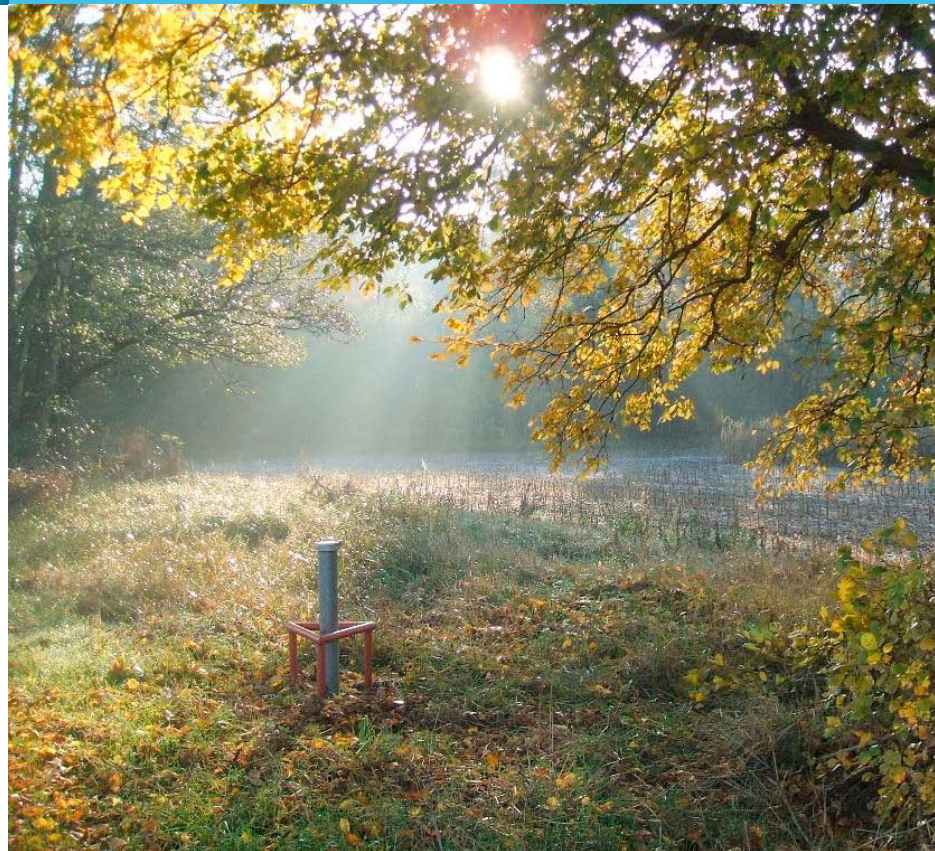




LAND
BRANDENBURG

Ministerium für Ländliche
Entwicklung, Umwelt und
Landwirtschaft



Bericht
zur Grundwasserbeschaffenheit
im Land Brandenburg 2006 – 2012



Landesamt für Umwelt

Herausgeber:

Landesamt für Umwelt
Seeburger Chaussee 2
OT Groß Glienicke
14476 Potsdam
Tel.: +4933201 442 515
Fax: +4933201 43678

Bestelladresse: infoline@LfU.Brandenburg.de
Internet: <http://www.lfu.brandenburg.de>

Potsdam, im Dezember 2015

Erarbeitung und Redaktion:

Abteilung Wasserwirtschaft 1
Referat Altlasten, Bodenschutz, Gewässergüte (W 15)

Bearbeiter: Dr. Tania Birner, Antje Oelze, Ute von Daacke, Angela Hermsdorf, Jörg Kunze

Diese Veröffentlichung basiert auf dem vom LfU beauftragten internen Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit im Land Brandenburg 2006 - 2012 der Firma GCI GmbH, Bahnhofstr. 19, 15711 Königs Wusterhausen.

Bearbeiter: Silvia Dinse, Michael Ziesche, Kristina Schmidt

Davon ausgenommen sind das Kapitel 3.6 sowie der zweite Teil des Kapitels 4.4 zum Thema Hydrogeochemisches Genesemodell GEBAH, die von A. Hermsdorf (LfU) verfasst wurden.

