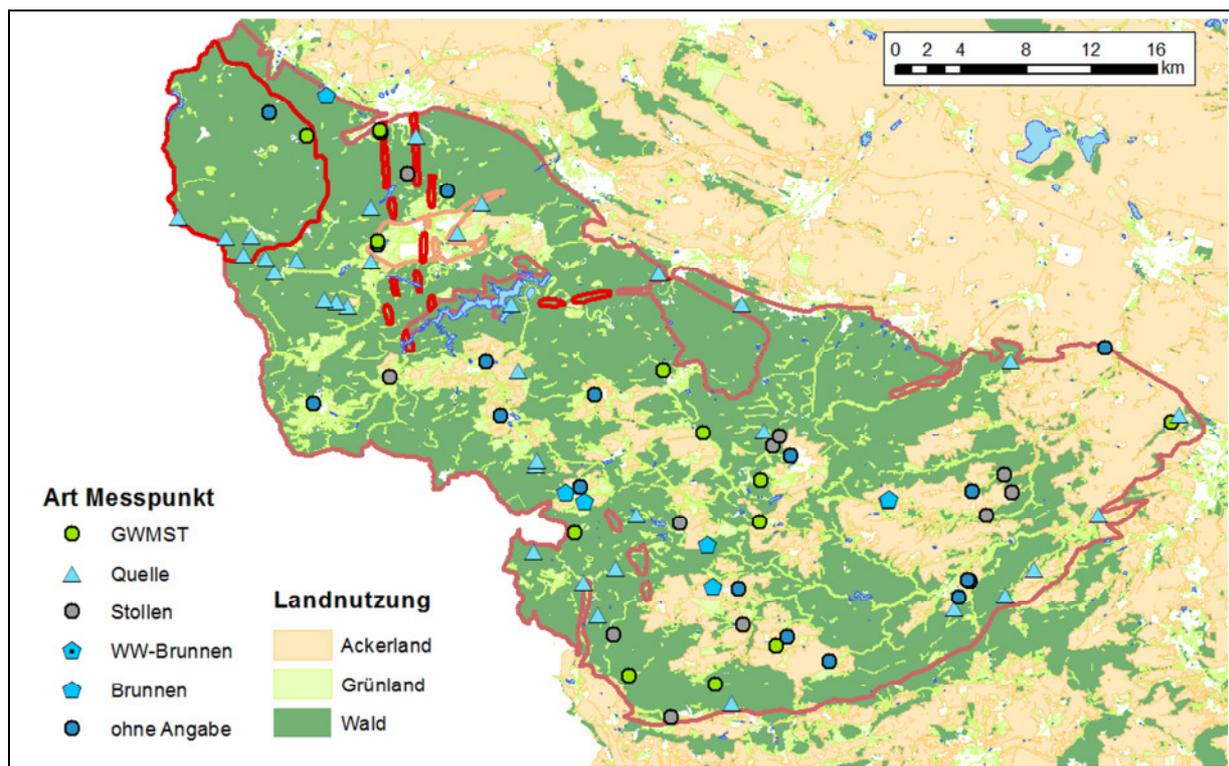


Abb. 5-17: Region Harz: Messpunkte und Landnutzung nach ATKIS-DLM

Die Charakterisierung des Messstellenumfeldes erfolgte nach dem Konzept des radialen Abstandes (Kap. 4.2.2), auch für Quellen und Stollen, da nur sehr eingeschränkt Angaben zu konkreten Einzugsgebieten vorhanden sind und eine Gleichbehandlung aller Standorte angestrebt ist.

Die Art der Messstelle in Zusammenhang mit Standortklassen nach dem ATKIS-DLM entsprechend der Definition in Kap. 4.2.2 und 4.3.1 zeigt Tab. 5-5:

Tab. 5-5: Art der Messstelle und Standortklassen nach ATKIS-DLM: Anzahl der Messpunkte

Standortklasse nach ATKIS	Art der Messstelle					
	Brunnen	GWMST	Quelle	Stollen	unbekannt	gesamt
1		2	5	1		8
1-1ab			10			10
1a-1abc0		1	6	1		8
1b-1abc	2	3	3	1	1	10
1bc-02c					2	2
1c-1abc		1		3	1	5
0	1	6	6	3	5	21
2c	3		1	1	2	7
2b	1	1	2	1	2	7
2a			1		4	5
gesamt	7	14	34	11	17	83

In den einzelnen Standortklassen treten i.d.R. nur wenige Messpunkte auf. Waldstandorte der Standortklassen 1, 1-1ab und 1a-1abc0 (weniger als 10 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 200 m Umfeld, maximal 25 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 500 m

Umfeld) sind insgesamt 26 vertreten, was lediglich 1/10 der Datenbasis für das Lockergestein ist.

### **5.1.3.2 Ausweisung von Schwellenwerten anthropogener Beeinflussung**

#### **5.1.3.2.1 Vorbemerkungen**

Eine schematische Definition des Beeinflussungsumfeldes nach Kap. 4.2.2, wie es für die Lockergesteine des Quartärs und Tertiärs in Kap. 5.1.2 benutzt wurde, ist in Kluft- und Karstgrundwasserleitern grundsätzlich problematisch, da der konkrete Zuflussbereich eines Messpunktes von den Kluft- und Karststrukturen in dessen Umfeld und deren Einzugsgebieten abhängt. Diese Strukturen können u.U. linear weit über einen 500 m Abstand hinausreichen. Sie können voneinander ggf. abweichende, oberirdische und unterirdische Einzugsgebiete besitzen, die sehr unterschiedliche Eigenschaften auch hinsichtlich der Grundwasserbeeinflussung aufweisen.

Statistisch gesicherte Aussagen auf der Basis des Beeinflussungsumfeldes analog zu den Grundwasserleitern in quartären und tertiären Lockergesteinen sind deshalb in der Region des Harzes sowohl aufgrund der geringeren Anzahl an vorhandenen Messstellen, als auch der Problematik der Bestimmung des Beeinflussungsumfeldes mit Unsicherheiten behaftet, auch wenn sich vereinzelt Tendenzen erkennen lassen.

Die Schwellenwerte anthropogener Beeinflussungen werden deshalb auf hydrochemischer Basis bei Berücksichtigung aller Messstellen ohne eine Präselektion auf der Basis des Messstellenumfeldes abgeleitet.

#### **5.1.3.2.2 Indikatorparameter**

Abb. 5-18 zeigt die experimentellen Histogramme („Häufigkeiten“) und kumulativen Verteilungen der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor auf der Basis der Maximalkonzentrationen je Messstelle sowie angepasste theoretische (kumulative) Verteilungsfunktionen. Eine Vorselektion von Messstellen nach der Landnutzung erfolgte, wie in den Vorbemerkungen in 5.1.4.2.1 ausgeführt nicht. Zum Vergleich sind die experimentellen kumulativen Verteilungsfunktionen aus den anthropogen wenig beeinflussten Waldstandorten (Standortklassen 1, 1-1ab, 1a-1abc0) der Grundwasserleiter im quartären und tertiären Lockergestein (s. Kap. 5.1.2.2.1) ergänzt.

Für **Chlorid** (Abb. 5-18 links oben) zeigen sich im Vergleich zu den Waldstandorten auf Lockergesteinen geringere Konzentrationen. Ca. 60 % der Messpunkte im Harz weisen maximale Chlorid-Gehalte < 20 mg/l auf. Bei den Waldstandorten im Lockergestein sind es etwa 50 %. Bei etwa 80 mg/l Chlorid laufen beide Verteilungen zusammen, d.h. der Anteil von Messstellen mit Maximalkonzentrationen > 80 mg/l ist für beide Datenkollektive gleich und beträgt etwa 5 %. Beide Verteilungen sind bi- bzw. polymodal. Für den Harz lassen sich die Messdaten bis 80 mg/l durch die Überlagerung von drei Verteilungsfunktionen darstellen. Den geochemischen Hintergrund bilden zwei lognormale Verteilungen mit Mittelwerten von 6,8 mg/l (99 %-Perzentil 53,8 mg/l, Anteil 56 %) bzw. 13,1 mg/l (99 %-Perzentil 22,1 mg/l, Anteil 15 %). Eine dritte lognormale Population mit einem Mittelwert von 36,1 mg/l (99 %-Perzentil 65,5 mg/l, Anteil 22,5 %) ist z.T. mit erhöhten Nitrat-Gehalten verbunden und stellt tendenziell eine anthropogen beeinflusste Komponente dar. Es lässt sich insgesamt eine Hintergrundkonzentration von maximal etwa 50 mg/l ableiten, die vergleichbar mit dem für die Lockergesteine ermittelten Wert ist.

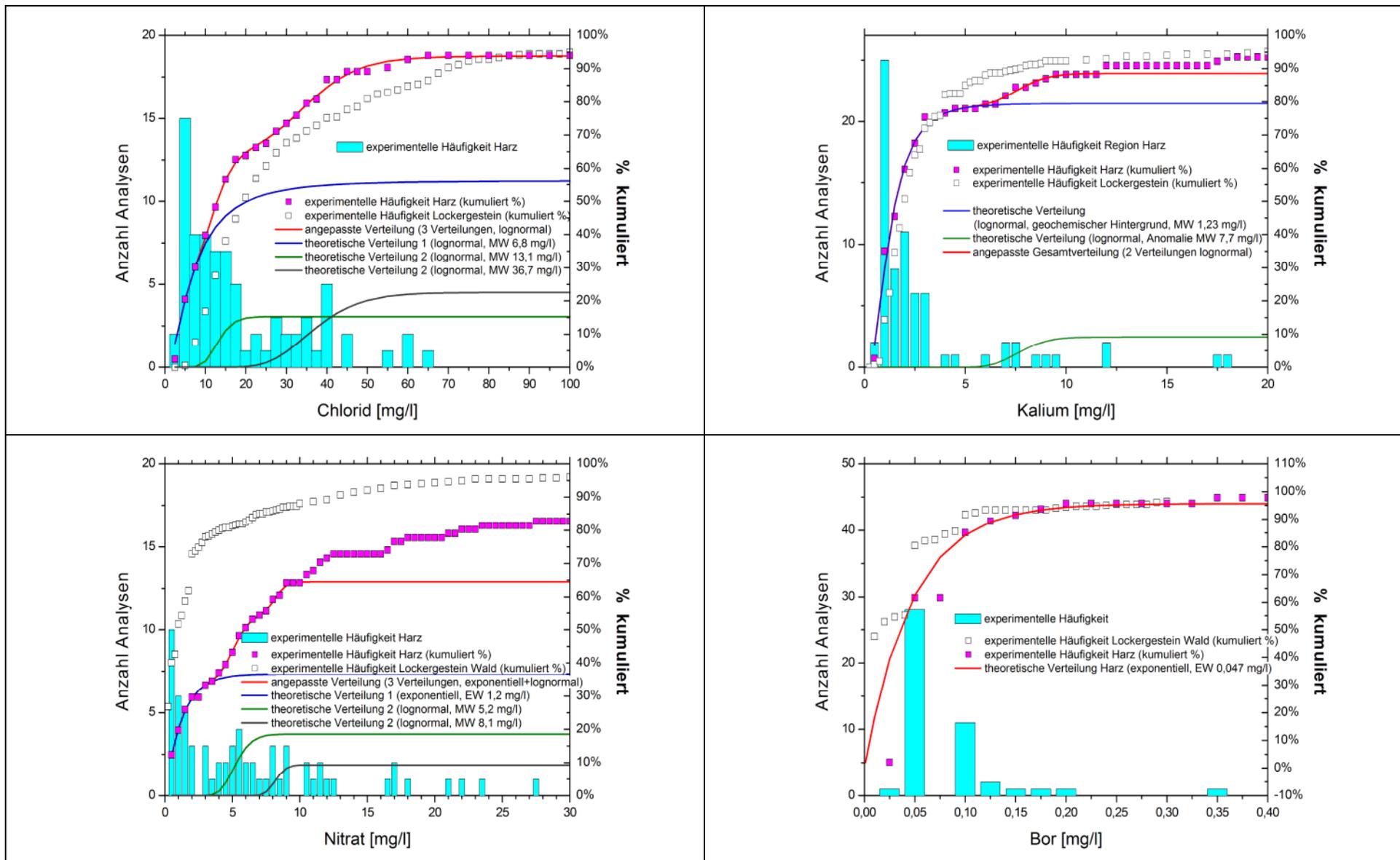


Abb. 5-18: Konzentrationsverteilungen der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor in Region Harz (Vergleich zu Daten Waldstandorte Lockergestein Sachsen-Anhalt) - (empirische und theoretische Verteilungen der Maximalwerte pro Messstelle)

Für **Kalium** (Abb. 5-18, rechts oben) lassen sich die Messdaten bis 12 mg/l (etwa 90 % der Messdaten) mit zwei lognormalen Verteilungsfunktionen anpassen. Den geochemischen Hintergrund repräsentiert die Verteilung mit einem Mittelwert von 1,2 mg/l (99 %-Perzentil 5,7 mg/l, Anteil 79,5 %). Diese Komponente ist vergleichbar mit dem für die Lockergesteine ermittelten Hintergrund (Abb. 5-9, Mittelwert 1,8 mg/l, 99 %-Perzentil 7,6 mg/l). Unterschiede ergeben sich möglicherweise aus der geringeren Datenbasis in der Region Harz.

Eine zweite Population mit einem Mittelwert von 7,7 mg/l (99 %-Perzentil 10,7 mg/l, Anteil 9,1 %) weist überwiegend erhöhte Nitratgehalte > 5 mg/l auf und stellt eine anthropogen beeinflusste Komponente dar. Nahezu alle Messstellen mit Kalium-Konzentrationen > 10 mg/l weisen auch Nitrat-Gehalte > 10 mg/l auf, sind also deutlich anthropogen geprägt.

Für **Bor** (Abb. 5-18, rechts unten) sind Histogramm und Summenkurve wiederum deutlich durch die Nachweisgrenzen (0,05 und 0,1 mg/l) geprägt. Zudem liegen Bor-Analysen nur für 46 Messpunkte vor (übrige Parameter 77 bis 83 Messpunkte s. Tab. 5-6). Die Analyse der Verteilung der Messdaten ist deshalb mit deutlich größeren Unsicherheiten behaftet, als für die übrigen Parameter. Im Vergleich zu den Waldstandorten der Lockergesteine scheinen die Gehalte etwas erhöht. Es wurde eine exponentielle Verteilungsfunktion mit einem Erwartungswert 0,047 mg/l angepasst (95 %-Perzentil 0,15 mg/l, 99 %-Perzentil 0,21 mg/l). Zum Vergleich: Waldstandorte im Lockergestein Erwartungswert 0,025 mg/l, 99 %-Perzentil 0,15 mg/l (s. Abb. 5-10). Ab etwa 175 mg/l sind beide Verteilungen identisch.

Inwieweit die Unterschiede sich aus dem geringeren Datenumfang oder aus einem geogenen und anthropogenen Einfluss ergeben kann nicht abschließend entschieden werden. Es wird für Bor in der Harzregion im Weiteren ebenfalls ein Hintergrundwert von 0,15 mg/l analog zu den Lockergesteinen verwendet.

Die Verteilungsfunktion der Messdaten der Harzregion für **Nitrat** (Abb. 5-18, links unten) zeigt im Vergleich zu den Waldstandorten der Lockergesteine deutlich erhöhte Konzentrationen. Etwa 35 % der Maximalkonzentrationen der Messpunkte für Nitrat im Harz sind > 10 mg/l. Bei den Waldstandorten der Lockergesteine sind es nur etwa 10 %. Während für die übrigen Indikatorparameter die hydrochemische Situation im Harz unabhängig von der Landnutzung vergleichbar dem Hintergrund der Waldstandorte im Lockergestein ist (die Verteilungsfunktionen der Messdaten sind recht ähnlich), ist für Nitrat eine deutliche Konzentrationserhöhung festzustellen. Den geochemischen Hintergrund bildet die Teilpopulation mit einer Exponentialverteilung mit einem Erwartungswert von 1,2 mg/l (99 %-Perzentil 5,7 mg/l, Anteil 36,7 %). Diese ist wiederum vergleichbar dem für die quartären und tertiären Lockergesteine ermittelten Hintergrund (s. Abb. 5-10, exponentielle Verteilung Erwartungswert 0,8 mg/l, 99 %-Perzentil 5 mg/l). Die übrigen Verteilungen in Abb. 5-18, links unten beschreiben Konzentrationen > 5 mg/l und stellen bereits beeinflusste Komponenten dar. Es ist festzustellen, dass in der Harzregion mehr als 60 % der Messpunkte erhöhte Nitratgehalte aufweisen. Ursachen dürften neben den Einträgen, vor allem die in den Karst- und Kluftgrundwasserleitern vermutlich geringen Verweilzeiten der Grundwässer und ein oxidierendes hydrochemisches Milieu sein. Unter diesen Umständen findet eine Denitrifikation von eingetragenem Nitrat nur eingeschränkt statt.

Insgesamt lassen sich in der Harzregion für die Indikatorparameter die Schwellenwerte anthropogener Beeinflussungen analog zu den quartären und tertiären Lockergesteinen entsprechend Tab. 5-2 festlegen. Ursache ist, dass die ausgewählten Parameter in siliziklastischen und karbonatischen Gesteinen nur wenig geogen geprägt sind. Die Gehalte an Chlorid und Bor in diesen Gesteinen sind gering und das in Feldspäten und Tonmineralen vorhandene Kalium, wird kaum freigesetzt und ist stark adsorptiv gebunden. Nur im Fall von Versalzungen durch Fremdwässer sind erhöhte Gehalte für diese Parameter in solchen Gesteinen zu erwarten, weshalb die Zusatzbedingungen in Tab. 5-2 zur Abgrenzung von geogenen Versalzungen definiert wurden. Nitrateinträge sind dagegen überwiegend

anthropogen, werden aber durch das hydrochemische Milieu im Grundwasserleiter modifiziert (Denitrifikation, sofern die Bedingungen dazu gegeben sind).

Abb. 5-19 zeigt die Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter (Maximalwerte je Messstelle) in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung nach der Definition des radialen Messstellenumfeldes s. Kap. 4.3.1 in Boxplot-Darstellung. Markiert sind in den Diagrammen die Schwellenwerte entsprechend Tab. 5-2 und für Nitrat und Chlorid die Grenzwerte der TVO bzw. Schwellenwerte der Grundwasserverordnung (Chlorid 250 mg/l, Nitrat 50 mg/l). Den Darstellungen liegen die Messstellenzahlen in den jeweiligen Standortklassen nach Tab. 5-6 zugrunde:

**Tab. 5-6: Berücksichtigte Messstellen zur Darstellung der Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter in Abb. 5-19**

	1	1-1ab	1a-1abc0	1b-1abc	1bc-02c	1c-1abc	0	2c	2b	2a
<b>Chlorid</b>	8	10	8	10	2	5	21	7	7	5
<b>Kalium</b>	8	10	8	8	2	5	18	6	7	5
<b>Nitrat</b>	8	8	8	10	2	5	21	7	7	5
<b>Bor</b>	5	6	5	3	1	3	11	3	5	4

Es lassen sich kaum Abhängigkeiten von der Landnutzung erkennen, evtl. für sind für Chlorid und Nitrat schwache Tendenzen erkennbar. Ursachen sind zum einen die geringen Analysenzahlen in den einzelnen Klassen (s. Tab. 5-6) bei i.d.R. deutlicher Streuung innerhalb der Klassen und zum anderen das schon in den Vorbemerkungen Kap. 5.1.3.2.1 dargestellte Problem der Identifikation der konkreten Zuflussbedingungen in Kluft-Karstgrundwasserleiter, welches nur durch Standortuntersuchungen ermittelt werden kann. Ein konkretes Einzugsgebiet ist jedoch nur für 3 Quellen der 83 Messpunkte bekannt.

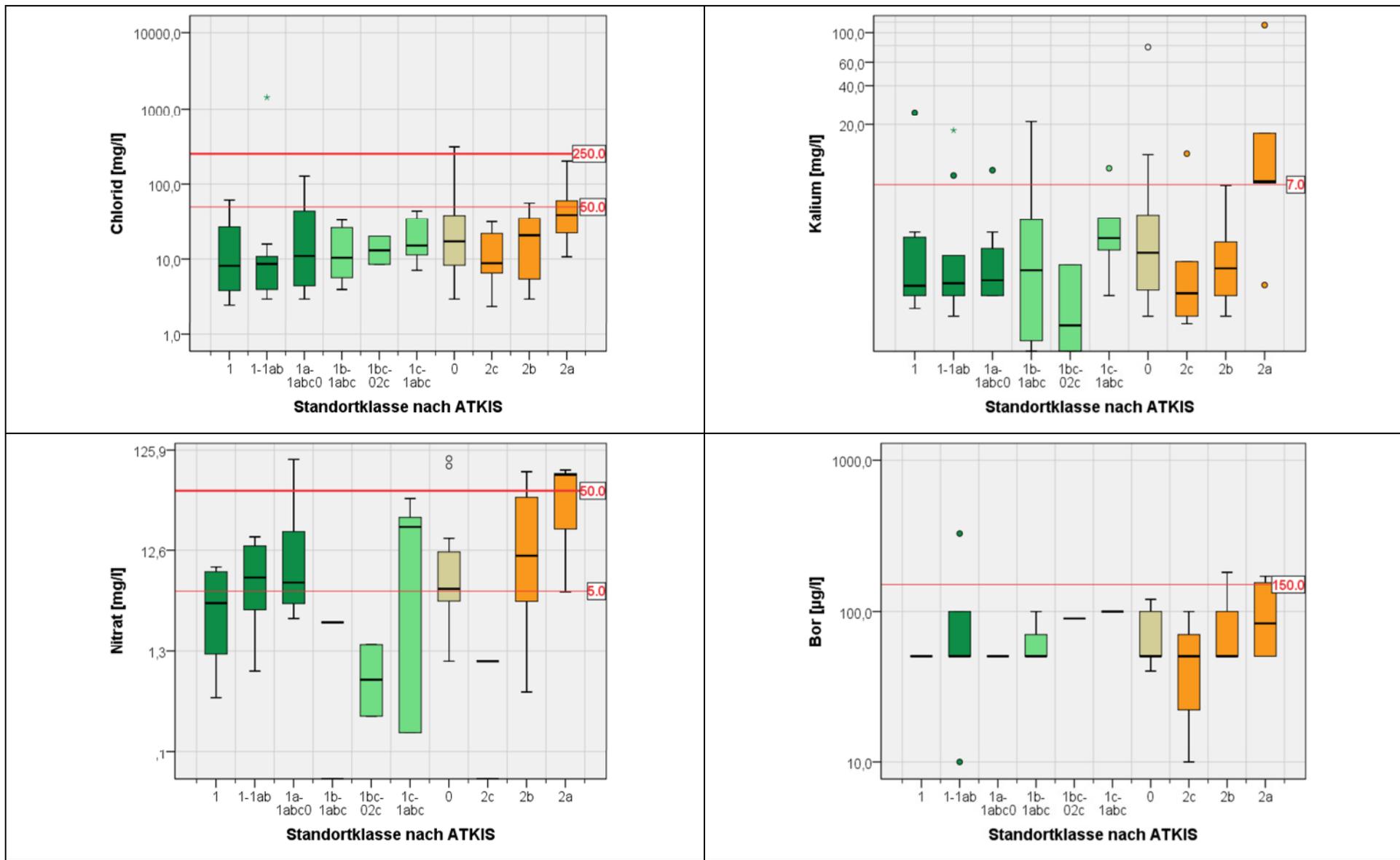


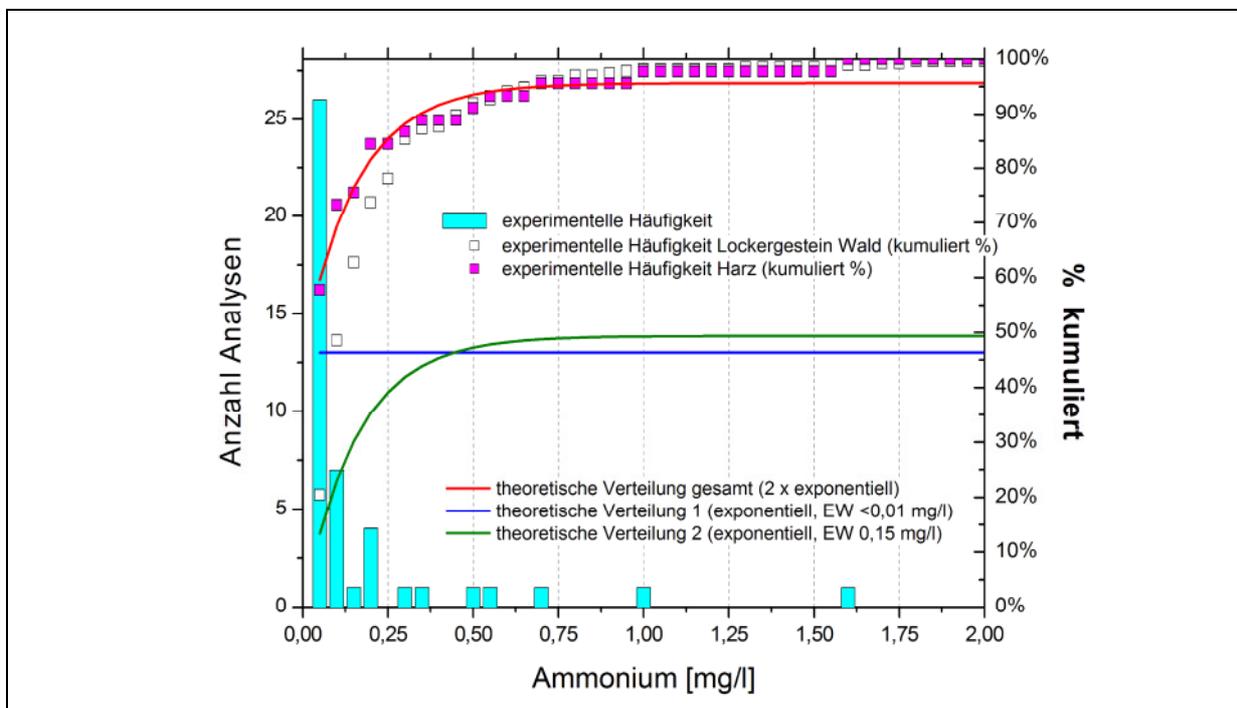
Abb. 5-19: Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor in der Region Harz in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle)

### 5.1.3.2.3 Ammonium

Zur Ableitung der Hintergrundgehalte für Ammonium wurden analog zum Vorgehen bei den Lockergesteinen (Kap. 5.1.2.2.2) alle Analysen mit den auch für den Harz bestätigten Schwellenwerten für anthropogene Beeinflussungen nach Tab. 5-2 bewertet. Aufgrund der geringeren Datenbasis wurden im Unterschied zu den Lockergesteinen hier alle Standorte (nicht nur Waldstandorte) berücksichtigt. Für die nach diesen Kriterien anthropogen nicht beeinflussten Analysen wurden die Maximalwerte je Messstelle bestimmt und daraus die Verteilungsfunktion ermittelt. Nur Analysen aus 46 Messstellen gingen so in die Auswertung ein. Die Ergebnisse zeigt Abb. 5-20. Die Verteilung der Messdaten ist ab etwa 0,26 mg/l im Rahmen der möglichen Genauigkeit identisch zu der entsprechenden Verteilung in den quartären und tertiären Lockergesteinen (s. Abb. 5-12 oben). 91 % der Messpunkte zeigen geogene Konzentrationen < 0,5 mg/l. Lediglich vier Messpunkte zeigen höhere Gehalte (bis maximal 1,6 mg/l), die hier geogen bedingt sind.

Eine exakte Anpassung von theoretischen Verteilungen ist für Ammonium wie beim Bor aufgrund des geringen Datenumfanges problematisch. Es wurden zwei exponentielle Verteilungen an die Daten angepasst. Die erste Verteilung repräsentiert nur Daten unterhalb der Nachweisgrenze, die zweite mit einem Erwartungswert von 0,15 mg/l die Messdaten bis 0,71 mg/l. Diese entspricht der für die quartären und tertiären Lockergesteine in Sachsen Anhalt ermittelten Verteilung der Normalkonzentrationen mit einem Erwartungswert: 0,146 mg/l ( $\lambda = 6,84$ ) und einem 99%-Perzentil: 0,68 mg/l (s. Kap. 5.1.2.2.2). Die in Kap. 5.1.2.2.2 ausgewiesene Population mit geogen erhöhten Konzentrationen ist im Harz nur durch zwei bis drei Messpunkte vertreten und kann nicht mit einer Verteilungsfunktion angepasst werden

Auch für Ammonium bestätigen sich also grundsätzlich die für Lockergesteine abgeleiteten Schwellenwerte.



**Abb. 5-20: Verteilung der geogenen Ammonium-Konzentrationen im Harz (46 Messstellen aller Standortklassen) und Vergleich zum Lockergestein (Datenbasis 274 Messstellen Waldstandorte) (empirische und theoretische Verteilungen der Maximalwerte pro Messstelle)**

Abb. 5-21 zeigt die Konzentrationsbereiche der Maximalwerte pro Messstelle ohne Differenzierung nach anthropogener und geogener Beeinflussung in den Standortklassen der Landnutzung (insgesamt 82 Messstellen).

	Standortklasse der Flächennutzung									
	1	1-1ab	1a-1abc0	1b-1abc	1bc-02c	1c-1abc	0	2c	2b	2a
Anzahl MST	8	10	8	8	2	5	22	7	7	5

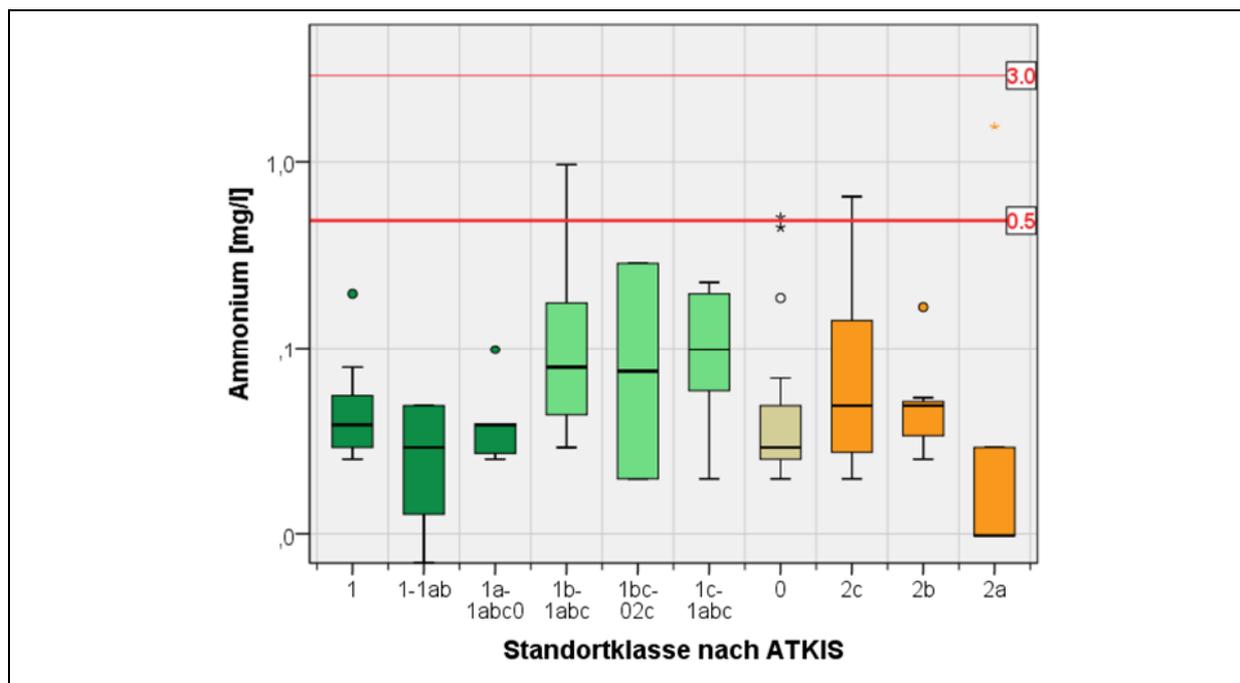


Abb. 5-21: Konzentrationsbereiche von Ammonium in der Region Harz in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle)

Analog zu Abb. 5-19 lassen sich keine Zusammenhänge zwischen Standortklasse und Konzentration erkennen, was aus der schon angesprochenen geringen Datenbelegung der Klassen und der Problematik der Definition des Messstellenumfeldes in Kluft- und Karstgrundwasserleitern zu erklären ist.

### 5.1.3.3 Einfluss der naturräumlichen Faktoren auf die Konzentrationen der Stickstoffspezies

Abb. 5-22 zeigt die Zusammenhänge zwischen Filterteufe und Flurabstand und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in den Messstellen (Maximalwerte je Messstelle). Die Angaben zu Flurabstand entstammen der Daten aus Kuhr et al. 2012; Kuhr et al. 2014 (s. Kap. 4.3.2). Die Zuordnung zu den Messstellen erfolgte über die Mittelwerte der Rasterdaten im 500m-Umfeld der Messstelle (s. Kap. 4.2.2). Aufgrund der geringen Datenbasis und des relativ geringen Einflusses der Landnutzung im Messstellenumfeld auf die Konzentrationen (s. vorgehende Kapitel 5.1.3.2) wurde in der Abbildung nicht nach der Landnutzung differenziert.

Für Ammonium sind aufgrund der allgemein geringen Konzentrationen nur schwache Tendenzen erkennbar. Es deutet sich mit der Tiefe ein Anstieg der Gehalte an (Abb. 5-22 oben links), der durch den entsprechen gegenläufigen Trend beim Nitrat gestützt wird (Abb. 5-22 Mitte links). In den großen Tiefen existieren zunehmend reduzierende Verhältnisse mit Ammonium-Stabilität. Für den Zusammenhang mit dem Flurabstand sind die Trends für Ammonium und Nitrat analog Abb. 5-15. Bei sehr geringen Flurabständen tritt Ammonium leicht erhöht auf, Nitrat zeigt dagegen einen sehr deutlichen Anstieg mit zunehmendem Flurabstand, was auf die fehlende Denitrifikation in den gut belüfteten Karst- und Klufstrukturen in der Versickerungszone bei großem Flurabstand zurückzuführen ist. Für Nitrat und Ammonium sind die Verhältnisse vor allem also durch die Redoxprozesse in einem überwiegend oxidierenden Milieu gesteuert.

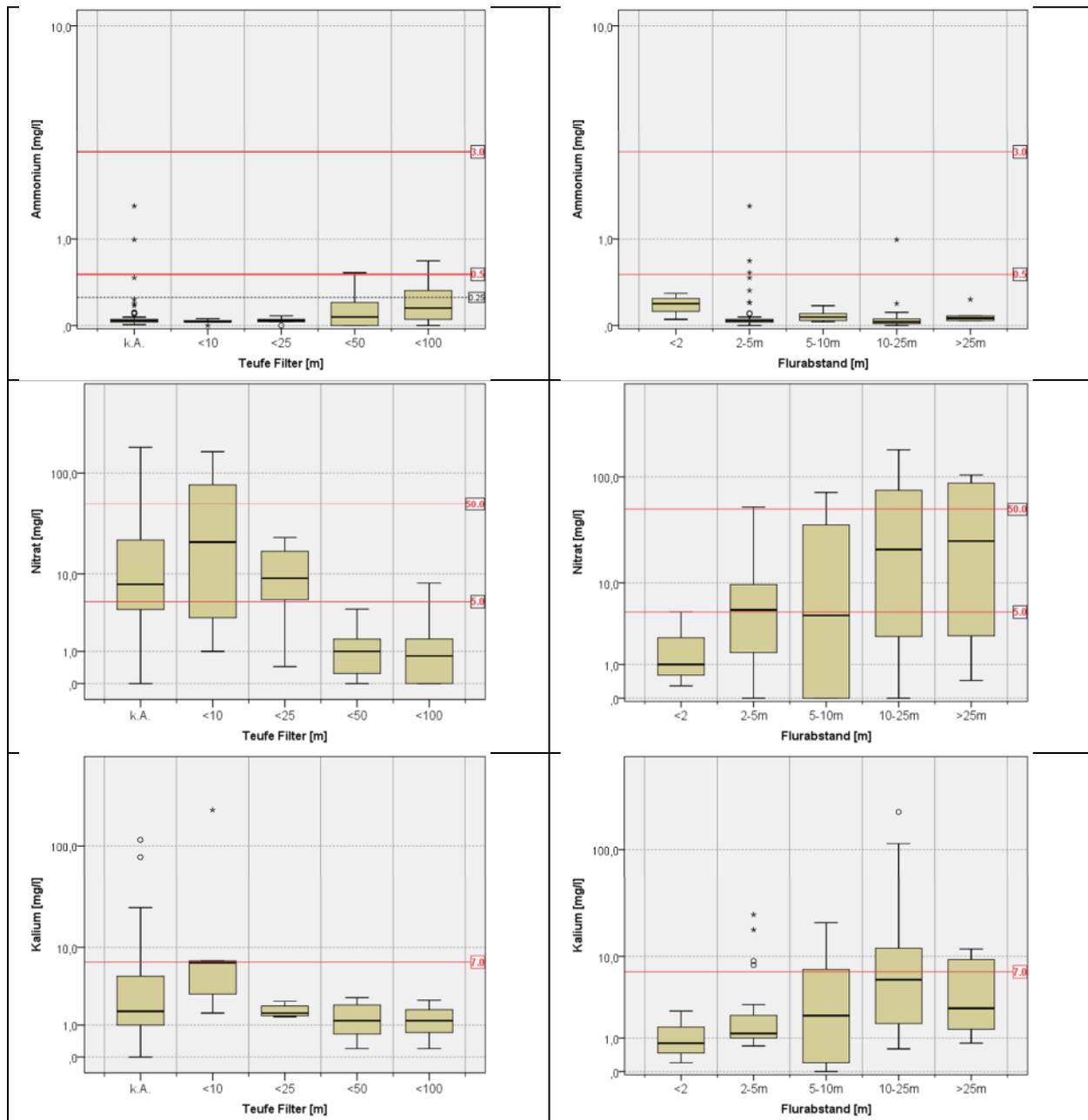


Abb. 5-22: Zusammenhang zwischen Teufe (links) und Flurabstand (rechts) und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in paläozoischen Grundwasserleitern des Harzes

Kalium folgt den Tendenzen des Nitrates (abweichend zu Abb. 5-15 auch für den Flurabstand), was auf überwiegend durch oberflächlichen Eintrag gesteuerte Konzentrationen hinweist. Die Adsorptionskapazität der paläozoischen Kluft- und Karstgrundwasserleiter ist gering. Die Adsorptionsprozesse spielen deshalb eine geringere Rolle als im Lockergestein.

Der Vollständigkeit halber sind in Abb. 5-23 die Spannweiten der Konzentrationen der Parameter in Relation zu den Modellergebnissen von GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al 2012; Kuhr et al 2014) dargestellt. Wie schon in Kap. 5.1.2.3 dargelegt, handelt sich um großräumig, im Hinblick auf die Einträge in Oberflächengewässer auf Einzugsgebietsmaßstab modellierten Parameter mit eingeschränkten Standortaussagen, was auf die Karst-/Kluftgrundwasserleiter des Paläozoikums in noch größeren Maße zutrifft.

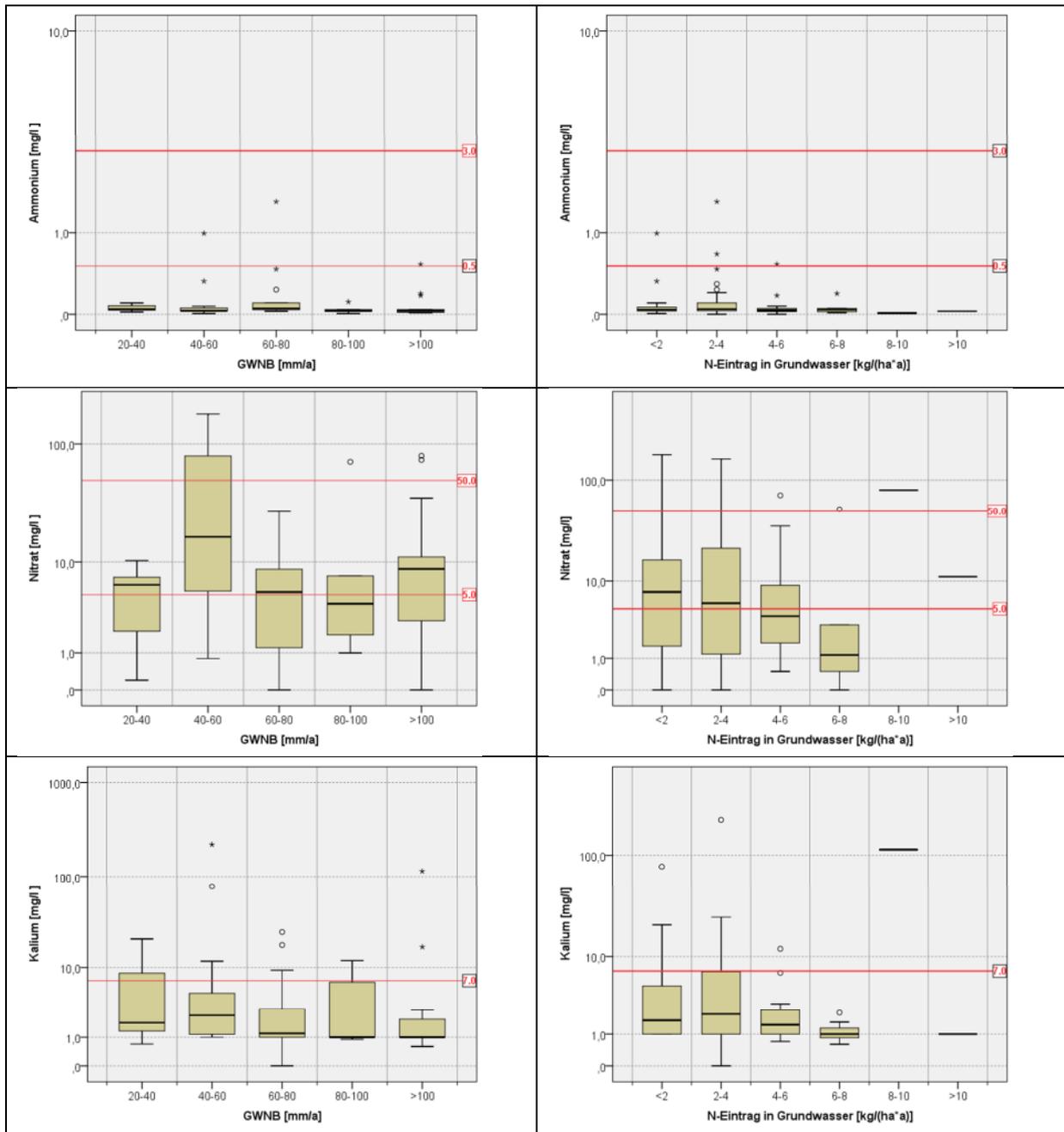


Abb. 5-23: Spannweiten der Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in Abhängigkeit von Grundwasserneubildung (links) und Stickstoffeintrag ins Grundwasser (rechts) nach GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al 2014) in paläozoischen Grundwasserleitern des Harzes

Für die Konzentrationen von Ammonium und Nitrat lassen sich auf der Skala des 500m Messstellenumfeldes keine sinnvoll interpretierbaren Zusammenhänge mit den modellierten N-Einträgen ins Grundwasser erkennen. Die Abfälle der Nitrat- und Kalium-Gehalte mit steigenden modellierten Stickstoffeinträgen sind Stichprobeneffekte und auf die geringe Messstellenanzahl zurückzuführen.

## 5.1.4 Region Mesozoikum und Permokarbon (BZE-Nr. 7-11)

### 5.1.4.1 Datenbasis

Es liegen 1.236 Messpunkte an 1.031 Standorten vor. Bei einer Fläche der hydrogeologischen Bezugseinheiten 7 bis 11 von insgesamt 5.678 km<sup>2</sup> liegt eine Messpunktdichte von 5,5 km<sup>2</sup>/Standort vor, was vergleichbar der Situation für die Lockergesteine ist.

Der größte Teil der Messstellen befindet sich in den BZE-Nr. 8 Buntsandstein (631 Messstellen), Nr. 9 Keuper, Jura, Kreide (363 Messstellen) und Nr. 7 Muschelkalk (163 Messstellen) (s. Abb. 5-24). Die Einheiten Nr. 10 Zechstein und 11 Permokarbon sind geringer vertreten (24 bzw. 62 Messstellen), was auf die geringere Flächenverbreitung der Einheiten und für den Zechstein die geogen-hydrochemischen Probleme zurückzuführen ist. Wiederum wurden Messpunkte, die sich im 2.000 m Umfeld von Braunkohletagebauen befinden, ausgeschlossen was für einige Standorte der hydrogeologischen BZE 7 bis 11 zutrifft. Die mesozoischen Einheiten sind vielfach überdeckt von i.a. geringmächtigen Lockergesteinen, die Grundwassergeringleiter oder –hemmer sein können (Löß und Lößlehm, Verwitterungslehme bzw. Zersatz der mesozoischen Festgesteine), aber z.T. auch eigenständige, geringmächtige Grundwasserleiter ausbilden können.

Tab. 5-7 zeigt die Verteilung der Messstellen bezüglich der Messstellenart und der Standortklasse der Flächennutzung nach der Definition des radialen Beeinflussungsumfeldes (s. Kap. 4.2.2) und dem ATKIS-DLM (entsprechend Kap. 4.3.1). Im Datensatz dieser Region sind nur 18 Messpunkte an anthropogen wenig beeinflussten Waldstandorten enthalten (Standortklassen 1, 1-1ab und 1a-1abc0, weniger als 10 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 200 m Umfeld, maximal 25 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 500 m Umfeld), was nur etwa 1,5 % der Datenbasis entspricht. Dem stehen mehr als 1.000 Messpunkte an landwirtschaftlich dominierten Standorten gegenüber (Standortklassen 2c, 2b, 2-2bc, 2a sowie die Klasse 0, die ebenfalls überwiegend die hydrochemische Charakteristik von landwirtschaftlicher Beeinflussung aufweist s. Abb. 5-11 ). Dieses ist vor allem auf die Nutzungssituation zurückzuführen. Die Region wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt, was vor allem auf die sehr ertragreichen Lößböden zurückzuführen ist (s. Abb. 5-25). Im Gegensatz zum Lockergestein und zum Harz existieren nur wenige größere Waldgebiete.

Für das Lockergestein liegen zum Vergleich 371 Messstellen an 260 Waldstandorten vor (etwa 11 % der Daten, s. Kap. 5.1.2.1). Im Harz sind 31 % der Messpunkte an entsprechenden Waldstandorten positioniert.

**Tab. 5-7: Art der Messstelle und Standortklassen der Flächennutzung im Mesozoikum: Anzahl der Messstellen**

Standort- klasse	Art des Messpunktes							gesamt
	Bohrungen	GWMST	Brunnen	WW-Brunnen	Quelle	Stollen	unbekannt	
<b>1</b>	0	2	0	0	1	0	0	<b>3</b>
<b>1-1ab</b>	0	6	1	0	2	0	2	<b>11</b>
<b>1a-1abc0</b>	0	1	1	0	2	0	0	<b>4</b>
<b>1b-1abc</b>	0	4	0	4	2	0	2	<b>12</b>
<b>1bc-02c</b>	1	9	0	5	3	0	10	<b>28</b>
<b>1c-1abc</b>	0	3	1	3	0	0	1	<b>8</b>
<b>0</b>	9	129	47	19	16	3	190	<b>413</b>
<b>2c</b>	5	32	6	10	1	0	26	<b>80</b>
<b>2b</b>	19	166	16	34	7	1	109	<b>352</b>
<b>2-2bc</b>	0	4	0	0	0	0	1	<b>5</b>
<b>2a</b>	3	191	12	12	10	2	88	<b>318</b>
<b>Gesamt</b>	<b>37</b>	<b>547</b>	<b>84</b>	<b>87</b>	<b>44</b>	<b>6</b>	<b>429</b>	<b>1233</b>

Bezüglich der Art des Messpunktes dominieren Grundwassermessstellen und Messpunkte unbekannter Art aus dem FIS, die vermutlich jedoch ebenfalls überwiegend Grundwassermessstellen darstellen.

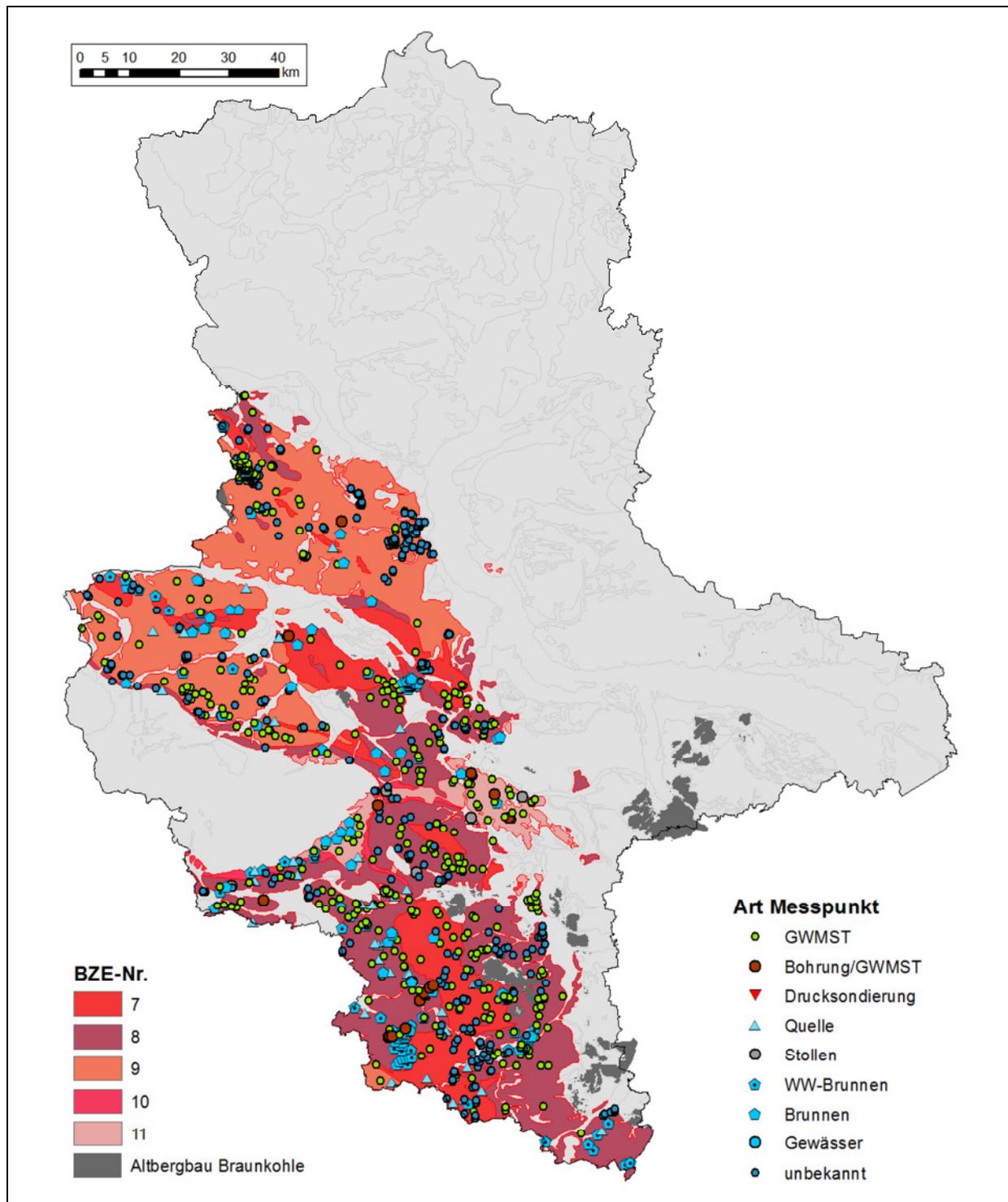


Abb. 5-24: Region mesozoische Grundwasserleiter, BZE 7 bis 11: Messpunkte und hydrogeologische Bezugseinheiten (BZE)

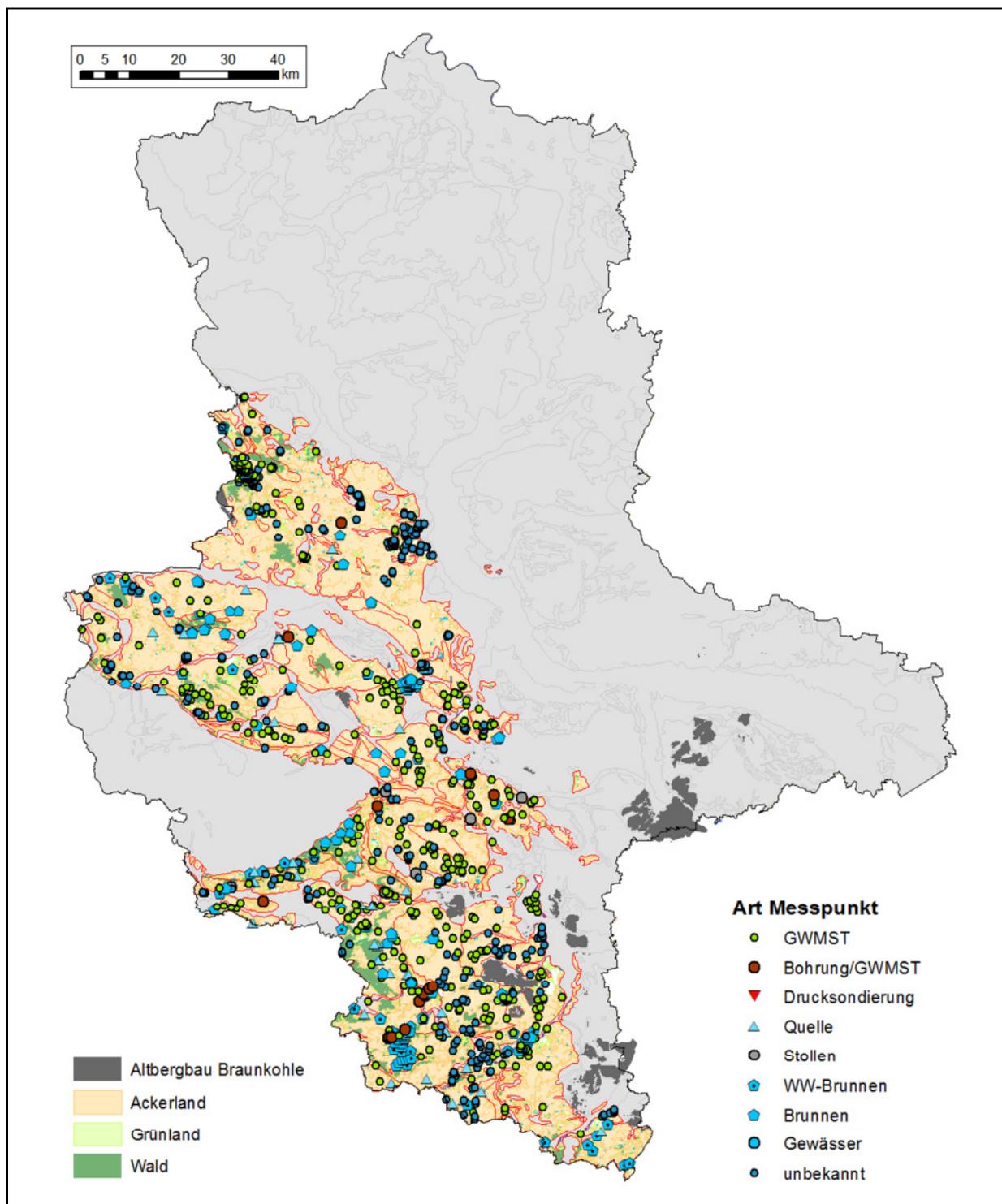


Abb. 5-25: Region Mesozoische Grundwasserleiter, BZE 7 bis 11: Messpunkte und Landnutzung nach ATKIS-DLM

## 5.1.4.2 Ausweisung von Schwellenwerten anthropogener Beeinflussung

### 5.1.4.2.1 Vorbemerkungen

Auch für das Mesozoikum treffen die für die Region des Harzes festgestellten Einschränkungen zu

1. Es liegt nur eine sehr geringe Anzahl von Messstellen an Waldstandorten der Standortklassen 1, 1-1ab und 1a-1abc0 und damit zur statistisch gesicherten Ableitung von Hintergrundgehalten. Es sind wiederum Vergleiche mit dem Lockergestein und Analogieschlüsse erforderlich.
2. Ebenfalls ist die Problematik der Ausweisung des Beeinflussungsumfeldes in Kluft- und Karstgrundwasserleitern von Bedeutung. In reinen Kluft-Karstgrundwasserleitern (Kalk- und Gips-/Anhydrit-Gesteine und z.B. Muschelkalk, Zechstein) ist die Definition eines Beeinflussungsumfeldes nach Kap. 4.2.2 problematisch. Die Sandsteine (Buntsandstein, Keuper, z.T. Jura und Kreide) sind i.a. Porengrundwasserleiter, die jedoch vielfach durch Kluftstrukturen überprägt sind. Hier ist die Definition eines Beeinflussungsumfeldes nach Kap. 4.2.2 sinnvoll.

#### 5.1.4.2.2 Indikatorparameter

Abb. 5-26 zeigt die Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung. Den Darstellungen liegen die Messstellenzahlen in den jeweiligen Standortklassen nach Tab. 5-8 zugrunde.

**Tab. 5-8: Berücksichtigte Messstellen zur Darstellung der Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter in Abb. 5-26**

	1	1-1ab	1a-1abc0	1b-1abc	1bc-02c	1c-1abc	0	2c	2b	2-2bc	2a
<b>Chlorid</b>	3	11	4	12	35	8	471	98	369	5	351
<b>Kalium</b>	3	9	4	11	33	8	373	81	315	2	273
<b>Nitrat</b>	3	11	4	12	32	8	420	90	335	5	335
<b>Bor</b>	2	7	3	6	12	5	133	33	124	3	116

Ergänzt sind zur Übersicht die in den vorherigen Abschnitten für die Region der Lockergesteine und des Altpaläozoikums des Harzes abgeleiteten bzw. bestätigten Schwellenwerte anthropogener Beeinflussungen (s. Tab. 5-2), sowie für Chlorid und Nitrat die Grenzwerte der TVO. Die Zusatzkriterien der Tab. 5-2 (für Nitrat, Kalium Bor) können in den Übersichtsabbildungen von Abb. 5-26 nicht dargestellt werden.

Trotz der nur sehr geringen Datenbelegung für Waldstandorte (Standortklassen 1 bis 1c-1abc) sind die hydrochemischen Tendenzen zumindest für die Parameter Chlorid, Kalium und Bor in Abb. 5-26 deutlich erkennbar. Es zeigt sich anhand der Mediane (50 %-Perzentil als Maß für den Mittelwert, dicker Strich in farbiger Box) und dem 75 %-Perzentil (Oberkante der farbigen Box) ein Anstieg der Konzentrationen von den Waldstandorten (Box grün markiert) zu den Agrarstandorten (Box orange markiert).

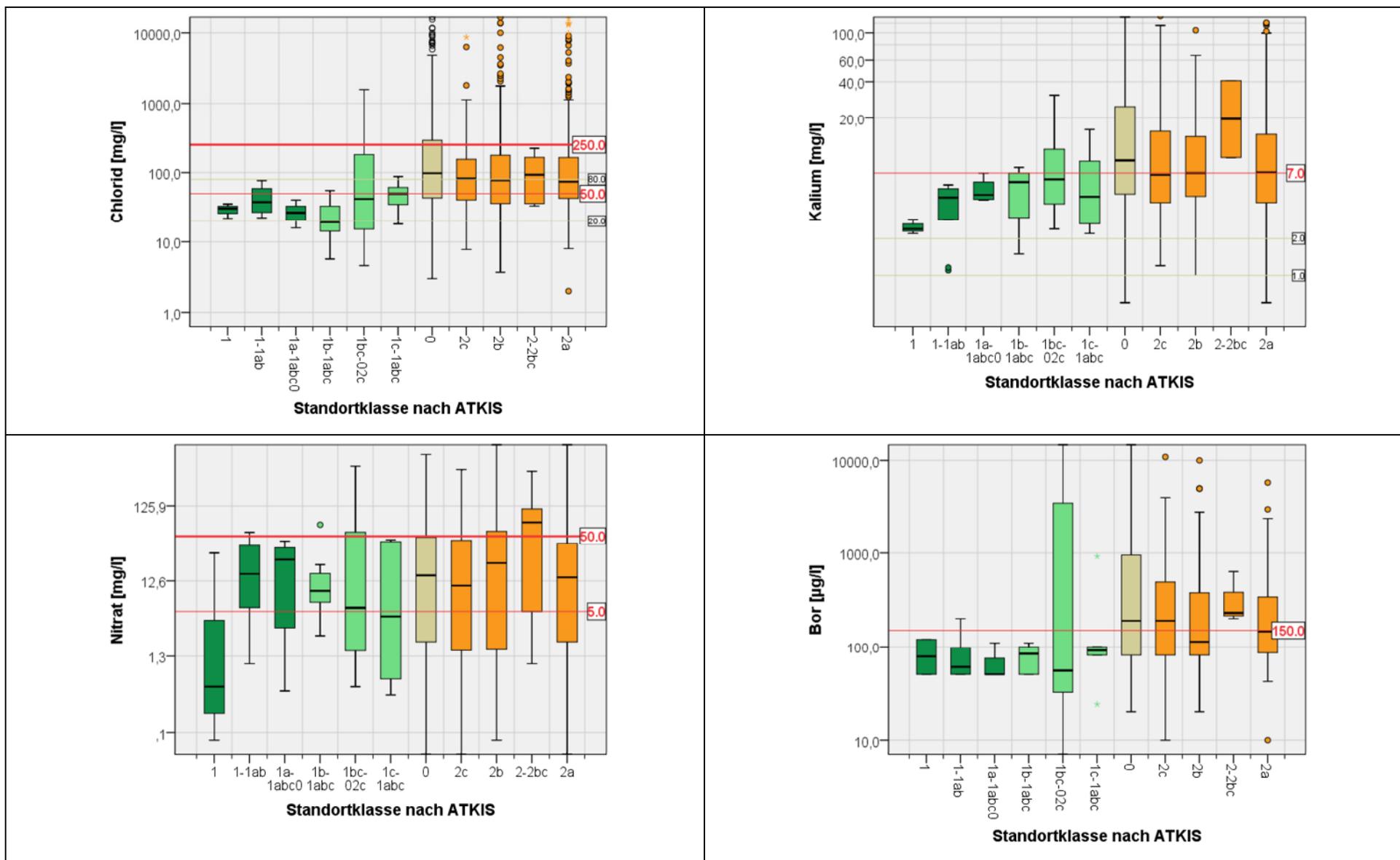


Abb. 5-26: Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor in der Region Mesozoikum und Permokarbon in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle)

Das Konzentrationsniveau der Indikatorparameter an den **Waldstandorten** ist allgemein geringer als bei den Agrarstandorten und fügt sich (abgesehen vom Nitrat) tendenziell in die bisher abgeleiteten Hintergrundkonzentrationen ein. Die bisher abgeleiteten Schwellenwerte anthropogener Beeinflussung nach Tab. 5-2 werden an den Waldstandorten der Standortklasse 1, 1-1ab und 1a-1abc für die Parameter Chlorid, Kalium und Bor nur vereinzelt überschritten. Für Nitrat treten Schwellenwertüberschreitungen unter Waldstandorten recht häufig auf, was auch schon für die Region Harz festzustellen war und auf dieselben Ursachen zurückzuführen ist (Problem von Kluft- und Karststrukturen, offensichtlich geringe Nitrifikation). Unter den 18 Messpunkten der Waldstandorte sind 5 Quellen, die alle Maximalkonzentrationen > 15 mg/l Nitrat aufweisen, also den Schwellenwert deutlich überschreiten

An den **Agrarstandorten** (Standortklassen 2c bis 2, orange markierte Box, mit mehr als 60 % landwirtschaftlicher Flächennutzung, Standortklasse 0 mit 40-60 % landwirtschaftlicher Flächennutzung) sind die Konzentrationen deutlich erhöht und liegen für alle Indikatorparameter überwiegend über dem Schwellenwerten. Dieses ist zum einen auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Region, für Chlorid z.T. auch auf geogene Einflüsse (Salzwässer im Zechstein, Trias) zurückzuführen ist. Aufgrund der hohen Messstellen- und Analysenzahlen lassen sich Konzentrationsverhältnisse an Agrarstandorten sehr gut charakterisieren. Bis auf das Nitrat ist die Situation an Agrarstandorten sehr ähnlich dem Lockergestein (vgl. Abb. 5-11).

Für **Chlorid** liegen die Mediane in den landwirtschaftlichen Standortklassen stets über dem Schwellenwert von 50 mg/l (ohne Zusatzkriterium K/Na) bei jeweils ca. 80 mg/l. Bei 60-70 % der Messpunkte wird der Schwellenwert überschritten. Den Grenzwert der TVO bzw. den Schwellenwert der Grundwasserverordnung von 250 mg/l überschreiten ca. 20 % der Messstellen im Maximalwert.

Für **Kalium** liegen die Median der Agrarstandorte in etwa bei dem Schwellenwert von 7 mg/l oder darüber, d.h. ca. 50 % der Messstellen überschreiten im Maximalwert den Schwellenwert (ohne Berücksichtigung Zusatzkriterium K/Na).

Für **Nitrat** ist die Situation bezüglich der Schwellenwert-Überschreitung bei den Agrarstandorten ähnlich wie beim Chlorid. Auch der Grenzwert der TVO bzw. der Schwellenwert der Grundwasserverordnung von 50 mg/l wird bei etwa 20 % bis 25 % der Messpunkte im Maximalwert überschritten. Die Nitratkonzentrationen sind in den mesozoischen Grundwasserleitern deutlicher höher als in den Lockergesteinsregionen (vgl. Abb. 5-11).

Beim **Bor** ist die Situation etwas heterogener, doch auch hier liegen die Mediane im landwirtschaftlich genutzten Bereich vielfach über dem bisher definierten Schwellenwert von 0,15 mg/l (ohne Berücksichtigung Zusatzkriterium für erhöhte Cl-Konzentrationen)

Es wurde versucht trotz der ungünstigen Datenbelegung, die Hintergrundwerte im Mesozoikum näher zu quantifizieren. Dazu wurden Auswertungen der Häufigkeitsverteilungen analog dem Altpaläozoikum vorgenommen. Ähnlich wie in der Harzregion wurde die Standortauswahl erweitert um eine statistisch repräsentativere Datenbasis auswerten zu können. In diesem Fall wurden alle Messstellen der Standortklassen Wald 1 bis 1c-1abc verwendet (s. Abb. 5-26). Die Messstellenzahl entspricht den Werten der Tab. 5-7 in den entsprechenden Klassen. Die Ergebnisse zeigt Abb. 5-27. Zum Vergleich sind die entsprechenden Verteilungen im Lockergestein (Standortklassen 1, 1-1ab, 1a-1abc0) ergänzt.

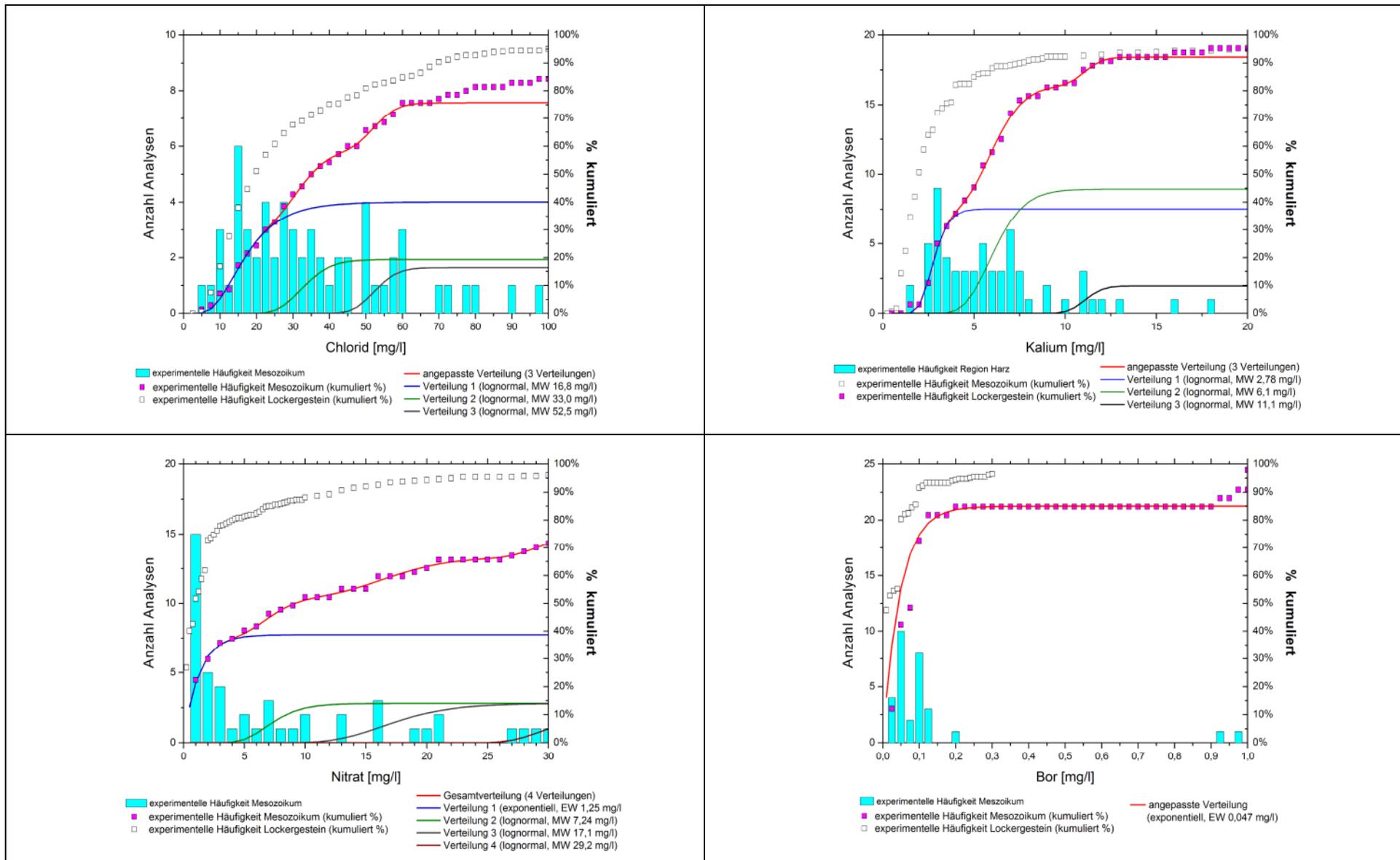


Abb. 5-27: Konzentrationsverteilungen der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor in Region Mesozoikum (Vergleich zu Daten Waldstandorte Lockergestein Sachsen-Anhalt) - (empirische und theoretische Verteilungen der Maximalwerte pro Messstelle)

Da in den Standortklassen 1b-1abc, 1b-1bc-02c, 1c-1abc höhere Anteile an anthropogenen Flächennutzungen enthalten sind, überlagern sich in den ausgewerteten Häufigkeitsverteilungen geogene Hintergrundgehalte mit erhöhten Anteilen an anthropogenen Einflüssen. Das Konzentrationsniveau ist deshalb grundsätzlich höher. Die Hintergrundkonzentrationen lassen sich jedoch als Teilpopulationen der Gesamtverteilungen für alle Parameter abschätzen bzw. näher eingrenzen.

Für **Chlorid** (Abb. 5-27, links oben) spiegeln zwei Teilpopulationen (Verteilung 1 Mittelwert 16,8 mg/l und Verteilung 2 Mittelwert 33 mg/l) den geogenen Hintergrund wieder. Das 99 %-Perzentil entspricht für beide Verteilungen 49 mg/l. Die Verteilungen repräsentieren 59 % der ausgewählten Messstellen (etwa 43 Messstellen). In Abb. 5-27 wurde eine anomale Population mit einem Mittelwert von 52 mg/l angepasst (99 %-Perzentil 65 mg/l). Weitere Populationen schließen sich für höhere Konzentrationen an.

Nur 3 von 18 Waldstandorten im engeren Sinne (Standortklassen 1, 1-1ab, 1a-1abc0: weniger als 10 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 200 m Umfeld, maximal 25 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 500 m Umfeld) weisen Konzentrationen oberhalb 50 mg/l auf. Es handelt sich in allen Fällen um Altanalysen aus dem FIS des LAGB. Dabei ist die Messstelle HyP Mors 52A/995 (Teufe 114-124 u. GOK, Analysen von 1995) stark geogen versalzen. Zwei weitere Messstellen ohne Teufenangaben (Hy Harbke I/1961, Analysen von 1961, unbekannte Messstelle, Analysen von 1991) weisen leicht erhöhte Konzentrationen von 70-80 mg/l auf und auch z.T. weitere anthropogene Indikationen (Nitrat).

Für **Kalium** (Abb. 5-27, rechts oben) zeichnen sich ebenfalls mehrere Teilpopulationen ab. Den geogenen Hintergrund gibt die Verteilung 1 mit einem Mittelwert von 2,8 mg/l und einem 99 %-Perzentil von 4,75 mg/l wieder. Zu dieser Population gehören etwa 38 % der Daten. Eine zweite Verteilung mit einem Mittelwert von 6,1 mg/l die etwa 45 % der Daten widerspiegelt, weist bereits ein leicht erhöhtes Konzentrationsniveau auf. Die Messstellen der 18 Waldstandorte der Standortklassen 1, 1-1ab, 1a-1abc0 weisen alle geogen geprägt Kalium-Konzentrationen auf. Dabei ist die schon erwähnte Messstelle HyP Mors 52A/995 (Teufe 114-124 m u. GOK, Analysen von 1995) geogen versalzen mit entsprechend hohem Kalium-Gehalt.

Die Gehalte an **Bor** (Abb. 5-27, rechts unten) liegen bis auf wenige Extremwerte unter der Schwellenwert des geogenen Hintergrundes von 150 mg/l. Die Extremwerte sind z.T. an geogene Versalzungen gebunden z.T. auch unplausibel (möglichweise Verwechslung der Einheit mg/l und µg/l). Von den 18 Waldstandorten der Standortklassen 1, 1-1ab, 1a-1abc0 weist lediglich eine Messstelle (Erleben-Riesengrund (P1/94)) einen Maximalwert > 150 mg/l auf. Diese ist jedoch systematisch im Nitratwert auffällig also anthropogen geprägt.