Fachlicher Kontakt: Referat W 15, Sachgebiet Grundwasser
Email: Grundwasser@lfu.Brandenburg.de
Landesamt für Umwelt, Seeburger Chaussee 2, 14476
Potsdam, OT Groß Glienicke

Danksagung: Das Landesamt für Umwelt bedankt sich für die Zusammenarbeit und die Zurverfügungstellung der Daten von Entnahmestellen Dritter.

Die verwendeten Fotografien entstammen dem Archiv des LfU.

Diese Veröffentlichung erfolgt im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Der Bericht einschließlich aller Abbildungen ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Bearbeitung in elektronischen Systemen.

Im Land Brandenburg stellt das Grundwasser die Grundlage der Trinkwasserversorgung dar und speist zu einem wesentlichen Anteil die Oberflächengewässer. Eine Kenntnis der Grundwasserbeschaffenheit ist daher essenziell für einen nachhaltigen und wirtschaftlichen Umgang mit der Ressource Wasser. Vielfältige anthropogene Einflüsse bedeuten eine Gefährdung für das oberflächennahe Grundwasser, die zu identifizieren und bewerten Aufgabe des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) ist. Zusätzlich erfordern europäische Vorgaben wie die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die Kenntnis der natürlichen Hintergrundwerte, der hydrogeochemischen Grundwassereigenschaften sowie der anthropogenen Komponente an den Stoffkonzentrationen.

Das LUGV untersucht in regelmäßigen Abständen die Grundwasserbeschaffenheit des Landes Brandenburg. Der vorliegende Bericht umfasst Daten des Untersuchungszeitraums 2006 - 2012 von 1.460 Probenahmestellen an 1.287 Standorten. Die Analysen stammen überwiegend von Grundwassermessstellen des Landesmessnetzes sowie zusätzlich von externen und temporären Untersuchungsstandorten, die relativ gleichmäßig über das Land verteilt sind. Der Schwerpunkt bei der Auswertung lag auf dem wasserwirtschaftlich relevanten, oberflächennahen Hauptgrundwasserleiter.

Für die Beurteilung lagen neben den Vor-Ort-Parametern, den Hauptkationen und -anionen, verschiedenen Metallen, Summenparametern (z. B. TOC) und organischen Parametern erstmals auch mehrjährige Analysenreihen der sogenannten „nicht relevanten Metaboliten“ ausgewählter Pflanzenschutzmittelwirkstoffe vor. Die Grundwasseranalysen wurden einer Plausibilitätskontrolle unterzogen und statistisch ausgewertet. Dies beinhaltete die Erstellung von lognormalen Häufigkeitsverteilungen, Spannweitendiagrammen und Trendberechnungen. Zur Bewertung der ursächlichen Beeinflussung des Grundwassers wurde von der Firma GCI GmbH eine Methodik entwickelt, nach der die untersuchten Standorte in fünf verschiedene Beeinflussungstypen eingestuft wurden.

Im Ergebnis der parameterübergreifenden statistischen Auswertungen zeigt die Mehrheit der Grundwasseranalysen keinen signifikanten Trend. Steigende Trends betreffen etwa 3 – 15 % der Ganglinien, die jeweils eine Grundwassermessstelle repräsentieren

und dominieren gegenüber fallenden Trends u. a. für die Parameter Bor, Kalium, ortho-Phosphat und Nitrat. Fallende Trends werden für 1 - 11 % der Grundwassermessstellen festgestellt. Diese überwiegen die steigenden insbesondere bei dem Parameter Ammonium. Die Stoffkonzentrationen sind überwiegend normalverteilt.

Anhand der in die vier Landnutzungen Wald, Ackerland, Grünland und Siedlung unterteilten und zusätzlich auf die Filtertiefe bezogenen Spannweitendiagramme sind parameterspezifisch flächenbezogene Verteilungsmuster zu erkennen. So dominieren die Nährstoffe Nitrat, Ammonium und Phosphor unter Ackerland- und Grünlandstandorten im oberflächennahen Grundwasser, während aufgrund von Versauerungsprozessen einige Waldgebiete hohe Aluminiumkonzentrationen aufweisen. Der Einfluss des Bergbaus im Süden Brandenburgs spiegelt sich im Grundwasser in niedrigen pH-Werten, hohen Sulfat-, Ammonium- sowie Eisen- und Mangankonzentrationen wider.

Die Einstufung der Analysen in Beeinflussungstypen ergibt, dass 52 % der Grundwassermessstellen anthropogen unbeeinflusst bzw. kaum beeinflusst und 48 % anthropogen beeinflusst sind. Nur 3 % werden aufgrund von hohen Bor-, Arzneistoff-, LCKW- oder BTEX-Gehalten dem Typ „schadstoffbeeinflusst“ zugeordnet. Insgesamt 34 % der untersuchten Standorte deuten auf eine landwirtschaftliche Beeinflussung hin. Die Versauerung aufgrund von bergbaulichen Maßnahmen betrifft 4 % der Messstellen. Weitere 7 % werden ohne eine eindeutige Belastungsquelle dem Typ „divers beeinflusst“ zugeordnet.

Von den 45 untersuchten Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und relevanten Metaboliten überschreiten 7 den Schwellenwert der Grundwasserverordnung von 0,1 µg/l (u.a. Atrazin, Bentazon und Fenuron). Dies betrifft 12 von insgesamt 365 Grundwassermessstellen und damit etwa 3 %. Die 10 untersuchten nicht relevanten Metaboliten zeigten im Beprobungszeitraum 2011/2012 in Analysen an 16 Grundwassermessstellen eine Überschreitung des gesundheitlichen Orientierungswerts von 1 oder 3 µg/l je nach Metabolit.



Abstract



Groundwater is the primary source for drinking water and feeds surface waters to a large extent in the German federal state Brandenburg. Hence, it is essential to investigate the composition of groundwater to enable a sustainable and economic treatment of water resources. However, manifold anthropogenic impacts threaten the local near-surface aquifers in Brandenburg. To identify and evaluate such threats are the tasks of the Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV). Additionally, European laws and guidelines, e. g., the Water Framework Directive (WRRL), require information on the natural groundwater background composition, groundwater hydrochemistry and the anthropogenic share in groundwater.

The LUGV frequently analyses the groundwater quality of the German federal state Brandenburg. The present report assesses data from 2006 – 2012 of 1,460 wells at 1,287 locations. The analyses mainly originate from observation wells, which belong to the federal state network and to a small part from external, temporary sampling locations. Sampling locations are predominantly evenly distributed throughout the state. This report focusses on the near-surface main aquifer, which is the most important aquifer for water management in Brandenburg.

Besides *in situ* data, major ions, metal compounds and organic pollutants, perennial analyses of selected pesticides and their so called 'non-relevant metabolites' were available for the first time, too. The analyses were tested for plausibility and interpreted by use of statistical methods, including the construction of lognormal frequency distributions, span widths diagrams as well as trend calculations. In order to evaluate the causative influence of groundwater quality, a method was developed which divides the sampling locations into five different influence types.

Results of the trend analyses show no significant trend for most of the groundwater samples. Increasing trends affect 3 - 5 % of the analyses and dominate compared with decreasing trends i. a. for boron, potassium, ortho-phosphate and nitrate. Decreasing trends are determined for 1 – 11 % of the observation wells and prevail the increasing trends especially for

ammonium. The concentration hydrographs are mainly normally distributed.

Span widths diagrams were distributed into the land uses forest, cultivated land, grassland as well as settlement and additionally related to filter depth. These figures allow for a parameter specific interpretation of site-related distribution patterns. On the one hand dominate high nitrate, ammonium, potassium and phosphor concentrations below cultivated land and grassland in near-surface observation wells that are attributed to agriculture, while on the other hand high ammonium concentrations below forests originate from acidification. Industrial influences of coal mining in southern Brandenburg are reflected in groundwater by low pH values, high sulfate, ammonium as well as iron and manganese concentrations in this region. High sodium concentrations in settlement areas reveal the still present influence of the former irrigation fields.