Die Gehalte an **Nitrat** (Abb. 5-27, rechts unten) sind wie in der Region des Harzes auch an den Waldstandorten im Mesozoikum auffällig. Geogen geprägt mit einer Maximalkonzentration < 5 mg/l sind nur ca. 40 % der Messstellen (Verteilung 1 in Abb. 5-27, rechts unten). 60 % der Messstellen weisen anthropogen erhöhte Konzentrationen auf. Von den 18 Waldstandorten der Standortklassen 1, 1-1ab, 1a-1abc0 (weniger als 10 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 200 m Umfeld, maximal 25 % anthropogen geprägte Flächennutzung im 500 m Umfeld) weisen nur 6 Messpunkte (Grundwassermessstellen) einen Nitratgehalt < 5 mg/l auf. Alle übrigen Messpunkte zeigen erhöhte Nitratgehalte. Wie in der Harzregion ist insgesamt ein merklich erhöhtes Konzentrationsniveau für Nitrat festzustellen. Ursachen dürften auch hier neben den landwirtschaftlichen Einträgen, vor allem die in den Karst- und Kluftgrundwasserleitern geringen Verweilzeiten der Grundwässer und ein oxidierendes hydrochemisches Milieu sein. Unter diesen Umständen findet eine Denitrifikation von eingetragem Nitrat nicht oder nur eingeschränkt statt.

Es lassen sich in den mesozoischen Grundwasserleitern für die Indikatorparameter ähnliche Tendenzen wie im Altpaläozoikum des Harzes feststellen. Die für das Lockergestein abgeleiteten Schwellenwerte grenzen auch hier den geogenen Hintergrund von anthropogenen Einflüssen ab. Die Schwellenwerte lassen sich so auch für das Mesozoikum (hydrogeologische Bezugseinheiten 7-11) grundsätzlich bestätigen. Die Gehalte an Chlorid, Kalium, Bor an Waldstandorten sind geringer als unter den Agrarflächen und sind im geogenen geprägten Anteil ähnlich dem Lockergestein. Für Nitrat ist auch unter Wald ein im Vergleich zu den Lockergesteinen erhöhtes Konzentrationsniveau festzustellen.

### 5.1.4.2.3 Ammonium

Abb. 5-28 zeigt die Ammonium-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Standortklasse der Flächennutzung für die hydrogeologischen Bezugseinheiten 7 bis 11 (Maximalwert pro Messstelle). Markiert sind der Prüfwert für Ammonium von 0,5 mg/l und der abgeleitete Schwellenwert von 3 mg/l (bei fehlenden Indikationen auf anthropogene Beeinflussung). Eine Unterscheidung zwischen geogen und anthropogen bedingten Konzentrationen wird in Abb. 5-28 nicht getroffen. Die Ammoniumkonzentrationen zeigen keine deutliche Tendenz. Auftretende Extrema (Standortklasse 1, 1a-1abc0, 2-2bc) sind vor allem auf die geringe Datenbelegung zurückzuführen. Das Konzentrationsniveau der statistisch gut belegten Agrarstandorte im Mesozoikum ist geringer als im Lockergestein. In Abb. 5-28 liegt der Median in den Standortklassen 0 bis 2 bei max. 0,1 mg/l und das 75 %-Perzentil stets unter dem Prüfwert von 0,5 mg/l (ohne die kaum mit Daten belegte Klasse 2-2bc). Für die Agrarstandorte der Lockergesteine (s. Abb. 5-13) überschreitet der Median stets 0,1 mg/l und das 75 %-Perzentil erreicht oder überschreitet den Prüfwert von 0,5 mg/l. Dieses ist (wie beim sich entgegengesetzt verhaltenden Nitrat) auf die Redoxbedingungen zurückzuführen.

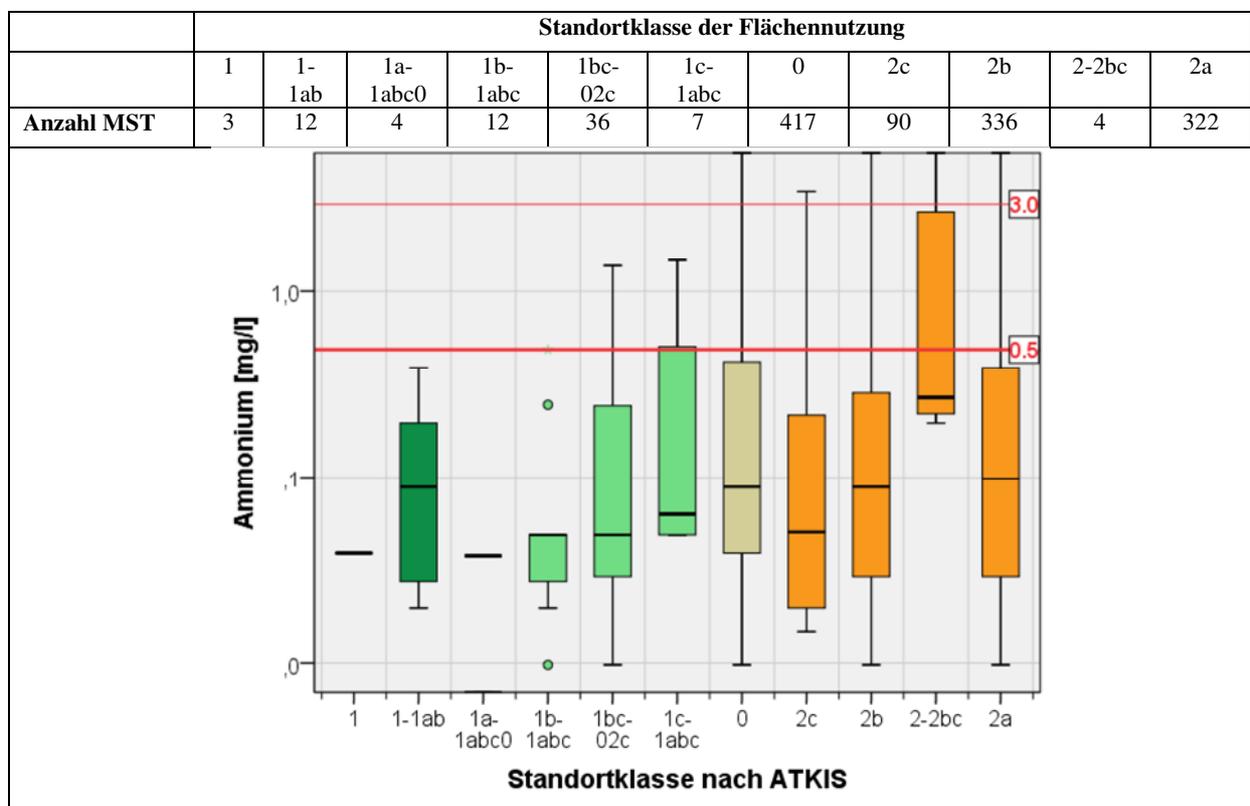
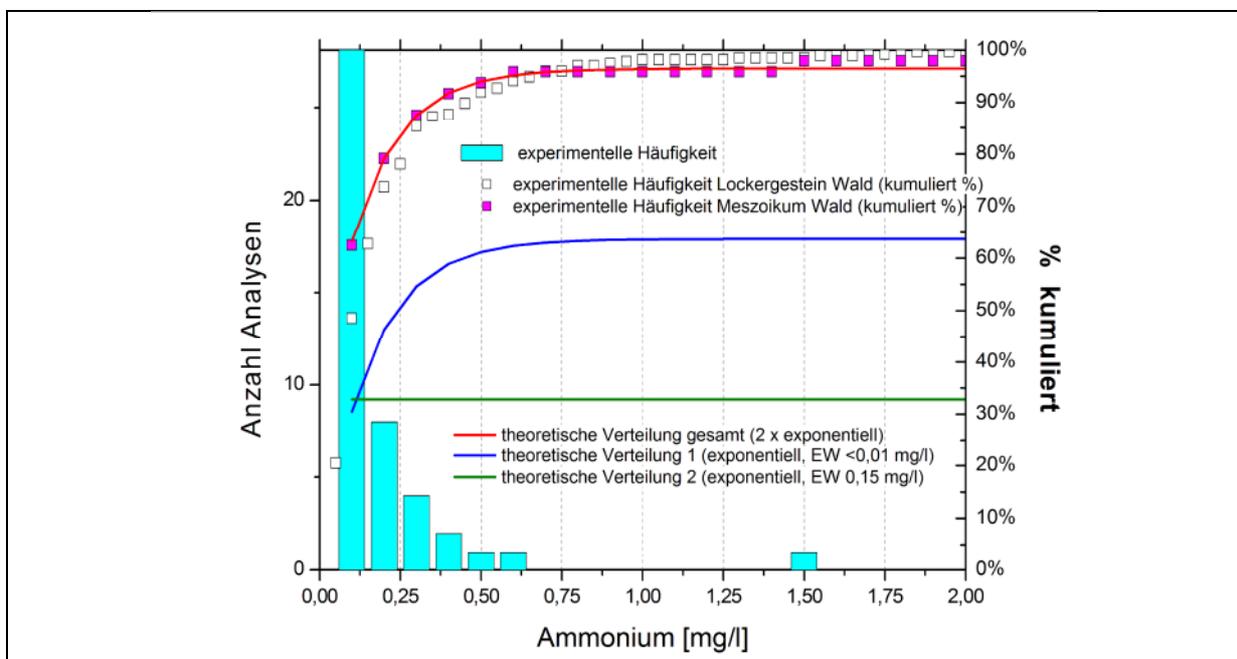


Abb. 5-28: Konzentrationsbereiche von Ammonium in mesozoischen und permokarbonen Grundwasserleitern in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle)

Zur Ableitung der Hintergrundgehalte für Ammonium wurden analog zum Vorgehen bei den Lockergesteinen und im Harz alle Analysen mit den bestätigten Schwellenwerten für anthropogene Beeinflussungen nach Tab. 5-2 bewertet. Wie bei den Lockergesteinen wurden alle Waldstandorte (Standortklassen 1 bis 1c-1abc) berücksichtigt. Für die nach diesen Kriterien anthropogen nicht beeinflussten Analysen wurden die Maximalwerte je Messstelle bestimmt und daraus die empirische Verteilungsfunktion ermittelt. Anthropogen unbeeinflusste Analysen aus 48 Messstellen gingen in diese Auswertung ein. Die Ergebnisse zeigt Abb. 5-29.

Die experimentellen und angepassten Häufigkeitsverteilungen sind sehr ähnlich der Situation im Harz (Abb. 5-20). Es wurden zwei exponentielle Verteilungen an die Daten angepasst. Die erste Verteilung (Verteilung 1) repräsentiert nur Daten unterhalb der Nachweisgrenze (Anteil 32,8 %), die zweite Verteilung 2) mit einem Erwartungswert von 0,154 mg/l und einem 99 %-Perzentil von 0,71 mg/l den Bereich der geogenen Normalwerte (Anteil 65 %). Diese entspricht der für die quartären und tertiären Lockergesteine und im Harz ermittelten Verteilung für die geogenen Normalkonzentrationen (Erwartungswert um 0,15 mg/l, 99 %-Perzentil: 0,68 bis 0,75 mg/l. Die für die Lockergesteine (s. Kap. 5.1.2.2.2) ausweisbare Population mit geogen erhöhten Konzentrationen > 0,75 mg/l ist im Mesozoikum wie im Harz nur durch wenige Messpunkte vertreten und kann nicht mit einer Verteilungsfunktion angepasst werden. Das weitgehende Fehlen dieser Population kann zum einen an der vergleichsweise geringen Datenbasis liegen (nur 48 Messstellen an Waldstandorten im Mesozoikum berücksichtigt, im Lockergestein 274 Messstellen), aber auch auf das im Mesozoikum tendenziell stärker oxidierende hydrochemische Milieu zurückzuführen sein, was sich auch in dem erhöhten Konzentrationsniveau für Nitrat widerspiegelt.

Auch für Ammonium bestätigen sich also grundsätzlich die abgeleiteten Schwellenwerte.



**Abb. 5-29: Verteilung der Ammonium-Konzentrationen (Maximalwerte von Analysen ohne anthropogene Indikationen, 48 Messstellen der Waldstandorte) und Vergleich zum Lockergestein (Datenbasis 274 Messstellen an Waldstandorten) (empirische und theoretische Verteilungen)**

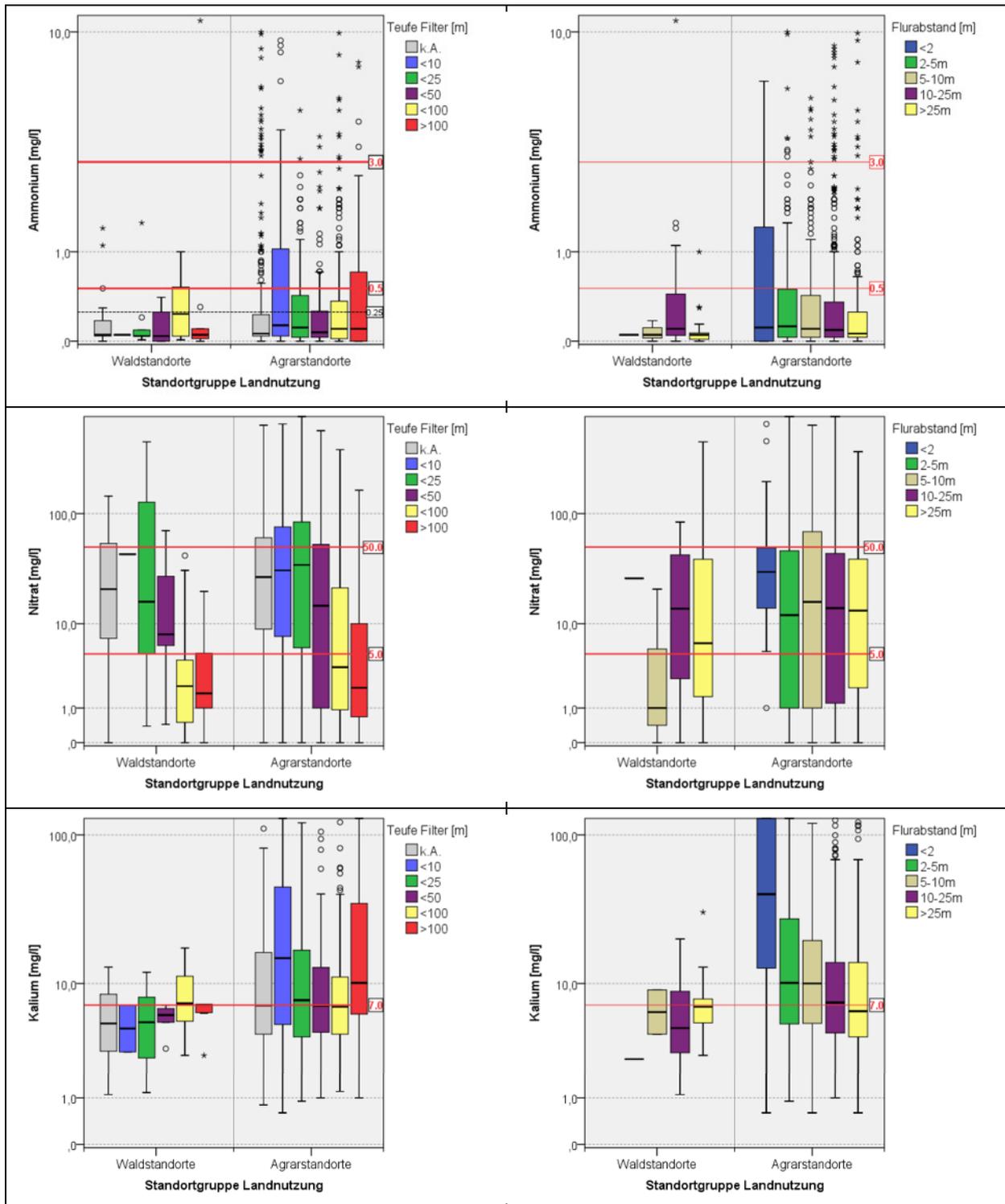
### 5.1.4.3 Einfluss der naturräumlichen Faktoren auf die Konzentrationen der Stickstoffspezies

Abb. 5-30 und Abb. 5-31 zeigen die Zusammenhänge zwischen Filterteufe und Flurabstand bzw. Grundwasserneubildung und modellierten mittleren jährlichen Stickstoffeinträgen ins Grundwasser und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in den Messstellen (Maximalwerte je Messstelle). Die Angaben zu Flurabstand, Grundwasserneubildung und Stickstoffeinträgen entstammen dem Modellsystem GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al. 2012; Kuhr et al. 2014) (s. Kap. 4.3.2). Die Zuordnung zu den Messstellen erfolgte über die Mittelwerte der Rasterdaten im 500 m-Umfeld der Messstelle (s. Kap. 4.2.2). Differenziert wurde dabei jeweils nach der grundsätzlichen Landnutzung im Messstellenumfeld entsprechend Kap. 4.3.1 in Waldstandorte (Standortklassen der Landnutzung 1\*) und Agrarstandorte (Standortklassen der Landnutzung 2\* und 0). Neben den Stickstoffspezies Ammonium und Nitrat wurde der Indikatorparameter Kalium mit dargestellt, weil dieser als Kation hinsichtlich Migration und Adsorption ein ähnliches chemisches Verhalten wie Ammonium zeigt, jedoch keinen Umwandlungsreaktionen unterliegt. Ergänzt sind in den Abbildungen die Schwellenwerte anthropogener Beeinflussungen nach Kap. 5.1.4.2 sowie für Ammonium und Nitrat die entsprechenden Prüfwerte. Die Anzahl der Messstellen unter Waldstandorten ist im Mesozoikum sehr gering (s. Tab. 5-8). Die boxplots in Abb. 5-36 und Abb. 5-37 sind deshalb für die Waldstandorte z.T. lückenhaft und statistisch nur wenig abgesichert. Für die Agrarstandorte liegt dagegen i.d.R. eine sehr gute Belegung mit Messdaten vor (einige 10er bis mehrere 100 Datensätze je Klassen). Sofern hier Tendenzen deutlich werden, sind diese statistisch gut abgesichert.

Bezüglich der Teufe des Messpunktes zeigt sich nur für Nitrat eine eindeutige Tendenz, ein Abfall der Konzentrationen mit der Teufe (auch für die Waldstandorte erkennbar). Ein Vergleich mit den Verhältnissen in den Lockergesteinen (Abb. 5-14) zeigt, dass zum einen das Konzentrationsniveau in den oberflächennahen Teufen (< 25 m) deutlich höher ist und zum anderen der Konzentrationsrückgang mit der Teufe deutlich geringer ausfällt. Für das Lockergestein liegen die Mediane unter Agrarstandorten in den Teufenklassen 25-50 m, 50-100 m und > 100 m stets bei etwa 1 mg/l und es treten hier nur noch relativ wenige Analysen (weniger als 5%) oberhalb des Schwellenwertes von 5 mg/l auf. In mesozoischen Aquiferen liegen die die Mediane in diesen Tiefen noch deutlich über 1 mg/l.

Ammonium und Kalium zeigen keine Konzentrationsveränderungen mit der Teufe (für Kalium im Gegensatz zum Lockergestein). Das Konzentrationsniveau für Ammonium ist allgemein geringer als im Lockergestein, was insbesondere an der Anzahl der Extremwerte oberhalb 1 mg/l deutlich wird. Für Kalium ist das Konzentrationsniveau unter Agrarstandorten in den oberflächennahen Teufenklassen (< 25 m) ähnlich dem Lockergestein. Der Konzentrationsabfall mit der Teufe ist (auch für die Waldstandorte) nicht zu beobachten. Die Ursache dürfte vor allem, in der im Vergleich zum Lockergestein geringeren Adsorptionskapazität der mesozoischen Aquifere liegen.

Bezüglich des Flurabstandes treten für Ammonium und Kalium Abhängigkeiten auf, für Nitrat dagegen nicht. Die Tendenzen unter den Agrarstandorten sind ähnlich wie im Lockergestein und für Teufenklassen tiefer 2 m auf einem ähnlichen Konzentrationsniveau. Die Teufenklasse < 2 m ist in Abb. 5-30 nur durch 20 Messstellen belegt. Die anscheinend sehr hohen Konzentrationen für Ammonium und Kalium in dieser Klasse sind auf einen Stichprobeneffekt zurückzuführen und nicht repräsentativ.



**Abb. 5-30: Beziehungen zwischen Teufe (links) und Flurabstand (rechts) und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in mesozoischen Aquiferen außerhalb der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten**

Die Spannweiten der Konzentrationen der Parameter in Relation zu den Modellergebnissen von GROWA-WEKU-MEPHOS (Kühr et al. 2012; Kühr et al. 2014) sind in Abb. 5-31 analog zum Paläozoikum des Harzes ebenfalls nur der Vollständigkeit halber dargestellt. Es lassen sich keine Zusammenhänge zwischen Konzentrationen und Modellergebnisse erkennen. Für die Grundwasserneubildung aus anderen Berechnungsmodellen bzw. Datenquellen (s. Tab. 4-1 (6)) ergeben sich ebenfalls keine interpretierbaren Tendenzen. Wie schon in Kap. 5.1.3.3

dargelegt, handelt sich um großräumig, im Hinblick auf die Einträge in Oberflächengewässer auf Einzugsgebietsmaßstab modellierten Parameter mit eingeschränkten Standortaussagen, was auf die Karst-/Kluftgrundwasserleiter des Paläozoikums in noch größeren Maße zutrifft.

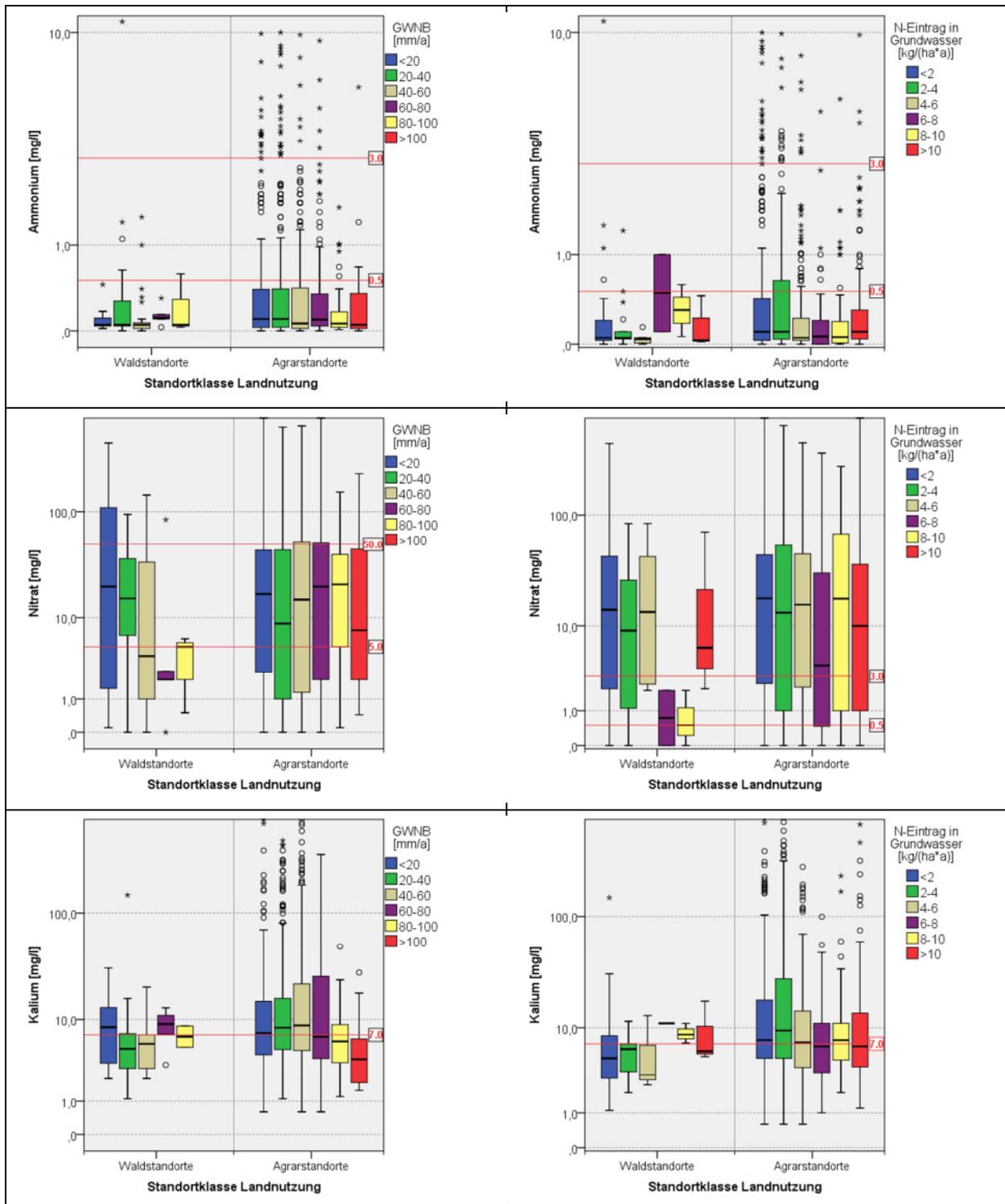


Abb. 5-31: Spannweiten der Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in Abhängigkeit von Grundwasserneubildung (links) und Stickstoffeintrag ins Grundwasser (rechts) nach GROWA-WEKU-MEPhos (Kuhr et al. 2014) in mesozoischen Aquiferen außerhalb der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten

## 5.1.5 Beeinflussungsumfeld der Braunkohlenbergbaue

### 5.1.5.1 Datenbasis

Aus den Regionen Lockergestein und z.T. des Mesozoikum wurden die Gebiete des Braunkohlenbergbaus abgetrennt. Hier treten andere hydrochemische Bedingungen und andere Prozesse der Freisetzung von Ammonium auf. Während in den bisher diskutierten Regionen das Konzept der Standortcharakterisierung und die Auswahl der Indikatorparameter vor allem auf die Identifikation von landwirtschaftlichen Einträgen, von Abwassereinflüssen (Gülleverwertung, Rieselfelder) ausgerichtet war, kommen in den Regionen des Braunkohlenbergbaus weitere anthropogen induzierte Prozesse hinzu, die zusätzliche, z.T. extreme Ammonium-Einträge bewirken können. Zur Ableitung der Datenbasis für die Ermittlung der Hintergrundwerte wurden die Flächen der Hydrogeologischen Bezugseinheit BZE 15 „Anthropogen verändert. Großflächig und tiefgründig durch Abgrabung, Verkippung und diffusen Schadstoffeintrag veränderte hydrogeologische Verhältnisse“ sowie ausgewählte Konturen der Braunkohlentagebaue des LAGB (ArcGIS shape „LAGB\_AltbergbauBraunkohleTagebau.shp“ s. Tab. 4-1 Nr. (12)) genutzt. Es wurden Messstellen ausgewählt, die sich bis 2 km Abstand von diesen Flächen befinden, um auch Einflüsse der großräumigen Grundwasserabsenkungen um die Tagebaue zu berücksichtigen (Abb. 5-32).

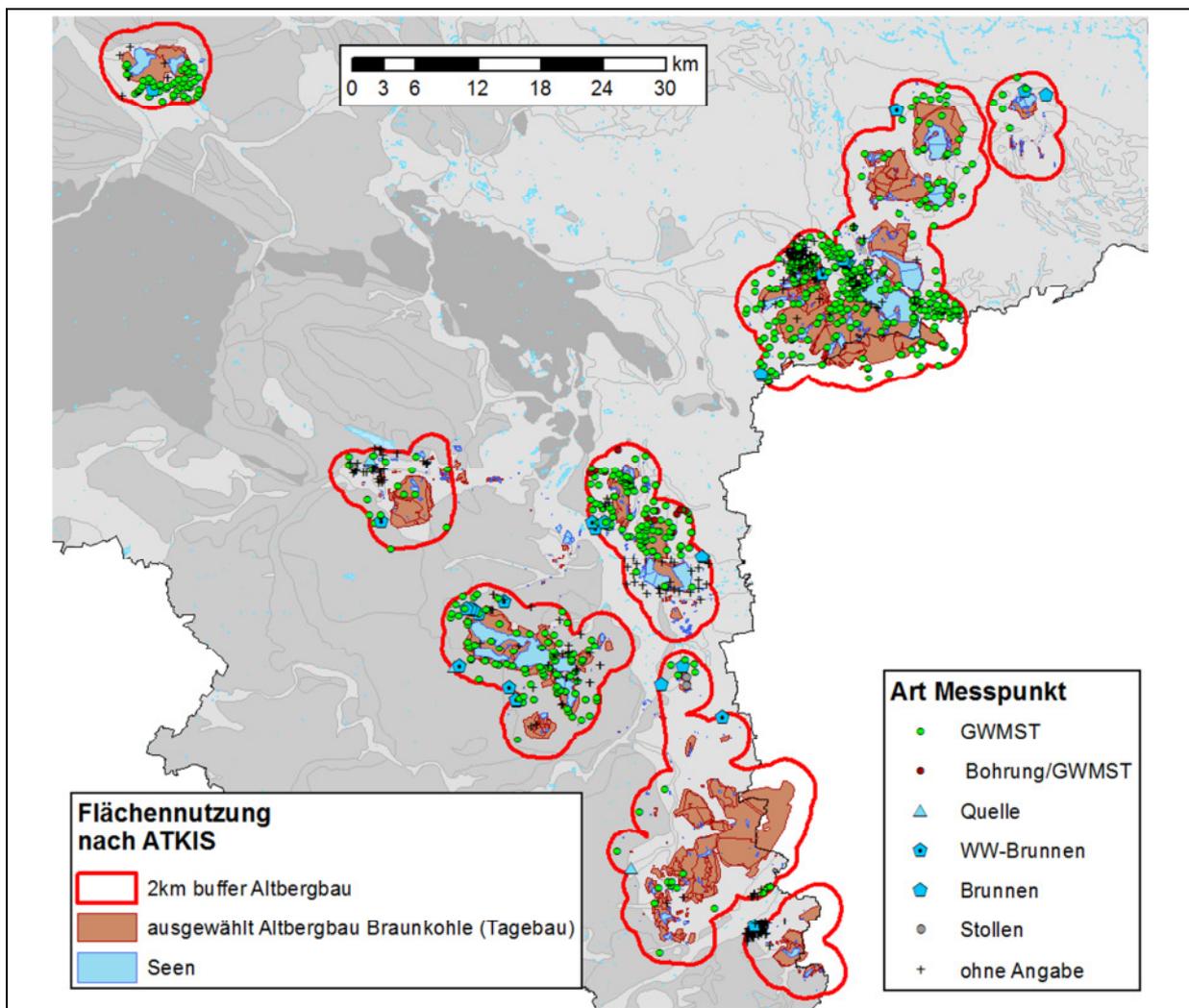
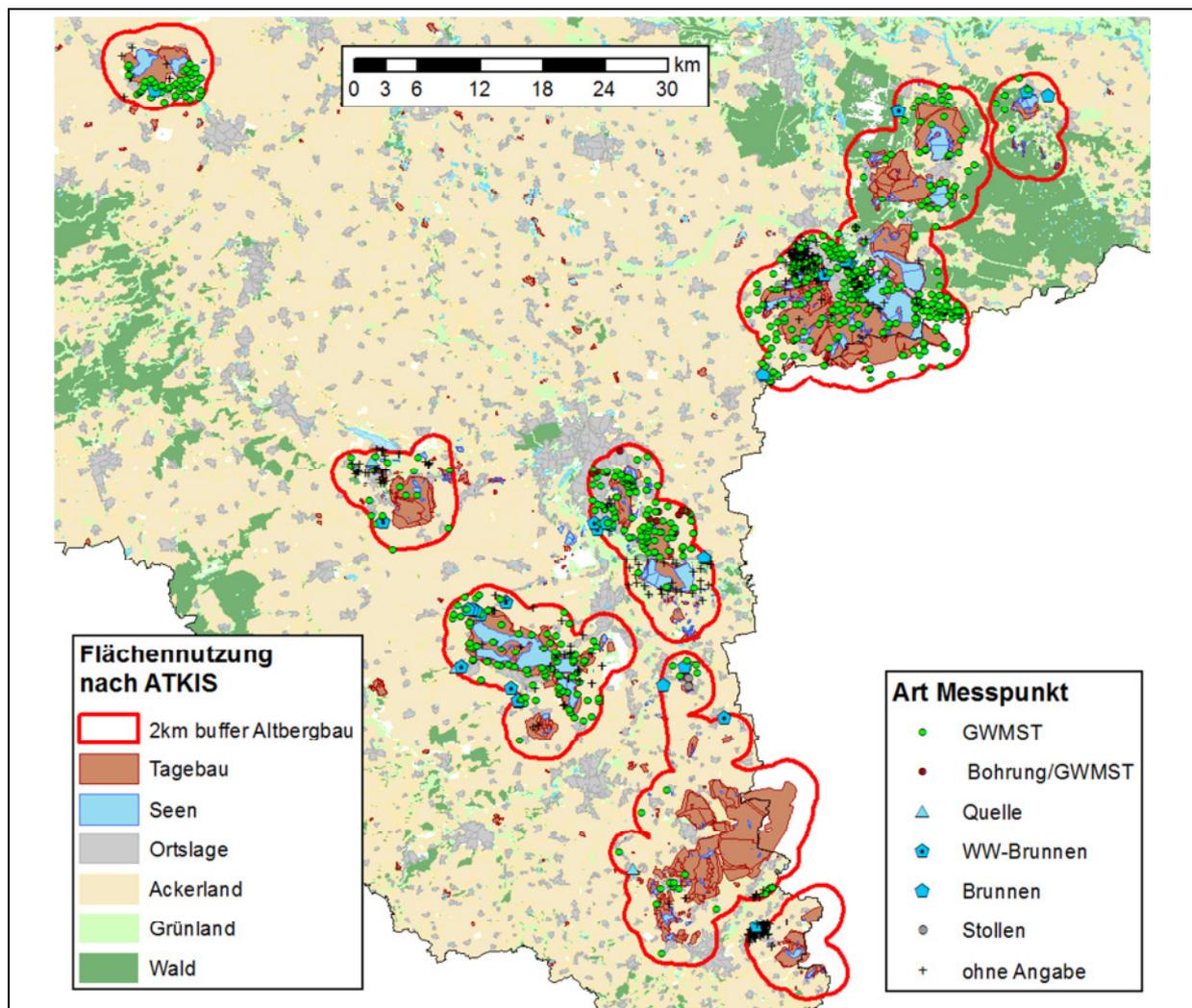


Abb. 5-32: Region Umfeld Braunkohlenbergbaue (Tagebau): Messpunkte

Die Tab. 5-10 zeigt die Anzahl der Arten von Messstellen in Zusammenhang mit der Standortklasse der Landnutzung. Abb. 5-33 verdeutlicht die Verhältnisse. Wenig beeinflusste Waldstandorte im engeren Sinn (Standortklassen der Landnutzung 1 und 1-1ab) treten ebenfalls nur in geringer Zahl auf (21 Messstellen, nur ca. 1,5 % der Messstellen). Es überwiegen landwirtschaftliche Nutzungen (Standortklassen 2a bis 2c) und unspezifische Standorte (Standortklasse 0).

**Tab. 5-9: Art der Messstelle und Standortklassen der Flächennutzung in der Region : Anzahl der Messstellen**

Standort-Klasse Landnutzung	Art des Messpunktes							gesamt
	Bohrungen	GWMST	Brunnen	WW-Brunnen	Quelle	Stollen	unbekannt	
1				9				9
1-1ab				12				12
1a-1abc0		1		29			2	32
1b-1abc			3	10			1	14
1bc-02c				24			12	36
1c-1abc				4				4
0	5	7	4	359	2	1	274	652
2c	2		1	73			27	103
2b	1	1	10	169	1	1	123	306
2a	5	6	3	141		1	39	195
<b>Gesamt</b>	<b>13</b>	<b>15</b>	<b>21</b>	<b>830</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>478</b>	<b>1363</b>



**Abb. 5-33: Region Umfeld Braunkohlenbergbaue: Messpunkte und Landnutzung nach ATKIS-DLM**

## 5.1.5.2 Ausweisung von Schwellenwerten anthropogener Beeinflussungen

### 5.1.5.2.1 Vorbemerkungen

Durch die Belüftung von kohlehaltigen Sedimenten infolge des Braunkohlenbergbaus (durch Abgrabung, Freilegung und Umlagerung auf Kippen, durch Absenkung des Grundwasserspiegels und entsprechende Füllung des gewachsenen Porenraumes mit Luft) kommt es zu einer Zersetzung des kohligen Materials und des enthaltenen Pyrites. Der organische gebundene Stickstoff des pflanzlich-kohligen Materials wird in Ammonium umgewandelt. Parallel erfolgt durch Pyrit-Oxidation die Freisetzung von Eisen, Sulfat und Protonen und es entstehen saure, Eisen- und Sulfat-reiche Bergbauwässer. Bei ausreichender Pufferung im Untergrund werden die pH-Werte wieder angehoben, dafür werden große Mengen Erdalkalien (vor allem Calcium freigesetzt) und es entstehen höher konzentrierte, CaSO<sub>4</sub>-dominierte Wässer. Zusätzlich kann es infolge der weiträumigen intensiven Grundwasserabsenkung zum Aufstieg von versalzten Tiefenwässern kommen, was in einigen Regionen feststellbar ist.

Grundsätzlich herrscht in den durch Braunkohlenbergbau beeinflussten Gebieten durch die Belüftung der Sedimente infolge Umlagerung und Grundwasserabsenkung ein oxidierendes Milieu in dem eine Nitrifikation des Ammoniums zu Nitrit und Nitrat erfolgen müsste, jedoch ist die Mikrobiologie (die Nitrifikanten) durch die hohen Ionenkonzentrationen (Sulfat, bei Salzwassereinfluss zusätzlich Chlorid) und die geringen pH-Werte in ihrer Aktivität gehemmt, sodass das Ammonium vielfach nicht umgesetzt wird. Als Folge können stark erhöhte Ammonium-Konzentrationen auftreten. Dieser Effekt ist unabhängig von der Landnutzung, spiegelt sich also in allen Klassen der Landnutzung wieder.

### 5.1.5.2.2 Indikatorparameter

Die Region ist aus tertiären Lockergesteinen, die häufig durch Quartär überdeckt sind, sowie randlich z.T. aus mesozoischen Festgesteinen aufgebaut. Für diese Regionen wurden die Schwellenwerte bereits geprüft und bestätigt (Kap. 5.1.2.2 und 5.1.4.2). Als Schwellenwerte zur Trennung von geogenem Hintergrund und anthropogener Beeinflussung im Umfeld des Braunkohlenbergbaus können dementsprechend die Werte aus Tab. 5-2 verwendet werden. Eine nähere Überprüfung dieser Schwellenwerte erfolgt für diese Region nicht.

Abb. 5-34 zeigt die Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter in den Standortklassen der Landnutzung (Maximalwerte je Messstelle). Die zugrundeliegende Datenbasis ist in Tab. 5-10 zusammengestellt. Die Standortklassen mit überwiegend landwirtschaftlicher Nutzung (2c bis 2a) sind statistisch sehr gut mit Daten belegt. Die Waldstandorte weisen deutlich geringe Messstellenzahlen auf. Bor ist unter Waldstandorten kaum analysiert.

**Tab. 5-10: Berücksichtigte Messstellen zur Darstellung der Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter in Abb. 5-26**

	Standortklasse Flächennutzung									
	1	1-1ab	1a-1abc0	1b-1abc	1bc-02c	1c-1abc	0	2c	2b	2a
<b>Chlorid</b>	9	12	29	14	36	3	640	103	289	193
<b>Kalium</b>	9	12	20	10	27	1	488	85	219	153
<b>Nitrat</b>	9	12	23	14	36	2	611	97	286	194
<b>Bor</b>	2		4		6	7	139	23	74	28

Für **Chlorid** lässt sich ein Konzentrationsanstieg von den Waldstandorten zu den Agrarstandorten erkennen. An den Agrarstandorten wird der Schwellenwert von 50 mg/l in der Mehrheit der Messstellen überschritten, wie das auch für den Bereich der Lockergesteine und des

Mesozoikums nachweisbar war (ohne Berücksichtigung des Zusatzkriteriums K/Na). Hier existiert offensichtlich eine analoge Prägung.

Für **Kalium** zeigt sich an den Agrarstandorten ein ähnliches Bild. Bis auf in der statistisch ungenügend belegten Klasse 2-2bc wird der Schwellenwert von 7 mg/l überwiegend überschritten (ohne Berücksichtigung des Zusatzkriteriums K/Na). Die Waldstandorte weisen nur sehr wenige Daten auf und sind nur schlecht bewertbar.

**Bor** ist an Waldstandorten nur in geringem Umfang analysiert und kann nicht bewertet werden. Unter Agrarstandorten treten deutlich erhöhte Konzentrationen auf. In der Mehrzahl der Messstellen wird der Schwellenwert von 150 mg/l überschritten (ohne Berücksichtigung des Zusatzkriteriums für Bor).

Auffällig sind die im Vergleich zum Lockergestein und dem Mesozoikum geringen **Nitrat**-Gehalte. Bei den Agrarstandorten liegen ca. 75 % der Maximalwerte der Messstellen unter dem Schwellenwert von 5 mg/l. An Waldstandorten wird der Schwellenwert nur vereinzelt überschritten. Die geringen Nitratgehalte stehen in Zusammenhang mit den in dieser Region deutlich erhöhten Ammonium-Konzentrationen (s. Kap. 5.1.5.2.3).

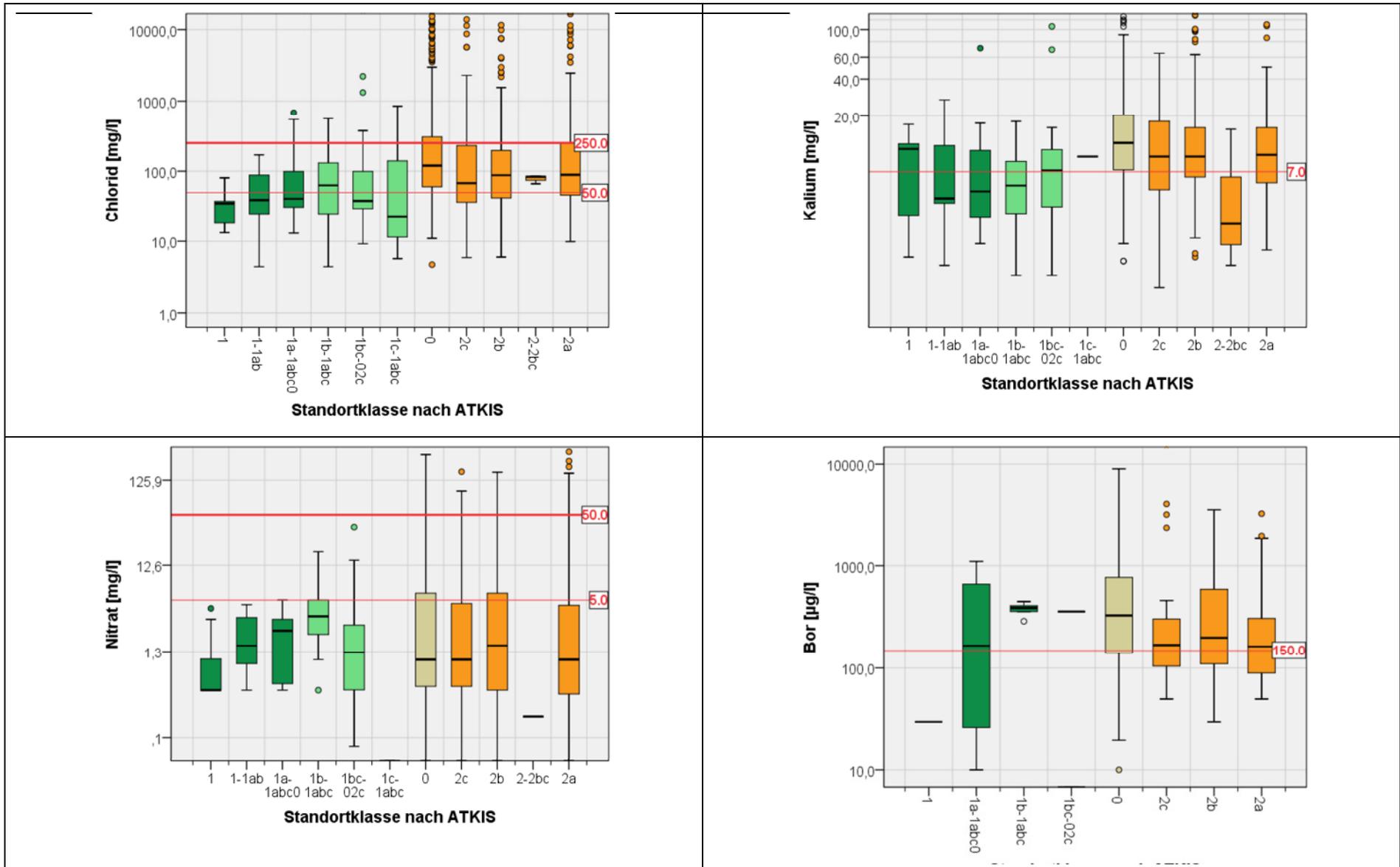
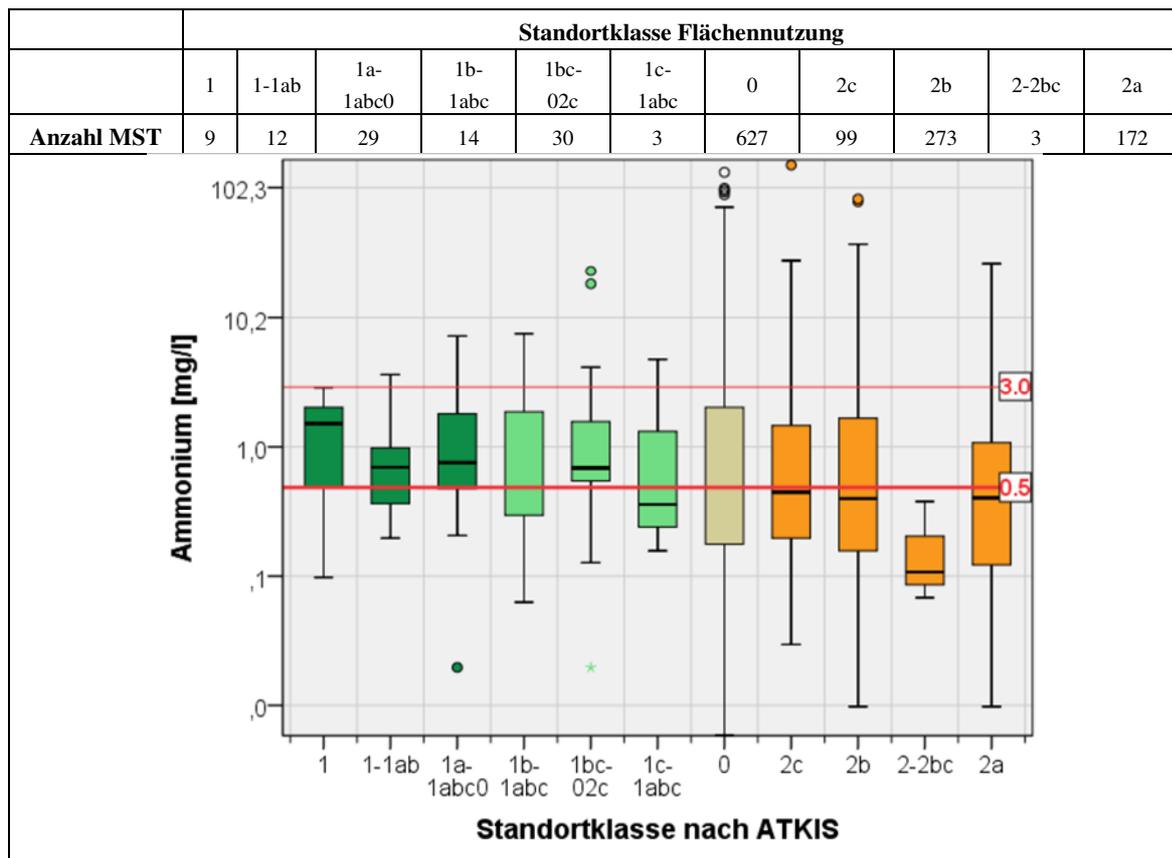


Abb. 5-34: Konzentrationsbereiche der Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor im Umfeld der Braunkohlentagebaue in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle)

### 5.1.5.2.3 Ammonium

In Abb. 5-35 sind für die Standortklassen der Landnutzung die Konzentrationsbereiche des Ammoniums dargestellt. Es zeigt sich, dass wie schon in den Vorbemerkungen ausgeführt wurde, die Ammoniumkonzentrationen unabhängig von Landnutzungs-kategorie deutlich erhöht sind (vgl. Lockergesteine Abb. 5-13, Harzregion Abb. 5-21, mesozoische Grundwasserleiter Abb. 5-28). Die Mediane liegen überwiegend in der Nähe oder über dem Prüfwert von 0,5 mg/l, außer für die Klassen mit sehr geringer Datenbelegung, die jedoch nicht repräsentativ sind (1c-1abc, 2-2bc). Das Konzept der Präselektion nach der Flächennutzung zu Ausweisung der Hintergrundgehalte ist hier nicht sinnvoll, da die Prozesse unabhängig von der Flächennutzung sind.



**Abb. 5-35: Konzentrationsbereiche von Ammonium im Umfeld der Braunkohlentagebaue in Abhängigkeit von der Standortklasse der Landnutzung (Maximalwerte pro Messstelle)**

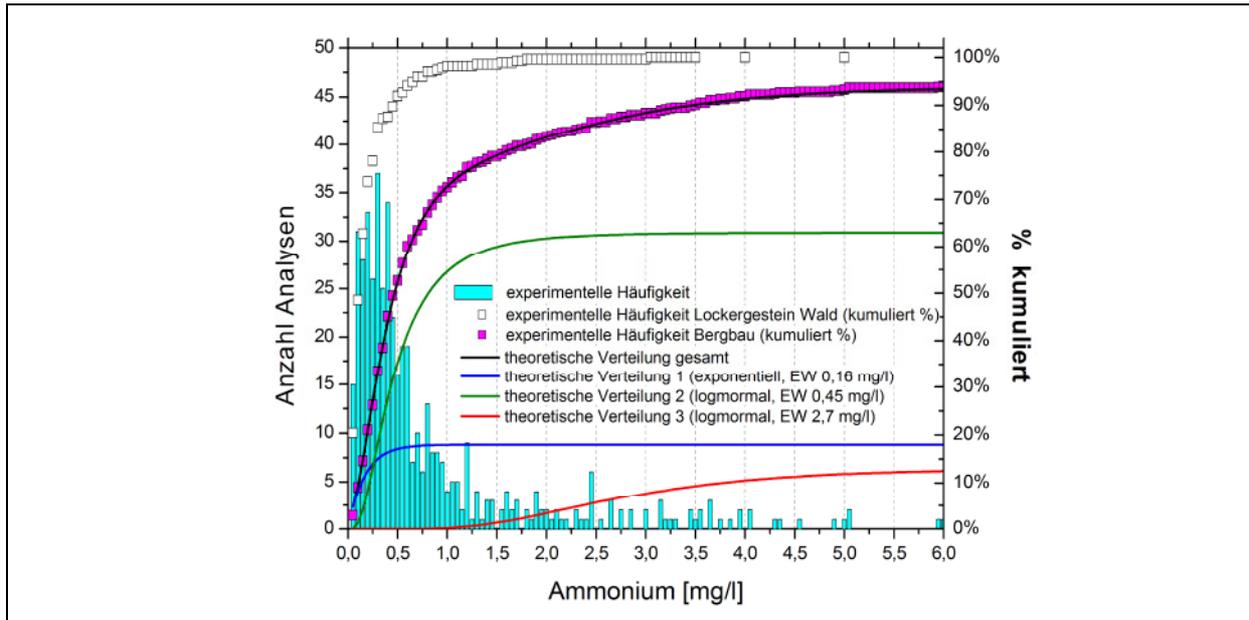
Zur näheren Untersuchung der anthropogene Einflüsse und geogenen Gehalte für Ammonium wurden analog zum Vorgehen in den anderen Regionen alle Analysen mit den bestätigten Schwellenwerten für anthropogene Beeinflussungen nach Tab. 5-2 bewertet. Es wurden jedoch alle Messpunkte unabhängig von der Standortklasse berücksichtigt. Für die nach diesen Kriterien anthropogen nicht beeinflussten Analysen wurden die Maximalwerte je Messstelle bestimmt und daraus die empirische Verteilungsfunktion ermittelt. Analysen aus 562 Messstellen gingen in diese Auswertung ein. Die Ergebnisse zeigt Abb. 5-36.

Es treten im Vergleich zu den bisher behandelten Regionen deutlich erhöhte Konzentrationen auf. Die Gesamtverteilung bis 6 mg/l NH<sub>4</sub> (95 % der Daten) ist im Wesentlichen aus drei Populationen aufgebaut:

- Verteilung 1: geogene Hintergrundwerte Exponentialverteilung, Erwartungswert 0,166 mg/l 99 %-Perzentil 0,76 mg/l, Anteil 18 %

- Verteilung 2: Stofffreisetzungen aus kohligem Sedimenten: Lognormalverteilung Mittelwert 0,45 mg/l, 99 %-Perzentil 2,5 mg/l (entspricht im Konzentrationsniveau in etwa den geogen erhöhten Gehalten im Lockergestein (s. Kap. 5.1.2.2.2), Anteil 63 %
- Verteilung 3: Stofffreisetzungen aus kohligem Sedimenten, eingeschränkte Nitrifikation: Lognormalverteilung Mittelwert 2,7 mg/l, 99 %-Perzentil 7,9 mg/l, Anteil 13 %

Weitere 5 % der Daten weisen Konzentrationen > 6 mg/l (bis ca. 40 mg/l) auf. Diese stellen Extrem- und Ausreißerwerte dar, die nicht sinnvoll mit einer Verteilungsfunktion angepasst werden können.



**Abb. 5-36: Verteilung der Ammonium-Konzentrationen im Umfeld der Braunkohletagebaue (Maximalwerte je Messstelle, Analysen aus 562 Messstellen ohne anthropogene Indikationen (für Chlorid, Kalium, Nitrat, Bor nach Tab. 5-2) (empirische und theoretische Verteilungen) – zum Vergleich Daten Lockergestein Waldstandorte ohne anthropogene Indikationen**

Die Einflüsse der bergbaulichen Tätigkeit auf die Ammonium-Konzentrationen lassen sich nicht ausreichend durch die bisher definierten Indikatorparameter (die zur Identifikation von landwirtschaftlichen Einträgen und Abwassereinfluss definiert wurden) abgrenzen. Die Ursache der hohen Gehalte ist wie in Kap. 5.1.5.2.1 erläutert, dass aus dem kohligem Material Ammonium freigesetzt und nicht ausreichend nitrifiziert wird, da die Nitrifikanten durch die hohen Ionenkonzentrationen (Sulfat, bei Salzwassereinfluss zusätzlich Chlorid) und die geringen pH-Werte in ihrer Aktivität gehemmt sind. Das Ammonium wird dabei zwar aus geogenem Material (den kohligem Sedimenten) freigesetzt, der Prozess der Stofffreisetzung ist aber anthropogen durch die Bergbautätigkeit induziert. Es sind deshalb zur Bewertung der Analysen zusätzlich zu den Schwellenwerten von Tab. 5-2 weitere Kriterien zu definieren, die die genannten Prozesse charakterisieren können.

Abb. 5-37 zeigt die Zusammenhänge zwischen Ammonium und Chlorid/Sulfat sowie pH-Wert/Hydrogenkarbonat im Umfeld der Braunkohletagebaue. Dargestellt sind alle Analysen, die nach den bisher definierten Indikatorparametern und Schwellenwerten der Tab. 5-2 keine anthropogene Indikationen aufweisen und einen absoluten Ionenbilanzfehler < 10 % besitzen (einfache Ionenbilanz ohne Berücksichtigung Fe, Mn). Irrtümlich in mmol/l bzw. als m-Wert

angegebene  $\text{HCO}_3$ -Konzentrationen wurden in mg/l umgerechnet (soweit dieses eindeutig nachvollziehbar war).

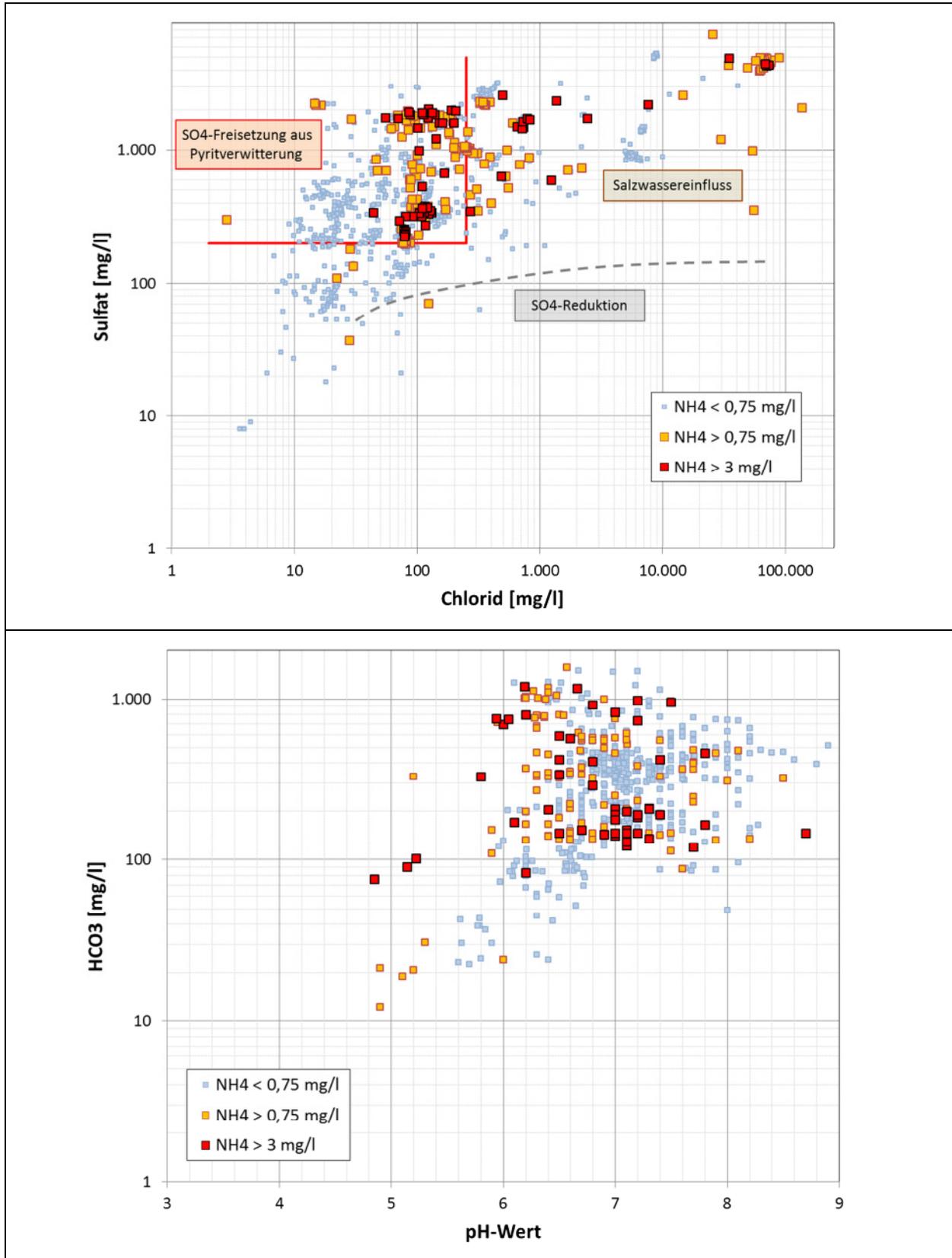


Abb. 5-37: Beziehung zwischen Ammonium und Chlorid,/Sulfat (oben) sowie pH-Wert/Hydrogenkarbonat (unten) im Umfeld der Braunkohlentagebaue (nur Tab. 5-2 unbeeinflusste Analysen)

In Abb. 5-37 (oben) sind Bereiche hydrochemischer Prozesse gekennzeichnet die die Ammonium-Konzentrationen beeinflussen können:

1. SO<sub>4</sub>-Freisetzungen aus Pyrit – parallel Freisetzung von NH<sub>4</sub> aus kohligem Sedimenten und Hemmung der Nitrifikation von NH<sub>4</sub> durch hohe SO<sub>4</sub>-Gehalte und geringe pH-Werte
2. Salzwassereinfluss – Beeinflussung durch geogen salinare Tiefenwässer – Eintrag von geogenem NH<sub>4</sub> aus Tiefenwässern, gehemmte Nitrifikation aufgrund erhöhter Salinität
3. reduzierende Verhältnisse mit Sulfat-Reduktion – Stabilisierung von NH<sub>4</sub> aufgrund des hydrochemischen Milieus

Prozess 1. und 2. sowie Prozess 2. und 3. können sich überlagern. Erhöhte NH<sub>4</sub>-Konzentrationen > 0,75 mg/l und besonders > 3 mg/l treten in Zusammenhang mit erhöhten Sulfat-Gehalten aus der Pyrit-Oxidation auf. Dieses betrifft insbesondere den Konzentrationsbereich von ca. 200 – 3.000 mg/l Sulfat bei moderaten Chlorid-Gehalten bis etwa 300 mg/l. Daneben sind erhöhte NH<sub>4</sub>-Gehalte in Verbindung mit chloridischen Salzwässern (Chlorid > 10.000 mg/l) festzustellen. Zwischen diesen beiden Gruppen existiert ein Übergangs- und Mischungsbereich, in dem die Prozesse 1 und 2 nur schwer voneinander abgrenzbar sind. Der Bereich der Sulfatreduktion ist hier weniger von Bedeutung.

Abb. 5-37 (unten) zeigt die Zusammenhänge zwischen Ammonium und dem pH-Wert sowie dem Hydrogenkarbonatgehalt als Maß der Pufferung der Versauerungsprozesse der Pyrit-Oxidation. Es treten mehrere Tendenzen auf: neben erhöhten NH<sub>4</sub>-Gehalten bei normalen pH-Werten und HCO<sub>3</sub>-Kontrationen (pH: 6,8 – 7,5, HCO<sub>3</sub> < 300 mg/l) sind erhöhte NH<sub>4</sub>-Werte in Verbindung mit erhöhten HCO<sub>3</sub>-Konzentrationen (> 400 mg/l) und pH-Werten < 6,5 zu beobachten. Die Tendenzen für Ammonium sind hier weniger deutlich als in Abb. 5-37 (oben). Es ist jedoch festzustellen, dass alle Wässer mit pH-Werten < 5,5 erhöhte NH<sub>4</sub>-Gehalte aufweisen, was die Bedeutung der Versauerungsprozesse unterstreicht.

Es werden in Auswertung von Abb. 5-36 und Abb. 5-37 folgende Kriterien zur Identifikation der Einflüsse des Braunkohlenbergbaus abgeleitet (Tab. 5-11):

**Tab. 5-11: Hydrochemische Kriterien zur Identifikation anthropogen bedingter Ammonium-Konzentrationen im Umfeld von Braunkohletagebauen**

	Parameter	Kriterium	Zusatzkriterium
<b>Ammonium &gt; 0,5 mg/l</b> und			
5.	<b>Sulfat</b>	> 200 mg/l	Chlorid < 250 mg/l
6.	<b>pH-Wert</b>	< 6,2	
7.	<b>Hydrogenkarbonat</b>	> 450 mg/l	<

Diese Kriterien werden nach den Kriterien der Tab. 5-2 auf die Analysen angewandt. Die Kriterien 5 bis 7 sind durch „ODER“ verknüpft, das heißt, wenn neben Ammonium-Konzentrationen > 0,5 mg/l eines der Kriterien erfüllt ist, wird die Analyse und die Ammonium-Konzentration als anthropogen beeinflusst bewertet.

Problematisch ist die Abgrenzung des Übergangsbereiches zwischen erhöhten Sulfat-Gehalten aufgrund der Pyrit-Oxidation und geogenen, chloridisch-sulfatischen Salzwässern (Sulfat > 200 mg/l und Chlorid > 300 mg/l bis < 1.000 mg/l). In diesem Konzentrationsbereich sind Einzelfallentscheidungen unter Berücksichtigung weiterer analysierter Parameter erforderlich.

### **5.1.5.3 Einfluss der naturräumlichen Faktoren auf die Konzentrationen der Stickstoffspezies**

Abb. 5-38 und Abb. 5-39 zeigen die Zusammenhänge zwischen Filterteufe und Flurabstand bzw. Grundwasserneubildung und modellierten mittleren jährlichen Stickstoffeinträgen ins Grundwasser und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in den Messstellen (Maximalwerte je Messstelle). Die Angaben zu Flurabstand, Grundwasserneubildung und Stickstoffeinträgen entstammen den Berechnungen mit dem Modellsystem GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al 2012; Kuhr et al 2014) (s. Kap. 4.3.2). Die Zuordnung zu den Messstellen erfolgte über die Mittelwerte der Rasterdaten im 500m-Umfeld der Messstelle (s. Kap. 4.2.2). Differenziert wurde dabei jeweils nach der grundsätzlichen Landnutzung im Messstellenumfeld entsprechend Kap. 4.3.1 in Waldstandorte (Standortklassen der Landnutzung 1\*) und Agrarstandorte (Standortklassen der Landnutzung 2\* und 0).

Unter Waldstandorten sind Zusammenhänge zwischen Filterteufe und Konzentration für alle drei Parameter erkennbar, die Konzentrationen nehmen mit der Teufe ab. Für Nitrat zeigt sich dieser Effekt auch deutlich unter Agrarstandorten, was die Stoffeinträge von der Oberfläche verdeutlicht. Für Kalium nehmen die Konzentrationen unter Agrarstandorten in Teufen >50m wieder zu, was auf den Einfluss von Salzwässern in diesen Tiefen zurückzuführen ist. Ein ähnlicher Effekt trat auch in den quartären/tertiären Lockergesteinen und im Mesozoikum auf (s. Abb. 5-14 und Abb. 5-30).

Abweichend von den durch Tagebautätigkeit nicht gestörten Lockergesteinen lassen sich für den Flurabstand nach GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al. 2012; Kuhr et al. 2014) keine Zusammenhänge zu den Parametern erkennen. Ursache dürfte vor allem die Dynamik der zeitlichen Veränderungen im Gebiet der Braunkohlentagebaue sein. Die naturräumlichen Bedingungen in dem Umfeld der Tagebaue unterlagen (und unterliegen) starken Veränderungen (Topographie, Vegetation, durch Grundwasserabsenkungen und Wiederanstiege beeinflusster Flurabstand). Die Analysen stammen aus einem größeren Zeitraum, in dem sich diese Veränderungen vollzogen. Der Flurabstand bildet dagegen die mittleren langjährigen Verhältnisse der Hauptgrundwasserleiter ab. Korrelationen sind hier aus diesen Gründen kaum zu erwarten.

Die Spannweiten der Konzentrationen der Parameter in Relation zu den Modellergebnissen von GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al 2012; Kuhr et al 2014) sind in Abb. 5-39 ebenfalls der Vollständigkeit halber dargestellt. Es lassen sich keine Zusammenhänge zwischen Konzentrationen und Modellergebnisse erkennen.

Wie schon in Kap. 5.1.3.3 dargelegt, handelt sich um großräumig, auf der Basis langjähriger Mittelwerte im Hinblick auf die Einträge in Oberflächengewässer auf Einzugsgebietsmaßstab modellierten Parameter mit eingeschränkter Aussagekraft für kleinräumige Standorte, was auf die sehr dynamischen Verhältnisse im Umfeld der Tagebaue besonders zutrifft.

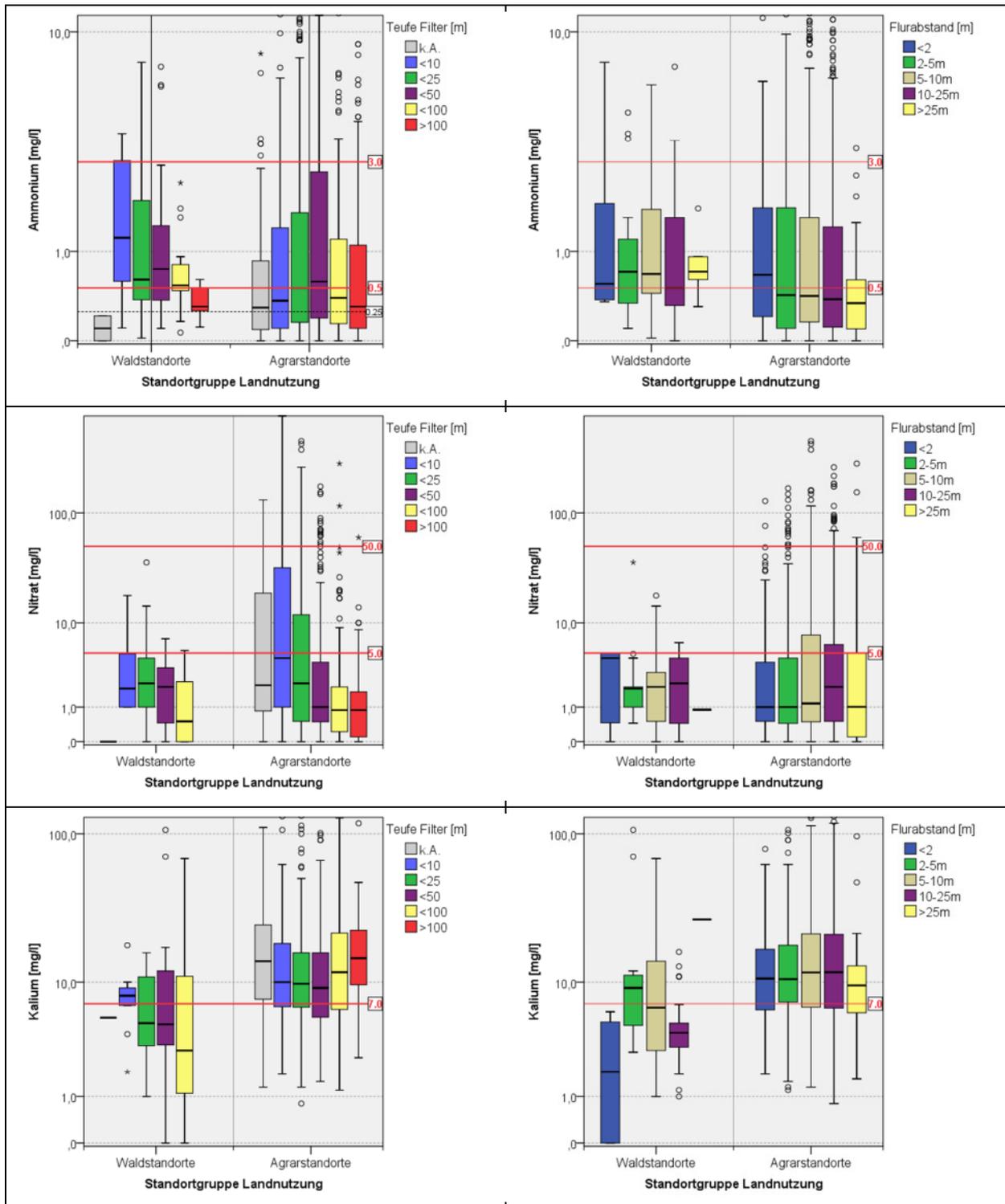


Abb. 5-38: Zusammenhänge zwischen Teufe (links) und Flurabstand (rechts) und den Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium im Bereich der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten

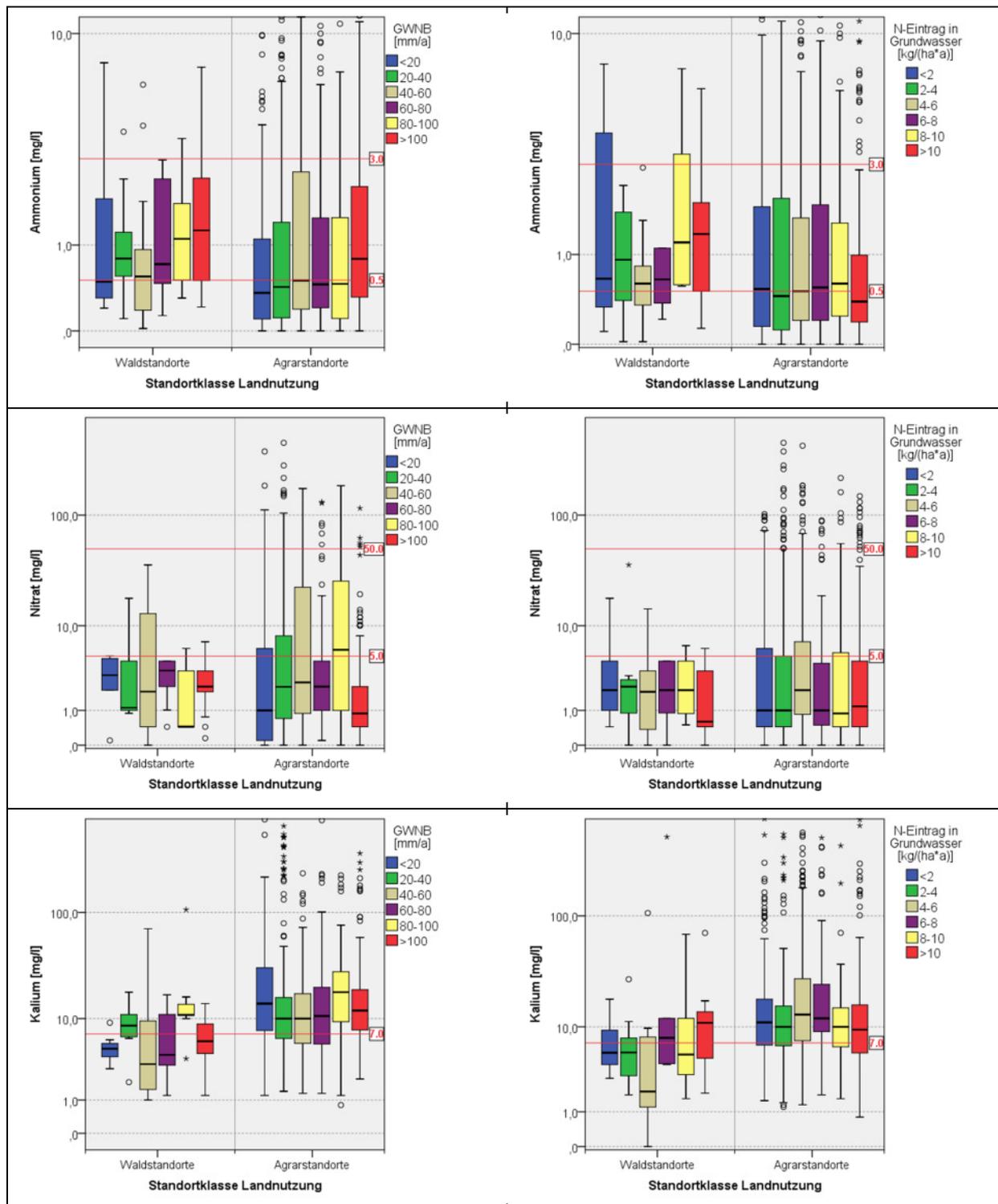


Abb. 5-39: Spannweiten der Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Kalium in Abhängigkeit von Grundwasserneubildung (links) und Stickstoffeintrag ins Grundwasser (rechts) nach GROWA-WEKU-MEPHos (Kuhr et al 2014) im Bereich der Beeinflussung durch Braunkohlentagebaue differenziert nach Wald- und Agrarstandorten

### 5.1.6 Zusammenfassung: Ermittlung geogen-ubiquitärer Hintergrundkonzentrationen für Ammonium und anthropogene Indikatorparameter

Die in der Vergangenheit für Brandenburg abgeleiteten Schwellenwerte zur Bestimmung anthropogener Beeinflussungen für die Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor sowie das Ammonium wurden für die verschiedenen Regionen Sachsen-Anhalts überprüft. Diese Parameter und Schwellenwerte sind auf Ammoniumeinträge aus der Landwirtschaft und Abwasser (Gülle-Verwertung, Rieselfelder) orientiert. Für Nitrat wurde der Schwellenwert aufgrund eines etwas höheren ubiquitären Konzentrationsniveaus in Sachsen-Anhalt von 2,5 auf 5 mg/l angehoben, die Schwellenwerte für die übrigen Parameter konnten landesweit bestätigt werden.