The influence type classification shows that 52 % of the observation wells are anthropogenically not or only little influenced, whereas 48 % implicate a man-made influence. Only 3 % are classified as type 'pollution-affected' due to high boron, pharmaceutical, volatile chlorinated hydrocarbon or benzene concentrations. Overall, 33 % of the investigated locations indicate an agricultural influence. Acidification as a cause of coal mining regards 4 % of the observation wells and another 7 % show no distinct contamination source and are therefore classified as type 'various affected'.

Of the 45 investigated pesticides and their metabolites, 7 exceed the threshold value 0.1 µg/l of the groundwater decree. This applies to 12 of 365 observation wells (3 %). In the last sampling period 2011/2012, the 10 analysed non-relevant metabolites exceeded the health orientation value of 1 or 3 µg/l, respectively, in samples of 16 observation wells.

	Seite
Kurzfassung	4
Abstract	5
Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	8
Abkürzungen	11
1 Einleitung	12
1.1 Bewertung der Grundwasserkörper nach Wasserrahmenrichtlinie	13
1.2 Aktuelle Konzeption der Grundwasserüberwachung in Brandenburg	16
1.2.1 Messnetzkonzeption des LUGV im Jahr 2015	16
1.2.2 Messnetze nach Wasserrahmenrichtlinie für den 2. Bewirtschaftungsplan	16
2 Naturräumliche und hydrologische Charakterisierung	18
2.1 Landschaftsgenese	18
2.2 Hydrodynamik	19
2.3 Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone	21
2.4 Niederschlag	23
2.5 Grundwasserneubildung	23
2.6 Grundwasserstände	25
2.7 Flächennutzung	27
3 Datengrundlagen und Methoden	29
3.1 Datengrundlagen	30
3.2 Bewertungsgrundlagen	32
3.3 Datenaufbereitung	35
3.3.1 Flächenbezogene Zuordnungen	35
3.3.2 Plausibilitätsprüfung	35
3.4 Statistische Auswertungen	37
3.5 Trennung von anthropogen beeinflussten und kaum bis unbeeinflussten Grundwässern	38
3.6 Hydrochemisches Genesemodell (GEBAH)	39
3.7 Ursachenbezogene Beeinflussungstypen	41
4 Ergebnisse und Diskussion	46
4.1 Parameterbezogene Auswertung der Grundwasserbeschaffenheit	46
4.1.1 Sauerstoffgehalt und Redoxpotenzial	46
4.1.2 pH-Wert	49
4.1.3 Spezifische elektrische Leitfähigkeit	52
4.1.4 Chlorid	54
4.1.5 Sulfat	56
4.1.6 Stickstoffverbindungen (Nitrat, Ammonium)	59
4.1.7 Gesamtposphor (PO ₄) und ortho-Phosphat	65
4.1.8 Hydrogenkarbonat	70
4.1.9 Calcium	71
4.1.10 Magnesium	72

4.1.11	Natrium	73
4.1.12	Kalium	74
4.1.13	Eisen und Mangan	77
4.1.14	Aluminium.....	79
4.1.15	Bor.....	81
4.1.16	Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)	83
4.1.17	Weitere Metalle	85
4.2	Ergebnisse der Pflanzenschutzmitteluntersuchungen	87
4.2.1	Pflanzenschutzmittelkonzentrationen über dem Schwellenwert der GrwV	88
4.2.2	Pflanzenschutzmittelkonzentrationen zwischen der Bestimmungsgrenze und dem Schwellenwert der GrwV	90
4.2.3	Nicht relevante Metaboliten.....	91
4.3	Trendentwicklungen	95
4.4	Bewertung der anthropogenen Grundwasserbeeinflussung nach Jahnke (2011) und GEBAH	98
4.5	Typisierung der Grundwässer nach Beeinflussungstypen	102
4.5.1	Ursachenbezogene Typisierung	102
4.5.2	Struktureinheitenbezogene Typisierung.....	106
4.5.3	Vergleich der ursachenbezogenen und struktureinheitenbezogenen Typisierung.....	108
5	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	109
6	Literaturverzeichnis.....	111
	Anhang.....	I

Soweit keine anderen Quellen angegeben sind, basieren alle Tabellen und Darstellungen dieses Berichts auf Informationen des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz.