**Tab. 5-12: Hydrochemische Kriterien zur Identifikation einer anthropogenen Beeinflussung einer Wasseranalyse in allen Regionen Sachsen-Anhalts**

	Parameter	Kriterium	Zusatzkriterium
1.	Nitrat NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	> 5 mg/l	
2.	Kalium K <sup>+</sup>	> 7 mg/l	und K <sup>+</sup> /Na <sup>+</sup> [mol] > 0,1
3.	Chlorid Cl <sup>-</sup>	> 50 mg/l	und K <sup>+</sup> /Na <sup>+</sup> [mol] > 0,1
4.	Bor	> 0,15 mg/l	> 0,15 + 0,0006*[Chlorid mg/l]

In den Regionen des Braunkohlenbergbaus treten zusätzlich weitere anthropogen induzierte Freisetzungprozesse hinzu. Für diese Regionen und ihre spezifischen Randbedingungen werden zusätzlich die folgenden Indikatorparameter und Schwellenwerte zur Identifikation bergbaulich beeinflusster Wässer definiert:

**Tab. 5-13: Hydrochemische Kriterien zur Identifikation anthropogen bedingter Ammonium-Konzentrationen im Umfeld von Braunkohletagebauen**

	Parameter	Kriterium	Zusatzkriterium
5.	Sulfat	> 200 mg/l	Chlorid < 250 mg/l
6.	pH-Wert	< 6,2	
7.	Hydrogenkarbonat	> 450 mg/l	<

Erhöhte Ammoniumkonzentrationen über dem Schwellenwert von 0,5 mg/l werden basierend auf den Indikatorparametern wie folgt interpretiert:

**Tab. 5-14: Identifikation geogener und anthropogener Ammonium-Konzentrationen**

Hydrochemische Indikationen auf anthropogene Beeinflussung nach Tab. 5-12 oder Tab. 5-13 bei mindestens einem Kriterium vorhanden	geogen-ubiquitär: NH <sub>4</sub> ≤ 0,5 mg/l
Keine hydrochemische Indikationen auf anthropogene Beeinflussung nach Tab. 5-12 oder Tab. 5-13 vorhanden	geogen-ubiquitär: NH <sub>4</sub> ≤ 3 mg/l

Ein Fließschema zur Anwendung des Bewertungsalgorithmus zeigt die folgende Abbildung:

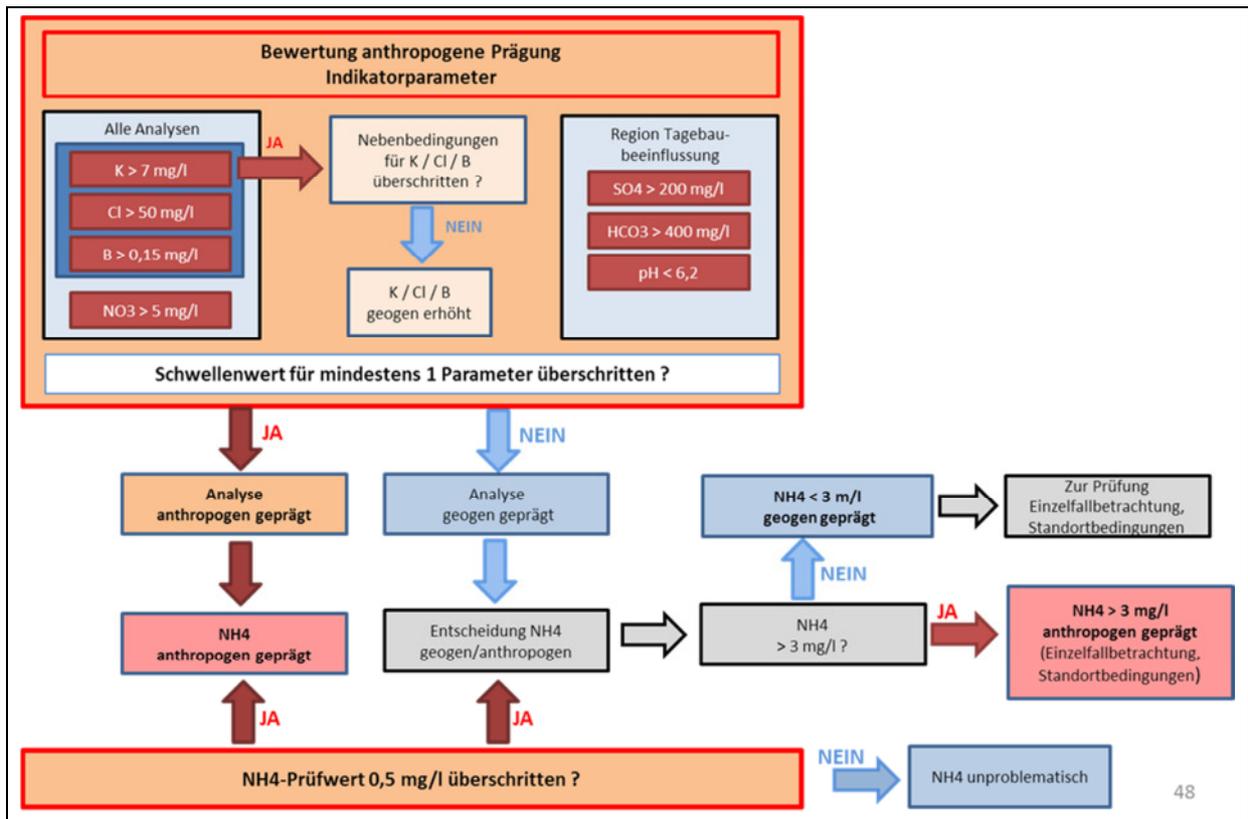


Abb. 5-40: Fließschema des hydrochemischen Bewertungsalgorithmus zur Interpretation erhöhter Ammonium-Konzentrationen

Für Konzentrationen unterhalb Schwellenwertes von 3 mg/l sind bei sonstiger hydrochemischer Unauffälligkeit der Analyse sowohl geogene als auch anthropogene Ursachen für die erhöhten  $\text{NH}_4$ -Gehalte möglich, ohne dass eine genaue Differenzierung der Ursachen ohne eine detailliertere Untersuchung des Einzelstandortes möglich ist. Auch das Auftreten geogen-ubiquitärer Konzentrationen oberhalb 3,0 mg/l ist in Einzelfällen möglich. In diesen Fällen werden Einzelfallprüfungen der Messstelle unter Einbeziehung der Standortparameter vorgenommen (Messstelleart, Tiefe, Flächennutzung im Umfeld, hydro- und bodengeologische Parameter, weitere hydrochemische Parameter).

## 5.1.7 Vergleich mit Hintergrundwerten anderer Autoren

### 5.1.7.1 Rangstatistische Methoden (Hannappel et al. 2008)

Die folgenden Tabellen Tab. 5-15 und Tab. 5-16 zeigen die Resultate der Ausweisung von Schwellenwerten für verschiedene Beeinflussungstypen von Grundwässern nach Hannappel 2008 („Nährstoff-Typ“, „Versalzungstyp“ und „diffus beeinflussten Typ“). In Hannappel 2008 sind diese Hintergrundwerte nach den hydrogeologischen Bezugseinheiten differenziert, diese wurden hier analog Kap. 5.1.2 bis 5.1.5 zu hydrogeologischen Regionen (Lockergesteine, Mesozoikum und Paläozoikum) zusammengefasst. Das Tertiär wurde aufgrund der erkennbaren Beeinflussung durch den Bergbau gesondert dargestellt. Die

aufgeführten Spannweiten (z.B. 0,5...3,4 mg/l in Tab. 5-15 und Tab. 5-16) ergeben sich aus den Obergrenzen der Schwellenwerte in den hydrogeologischen Bezugseinheiten.

Im „**Nährstoff-Typ**“ (Tab. 5-15) werden Grundwässer mit auffällig erhöhten Stickstoff- und Phosphat-Gehalten zusammengefasst. Im Lockergestein werden je nach BZE diesem Typ Wässer mit Ammonium-Gehalten größer 0,5 bis größer 3,4 mg/l zugeordnet, was in etwa dem in diesem Bericht abgeleiteten Schwellenwert von 3 mg/l entspricht. Für das Tertiär wird bezüglich Ammonium mit ca. 6 mg/l ein sehr hoher Schwellenwert für eine Nährstoffbeeinflussung ermittelt, was auf die rangstatistische Methodik bei einem hohen Anteil bergbaulich beeinflusster Wässer zurückzuführen ist. Allerdings erfolgt in Hannappel 2008 keine Differenzierung nach geogenen und anthropogenen Ursachen. Die rangstatistisch ermittelten Schwellenwerte für Nitrat für den Nährstofftyp nach Hannappel 2008 liegen im Lockergestein je nach BZE zwischen >0,4 mg/l und 38 mg/l, was auf der einen Seite sehr gering ist (auch an wenig einflussenden Waldstandorten können Nitratgehalte bis etwa 5mg/l auftreten) auf der anderen Seite extrem hoch ist, wenn man nährstoffbeeinflusste Wässer erst ab Nitratgehalten > 38 mg/l definiert. In den anderen hydrogeologischen Struktureinheiten Mesozoikum, Paläozoikum setzt sich diese Tendenz fort.

Für den „**Versalzungstyp**“ (Tab. 5-15) liegen die Schwellenwerte, ab denen ein Grundwasser als salzwasserbeeinflusst interpretiert wird, ebenfalls vielfach deutlich zu hoch (z.B. 914 mg/l Quartär, Gruppe Niederterrasse, z.B. im 8.828 mg/l Mesozoikum, Gruppe karbonatische Wechselfolgen usw.). Dieses ist ein Problem der Anwendung der Rangstatistik mit starren Perzentil-Werten (hier 90%-Perzentil) bei erhöhten Anteilen beeinflusster (hier versalzener) Analysen.

**Tab. 5-15: Spannweiten der Schwellenwerte ausgewählter Parameter von Analysen des „Nährstoff-“ und des „Versalzungs-Typs“ in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (Daten nach Tab. 4.2 Hannappel et al. 2008)**

Gruppe Hydrogeologische Bezugseinheiten	Spannweite der Schwellenwerte			
	Nährstoff-Typ		Versalzungs-Typ	
	NH4 [mg/l]	NO3 [mg/l]	Cl [mg/l]	SO4 [mg/l]
Lockergestein	0,5...3,4	0,4..38	57...914	160...1.073
Mesozoikum	0,49..0,7	26..50,1	231...8.828	698...5.025
Paläozoikum	0,04..0,09	16,6...38,1	80...93	73...623
Tertiär (vermutl. tagebaubeeinflusst)	6,01	3,4	11.530	1.841

Der „**diffus beeinflusste Typ**“ (Tab. 5-16) der im Algorithmus von Hannappel 2008 nach den Nährstoff- und Versalzungstyp ausgegliedert wird, weist in den Klassifikationsparametern Chlorid, Kalium, Sulfat ebenfalls z.T. noch sehr hohe Schwellenwerte aus, die deutlich versalzene oder anthropogen beeinflusste Wässer anzeigen.

**Tab. 5-16: Spannweiten der Schwellenwerte ausgewählter Parameter von Analysen des „diffus beeinflussten Typs“ in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (Daten nach Tab. 4.3 Hannappel et al. 2008)**

Gruppe Hydrogeologische Bezugseinheiten	Spannweite Schwellenwerte		
	Diffus beeinflusster Typ		
	Cl [mg/l]	K [mg/l]	SO4 [mg/l]
Lockergestein	43 ... 401	2 ... 23	130 ... 724
Mesozoikum	124 ... 318	6,3 ... 12	365 ... 1.218
Paläozoikum	3 ... 85	1,4 ... 21,3	365 ... 1.218
Tertiär (vermutl. tagebaubeeinflusst)	626	16	936

Nach Ausgliederung der Wässer der verschiedenen Beeinflussungstypen verbleiben nach dem Algorithmus von Hannappel 2008 unbeeinflusste Wässer. Tab. 5-17 zeigt die Spannweiten der Konzentrationen der als unbeeinflusst charakterisierten Analysen. Aufgelistet wurden hier der jeweils geringste und höchste Wert in den aggregierten Gruppen der hydrogeologischen Bezugseinheiten.

**Tab. 5-17: Spannweiten der Konzentrationen ausgewählter Parameter unbeeinflusster Grundwässer in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (aus Tab. 4.4, 4.5, 4.6 in Hannappel et al. 2008)**

Gruppe Hydrogeologische Bezugseinheiten	Spannweite Konzentrationen			
	Unbeeinflusste Grundwässer			
	Cl [mg/l]	K [mg/l]	NO3 [mg/l]	NH4 [mg/l]
Lockergestein	11 ... 300	0,5 ... 11,4	0,1 ... 21	0,03 ... 0,9
Mesozoikum	11 ... 105	1,0 ... 9,4	0,1 ... 46	0,02 ... 0,35
Paläozoikum	2 ... 58	0,46...21,3	2 ... 14	0,01...0,03
Tertiär (vermutl. tagebaubeeinflusst)	16 ... 130	2,9 ... 9,7	0,1 ... 1	0,09...1,4

In den unbeeinflussten Analysen treten neben realistischen Konzentrationen vielfach deutlich erhöhte Werte auf (z.B. Chlorid im Lockergestein, Niederterasse bis 300 mg/l, Kalium im Paläozoikum, saure Magmatite bis 21,3 mg/l, z.B. Nitrat im Mesozoikum, karbonatische Wechselfolgen bis 46 mg/l). Ursache ist, dass nach der rangstatistischen Separierung der Grundwässer über Perzentil-Werte in Beeinflussungstypen immer noch stark geogen geprägte (versalzene) und stark anthropogen geprägte Grundwässer im Datensatz verbleiben, die bei als „unbeeinflusst“ charakterisierten Wässern z.T. zu Extremwerten führen. Z.B. sollten Wässer mit Chlorid-Gehalten deutlich oberhalb der Geschmacksgrenze und oberhalb des TVO-Grenzwertes von 250 mg/l als (geogen oder anthropogen) versalzungsbeeinflusst oder Nitratgehalte nahe dem TVO-Grenzwert von 50 mg/l als anthropogen (Nährstoff-beeinflusst) interpretiert werden.

Auch in Hannappel 2008 werden die Probleme einer rein rangstatistischen Behandlung mit starren Perzentil-Werten gesehen. Es wurden deshalb zum einen die für die Schwertermittlung verwendeten Perzentile variiert (Nutzung des 90%-, 84%-, 75%-, 50%-Perzentils) zum anderen zusätzlich Bewertungen mit dem Modell bzw. Programmsystem KONTA durchgeführt und mit den rangstatistischen Werten abgeglichen. Es ergeben sich danach gegenüber Tab. 5-17 etwas modifizierte Konzentrationsbereiche für unbeeinflusste Wässer (Tab. 5-18). Doch auch hier ist das Problem der z.T. sehr hohen Hintergrundgehalte aufgrund der Einbeziehung von Analysen mit deutlichen geogenen Versalzungen und anthropogenen Beeinflussungen in die Auswertungen nach wie vor gegeben.

**Tab. 5-18: Spannweiten der Konzentrationen ausgewählter Parameter unbeeinflusster Grundwässer in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (aus Tab. 6.1, 6.2, 6.3 in Hannappel et al. 2008)**

Gruppe Hydrogeologische Bezugseinheiten	Spannweite Konzentrationen			
	Unbeeinflusste Grundwässer			
	Cl [mg/l]	K [mg/l]	NO3 [mg/l]	NH4 [mg/l]
Lockergestein	1 ... 427	0,5 ... 11,4	0,1 ... 14	0,02 ... 0,9
Mesozoikum	11 ... 144	0,5 ... 11,3	0,1 ... 10,9	0,02 ... 0,35
Paläozoikum	5 ... 58	0,46...21,3	2 ... 14	0,01...0,03
Tertiär (vermutl. tagebaubeeinflusst)	19 ... 178	2,9 ... 9,7	0,1 ... 1	0,09...1,4

### 5.1.7.2 Methode Ad-hoc AG Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste von Deutschland (SGD) (Wagner et al. 2014)

Auf die möglichen methodischen Probleme der Methode der Staatlichen Geologischen Dienste wurde im Kap. 5.1.1.4.2 hingewiesen. Die folgenden Karten (Abb. 5-41 und Abb. 5-43) und Tabellen (bis Tab. 5-22) zeigen die Ergebnisse für ausgewählte Grundwasserinhaltsstoffe (Cl, K, B, NH<sub>4</sub>) die dem Fachinformationssystem Hydrogeologie (FISHy), BGR, WMS-server: <http://www.bgr.de/Service/grundwasser/huek200/hgw/> entnommen wurden. Für Nitrat liegen leider keine Daten vor.

Die Karten zeigen die 90%-Perzentile der Verteilungsanalyse der Normalpopulation und damit die Hintergrundwerte nach Wagner et al. 2014. In den Karten in Abb. 5-41 und Abb. 5-43 wurden zu Orientierung zusätzlich die Grundwasserkörpern des Landes Sachsen-Anhalt dargestellt.

Leider handelt es sich bei dem web-service des FISHy der BGR um einen WMS-server (keinen WFS-server), aus dem zwar Karten darstellbar sind, die Daten aber nur manuell abfragbar (durch Auswahl von Einzelflächen) und nicht digital weiter verarbeitbar sind. Die etwas undeutliche Farbgebung der Karten kann ebenfalls nicht modifiziert werden.

Auch sind die zugrundeliegenden (hydrogeochemischen) HGC-Einheiten auf dem WMS nicht explizit als Karte darstellbar und bei der Darstellung der Parameter vielfach nicht erkennbar. Das gezielte Abfragen konkreter HGC-Einheiten ist für die einzelnen Parameter deshalb sehr umständlich und aufwendig. Es kann deshalb in den folgenden Tabellen nur eine Auswahl der HGC-Einheiten in Sachsen-Anhalt dargestellt werden. Für Ammonium (Tab. 5-22) wurde jedoch versucht eine weitgehend vollständige Übersicht aus dem WMS-service abzufragen.

Für **Chlorid** und **Kalium** (Tab. 5-19, Tab. 5-20 und Abb. 5-41) zeigt sich eine recht heterogene Verteilung und z.T. deutliche Unterschiede zwischen den HGC-Einheiten.

Die 90%-Perzentile zeigen in einigen Bereichen des Lockergesteins Einflüsse von stärker geogen-versalzenen oder anthropogen beeinflussten Wässern in den Werten an (für Chlorid Werte >90 mg/l: „Quartäre Sande und Kiese“, „Mitteldeutsches Mittelpleistozän“, „Mitteldeutsche Urstrom- und Nebentäler“, für Kalium Werte >10 mg/l: „Quartäre Sande und Kiese“, „Mitteldeutsches Mittelpleistozän“).

Für das Mesozoikum und Paläozoikum sind die angegebenen Werte des 90%-Perzentils zwar etwas erhöht, aber insgesamt recht realistisch und nähern sich den in diesem Projekt ausgewiesenen Hintergrundwerten an (Chlorid: 50 mg/l, Kalium: 7 mg/l).

**Tab. 5-19: Perzentil-Werte für Chlorid nach FISHy BGR (Methodik Wagner et al. 2014) in für Sachsen-Anhalt relevanten hydrogeochemischen Einheiten (HGC)**

Hydrogeochemische Einheit (HGC-Einheit)nach BGR	50 %-Perzentil [mg/l]	90 %-Perzentil mg/l]
<b>Lockergestein</b>		
Nordostdeutsches Altmoränengebiet	25,2	61,4
Berlin-Brandenburgische Urstrom- und Nebentäler	24,3	61,5
Quartäre Sande und Kiese	53,3	126
Mitteldeutsches Mittelpleistozän	39,9	108
Mitteldeutsche Urstrom- und Nebentäler	35,1	91,6
<b>Mesozoikum und Permokarbon</b>		
Lias	29,7	65,1
Keuper, klastisch	26,2	73
Muschelkalk, karbonatisch-klastisch	22,7	69,3
Buntsandstein	19,3	63,5
karbonische Ton- bis Sandsteine	15,5	61,6
<b>Paläozoikum</b>		
paläozoische Schiefer und Sandsteine (Harzregion)	10,3	27,2

**Tab. 5-20: Perzentil-Werte für Kalium nach FISHy BGR (Methodik Wagner et al. 2014) in für Sachsen-Anhalt relevanten hydrogeochemischen Einheiten (HGC)**

Hydrogeochemische Einheit (HGC-Einheit)nach BGR	50%-Perzentil [mg/l]	90%-Perzentil mg/l]
<b>Lockergestein</b>		
Nordostdeutsches Altmoränenengebiet	2,02	6,01
Berlin-Brandenburgische Urstrom- und Nebentäler	2,04	4,43
Quartäre Sande und Kiese	5,09	19,8
Mitteldeutsches Mittelpleistozän	4,56	11,8
Mitteldeutsche Urstrom- und Nebentäler	1,98	3,84
<b>Mesozoikum und Permokarbon</b>		
Lias	1,74	4,28
Keuper, klastisch	Keine Daten	Keine Daten
Muschelkalk, karbonatisch-klastisch	1,83	6,46
Buntsandstein	Keine Daten	Keine Daten
karbonische Ton- bis Sandsteine	2,34	8,35
<b>Paläozoikum</b>		
paläozoische Schiefer und Sandsteine (Harzregion)	0,9487	2,91

Auch für **Bor** (Abb. 5-42 links und Tab. 5-21) zeigen sich im 90%-Perzentil in den HGC-Einheiten „Quartäre Sande und Kiese“, „Mitteldeutsches Mittelpleistozän“, „Mitteldeutsche Urstrom- und Nebentäler“ sowie im Muschelkalk erhöhte Werte ( $>0,15$  mg/l), die auf den Einfluss stärker versalzener oder anthropogen beeinflusster Wässer zurückzuführen sind. Die übrigen Konzentrationen liegen im Bereich der in diesem Projekt ermittelten Hintergrundkonzentration für nicht durch Salzwasser beeinflusste Grundwässer ( $<0,15$  mg/l).

**Tab. 5-21: Perzentil-Werte für Bor nach FISHy BGR (Methodik Wagner et al. 2014) in für Sachsen-Anhalt relevanten hydrogeochemischen Einheiten (HGC)**

Hydrogeochemische Einheit (HGC-Einheit)nach BGR	50%-Perzentil [mg/l]	90%-Perzentil mg/l]
<b>Lockergestein</b>		
Nordostdeutsches Altmoränenengebiet	0,00841	0,138
Berlin-Brandenburgische Urstrom- und Nebentäler	0,0261	0,138
Quartäre Sande und Kiese	0,103	0,542
Mitteldeutsches Mittelpleistozän	0,0547	0,214
Mitteldeutsche Urstrom- und Nebentäler	0,0479	0,174
<b>Mesozoikum und Permokarbon</b>		
Lias		
Keuper, klastisch	0,0598	0,145
Muschelkalk, karbonatisch-klastisch	0,0114	0,188
Buntsandstein	0,00326	0,0572
karbonische Ton- bis Sandsteine	0,0111	0,147
<b>Paläozoikum</b>		
paläozoische Schiefer und Sandsteine (Harzregion)	0,00104	0,021

Für **Ammonium** (Abb. 5-42 rechts und Tab. 5-22) ergibt sich deutlicher Kontrast zwischen Lockergesteinen und Mesozoikum, sowie innerhalb der Einheiten Mesozoikums und eine Reihe von Unplausibilitäten.

Die 90%-Perzentile liegen im Lockergestein zwischen 0,538 und 1,96 mg/l und damit oberhalb des Prüfwertes von 0,5 mg/l. Die Wertespanne liegt im Bereich der in diesem Projekt ermittelten Hintergrundwerte bis max. 3 mg/l. Es wird jedoch keine Differenzierung bezüglich anthropogener Einflüsse getroffen.

Im Mesozoikum und Permokarbon sind die 90%-Perzentile für Ammonium in den triassischen Einheiten (Keuper, Muschelkalk, Buntsandstein) und in den Sedimenten des Rotliegend geringer als im Lockergestein und liegen unterhalb des Prüfwertes von 0,5 mg/l. In den Einheiten Kreide, Lias und „karbone Ton- bis Sandsteine“ werden unplausible Extremwerte für das 50% und 90%-Perzentil  $>10$  mg/l angegeben. Selbst das 5%-Perzentil

für Ammonium beträgt in der Einheit „karbone Ton- bis Sandsteine“ schon 22,9 mg/l. Das Zustandekommen derartiger Werte kann an dieser Stelle nicht geklärt werden. Möglicherweise liegen Fehler in den WMS-Daten vor (versehentliche Darstellung falscher Parameter o.ä.).

**Tab. 5-22: Perzentil-Werte für Ammonium nach FISHy BGR (Methodik Wagner et al. 2014) in für Sachsen-Anhalt relevanten hydrogeochemischen Einheiten (HGC)**

Hydrogeochemische Einheit (HGC-Einheit)nach BGR	50%-Perzentil [mg/l]	90%-Perzentil mg/l]
<b>Lockergestein</b>		
Nordostdeutsches Altmoränengebiet	0,122	0,538
Berlin-Brandenburgische Urstrom- und Nebentäler	0,169	0,912
Quartäre Sande und Kiese	0,15	1,96
Mitteldeutsches Mittelpleistozän	0,122	0,876
Mitteldeutsche Urstrom- und Nebentäler	0,202	0,883
<b>Mesozoikum und Permokarbon</b>		
Kreide, überwiegend silikatisch	<b>12,6</b>	<b>20,3</b>
Lias	<b>13,6</b>	<b>16,5</b>
Keuper, klastisch	0,0342	0,288
Keuper, sulfatisch	0,0416	1,55
Muschelkalk, karbonatisch-klastisch	0,00814	0,117
Buntsandstein	0,00794	0,224
Rotliegend Klastite	0,0115	0,0911
karbonische Ton- bis Sandsteine	<b>35,5</b>	<b>49,9</b>
<b>Paläozoikum</b>		
paläozoische Schiefer und Sandsteine (Harzregion)	0,00983	0,0424

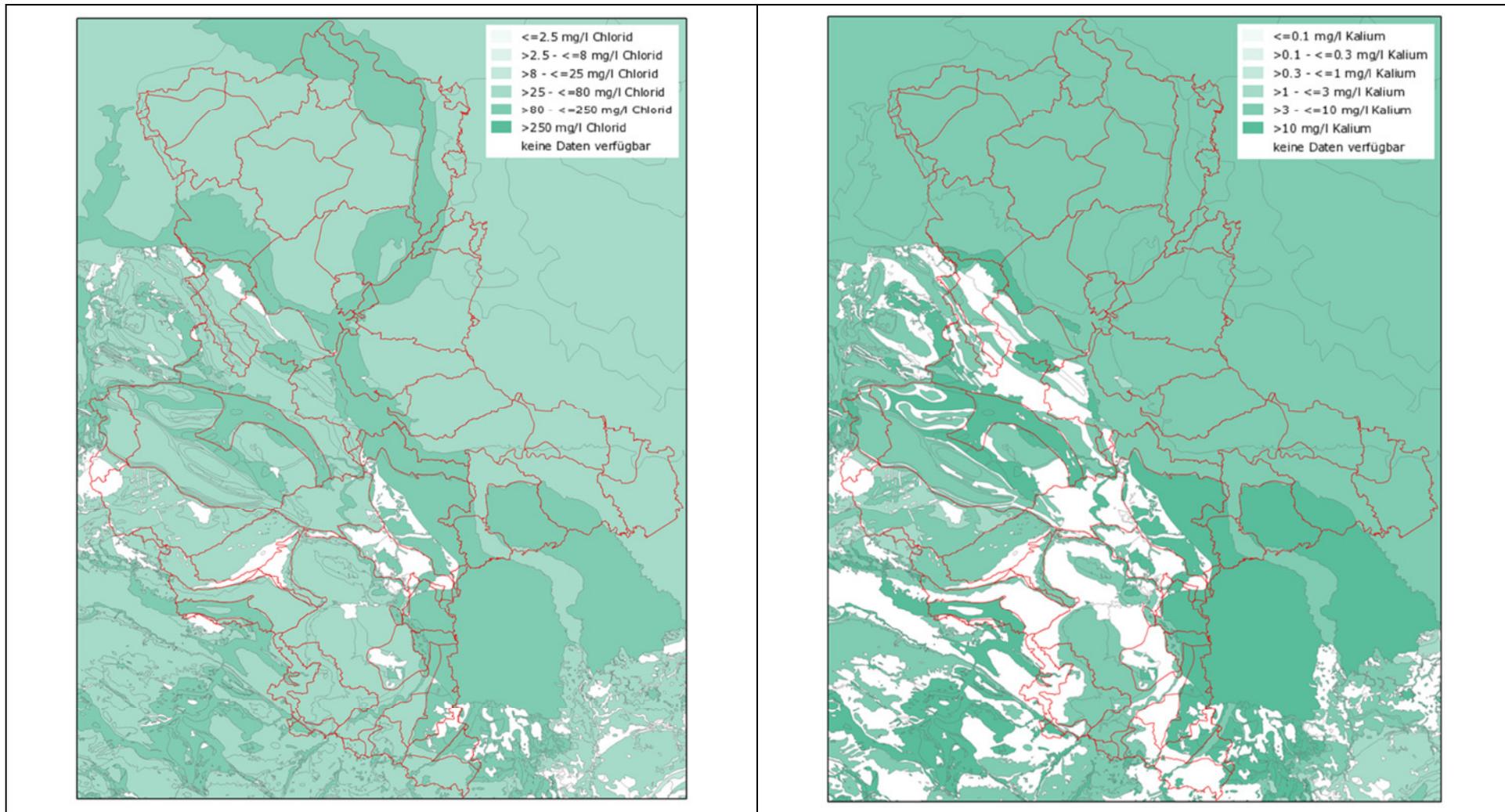


Abb. 5-41: Hintergrundgehalte (90%-Perzentile) für Chlorid (links) und Kalium (rechts) ermittelt nach der Methode Ad-hoc AG Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste von Deutschland (SGD) (Wagner et al. 2014): Karten des Fachinformationssystem Hydrogeologie (FISHy), BGR Grundwasser: HUEK200 HGW (WMS-server: <http://www.bgr.de/Service/grundwasser/huek200/hgw/?>)

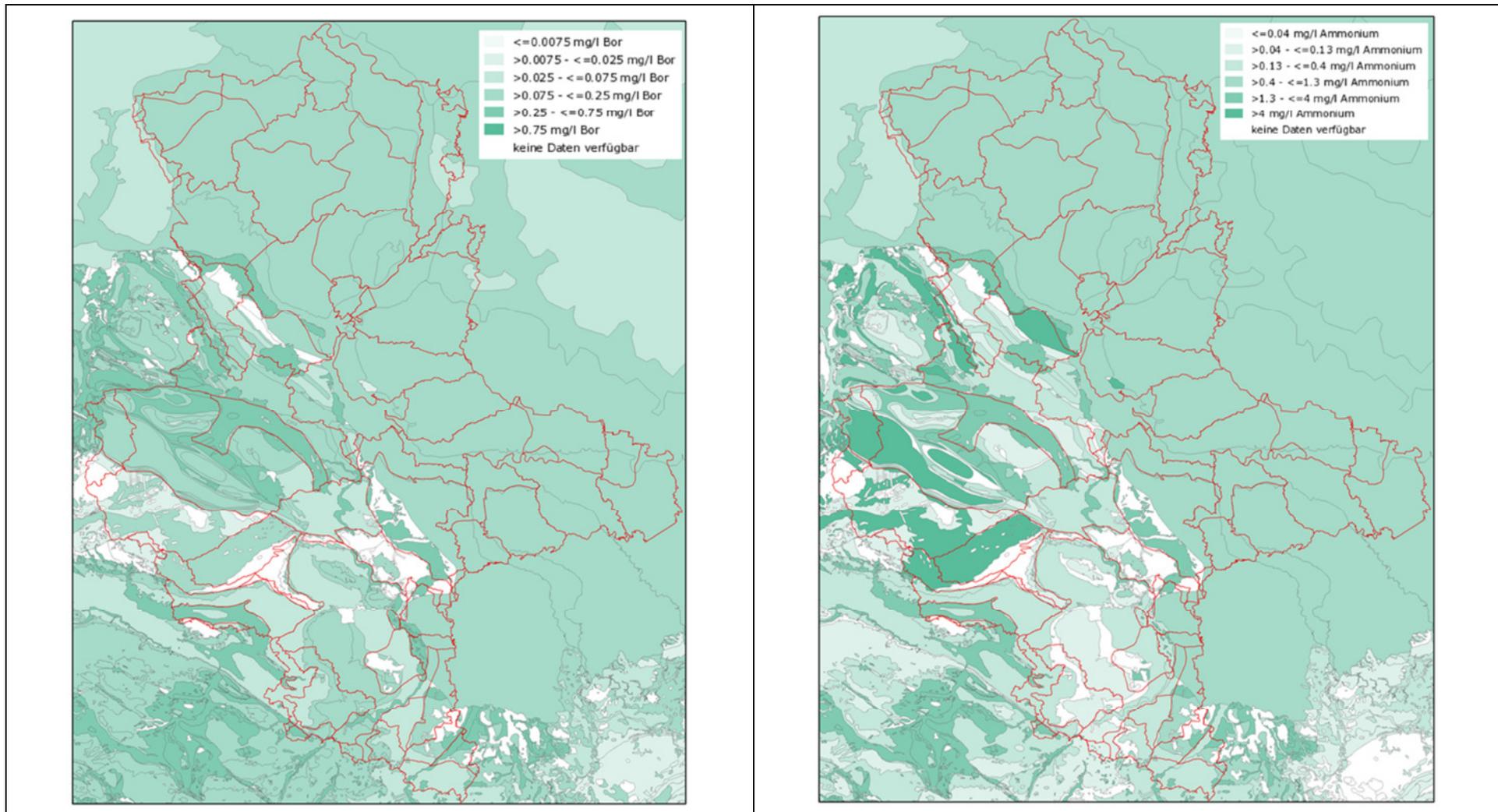


Abb. 5-42: Hintergrundgehalte (90%-Perzentile) für Bor (links) und Ammonium (rechts) ermittelt nach der Methode Ad-hoc AG Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste von Deutschland (SGD) (Wagner et al. 2014): Karten des Fachinformationssystem Hydrogeologie (FISHy), BGR Grundwasser: HUEK200 HGW (WMS-server: <http://www.bgr.de/Service/grundwasser/huek200/hgw/?>)

### 5.1.7.3 Methodik nach Kunkel et al.2004

Die von Kunkel et al. 2004 ermittelten Obergrenzen der natürlichen, ubiquitär überprägten Grundwasserbeschaffenheit für in Sachsen-Anhalt relevante hydrogeologische Einheiten sind in Tab. 2-4 zusammengestellt. Die Ermittlung der Werte für die einzelnen Einheiten erfolgte wie in der Methode im vorangegangenen Kap. 5.1.7.2 (Wagner et al. 2014) deutschlandweit und es gingen dementsprechend eine Reihe von Analysen außerhalb Sachsen-Anhalts ein.

Für **Chlorid** ergeben sich nach Kunkel et al. 2004 für die Einheiten „Sande und Kiese Norddeutschland“ Hintergrundwerte oberhalb der in diesem Projekt ermittelten Grenze von 50 mg/l (Teufe 0-10m, Teufe 10-25m). Diese erhöhten Konzentrationen und die Tatsache, dass die Gehalte gerade in geringen Teufen erhöht sind und mit der Teufe abfallen, ist ein Indiz für noch enthaltene anthropogene Beeinflussungen in den Daten. Auch für **Bor** ist derselbe Effekt zu verzeichnen (Einheit Einheiten „Sande und Kiese Norddeutschland“, Teufe 0-10m: 0,233 mg/l). In den übrigen Einheiten fallen die ermittelten Hintergrundwerte im Wesentlichen in die innerhalb dieses Projektes ermittelte Konzentrationsbereiche (Chlorid < 50 mg/l, Bor < 0,15 mg/l).

Für **Kalium** liegen die Obergrenzen der natürlichen, ubiquitär überprägten Grundwasserbeschaffenheit in den Einheiten zwischen 1,4 bis 7,4 mg/l und damit ebenfalls im Konzentrationsbereich der in diesem Projekt ermittelten Grenze von < 7 mg/l.

Extreme Wertespannen der Hintergrundwerte in Kunkel et al. 2004 zeigt **Nitrat**. In den Lockergesteinen (Sande und Kiese Norddeutschland, Tertiäre Sedimente) sind Werte < 0,5 mg/l ausgewiesen, was im Vergleich zu den Ergebnissen dieses Projektes und auch den Arbeiten in Brandenburg (Jahnke 2013b) als zu gering erscheint (Sachsen-Anhalt Schwellenwert < 5 mg/l, Brandenburg Schwellenwert < 2,5 mg/l), insbesondere wenn es sich um ubiquitär überprägte Gehalte im Sinne von Schenk 2003 handelt.

**Tab. 5-23: Obergrenzen der natürlichen, ubiquitär überprägten Grundwasserbeschaffenheit der Parameter Chlorid, Kalium, Bor, Nitrat, Ammonium nach Kunkel et al. 2004 (Zusammenstellung von für Sachse-Anhalt relevanten hydrogeologischen Einheiten aus Tabellen 20, 21, 22 in Kunkel et al. 2004)**

Hydrogeologische Einheit		Chlorid [mg/l]	Kalium [mg/l]	Bor [mg/l]	Nitrat [mg/l]	Ammonium [mg/l]
Sande und Kiese Norddeutschland	Teufe 0-10m	87	4	0,233	0,9	0,1
	Teufe 10-25	76	5,1	0,169	0,5	0,35
	Teufe 25-50m	46	4,2	0,163	0,62	0,44
Tertiäre Sedimente	ohne Teufen- Differenzierung	26	2,4	0,033	0,54	0,04
Karbonatische Wechselfolgen	ohne Teufen- Differenzierung	52	6,1	0,064	14	0,01
Kalksteinfohlen des Muschelkalk	ohne Teufen- Differenzierung	49	2,1	0,024	40	0,01
Sandsteine und silikatische Wechselfolgen	ohne Teufen- Differenzierung	55	7,4	0,083	8,5	0,004
Sandsteinfohlen des Buntsandstein	ohne Teufen- Differenzierung	17	3,6	0,022	26	0,01
paläozoische Sedimentgesteine	ohne Teufen- Differenzierung	24	1,8	0,016	12	0,03
Magmatite und Metamorphite	ohne Teufen- Differenzierung	14	1,4	0,005	17	0,01

Auch an unbeeinflussten Waldstandorten sind Nitrat-Gehalte bis 5 mg/l nachweisbar, die aus der atmosphärischen Einträgen und Stofffreisetzungen aus dem Boden stammen. Die in Kunkel et al. 2004 für die Lockergesteine ausgewiesenen Obergrenzen der Nitratwerte weisen bereits auf eine deutliche Nitratreduktion hin, die jedoch regional und mit der Tiefe mit dem vorherrschenden hydrochemischen Milieu und der Verfügbarkeit entsprechender Reduktionsmittel im Untergrund (z.B. Eisensulfide, organischer Kohlenstoff) variiert. Eine Anwendung der ausgewiesenen Hintergrundwerte im Lockergestein würde bedeuten, dass viele Analysen nicht natürlich, ubiquitär sind, sondern deutliche Beeinflussungen aufweisen, was unplausibel insbesondere im Vergleich zum Mesozoikum/Paläozoikum ist.

Im Mesozoikum, Paläozoikum und Magmatiten/Metamorphiten werden dagegen vielfach stark erhöhte Konzentrationen für Nitrat als natürliche, ubiquitär überprägte Obergrenzen ausgewiesen (Muschelkalk 40 mg/l, Buntsandstein 26 mg/l). Diese Konzentrationen stellen, auch wenn sie noch unter den Grenzwerten der TVO und Grundwasserverordnung liegen, bereits deutliche anthropogene Beeinflussungen dar, die nicht „durch Einflüsse einer normalen, Jahrhunderte alten Kulturlandschaft ubiquitär überprägt“ worden sind (Definition nach Schenk 2003 s. Kap. 5.1.1.4.3, S. 67), sondern auf die intensive Landwirtschaft heute und der letzten Jahrzehnte zurückzuführen sind. Hier stellt sich das gleiche Problem wie im Kap. 5.1.4 dieses Berichtes zum Mesozoikum und Permokarbon. In dieser Region liegt aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung eine intensive anthropogene Prägung des Grundwassers vor. Eine Ausweisung von Hintergrundwerten ist in solchem Umfeld rein statistisch problematisch (da der überwiegende Teil der Analysen anthropogene Prägungen aufweist) und es sind Vergleiche mit anderen Regionen und Analogieschlüsse erforderlich. Eine Anwendung der ausgewiesenen Hintergrundwerte im Festgestein würde bedeuten, dass viele deutlich beeinflusste Analysen als natürlich, ubiquitär eingestuft werden, was unplausibel im Vergleich zu den extrem geringen Hintergrundwerte im Lockergestein ist.

Die in Tab. 5-23 ausgewiesenen Hintergrundwerte für **Ammonium** sind insgesamt sehr gering und liegen alle unterhalb des Prüfwertes von 0,5 mg/l. Eine Anwendung der ausgewiesenen Hintergrundwerte würde bedeuten, dass Analysen oberhalb des Prüfwertes von 0,5 mg/l grundsätzlich als nicht „natürlich, ubiquitär überprägt“ eingeschätzt werden, sondern deutliche Beeinflussungen aufweisen. Das natürliche Auftreten von Ammonium-Konzentrationen oberhalb 0,5 mg/l konnte jedoch in diesem und auch anderen Projekten (Jahnke 2013a, 2013b) nachgewiesen werden.

#### **5.1.7.4 Zusammenfassung Vergleich mit Methoden anderer Autoren**

Die wesentlichen Unterschiede der in diesem Projekt angewandten Methode zur Ermittlung der Hintergrundgehalte und der Abgrenzung anthropogener Beeinflussungen zu den in Kap. 5.1.1.4 und 5.1.7.1 bis 5.1.7.3 vorgestellten Methoden und Ergebnisse sind:

- Es erfolgte bei der Hintergrundermittlung eine Präselektion nach der anthropogenen Standortbeeinflussung. Es wurden zur Hintergrundermittlung nur anthropogen wenig beeinflusste Waldstandorte bzw. entsprechend präselektierte Analysen herangezogen.
- Geogen-salinare Beeinflussungen (Parameter Chlorid, Kalium, Bor) werden durch die Analyse der Verteilungsfunktionen und durch Ausweisung Nebenbedingungen explizit identifiziert und sowohl von unbeeinflussten Wässern als auch von anthropogenen Beeinflussungen getrennt.

- Die ermittelten Schwellenwerte für anthropogene Beeinflussungen für Chlorid, Kalium, Nitrat, Bor und Ammonium sind für alle Regionen konstant und nicht spezifisch für geologische oder hydrogeologisch vordefinierte Einheiten. Es existiert damit ein einheitliche Bewertungsbasis im Landesmaßstab.

In den in Kap. 5.1.1.4 vorgestellten Verfahren wird dagegen nach geologisch-hydrogeologischen Regionen präselektiert und differenziert, und es werden für diese Regionen unterschiedliche Hintergrundwerte ausgewiesen. Vielfach gelingt dabei keine korrekte Trennung unbeeinflusster, geogen beeinflusster (versalzener) und anthropogen beeinflusster Wässer. Es werden deshalb vielfach kleinräumig sehr variable und z.T. extrem hohe (und auch extrem geringe) Hintergrundwerte auch in sehr ähnlichen hydrogeologischen Einheiten abgeleitet (z.B. für die verschiedenen Bereiche der quartären Lockergesteine in Hannappel et al. 2008 und Wagner et al. 2014). Eine Anwendung dieser Hintergrundwerte zur Interpretation von Analysen würde in den verschiedenen hydrogeologischen Regionen für gleiche Eintragsprozesse zu ganz unterschiedlichen Bewertungsmaßstäben führen. Z.B. bei dem besonders problematischen Parameter Nitrat würden in einigen Bereichen des Lockergesteines Konzentrationen  $>1$  mg/l als anthropogen beeinflusst gelten, während in anderen Bereichen des Lockergesteines Konzentrationen  $> 10$  mg/l und im Mesozoikum sogar von mehreren 10er mg/l als Hintergrund interpretiert werden würden (Hannappel et al. 2008, Kunkel et al. 2004). Ähnliche Effekte treten z.T. auch für die anderen Parameter auf. Ursache dieser Probleme ist, dass in den als unbeeinflusst bzw. natürlich, ubiquitär interpretierten Analysen vielfach noch deutlich anthropogen oder geogen (versalzene) beeinflusste Analysen enthalten sind, die sich mit den Methoden der dargestellten Interpretationsverfahren nicht klar abtrennen lassen, was dann in der Ausweisung der Hintergrundgehalte auf der Basis von Perzentilen zu Fehleinschätzungen führt

Für die in den vorgestellten Verfahren ermittelten Hintergrundwerte für Ammonium treten dieselben Probleme auf. Nach Kunkel et al. 2014 liegen natürliche, ubiquitär überprägte  $\text{NH}_4$ -Gehalte in allen hydrogeologischen Einheiten grundsätzlich unter dem Prüfwert für Ammonium von 0,5 mg/l (Tab. 5-23), nach Hannappel et al. 2008 sind in Abhängigkeit von der hydrogeologischen Einheit Hintergrundwerte  $<$  Prüfwert als auch  $>$  Prüfwert möglich (Tab. 5-18). Nach dem FISHy der BGR (Wagner et al. 2014) liegen im Lockergestein die Obergrenzen der Hintergrundgehalte i.d.R. über dem Prüfwert für Ammonium, in einigen hydrogeologischen Einheiten des Festgesteins werden unplausible Extremwerte von mehreren 10er mg/l ausgewiesen (Tab. 5-22). Eine plausible und in sich geschlossene Bewertungsbasis lässt sich deshalb aus den drei vorgestellten Methoden nicht ableiten.

## 5.2 Bewertung von Analysen, Messstellen und Standorten

### 5.2.1 Methodik

#### 5.2.1.1 Bewertung von Analysen

Für alle Regionen gelten für die Indikatorparameter K, Cl, NO<sub>3</sub>, B dieselben Schwellenwerte (s. Kap. 5.1.2 bis 5.1.5). In den durch Braunkohlenbergbau beeinflussten Gebieten werden zusätzlich die Indikatorparameter SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub> und pH-Wert genutzt (Kap. 5.1.5). Diese werden nur in der Region der Braunkohlentagebaue systematisch angewandt. Für die übrigen Gebiete wurden sie nur im Rahmen von Einzelfallentscheidungen mit hinzugezogen, aber nicht systematisch benutzt. Grund dafür ist das Problem der Interpretation des Sulfates, das insbesondere in den mesozoischen und permokarbonen Aquiferen geogen erhöht auftreten kann und einer gesonderten Interpretation bedarf.

Die Beurteilung einer Analyse hinsichtlich der anthropogenen Prägung und der Überschreitung des Prüfwertes für Ammonium erfolgt entsprechend Tab. 5-14 bzw. dem Schema in Abb. 5-40.

In Fällen unsicherer Interpretation der anthropogenen Beeinflussungen und der NH<sub>4</sub>-Gehalte auf der Basis der Indikatorparameter (z.B. bei NH<sub>4</sub>-Konzentrationen > 3 mg/l und fehlenden anthropogenen Indikationen) erfolgen Einzelfallbetrachtungen der Analysen einer Messstelle. Hierbei werden weitere analysierter Parameter berücksichtigt, es erfolgt eine Einschätzung der Grundwassergenese bzw. der chemischen Entwicklung des Grundwassers auf der Basis des Klassifikationssystems bzw. Genesemodells nach Jahnke 1999 und es werden die in Kap. 4.3 behandelten naturräumlichen Randbedingungen im Umfeld der Messstelle in die Bewertung einbezogen (geogene Faktoren wie Flurabstand, Bodenvernässung nach der digitalen Bodenkarte des LAGB, Geschütztheitsgrad nach hydrogeologischem Kartenwerk HK50, anthropogene Faktoren wie Standortklasse der Flächennutzung, potentielle Emittenten und evtl. dokumentierte Kontaminationen der HK50 und die altlastenverdächtigen Flächen und Standorte).

Es wurden alle Analysen bewertet, soweit die Indikatorparameter analysiert waren; zur Bewertung der Grundwasserkörper werden nur Analysen ab 2004 genutzt.

#### 5.2.1.2 Bewertung von Messstellen

Basierend auf der Beurteilung der Analysen wird eine Messstelle bewertet. Grundsatz für die Bewertung ist die „systematische“ Überschreitung eines Schwellenwertes oder Prüfwertes in den Analysen einer Messstelle. Wenn mehr als 50 % der Analysen einen Schwellenwert überschreiten, wird eine Prägung einer Messstelle nach folgendem Schema konstatiert:

**Tab. 5-24: Beurteilung der systematischen Prägung einer Grundwassermessstelle hinsichtlich geogener/anthropogener Stoffeinträge und geogener/anthropogener NH<sub>4</sub>-Belastung**

Bewertung der anthropogenen Prägung einer Messstelle	wenn > 50 % der Analysen nach den Kriterien von Tab. 5-12 und Tab. 5-13 als anthropogen eingeschätzt werden, wird die Messstelle als anthropogen beeinflusst bewertet
Bewertung der Ursache erhöhter NH <sub>4</sub> -Konzentrationen	wenn > 50 % der Analysen nach den Kriterien Tab. 5-14 anthropogen bedingte NH <sub>4</sub> -Konzentrationen > Prüfwert von 0,5 mg/l aufweisen, wird die Messstelle als anthropogen mit NH <sub>4</sub> belastet bewertet

Es erfolgt keine Wichtung der Anzahl der Analysen je Messstelle. Messstellen mit nur einer Analyse müssen auf Basis dieser einen Analyse bewertet werden, auch wenn diese weniger repräsentativ ist als langjährige Messreihen.

### **5.2.1.3 Bewertung von Standorten**

Bei der Bewertung der Grundwasserkörper auf der Basis der Messstellen können Messstellenhäufungen (Mehrfachmessstellen, Messstellengruppen) in größerer Anzahl in einem engen Umfeld die Gesamtbewertung überproportional beeinflussen, obwohl sie nur für einen kleinen Raum repräsentativ sind. Deshalb wurden Standorte abgeleitet, die mehrere, dicht beieinander liegende Messpunkte (Mehrfachmessstellen, Messstellengruppen, verschiedene Tiefen einer direct push Sondierung) zusammenfassen (s. Kap. 2.2.4).

Bei Standorten mit Mehrfachmessstellen wird die grundsätzliche hydrochemische Prägung als auch der  $\text{NH}_4$ -Gehalt als anthropogen eingeschätzt, wenn in mindestens einer der untersuchten Messstellen des Standortes eine entsprechende anthropogene Prägung nachgewiesen wurde. Für Einfachmessstellen ohne weitere Messstellen im Abstand bis zu 50m entspricht die Standortbewertung der Messstellenbewertung.

Bei Mehrfachmessstellen kann an einem Standort eine anthropogene Prägung eines Messpunktes ohne auffällige  $\text{NH}_4$ -Gehalte (z.B. der Oberpegel), verbunden mit geogen erhöhtem Ammonium in einem anderen Messpunkt (z.B. Unterpegel) auftreten. Solche Standorte sind dann als anthropogen geprägt aber mit geogen bedingten  $\text{NH}_4$ -Gehalten ausgewiesen.

## **5.2.2 Charakterisierung des hydrochemischen Zustandes im Landesmaßstab**

### **5.2.2.1 Bewertung der Analysen**

Im Folgenden werden die entwickelten Schwellenwerte nach Tab. 5-12 und Tab. 5-14 zur Charakterisierung der anthropogenen Prägung der Analysen und zur Abgrenzung geogen-ubiquitärer und anthropogen bedingter Ammonium-Konzentrationen angewandt, um die Gesamtsituation im Land auf Basis des vorliegenden Datensatzes zu charakterisieren. Differenziert wird dabei nach dem Gesamtdatensatz und den Analysen ab 2004 die zur Bewertung der aktuellen Situation herangezogen werden können.

Bei der Anwendung der Kriterien Nitrat, Kalium, Chlorid (unter Berücksichtigung des Kalium-Natrium-Verhältnisses) ergibt sich bezüglich der anthropogenen Prägung und der Interpretation der Überschreitung des Ammonium-Prüfwertes für die Analysen des Gesamtdatensatzes die Verteilung in Tab. 5-25.

Von den ca. 16.568 Analysen sind 5.818 ohne anthropogene Prägung (ca. 35 %). Etwa 65 % der Analysen weisen dementsprechend anthropogene Indikationen auf. 2.357 Analysen überschreiten den Prüfwert für Ammonium von 0,5 mg/l (ca. 14 %). Diese Prüfwertüberschreitungen sind bei 1.652 Analysen anthropogen bedingt (ca. 10 % des Datensatzes).

**Tab. 5-25: Prüfwertüberschreitungen für Ammonium in den Analysen des Gesamtdatensatz und die Anzahl der nach den hydrochemischen Kriterien als anthropogen identifizierten Überschreitungen (orange markiert) bei Berücksichtigung der hydrochemischen Kriterien NO<sub>3</sub>, K, Cl nach Tab. 5-12 und Tab. 5-14 (16.568 Analysen mit Parametern NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, K, Cl)**

hydrochemische Kriterien			Kriterien-Kombination	NH <sub>4</sub> -Konzentration				Gesamter Datensatz
Nitrat [mg/l]	Kalium [mg/l]	Chlorid [mg/l]		< 0,25 mg/l	< 0,5 mg/l	< 3 mg/l	> 3 mg/l	
< 5	< 7	< 50	-	4.317	796	705	87	5.905
		> 50	Cl	811	138	169	21	1.139
	> 7	< 50	K	430	224	203	24	881
		> 50	K-Cl	656	274	524	197	1.651
> 5	< 7	< 50	NO <sub>3</sub>	2.431	95	93	29	2.648
		> 50	NO <sub>3</sub> -Cl	1.758	50	26	6	1.840
	> 7	< 50	NO <sub>3</sub> -K	501	23	22	2	548
		> 50	NO <sub>3</sub> -K-Cl	1.607	100	157	92	1.956
<b>Anzahl Analysen</b>				<b>12.511</b>	<b>1.700</b>	<b>1.899</b>	<b>458</b>	<b>16.568</b>
<b>Prüfwertüberschreitung &gt; 0,5 mg/l NH<sub>4</sub></b>								<b>2.357</b>
<b>Prüfwertüberschreitung NH<sub>4</sub> anthropogen</b>								<b>1.652</b>

Die Anzahl der Verletzung der Kriterien für die Indikatorparameter zeigt Tab. 5-26. Die häufigsten Überschreitungen treten für Nitrat und Chlorid auf (jeweils ca. 40 % der Analysen). Das Kriterium für Kalium wird in ca. 20 % der Analysen verletzt.

**Tab. 5-26: Überschreitungen der Indikatorparameter NO<sub>3</sub>, K, Cl im Gesamtdatensatz**

Parameter	NO <sub>3</sub>	Cl	K
<b>Anzahl Analysen</b>	6.992	6.586	3.385
<b>% Datensatz</b>	42,2 %	39,8 %	20,4 %

Es ist für die anthropogene Prägung der Analysen ein klarer Zusammenhang zur Flächennutzung nachweisbar. Abb. 5-43 zeigt die Anzahl der Analysen differenziert nach der Anzahl der Überschreitung der Schwellenwerte der Indikatorparameter K, Cl, B je Analyse) und der Standortklasse der Flächennutzung nach Tab. 4-5.

Die Verteilung im Gesamtdatensatz (Abb. 5-43 oben) und den Daten ab 2004 (Abb. 5-43 unten) ist dabei sehr ähnlich, was in Indiz ist, das sich die Verhältnisse ab 2004 nicht grundlegend geändert haben. Sehr deutlich wird der Anstieg der Analysenzahl mit anthropogenen Indikationen mit Zunahme des landwirtschaftlich genutzten Flächenanteils im Umfeld einer Messstelle. In den überwiegend anthropogen geprägten Standortklassen 2a, 2b, 2c und der Standortklasse 0 sind nur 25-35 % der Analysen ohne anthropogene Indikationen bezüglich der Parameter K, Cl, NO<sub>3</sub> enthalten. Unter Waldstandorten nimmt der Anteil unbeeinflusster Analysen mit Zunahme Flächenanteiles mit Waldnutzung im Messstellenumfeld deutlich zu. An reinen Waldstandorten ohne Agrarnutzung oder Siedlungen im 500 m Umfeld sind ca. 85% der Analysen ohne anthropogene Prägungen.

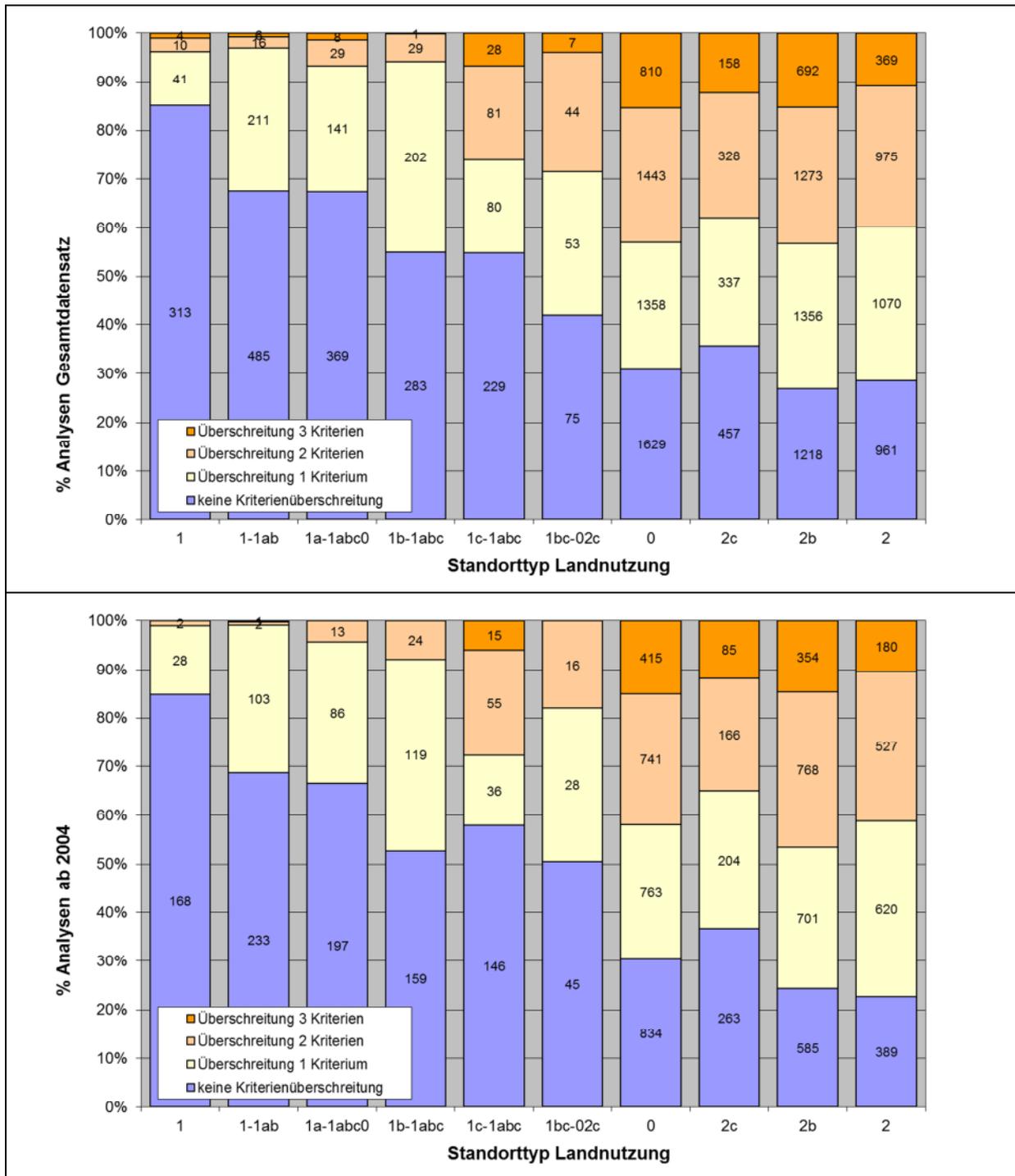


Abb. 5-43: Verteilung der nach den Kriterien K, Cl, NO<sub>3</sub> anthropogen beeinflussten Analysen im Landesmaßstab (oben Gesamtdatensatz: 17.179 Analysen, unten: 9.071 Analysen ab 2004 zur Zustandsbewertung)

Berücksichtigt man zusätzlich den Indikatorparameter Bor (der in deutlich geringerem Umfang als K, Cl, NO<sub>3</sub> analysiert wurde) ergibt sich das Bild in Tab. 5-27.

2.048 Analysen von 6.655 Analysen sind ohne anthropogene Indikationen (ca. 30,8 %). 704 Analysen überschreiten den Prüfwert für Ammonium (ca. 10,6 %) davon 500 aufgrund anthropogener Beeinflussungen (ca. 7,5 %).

**Tab. 5-27: Prüfwertüberschreitungen für Ammonium in den Analysen des vorliegenden Datensatzes (Gesamtdatensatz) und die Anzahl der nach den hydrochemischen Kriterien als anthropogen identifizierten Überschreitungen (orange markiert) bei Berücksichtigung der hydrochemischen Kriterien NO<sub>3</sub>, K, Cl nach Tab. 5-12 und Tab. 5-14**

hydrochemische Kriterien				Kriterien-Kombination	NH <sub>4</sub> -Konzentration				Gesamter Datensatz		
Nitrat [mg/l]	Kalium [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Bor [mg/l]		< 0,25 mg/l	< 0,5 mg/l	< 3 mg/l	> 3 mg/l			
< 5	< 7	< 50	< 0,15		1.637	207	204	14	2.062		
			> 0,15	B	131	41	18	16	206		
		> 50	< 0,15	Cl	337	37	60	3	437		
			> 0,15	B-Cl	30	3	8	1	42		
	> 7	< 50	< 0,15	K	125	36	42		203		
			> 0,15	K-B	40	26	20	2	88		
		> 50	< 0,15	K-Cl	167	55	72	15	309		
			> 0,15	K-B-Cl	49	23	66	25	163		
			> 5	< 7	< 0,15	NO <sub>3</sub>	962	23	23	4	1.012
					> 0,15	NO <sub>3</sub> -B	181	16	3	8	208
> 50	< 0,15	NO <sub>3</sub> -Cl			755	10	4	1	770		
	> 0,15	NO <sub>3</sub> -Cl-B			90	6	3	2	101		
> 7	< 50	< 0,15		NO <sub>3</sub> -K	198	7	3		208		
		> 0,15		NO <sub>3</sub> -K-B	64	5	7	1	77		
	> 50	< 0,15		NO <sub>3</sub> -K-Cl	414	21	15	9	459		
		> 0,15		NO <sub>3</sub> -K-Cl-B	240	15	36	19	310		
		<b>Anzahl Analysen</b>				<b>5.420</b>	<b>531</b>	<b>584</b>	<b>120</b>	<b>6.655</b>	
		<b>Prüfwertüberschreitung &gt; 0,5 mg/l NH<sub>4</sub></b>								<b>704</b>	
<b>Prüfwertüberschreitung NH<sub>4</sub> anthropogen</b>								<b>500</b>			

Die Anzahl der Verletzung der Kriterien für die Indikatorparameter zeigt Tab. 5-28. Die häufigsten Schwellenwertüberschreitungen erfolgen für Nitrat (ca. 47% der Analysen), gefolgt von Chlorid (ca. 3). Das Kriterium für Kalium wird in ca. 27% der Analysen verletzt. Die Unterschiede zu Tab. 5-26 sind vermutlich überwiegend durch den Stichprobeneffekt des verringerten Datenumfanges bedingt.

Das Kriterium für Bor bei ca. 18% der Analysen überschritten, dieses erfolgt aber überwiegend in Kombination mit anderen Parametern (nur 206 Analysen sind nur für Bor auffällig s. Tab. 5-27). Aufgrund dessen können die Analysen ohne Boranalytik auf der Basis der Parameter K, Cl, NO<sub>3</sub> (mit einer geringen Unsicherheit) bewertet werden.

**Tab. 5-28: Überschreitungen der Indikatorparameter NO<sub>3</sub>, K, Cl, B im Gesamtdatensatz (mit Bor-Analytik)**

Parameter	NO <sub>3</sub>	Cl	K	B
Anzahl Analysen	3.145	2.549	1.817	1.195
% Datensatz	47,3 %	38,3 %	27,3 %	18,0 %

Für die Analysen mit Bor-Analytik zeigt sich hinsichtlich der Abhängigkeit der Verletzung der Kriterien für die Indikatorparameter von der Landnutzung im Messstellenumfeld (Abb. 5-44) ein sehr ähnliches Bild wie für den Datensatz ohne Berücksichtigung von Bor (vergleiche Abb. 5-43). Es treten jedoch mehr Analysen mit mehrfacher Kriterienüberschreitung auf.

Auch hier ergeben sich zwischen dem Gesamtdatensatz und den Analysen ab 2004 nur geringe Unterschiede.

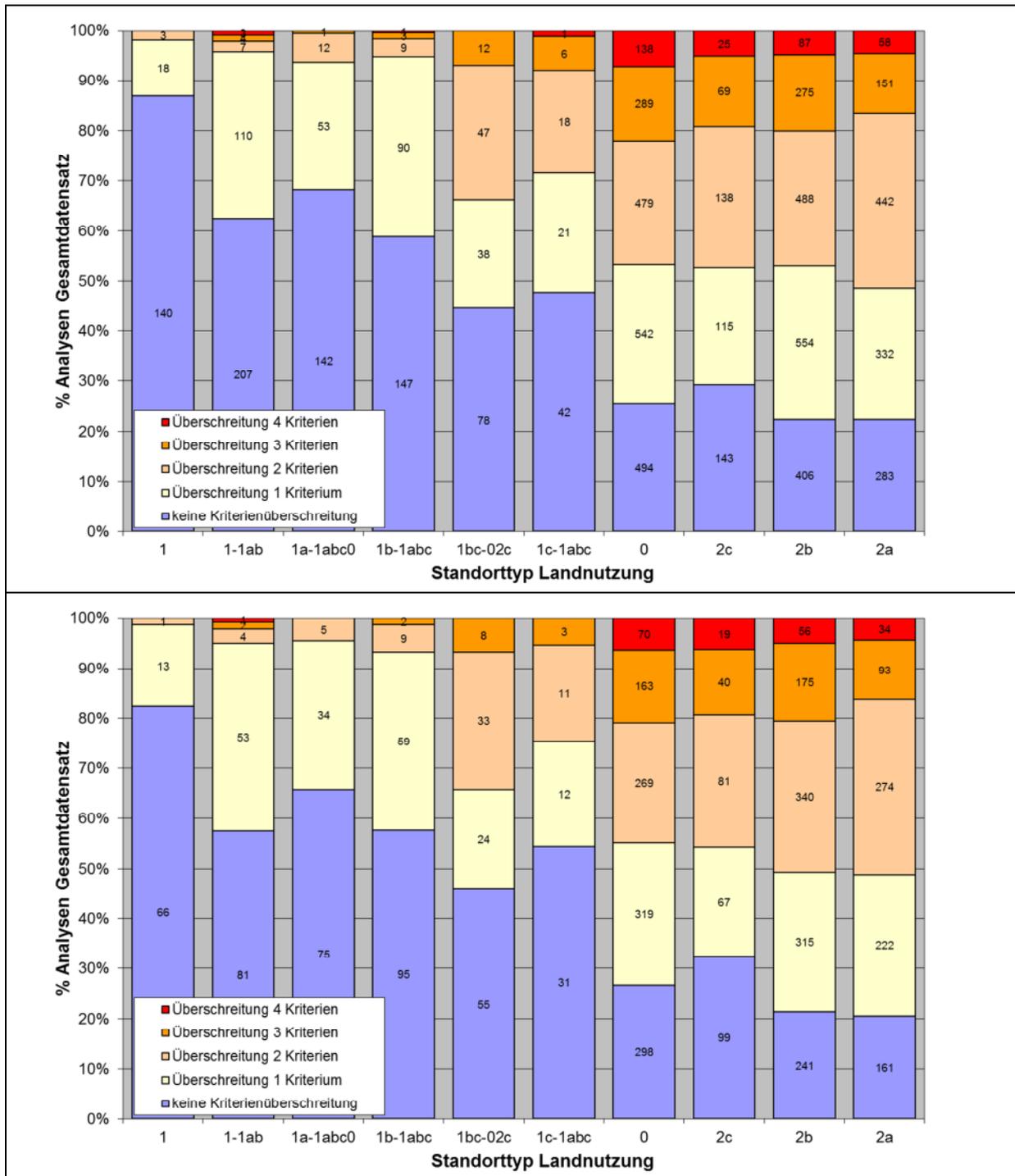


Abb. 5-44: Verteilung der nach den Kriterien K, Cl, NO<sub>3</sub>, B anthropogen beeinflussten Analysen im Landesmaßstab (oben: Gesamtdatensatz 6.655 Analysen, unten: 4.013 Analysen ab 2004)

In der Region im Umfeld der Braunkohlentagebaue liegt ein deutlich höherer Anteil an Prüfwertüberschreitungen für Ammonium vor (Tab. 5-29). Ca. 1/3 der Analysen ist hier betroffen. Außerhalb der durch Braunkohlenbergbau beeinflussten Gebiete weisen weniger als 1/10 der Analysen entsprechende Überschreitungen auf. Nach den Kriterien K, Cl, NO<sub>3</sub> sind insgesamt ca. 60 % der Analysen anthropogen beeinflusst, was in ähnlicher Größenordnung liegt wie außerhalb der Tagebaubeeinflussung. Unter Berücksichtigung der zusätzlichen Kriterien für SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub> und den pH-Wert nach Tab. 5-13 ergibt sich jedoch ein deutlich anderes Bild. Lediglich 357 Analysen (ca. 10%) sind dann ohne anthropogene

Indikationen. Der überwiegende Teil der Prüfwertüberschreitungen für Ammonium (ca. 85 %) sind nach diesen Kriterien anthropogen bedingt.

**Tab. 5-29: Prüfwertüberschreitungen für Ammonium in den Analysen der durch Braunkohlenbergbau beeinflussten Region und die als anthropogen identifizierten Überschreitungen (orange markiert) bei Berücksichtigung der hydrochemischen Kriterien Tab. 5-12 , Tab. 5-14 und**

hydrochemische Kriterien				Kriterien-Kombination	NH <sub>4</sub> -Konzentration				Gesamter Datensatz	
anthropogen [NO <sub>3</sub> ,K,Cl,B]	Sulfat [mg/l]	HCO <sub>3</sub> [mg/l]	pH [mg/l]		< 0,25 mg/l	< 0,5 mg/l	< 3 mg/l	> 3 mg/l		
nein	< 200	< 450	> 6,2	-	152	98	107	8	365	
			< 6,2	pH	8	7	5	2	22	
		> 450	> 6,2	HCO <sub>3</sub>	22	15	12	7	56	
			< 6,2	HCO <sub>3</sub> -pH			1		1	
	> 200	< 450	> 6,2	SO <sub>4</sub>	165	61	29	10	265	
			< 6,2	SO <sub>4</sub> -pH	69	37	48	6	160	
		> 450	> 6,2	SO <sub>4</sub> -HCO <sub>3</sub>	15	22	27	2	66	
			< 6,2	SO <sub>4</sub> -HCO <sub>3</sub> -pH			1		1	
							<b>671</b>	<b>230</b>	<b>35</b>	<b>936</b>
							<b>939</b>	<b>383</b>	<b>122</b>	<b>1.440</b>
<b>Anzahl Analysen</b>				<b>1.610</b>	<b>613</b>	<b>157</b>	<b>2.380</b>			
<b>Prüfwertüberschreitung &gt; 0,5 mg/l NH<sub>4</sub></b>								<b>770</b>		
<b>Prüfwertüberschreitung NH<sub>4</sub> anthropogen</b>								<b>663</b>		

Die Anteile der Kriterienüberschreitungen für die Indikatorparameter SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub>, pH-Wert im Bergbaumfeld zeigt Tab. 5-30 differenziert danach, inwieweit auch die übrigen Schwellenwerte überschritten sind. In der Mehrzahl der Analysen wird der Schwellenwert für Sulfat überschritten, wobei der Anteil in den Analysen, die auch die anderen Kriterien überschreiten, deutlich höher ist. Die Verhältnisse für HCO<sub>3</sub> und den pH-Wert sind differenzierter, hier ist jeweils ein Anteil von 13 bis 26 % der Analysen betroffen

**Tab. 5-30: Überschreitungen der Schwellenwerte der Indikatorparameter für SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub>, pH-Wert in der durch Braunkohlenbergbau beeinflussten Region**

Parameter	ohne Kriterienüberschreitung K, Cl, NO <sub>3</sub>				mit Kriterienüberschreitung K, Cl, NO <sub>3</sub>			
	-	SO <sub>4</sub>	HCO <sub>3</sub>	pH	-	SO <sub>4</sub>	HCO <sub>3</sub>	pH
Anzahl Analysen	365	492	124	184	193	1117	377	203
% Datensatz	39,0%	52,6%	13,2%	19,7%	13,4%	77,6%	26,2%	14,1%

### 5.2.2.2 Bewertung Messstellen und Standorte

Abb. 5-45 zeigt die Verteilung der nach dem Konzept der systematischen Überschreitung der Schwellenwerte (s. Tab. 5-24 in Kap. 5.2.1.2) bewerteten Messstellen in den

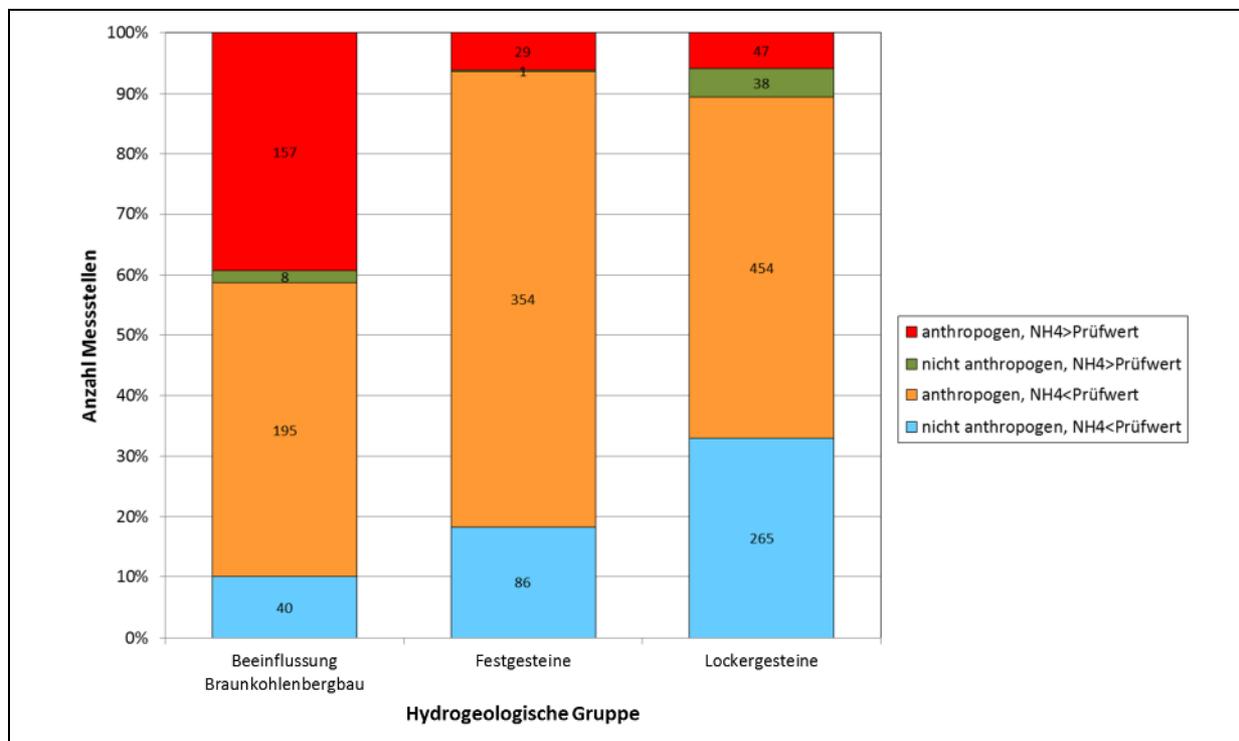
zusammengefassten hydrogeologischen Einheiten. In der Messstellenbewertung wurden nur die Analysen ab 2004 berücksichtigt, da der aktuelle Zustand charakterisiert werden soll.