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

	Seite
Abb. 1.1	Zustand der Grundwasserkörper für den 2. Bewirtschaftungsplan (Stand 2015) 15
Abb. 2.1	Landschaftsformen Brandenburgs..... 18
Abb. 2.2	Grundwassergleichenplan, Frühjahr 2011 20
Abb. 2.3	Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (m), Frühjahr 2011..... 22
Abb. 2.4	Abweichungen der jährlichen Niederschlagshöhen vom langjährigen Mittel der Reihe 1991 - 2012..... 23
Abb. 2.5	Räumliche Verteilung des korrigierten Niederschlags..... 24
Abb. 2.6	Räumliche Verteilung der Grundwasserneubildung 25
Abb. 2.7	Ganglinie einer Grundwassermessstelle im Baruther Tal 26
Abb. 2.8	Ganglinie einer Grundwassermessstelle im Fläming 27
Abb. 2.9	Übersicht über die Flächennutzung in Brandenburg (%). 27
Abb. 3.1	Übersichtskarte der verwendeten 1.287 Standorte 31
Abb. 3.2	Verteilung der Grundwassermessstellen auf die Hauptlandschaftsformen 35
Abb. 3.3	Verteilung der Grundwassermessstellen auf die Flächennutzungsformen 35
Abb. 3.4	EH/pH-Diagramm der verfügbaren 2.812 Datensatzpaare 36
Abb. 3.5	Darstellung der statistischen Kennwerte in den Spannweitendiagrammen..... 38
Abb. 3.6	Hydrogeochemisches Genesemodell 40
Abb. 3.7	Schema zur Typisierung von Grundwasserbeschaffenheit nach der ursachenbezogenen Methode 41
Abb. 4.1	Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Sauerstoffgehalte und der Redoxpotenziale 46
Abb. 4.2	Übersichtskarte der Sauerstoffgehalte in Brandenburg (mg/l) 47
Abb. 4.3	Übersichtskarte des Redoxpotentials in Brandenburg (mV)..... 48
Abb. 4.4	Häufigkeitsverteilung des pH-Wertes 49
Abb. 4.5	Spannweitendiagramme des pH-Werts gruppiert nach Flächennutzung 50
Abb. 4.6	Spannweitendiagramme des pH-Werts gruppiert nach Beeinflussungstypen 50
Abb. 4.7	Übersichtskarte des pH-Werts in Brandenburg 51
Abb. 4.8	Spannweitendiagramme der elektrischen Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) gruppiert nach Flächennutzung..... 52
Abb. 4.9	Übersichtskarte der elektrischen Leitfähigkeit in Brandenburg ($\mu\text{S}/\text{cm}$) 53
Abb. 4.10	Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Chloridgehalte 54
Abb. 4.11	Spannweitendiagramme der Chloridkonzentrationen (mg/l) gruppiert nach Flächennutzung 54
Abb. 4.12	Übersichtskarte der Chloridkonzentrationen in Brandenburg (mg/l) 55
Abb. 4.13	Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Sulfatgehalte 56
Abb. 4.14	Spannweitendiagramme der Sulfatkonzentrationen (mg/l) gruppiert nach Flächennutzung..... 57
Abb. 4.15	Spannweitendiagramme der Sulfatkonzentrationen (mg/l) gruppiert nach Beeinflussungstypen 57
Abb. 4.16	Übersichtskarte der Sulfatkonzentrationen in Brandenburg (mg/l) 58
Abb. 4.17	Häufigkeitsverteilungen der logarithmierten Nitrat- und Ammoniumgehalte 60