Zwischen den hydrogeologischen Einheiten bestehen deutlich Unterschiede.

Im Lockergestein (BZE 1 bis 6) tritt der höchste Anteil anthropogen unbeeinflusster Messstellen auf (knapp 40 %). Ca. 10 % der Messstellen im Lockergestein weisen systematische Prüfwertüberschreitungen für Ammonium auf, davon ist jedoch etwa die Hälfte geogen bedingt.

In den Festgesteinen (BZE 7-13) liegt der Anteil unbeeinflusster Messstellen nur bei ca. 20%. Der Anteil der Messstellen mit systematischen Prüfwertüberschreitungen für Ammonium ist geringer als im Lockergestein (ca. 6 %), dafür sind die Überschreitungen fast ausschließlich auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen.

Im Umfeld der Braunkohlentagebaue treten deutlich abweichende Verhältnisse auf. Nur ca. 10% der Messstellen sind ohne anthropogene Prägung. Fast 40% der Messstellen sind durch anthropogen erhöhte Ammoniumkonzentrationen gekennzeichnet, was die schon in Kap. 5.1.5 beschriebene deutliche Belastungssituation unterstreicht.

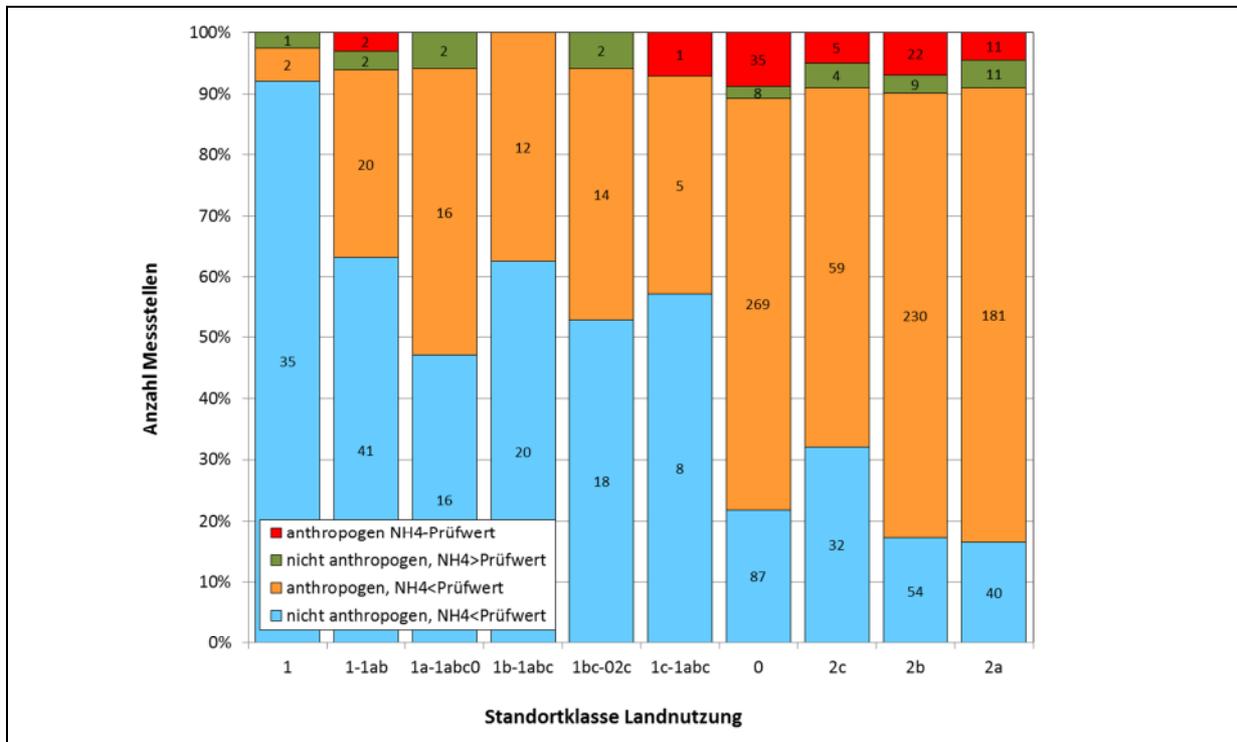


**Abb. 5-45: Verteilung der Messstellen mit/ohne systematische Überschreitung des Prüfwertes für Ammonium von 0,5 mg/l differenziert nach der anthropogenen Prägung der Messstelle in den hydrogeologischen Bezugsseinheiten (Lockergesteine: BZE 1-6, Festgesteine BZE 7-13: Messstellen mit Analysen ab 2004)**

In den hydrogeologischen Regionen der Locker- und Festgesteine außerhalb der Tagebaubeeinflussung sind deutliche Abhängigkeiten der anthropogenen Prägung der Messstellen von der Landnutzung im Umfeld nachweisbar (Abb. 5-46). Der Anteil der unbeeinflussten Messstellen nimmt mit zunehmender landwirtschaftlicher Nutzung im Umfeld deutlich ab. Unter reinen Waldstandorten sind über 90 % der Messstellen unbeeinflusst, unter Agrarstandorten sind es weniger als 20 %. Auch der Anteil der Messstellen mit anthropogen bedingten Prüfwertüberschreitungen für Ammonium nimmt von den Wald- zu den Agrarstandorten zu. Der Anteil der Messstellen mit geogen über den

Prüfwert erhöhten Ammoniumgehalten ist dagegen unabhängig von der Flächennutzung und in allen Gruppen mehr oder weniger konstant vertreten.

In den durch Braunkohlentagebau beeinflussten Regionen besteht nur ein geringer Zusammenhang zwischen anthropogener Beeinflussung und Flächennutzung, da Stofffreisetzungsprozesse im Untergrund den Eintrag von der Oberfläche stark überprägen (s. Kap. 5.1.5.2).



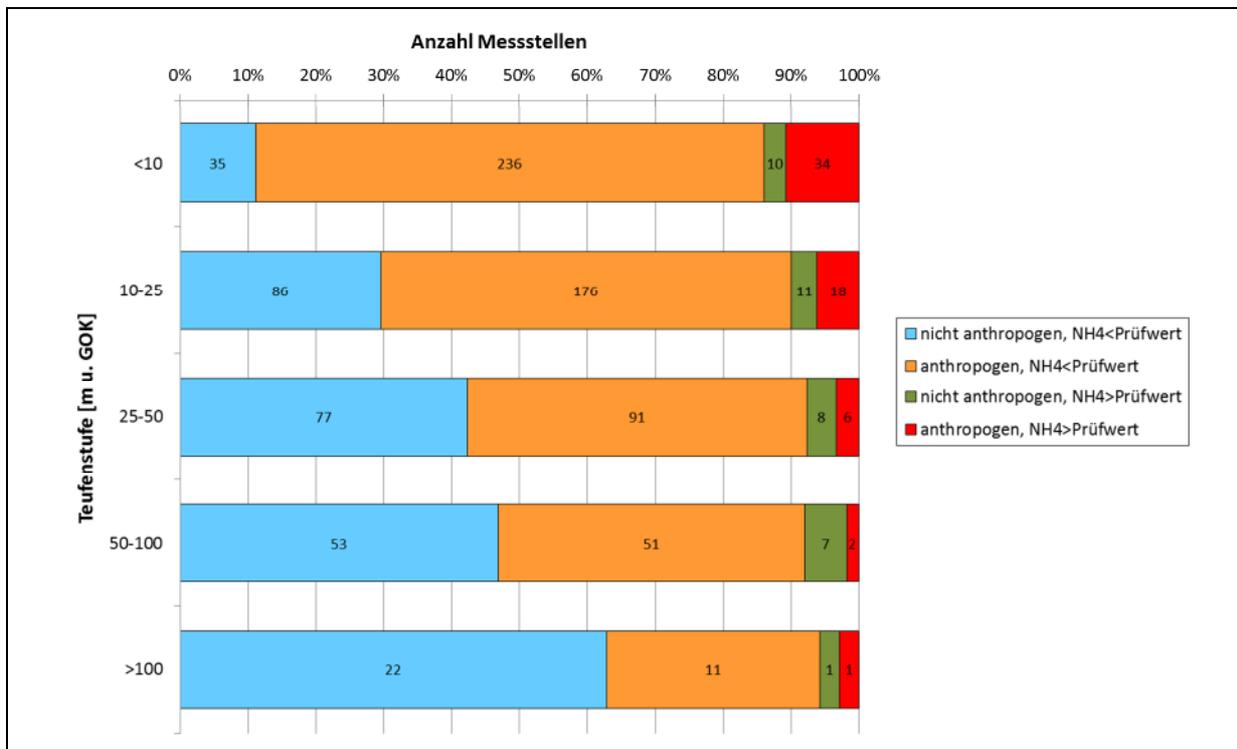
**Abb. 5-46: Verteilung der Messstellen mit/ohne systematische Überschreitung des Prüfwertes für Ammonium von 0,5 mg/l differenziert nach der anthropogenen Prägung der Messstelle in den Standortklassen der Landnutzung (Lockergestein: BZE 1-6 und Festgestein: BZE 7-13, ohne Umfeld Braunkohlentagebaue, nur Messstellen mit Analysen ab 2004)**

In Abb. 5-47 sind die Anteil der Messstellen mit den unterschiedlichen Beeinflussungen nach der Teufenstufe differenziert (wiederum ohne die Messstellen im Umfeld der Braunkohlentagebaue, nur Messpunkte mit Tiefenangabe also keine Quellen und Stollen). Es zeigt sich die zu erwartende, systematische Zunahme des Anteils unbeeinflusster Messstellen und die Abnahme des Anteiles der anthropogen beeinflussten Messstellen mit der Tiefe. In Teufen < 10 m sind weniger als 15 % der Messstellen ohne anthropogene Indikationen, in Teufen >100 m sind es mehr als 60 %. Die Teufenstufe > 100 m ist nur mit relativ wenigen Messstellen belegt (35 Messstellen) und ist deshalb weniger repräsentativ als die übrigen, der Trend wird jedoch sehr deutlich.

Der Anteil der Messstellen mit anthropogen bedingten Prüfwertüberschreitungen für NH<sub>4</sub> zeigt ebenfalls eine deutliche Abnahme mit der Teufe, der Anteil der geogen bedingten Prüfwertüberschreitungen bleibt dagegen relativ konstant.

Der Anteil der anthropogen beeinflussten Messstellen in Teufen > 100 m mag auf den ersten Blick überraschen. Hier ist zum einen die relativ geringe Datenbelegung in dieser Teufenstufe zur berücksichtigen, so dass eine Beeinflussung durch die geringe Stichprobengröße gegeben sein kann. Zum anderen befinden sich die betroffenen Messstellen mit einer Ausnahme in den Festgesteinsregionen insbesondere in der BZE 8, Buntsandstein. In Festgesteinsaquiferen

kann auf Kluftsystemen ein relativ schneller und weiter Stofftransport auch in größere Tiefen erfolgen, so dass diese Anteile hier durchaus plausibel sein können. Des Weiteren sind auch vereinzelte Fehlangaben oder Fehlzuordnungen im Messstellenausbau nicht auszuschließen



**Abb. 5-47: Verteilung der Messstellen mit/ohne systematische Überschreitung des Prüfwertes für Ammonium von 0,5 mg/l differenziert nach der anthropogenen Prägung der Messstelle in Abhängigkeit von der Tiefe (Lockergestein: BZE 1-6 und Festgestein: BZE 7-13, ohne Umfeld Braunkohlentagebaue, nur Messstellen mit Analysen ab 2004)**

Die Bewertung des Standortes bei Einfachmessstellen entspricht dem der Messstelle. Bei Standorten mit Mehrfachmessstellen wird die hydrochemische Prägung als auch der  $\text{NH}_4$ -Gehalt als anthropogen eingeschätzt, wenn in mindestens einer der untersuchten Messstellen eine entsprechende anthropogene Beeinflussung nachgewiesen wurde. Es tritt dadurch eine Kategorie auf, bei der eine anthropogene Prägung an einer Messstelle ohne erhöhte Ammonium-Konzentrationen mit einer geogen über den Prüfwert erhöhten Ammonium-Konzentration an einer anderen Messstelle des Standortes zusammenfallen kann (Kategorie „anthropogen.  $\text{NH}_4$ >Prüfwert geogen“). Dieser fall tritt jedoch nur bei 4 Standorten auf.

Die Ergebnisse der Standortbewertung differenziert nach den zusammengefassten hydrogeologischen Einheiten zeigt Abb. 5-48. Wiederum wurden nur die Analysen ab 2004 berücksichtigt. Es zeigt sich ein weitgehend identisches Bild zu den Messstellen in Abb. 5-45.

In den Lockergesteinsaquiferen ist der Anteil unbeeinflusster Standorte mit ca. 35 % am höchsten. Systematische Prüfwertüberschreitungen für Ammonium treten bei ca. 12 % der Standorte auf, dabei ist ca. die Hälfte geogen bedingt.

Der Anteil anthropogen unbeeinflusster Standorte ist in den Festgesteinsaquiferen geringer (ca. 16 %). Es treten n ca. 5 % der Standorte systematische Prüfwertüberschreitungen für Ammonium auf, die fast ausschließlich anthropogen bedingt sind.

In den durch Braunkohlebergbau beeinflussten Gebieten zeigt sich wiederum das Bild des sehr hohen Anteils anthropogen bedingter Prüfwertüberschreitungen für Ammonium (ca. 45%

der Standorte). Nur ein sehr kleiner Teil der Standorte ist ohne anthropogene Beeinflussungen (<10%).

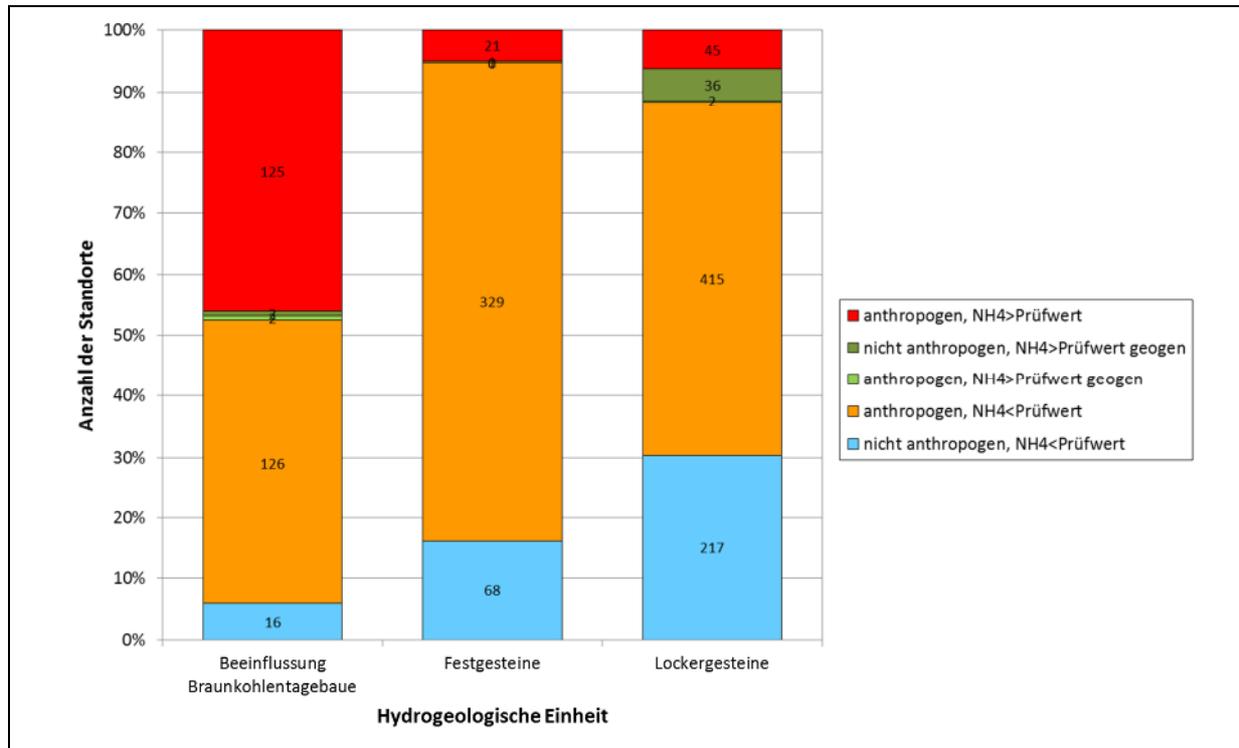


Abb. 5-48: Verteilung der Standorte mit/ohne systematische Überschreitung des Prüfwertes für Ammonium von 0,5 mg/l differenziert nach der anthropogenen Prägung der Messstelle in den hydrogeologischen Bezugseinheiten (Lockergesteine: BZE 1-6, Festgesteine BZE 7-13; Messstellen mit Analysen ab 2004)

### 5.3 Charakterisierung der Grundwasserkörper

#### 5.3.1.1 Methodik der Charakterisierung der Grundwasserkörper

Die Charakterisierung der Grundwasserkörper hinsichtlich der NH<sub>4</sub>-Belastung erfolgt basierend auf den bewerteten Messstellen und Standorten. Die Situation im jeweiligen Grundwasserkörper wird charakterisiert durch den Anteil der anthropogen geprägten Standorte, die unter der Voraussetzung einer ausreichenden Messpunktdichte als repräsentativ für den Grundwasserkörper betrachtet wird. Eine deutliche anthropogene Prägung bzw. Belastung eines Grundwasserkörpers wird ab 30% beeinflussten Standorten je Grundwasserkörper angenommen.

#### 5.3.1.2 Bewertung im Landesmaßstab

Die folgenden Grafiken Abb. 5-49, Abb. 5-50 und Abb. 5-51 zeigen die bewerteten Standorte und die prozentualen Anteile der Standorte mit entsprechenden Indikationen in den Grundwasserkörpern.

Abb. 5-49 zeigt die Ausgangssituation, die Standorte mit systematischen Prüfwertüberschreitungen für Ammonium entsprechend Kap. 5.2.1.2 und 5.2.1.3 ohne Differenzierung nach anthropogenen und geogenen Ursachen.

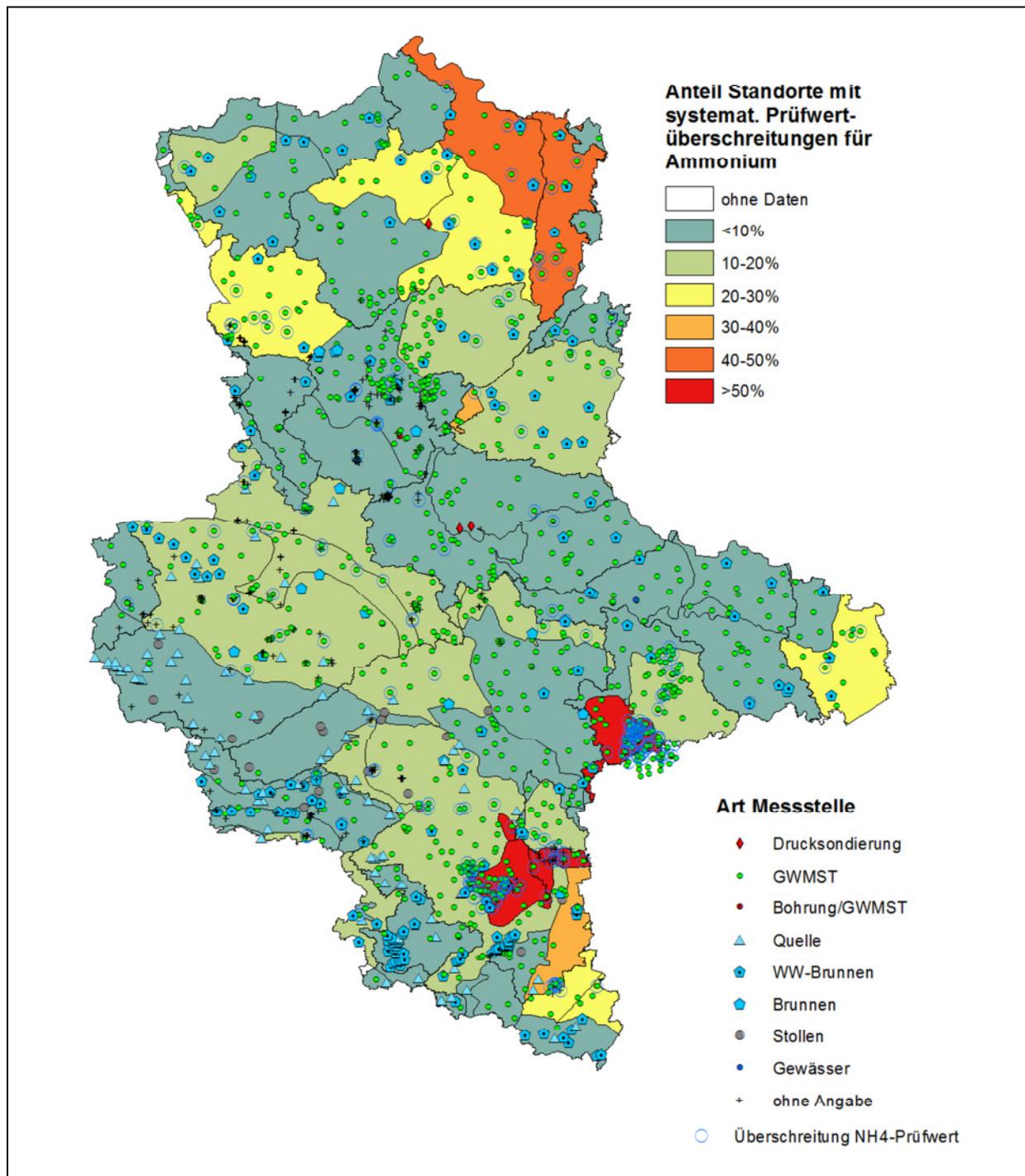


Abb. 5-49: Charakterisierung der systematischen Prüfwertüberschreitungen für Ammonium in den Grundwasserkörpern und den berücksichtigten Standorten (Analysen ab 2004)

Es werden mehrere Schwerpunkte mit erhöhten Ammonium-Gehalten deutlich, in denen mehr als 30 % der Standorte eines Grundwasserkörpers systematische Prüfwertüberschreitungen aufweisen:

- Grundwasserkörper im Umfeld der Braunkohlentagebaue im Süden und Südosten des Landes Sachsen-Anhalt:
  - VM 2-2, VM 2-4, SAL GW 017, SAL GW 014a, SAL GW 016
  - untergeordnet (20-30% der Standorte betroffen) auch SAL GW 051, SAL GW 059

- die Grundwasserkörper SAL GW 061 und VM 2-3, in denen sich ebenfalls ausgedehnte Tagebauflächen befinden, sind deutlich weniger betroffen
- Grundwasserkörper in Niederungs- und Auengebieten der Lockergesteine im Norden:
  - MBA 4, HAV UH 5, HAV UH 8
  - untergeordnet (20-30% der Standorte betroffen) auch OT 1, MBA 2, MBA 3 und im Osten SE 4-2

Daneben finden sich weitere Gebiete mit leicht erhöhten Anteilen (10-20 %) an betroffenen Standorten in der Landwirtschaftsregion der Börde und Niederungsgebieten im Norden.

Die anthropogene Beeinflussung der Standorte und Grundwasserkörper zeigt Abb. 5-50. Wie schon in Abb. 5-48 im Landesmaßstab zeigte ist der Anteil anthropogen beeinflusster Messstellen und Standorte sehr hoch.

Auffällig mit 80-100% anthropogen beeinflussten Standorten sind die intensiv landwirtschaftlich genutzte Zone der lößbedeckten mesozoischen Aquifere in den mittleren und südlichen Landesteilen sowie die sich räumlich unmittelbar anschließenden Regionen des Braunkohlentagebaus.

In den Grundwasserkörpern der Lockergesteine der östlichen und nordöstlichen Landesteile sowie im Harz geht der Anteil anthropogen beeinflusster Standorte auf < 60%, z.T. auf < 40% zurück.

Gänzlich ohne anthropogen beeinflusste Standorte sind nur die Grundwasserkörper 4 2104, 5 0307 und SAL GW 012, die jedoch nur in kleinen Anteilen in Sachsen-Anhalt liegen und nur sehr geringe Messpunktzahlen aufweisen (1 Standort, SAL GW 012 3 Standorte), sodass es sich hier um einen Stichprobeneffekte handelt.

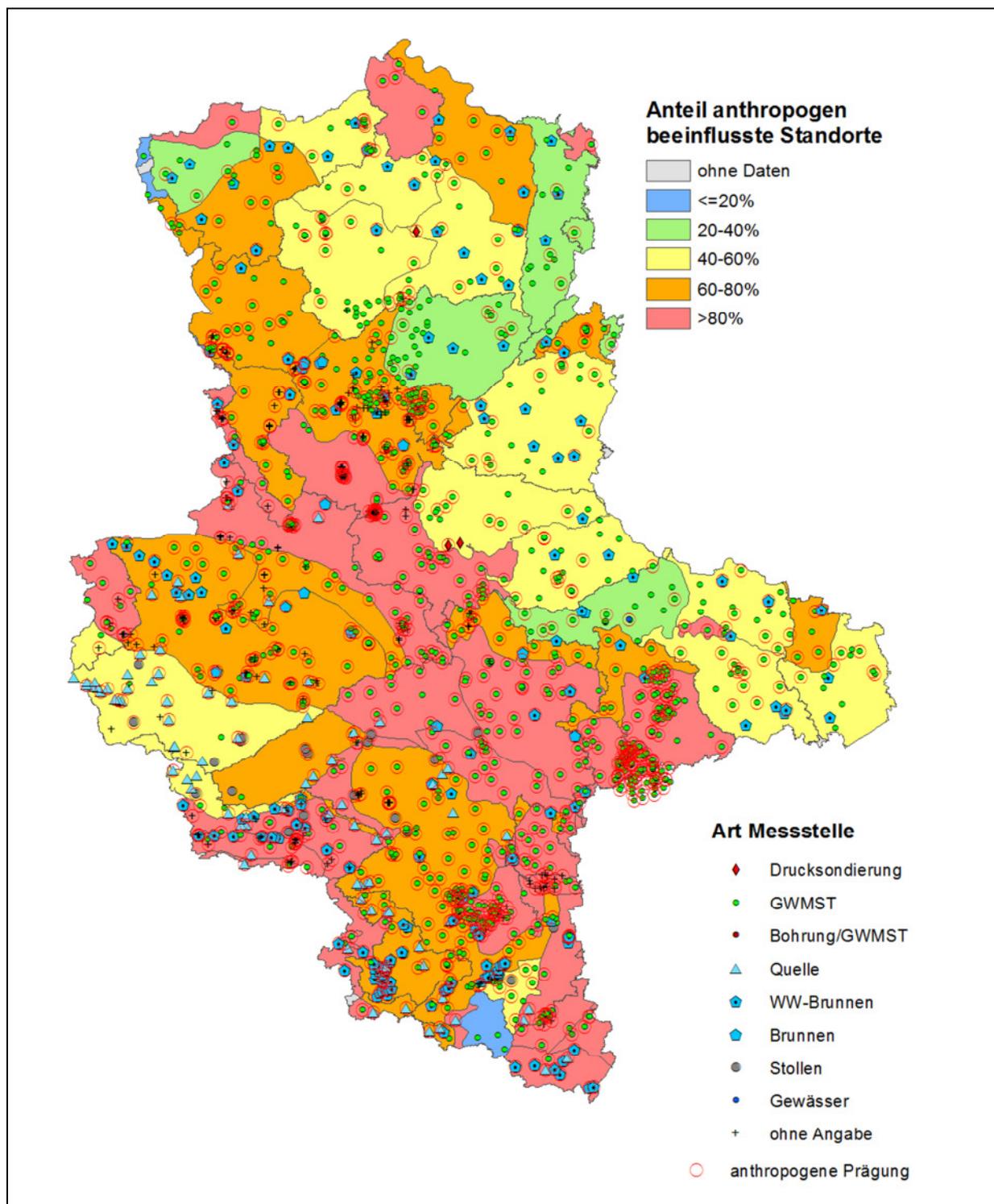


Abb. 5-50: Charakterisierung der anthropogenen Prägung der Grundwasserkörper und berücksichtigte Standorte (Analysen ab 2004)

Abb. 5-51 führt Abb. 5-49 und Abb. 5-50 zusammen und zeigt die Standorte mit anthropogen bedingten Prüfwertüberschreitungen für Ammonium und die Häufigkeit dieser Standorte mit Prüfwertüberschreitungen in den Grundwasserkörpern. Es zeigt sich z.T. ein deutlich von Abb. 5-49 abweichendes Bild.

Schwerpunkt der systematisch erhöhten Ammonium-Gehalte, mit mehr als 30% betroffenen Standorten sind die Grundwasserkörper im Umfeld der Braunkohlentagebaue im Süden und Südosten des Landes Sachsen-Anhalt:

- GWK VM 2-2, VM 2-4, SAL GW 017, SAL GW 014a, SAL GW 016
- untergeordnet (20-30% der Standorte betroffen) auch SAL GW 051, SAL GW 059

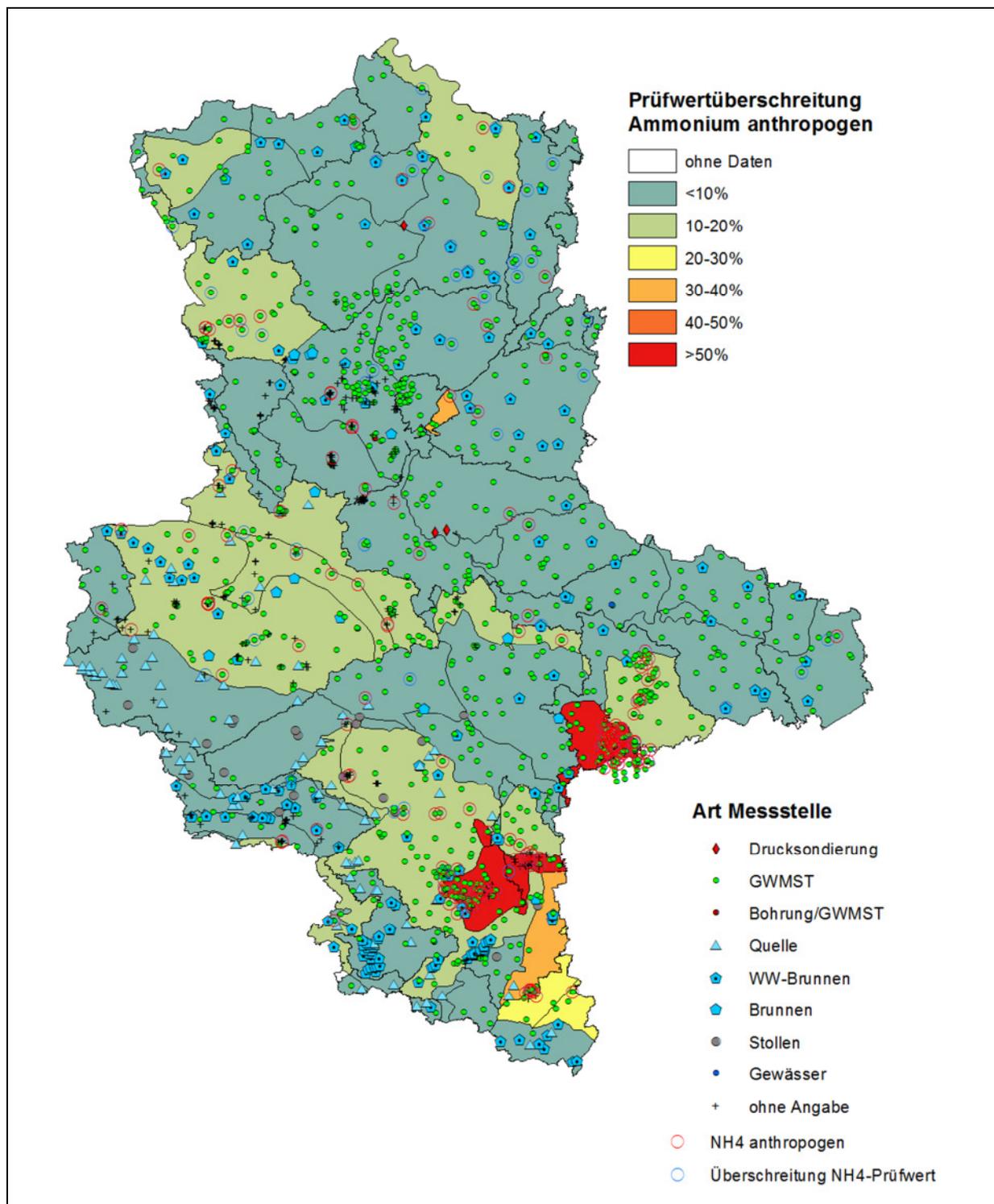


Abb. 5-51: Charakterisierung der anthropogen bedingten, systematischen Prüfwertüberschreitungen für Ammonium in den Grundwasserkörpern und den berücksichtigten Standorten (Analysen ab 2004)

In diesen Grundwasserkörpern sind die Verhältnisse im Vergleich zu Abb. 5-49 weitgehend unverändert, die erhöhten Ammonium-Gehalte sind überwiegend anthropogen bedingt und stehen in Zusammenhang mit den Stofffreisetzungen aus Kippen und den durch Abgrabung und Grundwasserabsenkung belüfteten kohlehaltigen tertiären Sedimenten.

In der Region der Niederungsgebiete und Flußauen der quartären Lockergesteine im Norden und Osten des Landes zeigen sich dagegen deutliche Veränderungen gegenüber Abb. 5-49. Die erhöhten Ammonium-Gehalte sind hier vielfach geogen bedingt. Der Anteil anthropogener Prüfwertüberschreitungen für Ammonium liegt überwiegend wie im Landesdurchschnitt bei <10% betroffene Standorte je Grundwasserkörper.

Eine Ausnahme ist der GWK HAV UH 8. Dieser weist eine von den benachbarten Grundwasserkörpern (mit ähnlichen naturräumlichen Bedingungen) deutlich abweichende Charakteristik mit erhöhten Anteilen an anthropogenem Ammonium auf. In diesem GWK liegen jedoch nur drei Standorte mit Analysen ab 2004 vor, von denen ein Standort anthropogene Prüfwertüberschreitungen für Ammonium aufweist, wodurch sich ein Anteil von 33% betroffene Standorte ergibt. Die Messpunktdichte ist für diesen GWK zwar gut (ca. 10 km<sup>2</sup>/ Messpunkt s. Abb. 3-2), doch sind 3 Standorte zur Charakterisierung eines gesamten GWK (auch wenn diese nur ca. 30 km<sup>2</sup> groß ist) etwas zu gering. Es liegen für diesen Grundwasserkörper jedoch 8 weitere Standorte mit Analysen vor 2004 vor (6 Analysen von 1998 bis 2003, 9 Analysen ohne Datumsangabe). Von diesen weist nur ein Standort Indikationen auf anthropogene Prüfwertüberschreitungen für NH<sub>4</sub> auf (1 von 2 Analysen, also nicht systematisch nach der Definition von Tab. 5-24). Die übrigen 7 Standorte sind ohne entsprechende Indikationen. Es wird daher eingeschätzt, dass der Grundwasserkörper HAV UH 8 abweichend von Abb. 5-51 keine erhöhte Ammonium-Belastung aufweist, sondern hier eine den benachbarten GWK vergleichbare Situation vorliegt (<10% beeinflusste Standorte).

### **5.3.1.3 Einzelfalldarstellung von Grundwasserkörpern – Beispiele typischer Beeinflussungssituationen**

Um die Aussagen des vorangegangenen Kapitels 5.3.1.2 und die angewandte Methodik näher zu illustrieren, wird im Folgenden die Situation in zwei Grundwasserkörpern im Detail dargestellt. Beide sind exemplarisch für die unterschiedlichen Ursachen von erhöhten Ammonium-Konzentrationen im Grundwasser:

- WK OT 1 (Ohre Urstromtal)
  - geogen und anthropogen (landwirtschaftlich) erhöhte NH<sub>4</sub>-Konzentrationen in der Region der quartären Lockergesteine speziell der Niederungsgebiete
- GWK SAL GW 14a (Merseburger Buntsandsteinplatte)
  - anthropogene, durch Landwirtschaft und Braunkohlenbergbau erhöhte NH<sub>4</sub>-Gehalte

#### **5.3.1.3.1 GWK OT 1 (Ohre Urstromtal)**

Der Grundwasserkörper OT 1 - Ohre Urstromtal befindet sich im Nordwesten des Landes in der Region der quartären Lockergesteine. Er weist eine Fläche von ca. 621,6 km<sup>2</sup> auf. Bei 41 nach 2004 untersuchten und bewertbaren Standorten (von denen 41 bewertbar waren) ergibt sich eine mittlere Messpunktdichte von ca. 15 km<sup>2</sup>/Standort, was eine gute Datenbelegung darstellt. 9 Standorte weisen NH<sub>4</sub>-Gehalte oberhalb des Prüfwertes auf (ca. 22%). Insgesamt sind an 28 Standorte anthropogene Beeinflussungen der Grundwasserbeschaffenheit zu

verzeichnen (ca. 68%). An 6 Standorten sind die Prüfwertüberschreitungen für  $\text{NH}_4$  anthropogen bedingt (14,6%). Die anthropogene  $\text{NH}_4$ -Belastung des Grundwasserkörpers ist insgesamt als leicht erhöht einzuschätzen.

Die folgenden Abbildungen (Abb. 5-52 und Abb. 5-53) zeigen wichtige Aspekte der naturräumlichen Situation sowie der Landnutzung in Zusammenhang mit der Bewertung der Standorte nach der Methodik des Kap. 5.2.1.

Die Abb. 5-52 zeigt die Nutzungssituation speziell im Hinblick auf die hier dominierenden landwirtschaftliche Einflüsse. Der größte Teil des Grundwasserkörpers ist durch Acker- und Grünlandnutzung charakterisiert. Im Nordosten finden sich ausgedehnte, zusammenhängende Waldgebiete. Eine Reihe kleinerer, isolierter Waldgebiete (<0,5...1 km<sup>2</sup>) sind auch innerhalb der Landwirtschaftsflächen vorhanden. Eine Besonderheit des GWK OT 1 ist der Naturpark „Drömling“, der im Kerngebiet Naturschutzgebiete der Zonen 1 bis 4 enthält. Die Naturschutzzonen beinhalten überwiegend Grünlandnutzungen und kleinere Waldgebiete, vereinzelt auch kleinere Ackerflächen. Der Naturpark außerhalb der Naturschutzzonen wird überwiegend landwirtschaftlich als Ackerfläche genutzt.

Die Standorte landwirtschaftlicher Betriebe sowohl nach den Daten der aktuellen Viehhaltungen, als auch nach der HK50 und den Daten des Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt befinden sich außerhalb der Naturschutzzonen und vielfach auch außerhalb des Naturparks (s. Abb. 5-52). Die Symbolgrößen der aktuellen Viehhaltungen in Abb. 5-52 entsprechen den nach Kap. 4.3.5 definierten Flächen (abgeschätzter Flächenbedarf zur Ausbringung des anfallenden stickstoffhaltigen Wirtschaftsdüngers entsprechend dem Viehbestand). An den bedeutendsten Standorten werden aktuell mehr als 2.000 Rinder und mehr als 8.000 Scheine gehalten.

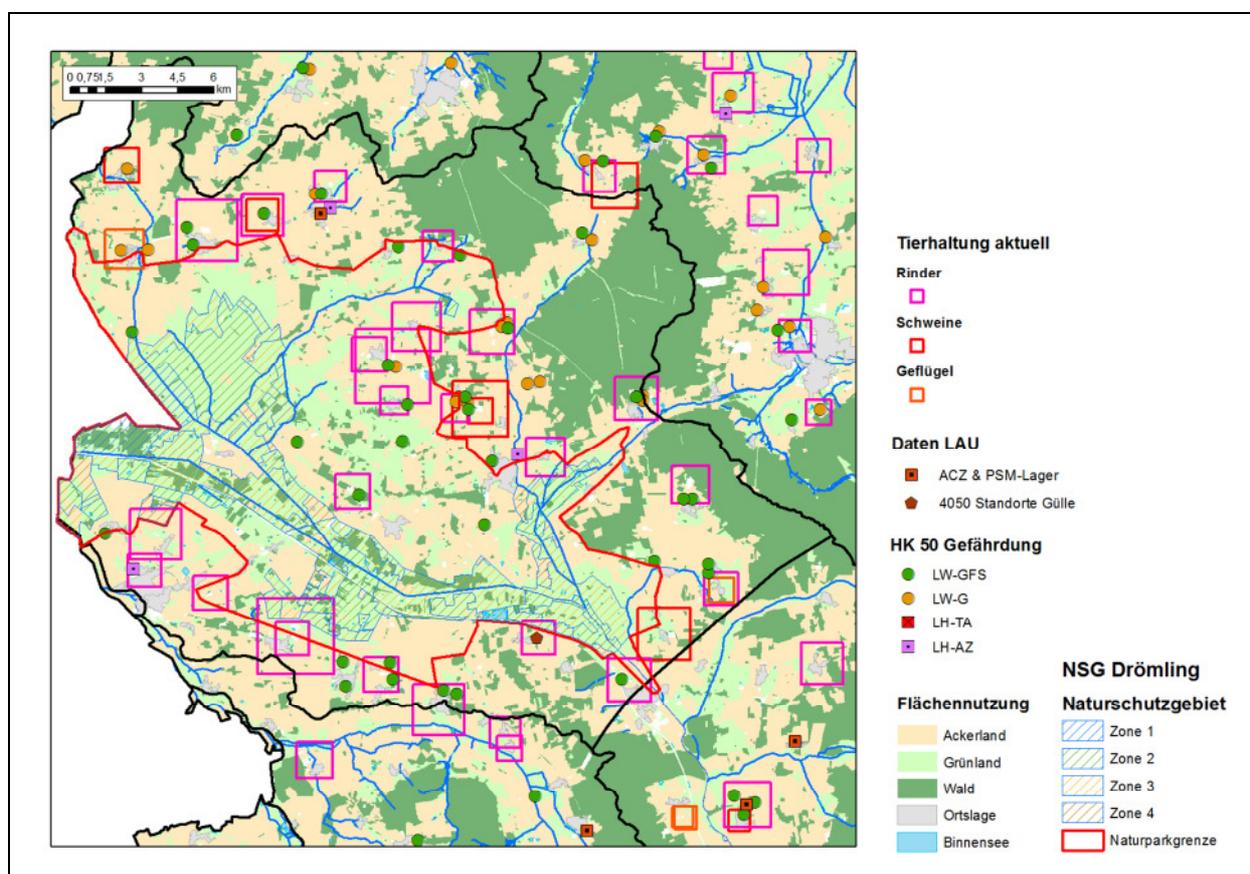


Abb. 5-52: GWK OT 1 (Ohre Urstromtal) - Nutzungssituation (Abkürzungen der HK50 Gefährdungskarte entsprechend Kap. 4.3.4.2, Daten LAU s. Kap. 4.3.5)

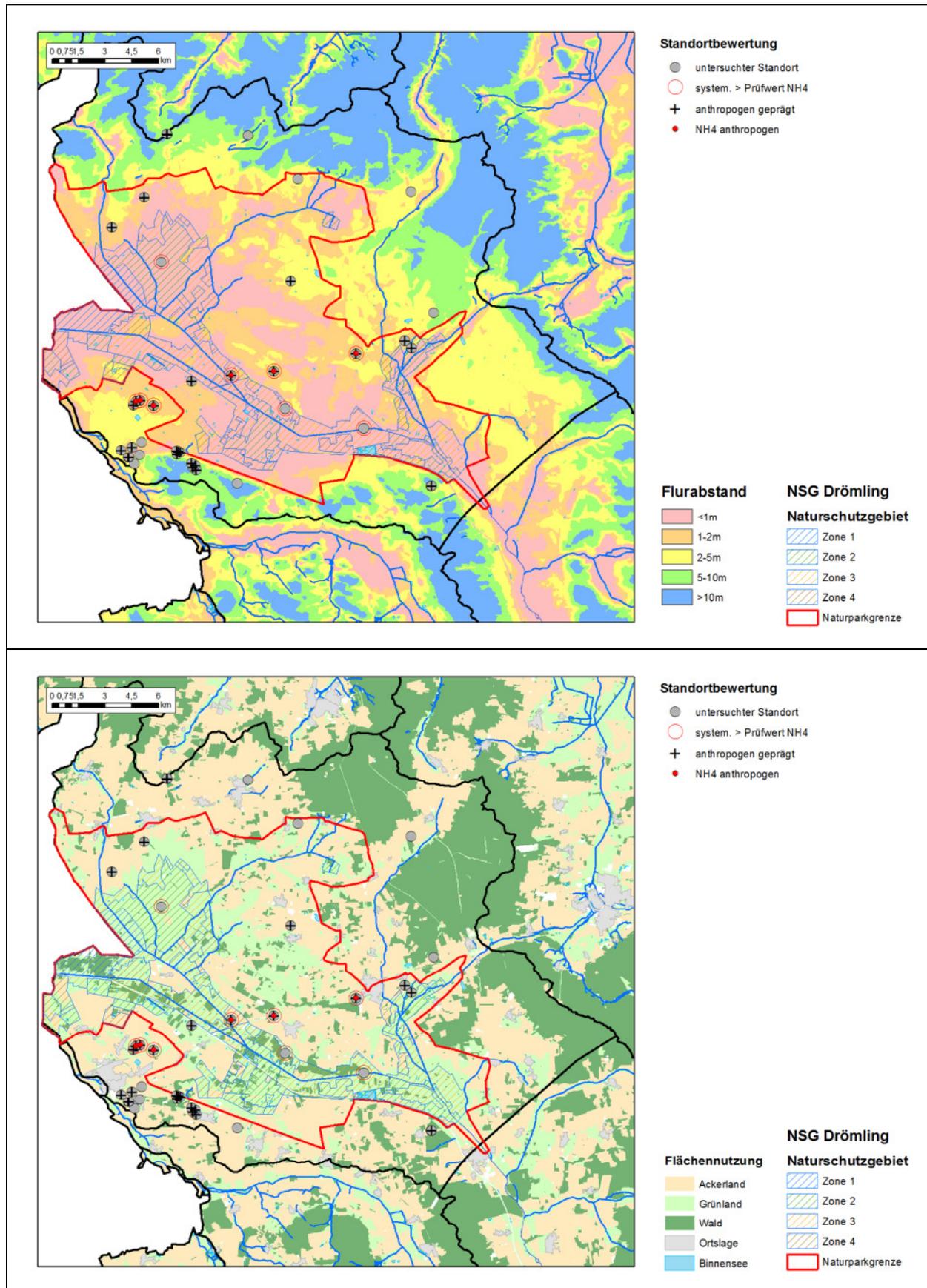


Abb. 5-53: GWK OT 1 (Ohre Urstromtal) - Messstellenbewertung und Standortcharakterisierung in Relation zum Flurabstand nach GROWA-WEKU (oben) und Flächennutzung (unten)

Die Abb. 5-53 oben zeigt den Flurabstand nach GROWA-WEKU-MEPHOS (Kühr et al 2012; Kühr et al 2014). Der Bereich des Naturparkes „Drömling“ ist ganz überwiegend durch sehr geringe Flurabstände <1m bis <2m gekennzeichnet. Die Waldgebiete im Norden befinden sich überwiegend in Regionen mit erhöhten Flurabständen > 5m bis >10m.

Die Prüfwertüberschreitungen für Ammonium finden sich an Standorten mit flurnahem Grundwasser (<1...2m Flurabstand). Hinsichtlich der anthropogenen Prägung dieser NH<sub>4</sub>-Gehalte ist jedoch eine deutliche Differenzierung erkennbar. Innerhalb der Schutzzonen des Naturparkes „Drömling“ treten an 4 Standorten über den Prüfwert von 0,5 mg/l erhöhte NH<sub>4</sub>-Gehalte auf (s. Abb. 5-53 unten). Diese sind nach der Bewertungsmethodik des Kap. 5.2 jedoch nur an einem Standort anthropogen bedingt. Dieser Standort befindet sich zudem auf einer Ackerfläche innerhalb der Zone 4, während sich die anderen Standorte auf Grünland der Zonen 2 und 3 befinden. 5 weitere Standorte mit Prüfwertüberschreitungen für Ammonium befinden sich im Bereich flurnahen Grundwassers innerhalb des Naturparkes, jedoch außerhalb der eigentlichen Schutzzonen. Alle Standorte befinden sich im Bereich von Ackerflächen. Nach der Bewertungsmethodik des Kap. 5.2 sind die Prüfwertüberschreitungen hier anthropogen bedingt.

Das Beispiel des Grundwasserkörpers OT 1 - Ohre Urstromtal zeigt zum einen die typischen Abhängigkeiten der Ammoniumkonzentrationen von den naturräumlichen und anthropogenen Standortfaktoren, zum anderen wie die entwickelte Bewertungsmethodik des Kap. 5.2 die geogenen und anthropogenen Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit rein hydrochemisch an der Messstelle bzw. dem Standort differenzieren kann.

#### **5.3.1.3.2 GWK SAL GW 14a (Merseburger Buntsandsteinplatte)**

Der Grundwasserkörper SAL GW 14a (Merseburger Buntsandsteinplatte) weist eine Fläche von ca. 192,3 km<sup>2</sup> auf. Bei 55 ab 2004 untersuchten Standorten ergibt sich eine mittlere Messpunktdichte von ca. 3,5 km<sup>2</sup>/Standort, was eine sehr gute Datenbelegung darstellt. Vielfach sind Mehrfachmessstellen vorhanden (109 Messstellen an 55 Standorten). Alle Standorte weisen anthropogene Beeinflussungen auf. An 26 Standorten liegen NH<sub>4</sub>-Gehalte oberhalb des Prüfwertes vor (ca. 47%). Alle Prüfwertüberschreitungen für NH<sub>4</sub> sind anthropogen bedingt. Es liegt insgesamt eine deutliche anthropogene NH<sub>4</sub>-Belastung des Grundwasserkörpers vor.

Der Grundwasserkörper SAL GW 14a besitzt deutlich andere naturräumliche Charakteristiken, intensive anthropogene Beeinflussungen und eine entsprechende andere hydrochemische Prägung als der im vorherigen Kapitel 5.3.1.3.1 vorgestellte GWK OT 1.

Er befindet sich im Bereich der BZE 8 (Buntsandstein) und 15 (Anthropogen verändert. Großflächig und tiefgründig durch Abgrabung, Verkippung und diffusen Schadstoffeintrag veränderte hydrogeologische Verhältnisse).

Die Grundwasserbeschaffenheit ist intensiv durch Braunkohlenbergbau, große Industriekomplexe und ausgedehnte Ackerflächen geprägt. Die folgenden Abbildungen (Abb. 5-54 und Abb. 5-55) zeigen wichtige Aspekte der naturräumlichen Situation sowie der Landnutzung in Zusammenhang mit der Bewertung der Standorte nach der Methodik des Kap. 5.2.1.

Im Südwesten und Süden des GWK befinden sich die gefluteten ehemaligen Braunkohlentagebaue Geiseltal, Runstedt, Großkayna mit den heutigen Seeflächen (Abb. 5-54). Hier finden sich ausgedehnte Bereiche mit umgelagerten Tertiärmaterial, dass die im Kap. 5.1.5 erläuterten hydrochemischen Prozessen der Stofffreisetzung bewirken kann.

Im Grundwasserkörper befinden sich zudem ausgedehnte Gebiete der chemischen Industrie (Abb. 5-54: im Norden, nordöstlich der Ortslagen Schkopau und Merseburg und im Südosten

das Gebiet Leuna). Die HK50 verzeichnet im Norden eine an das Industriegebiet gebundene, ausgedehnte chemisch-organisch-anorganische Grundwasserkontamination. Die Industriestandorte sind jedoch nicht durch Messstellen belegt (s. Abb. 5-55 unten) und letztlich nicht Bestandteil der Untersuchungen in diesem Projekt.

In den übrigen Regionen des GWK sind vor allem Ackerflächen verbreitet. Im Süden finden sich bedeutende Standorte der Tierhaltung (Abb. 5-54). Der größte Standort weist einen aktuellen Viehbestand von über 40.000 Schweinen auf. An den weiteren Standorten werden z.Z. ebenfalls mehrere 1.000 Schweine und Rinder gehalten. Die Symbolgrößen der aktuellen Viehhaltungen in Abb. 5-54 entsprechen den nach Kap. 4.3.5 definierten Flächen (abgeschätzter Flächenbedarf zur Ausbringung der anfallenden stickstoffhaltigen Wirtschaftsdünger entsprechend dem Viehbestand). Auch in den 80er Jahren wies die Region eine intensive Viehhaltung auf. Die HK50 weist im Süden des GWK im Umfeld der aktuellen Standorte der Viehhaltung ausgedehnte Gülleverwertungsflächen (GVF) aus, die einen entsprechenden Flächenbedarf zur Gülleentsorgung in der Vergangenheit belegen (Abb. 5-54).

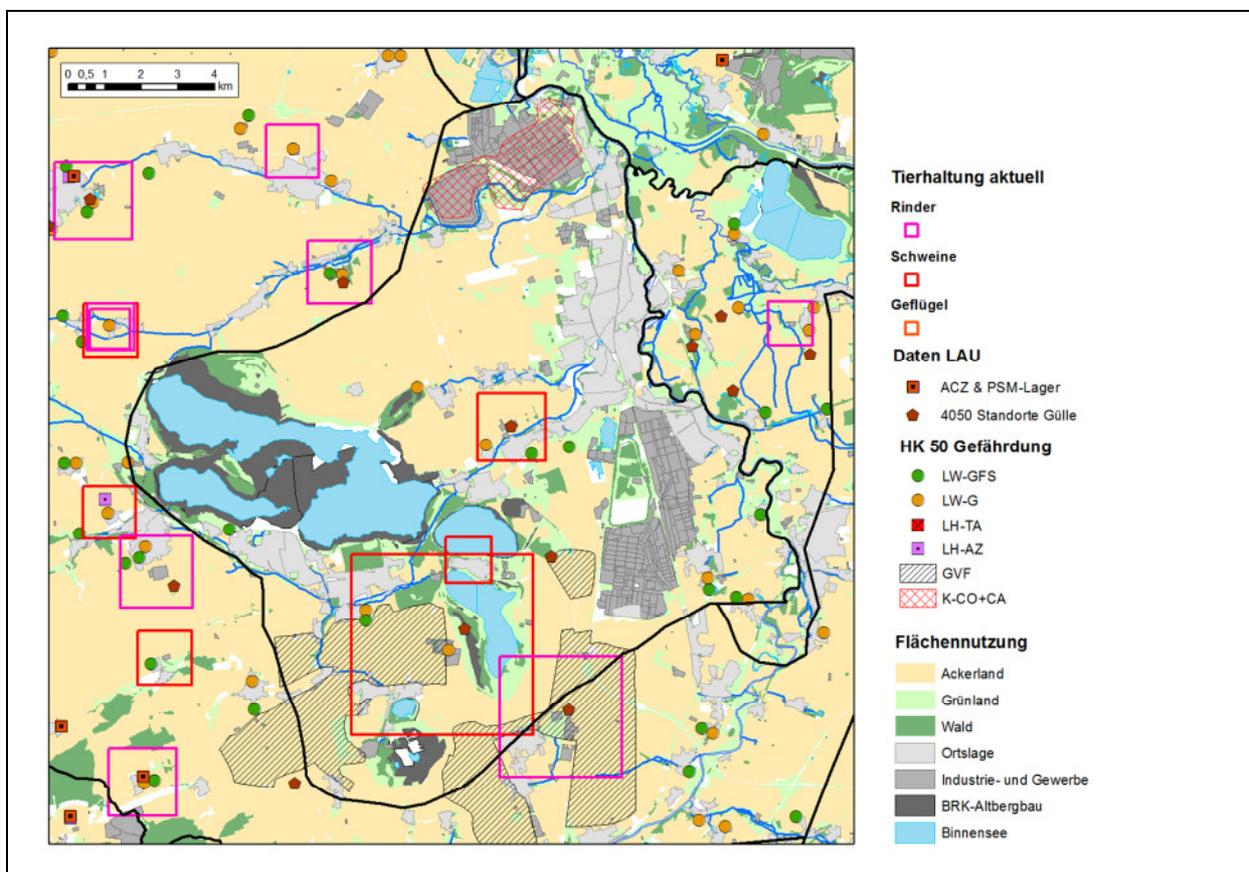


Abb. 5-54: GWK SAL GW 14a (Merseburger Buntsandsteinplatte)- Nutzungssituation (Abkürzungen der HK50 Gefährdungskarte entsprechend Kap. 4.3.4.2, Daten LAU s. Kap. 4.3.5)

Die Abb. 5-55 oben zeigt den Flurabstand nach GROWA-WEKU-MEPHOS (Kühr et al 2012; Kühr et al 2014). Die Verhältnisse sind gänzlich andere als im GWK OT1 des vorherigen Kapitels. Flurnahes Grundwasser tritt nur sehr untergeordnet auf, es dominieren Flurabstände >5m bis >10m.

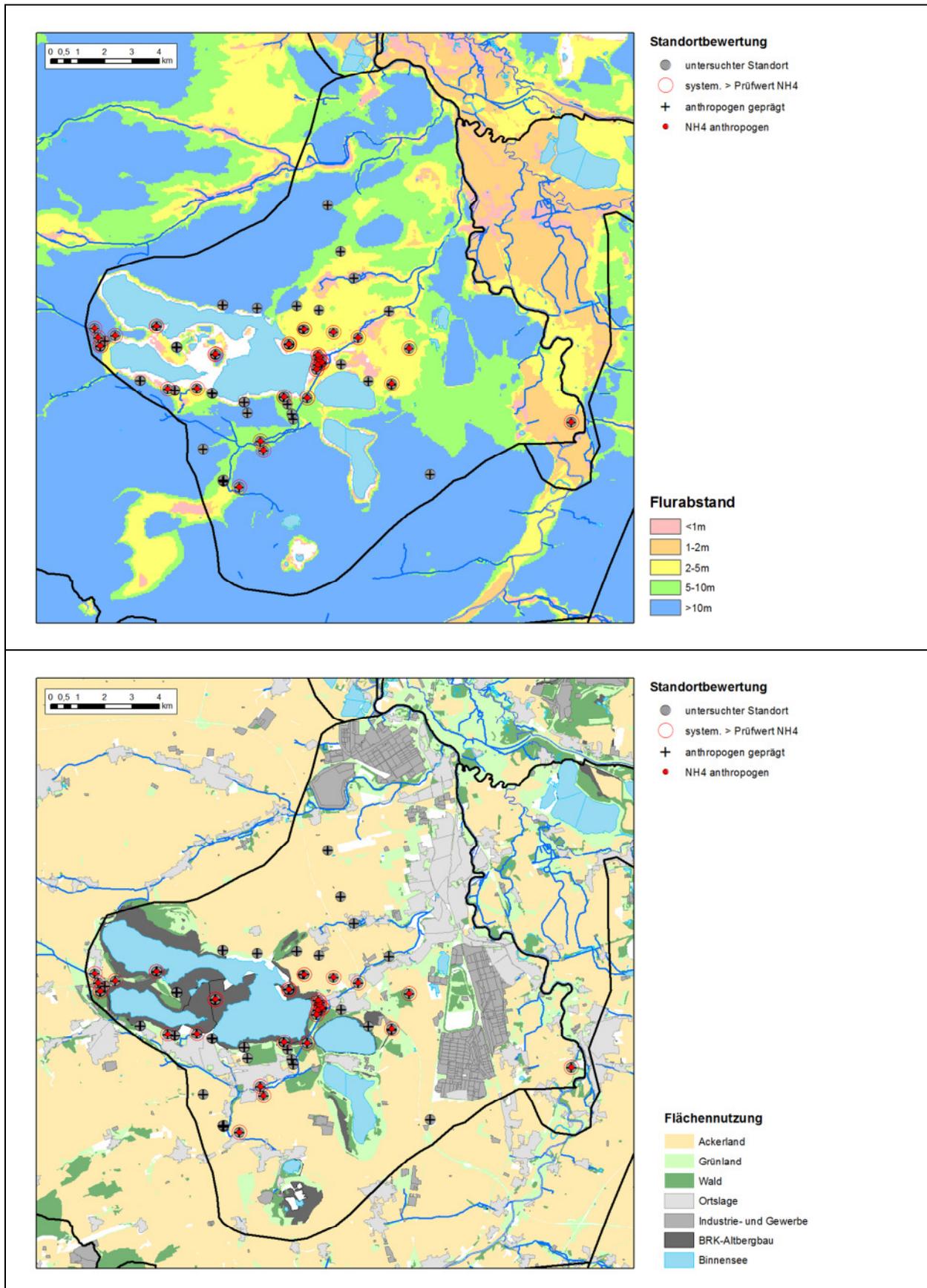


Abb. 5-55: GWK SAL GW 14a (Merseburger Buntsandsteinplatte) - Messstellenbewertung und Standortcharakterisierung in Relation zum Flurabstand nach GROWA-WEKU (oben) und Flächennutzung (unten)

Die an den Standorten nachgewiesenen erhöhten Ammonium-Konzentrationen (Abb. 5-55 unten) zeigen keine räumliche Beziehung zu geringen Flurabständen, sondern sind an die Nutzungssituation, die Bereiche des ehemaligen Braunkohlenbergbaus, sowie an die landwirtschaftlichen Nutzungen gebunden (vgl. Abb. 5-54 und Abb. 5-55 unten). Die Messstellen konzentrieren sich um die Restlöcher des Braunkohlenbergbaus, die Tierhaltungsstandorte und ehemaligen Gülleverwertungsflächen im Süden. Die hydrochemische Einschätzung der Ammonium-Belastungen als anthropogen bedingt, wird durch die Nutzungssituation gestützt.

## 6 Zusammenfassung

Auf Basis der landesinternen Methode der Zustandsbestimmung für Grundwasserkörper (GWK) nach WRRL, Artikel 5 und WRRL, Artikel 8 wurden in Sachsen-Anhalt Grundwasserkörper im schlechten Zustand ermittelt und teilweise über ein operatives Monitoring überprüft. Anhand des von der EU vorgegebenen Schwellenwertes von 0,5 mg/l Ammonium sind aufgrund von diffusen Belastungen mehrere GWK in einen „schlechten Zustand“ eingeordnet. Im Rahmen des Projektes „Konzept Nährstoffe, Untersuchung Ammonium-belasteter Grundwasserkörper – Genetische Interpretation erhöhter Ammonium-Konzentrationen zur Überprüfung der Grundwassergüte und der Analyse anthropogener und geogener Einflüsse“ erfolgte eine nähere Untersuchung und Interpretation dieser erhöhten Ammonium-Konzentrationen.

Dazu wurden vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, dem Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalts und Dritten umfangreiche Datenbestände Grundwasseranalysen bereitgestellt, die im Rahmen dieses Teilprojektes aufbereitet, zusammengeführt, inhaltlich geprüft und in eine Datenbank überführt wurden.

Zusätzlich wurden vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalts sowie dem Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre) umfangreiche GIS-Daten zu naturräumlichen Randbedingungen (pedologische, hydrogeologische und Landnutzungsinformationen, Ergebnisse von Nährstofftransport-Modellierungen) im Landesmaßstab bereitgestellt. Die Daten waren ebenfalls zusammenzuführen und auf ihrer Verwendbarkeit zur Untersuchung der anthropogenen und geogenen Ursachen der Ammonium-Belastungen zu prüfen.

Der vorliegende hydrochemische Datensatz ist hinsichtlich seines Messstellen- und Analysenumfanges, der die komplexen geologisch-hydrogeologischen Verhältnisse Sachsen-Anhalts widerspiegelt, seines sehr breiten Parameterspektrums und der guten Analysenqualität zur Untersuchung der hydrochemischen Verhältnissen und Prozesse im Landesmaßstab sehr gut geeignet. Die Datenbasis ist auf dieser Skala in ihrer räumlichen Verteilung und Dichte (unter Berücksichtigung aller Arten von Messstellen) repräsentativ im Hinblick auf eine Ableitung von Hintergrundkonzentrationen, der Charakterisierung des hydrochemischen Zustandes und der Identifizierung und Bewertung von Problemregionen.

Die Daten zeigen zwei wesentliche Problemgebiete mit erhöhten Ammonium-Konzentrationen:

- Grundwasserkörper im Umfeld der Braunkohlentagebaue im Süden und Südosten des Landes Sachsen-Anhalt:
  - VM 2-2, VM 2-4, SAL GW 017, SAL GW 014a, SAL GW 016
- Grundwasserkörper in Niederungs- und Auengebieten der Lockergesteine im Norden des Landes:
  - MBA 4, HAV UH 5, HAV UH 8,

Die vorliegenden Flächendaten zu den relevanten Umfeldparametern, wie der Landnutzung, den pedologischen, geologischen, hydrogeologischen und klimatischen Verhältnissen sowie Modelldaten zu Nährstoffdynamik und deren Grundlagen beinhalten wesentliche Informationen zu Randbedingungen der Beschaffenheitsentwicklung im Grundwasser im Hinblick auf anthropogene und geogene Beeinflussungen. Sie lassen sich wie die Untersuchungen zeigen mit den hydrochemischen Daten plausibel verbinden und erbringen deutliche Indikationen auf anthropogene wie geogene Beeinflussungen der Nährstoffgehalte und anderer Parameter im Grundwasser.

Zur Bewertung der Ursachen erhöhter Ammonium-Konzentrationen im Grundwasser wird eine von Jahnke 2011, 2013a entwickelte Methode genutzt, die auf der Definition von Schwellenwerten für ausgewählte Indikatorparameter beruht. Diese Schwellenwerte werden aus Grundwasseranalysen von Messstellen an anthropogen wenig beeinflussten Standorten (Waldstandorten) abgeleitet und dann zur Bewertung der Analysen genutzt.

Die in der Vergangenheit für die Lockergesteine Brandenburgs abgeleiteten Schwellenwerte zur Bestimmung anthropogener Beeinflussungen für die Indikatorparameter Chlorid, Kalium, Nitrat und Bor sowie das Ammonium wurden für die verschiedenen hydrogeologischen Regionen Sachsen-Anhalts überprüft. Für Nitrat wurde der Schwellenwert aufgrund eines etwas höheren ubiquitären Konzentrationsniveaus in Sachsen-Anhalt von 2,5 auf 5 mg/l angehoben, die Schwellenwerte für die übrigen Parameter konnten landesweit bestätigt werden.

In den Regionen des Braunkohlenbergbaus treten zusätzlich weitere anthropogen induzierte Ammonium-Freisetzungprozesse hinzu. Das Ammonium stammt hier aus der Zersetzung der kohligten Bestandteile, der durch den Bergbau beeinflussten tertiären Sedimente. Durch die parallel ablaufenden Prozesse der Pyrit-Oxidation werden große Mengen an Sulfat, Eisen und Protonen freigesetzt, die wiederum Folgereaktionen induzieren können. Für diese Regionen und ihre spezifischen Randbedingungen wurden zusätzlich für die Indikatorparameter Sulfat, Hydrogenkarbonat und den pH-Wert Schwellenwerte zur Identifikation bergbaulich beeinflusster Wässer definiert.

Die Bewertung der Analysen und Messstellen mit diesen Indikatorparametern und deren Schwellenwerten zeigt außerhalb der durch großflächigen Braunkohlenbergbau beeinflussten Regionen charakteristische Abhängigkeiten der anthropogenen Beeinflussung von den Landnutzungsverhältnissen an den Standorten und der Tiefe der Messstellen. Die intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen zeigen daher überwiegend anthropogen beeinflusste Standorte, insbesondere sind die Grundwasserkörpern der mesozoischen Aquifere unter Lößbedeckung (BZE 7-11) stark durch entsprechende Stoffeinträge geprägt. In den Lockergesteinen der nördlichen und nordöstlichen Landesteile tritt die anthropogene Beeinflussung etwas zurück. In Gebieten des Braunkohlentagebaus wirken durch die spezifischen anthropogenen Einwirkungen (großräumige Sedimentumlagerungen, Absenkungen des Grundwasserspiegels) zusätzliche Faktoren. Hier liegen ebenfalls überwiegend anthropogen geprägt Wässer vor.

Eine Bewertung der Ursachen der verbreiteten Prüfwertüberschreitung für Ammonium erbringt ein etwas differenziertes Bild.

Schwerpunkt der systematisch erhöhten Ammonium-Gehalte, mit mehr als 30% betroffenen Standorten sind die Grundwasserkörper im Umfeld der Braunkohlentagebaue im Süden und Südosten des Landes Sachsen-Anhalt:

- GWK VM 2-2, VM 2-4, SAL GW 017, SAL GW 014a, SAL GW 016
- untergeordnet (20-30% der Standorte betroffen) auch SAL GW 051, SAL GW 059

In der Region der Niederungsgebiete und Flußauen der quartären Lockergesteine im Norden und Osten des Landes sind erhöhte Ammonium-Gehalte vielfach geogen bedingt. Der Anteil anthropogener Prüfwertüberschreitungen für Ammonium liegt überwiegend wie im Landesdurchschnitt bei <10% betroffene Standorte je Grundwasserkörper.

In den intensiv anthropogen beeinflussten Grundwasserkörpern des Mesozoikums (BZE 7-11) liegt ein tendenziell oxidierendes hydrochemisches Milieu vor, in dem Ammonium langfristig nicht stabil ist. Hier liegen überwiegend Nitrat-Belastungen vor, die z.T. auch den Prüfwert von 50 mg/l überschreiten können.

## 7 Quellverweise und Literatur

- Brinschwitz, K. & Keller, St. (2011): Ausweisung vernässungsgefährdeter Bereiche in Sachsen-Anhalt. FUGRO-HGN GmbH, Torgau.
- Düngeverordnung. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2007, Teil I Nr. 7, ausgegeben zu Bonn am 5. März 2007
- DVWK (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. 128. Parey Verlag, Hamburg-Berlin.
- Hannappel, S., Heer, S., Keilig, I & Gabriel B. (2008): Bestimmung von Hintergrundwerten für das Grundwasser Sachsen-Anhalts einschließlich Regionalisierung und Ableitung von Schwellenwerten. Gutachten im Auftrag des LHW, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt. (unveröffentlicht)
- Jahnke, C. (1999): Ein neues Klassifikationssystem für Grundwässer und seine Anwendung in kanozoischen Porengrundwasserleitern. Grundwasser 2:62-72.
- Jahnke, C. (2011): Genetische Interpretation erhöhter Ammonium-Konzentrationen zur Überprüfung der Grundwassergüte und der Analyse anthropogener und geogener Einflüsse in den Grundwasserkörpern Oderbruch, Prenzlau, Schwedt und Schlepzig. Abschlussbericht für das LUGV Brandenburg. (unveröffentlicht)
- Jahnke, C (2013a): Genetische Interpretation erhöhter Ammonium-Konzentrationen zur Überprüfung der Grundwassergüte und der Analyse anthropogener und geogener Einflüsse in den Grundwasserkörpern Oderbruch, Prenzlau, Schwedt und Schlepzig. Abschlussbericht für das LUGV Brandenburg. (unveröffentlicht)
- Jahnke, C. (2013b): Genetische Interpretation erhöhter Ammonium-Konzentrationen zur Überprüfung der Grundwassergüte und der Analyse anthropogener und geogener Einflüsse. Teil C, Bewertung im Landesmaßstab. Abschlussbericht für das LUGV Brandenburg. (unveröffentlicht).
- Jahnke, C. (2013c): Konzept Nährstoffe, Untersuchung Ammonium-belasteter Grundwasserkörper – Genetische Interpretation erhöhter Ammonium-Konzentrationen zur Überprüfung der Grundwassergüte und der Analyse anthropogener und geogener Einflüsse – Teil Datenaufbereitung. Bericht für den LHW, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (unveröffentlicht)
- Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B. & Wendland, F. (2012): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos. 3. Zwischenbericht. Forschungszentrum Jülich Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre), Jülich.
- Kuhr P, Kunkel R, Tetzlaff B, Wendland F (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos. Endbericht. 218.
- Merten, O. (2002): Versauerungserscheinungen in quartären Lockergesteins-Grundwasserleitern unter besonderer Berücksichtigung atmosphärischer Stoffeinträge. Dissertationschrift an der BTU Brandenburgisch Technischen Universität Cottbus

Schenk, V. (2003): Natürliche Grundwasserbeschaffenheit. Definition und Abgrenzung gegen verwandte Begriffe. Grundwasser, 8 (2), 122-124, Hannover.

Wagner, B., Beer, A., Bitzer, F., Brose, D., Brückner, L., Budziak, D., Clos, P., Fritsche, H.G., Hörmann, U., Hübschmann, M., Moosmann, L., Nommesson, B., Panteleit, B., Peters, A., Prestel, R., Schuster, H., Schwerdtfeger, B., Walter, T. & Wolter, R. (2014): Erläuterung zum Web Map Service (WMS) "Hintergrundwerte Grundwasser". 26 S.; Hof. (PDF, 626 KB) download unter [http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Wasser/Projekte/laufend/Beratung/Hintergrundwerte/hgw\\_projektbeschr.html](http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Wasser/Projekte/laufend/Beratung/Hintergrundwerte/hgw_projektbeschr.html)