Abb. 4.18	Spannweitendiagramme der Nitrat- (oben) und Ammonium- (unten) Konzentrationen (mg/l) gruppiert nach Flächennutzung	61
Abb. 4.19	Spannweitendiagramme der Nitrat- (oben) und Ammonium- (unten) Konzentrationen (mg/l) gruppiert nach Beeinflussungstypen	62
Abb. 4.20	Übersichtskarte der Nitratkonzentrationen in Brandenburg (mg/l)	63
Abb. 4.21	Übersichtskarte der Ammoniumkonzentrationen in Brandenburg (mg/l)	64
Abb. 4.22	Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Gesamtposphor (PO ₄)- und ortho-Phosphatgehalte	65
Abb. 4.23	Spannweitendiagramme der Gesamtposphor (PO ₄) und ortho-Phosphatkonzentrationen (mg/l) gruppiert nach Flächennutzung	66
Abb. 4.24	Übersichtskarte der Gesamtposphor (PO ₄) - Konzentrationen in Brandenburg (mg/l)	68
Abb. 4.25	Übersichtskarte der ortho-Phosphatkonzentrationen in Brandenburg (mg/l)	69
Abb. 4.26	Spannweitendiagramme der Hydrogenkarbonatkonzentrationen (mg/l) gruppiert nach Flächennutzung	70
Abb. 4.27	Spannweitendiagramme der Calciumkonzentrationen (mg/l) gruppiert nach Flächennutzung	71
Abb. 4.28	Spannweitendiagramme der Magnesiumkonzentrationen (mg/l) gruppiert nach Flächennutzung	72
Abb. 4.29	Spannweitendiagramme der Natriumkonzentrationen (mg/l) gruppiert nach Flächennutzung	73
Abb. 4.30	Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Kaliumgehalte und der Kalium/Natrium-Verhältnisse	74
Abb. 4.31	Spannweitendiagramme der Kaliumkonzentrationen (mg/l) gruppiert nach Flächennutzung	75
Abb. 4.32	Übersichtskarte der Kaliumkonzentrationen in Brandenburg (mg/l)	76
Abb. 4.33	Spannweitendiagramme der Eisen (gesamt)-, Eisen (gelöst)-, Mangan (gesamt)- und Mangan (gelöst)-konzentrationen (mg/l) gruppiert nach Beeinflussungstypen	78
Abb. 4.34	Spannweitendiagramme der Aluminiumkonzentration (µg/l) gruppiert nach Flächennutzung	79
Abb. 4.35	Übersichtskarte der Aluminiumkonzentrationen in Brandenburg (mg/l)	80
Abb. 4.36	Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Borgehalte	81
Abb. 4.37	Spannweitendiagramme der Borkonzentrationen (µg/l) gruppiert nach Flächennutzung	81
Abb. 4.38	Übersichtskarte der Borkonzentrationen in Brandenburg (µg/l)	82
Abb. 4.39	Häufigkeitsverteilung der logarithmierten TOC-Gehalte	83
Abb. 4.40	Spannweitendiagramme der TOC-Konzentrationen (mg/l) gruppiert nach Flächennutzung	83
Abb. 4.41	Übersichtskarte der TOC-Konzentrationen in Brandenburg (mg/l)	84
Abb. 4.42	Spannweitendiagramme der Arsen- und Bleikonzentrationen (µg/l) gruppiert nach Flächennutzung	86
Abb. 4.43	Übersichtskarte der Fenuronkonzentrationen in Brandenburg (µg/l)	87
Abb. 4.44	Prozentualer Anteil an Grundwassermessstellen von insgesamt 97 – 100 Messstellen (in den Messnetzen des Überblicksweisen Monitorings und 170 – 210 Messstellen des Operativen Monitorings je nach Jahr) mit PSM-Gehalten > 0,1 µg/l	88
Abb. 4.45	Jüngste Nachweise von PSM und relevanten Metaboliten mit Konzentrationen über dem Schwellenwert der GrwV	89
Abb. 4.46	Prozentualer Anteil an Grundwassermessstellen von insgesamt 97 – 100 Messstellen in den Messnetzen des Überblicksweisen Monitorings und 170 – 210 Messstellen des Operativen Monitorings (je nach Jahr) mit PSM-Gehalten zwischen 0,05 und 0,1 µg/l	90
Abb. 4.47	Klassifizierte Darstellung der Summe von neun nicht relevanten Metaboliten	92
Abb. 4.48	Prozentuale Anteile der Grundwassermessstellen deren aktuellster Nachweis von nicht relevanten Metaboliten über der Hälfte des GOW oder über dem GOW liegen	93

Abb. 4.49	Nicht relevante Metaboliten – GWM mit Gehalten über dem GOW.....	94
Abb. 4.50	Landesweite Trendentwicklungen der Konzentrationsganglinien ausgewählter Parameter (%).....	95
Abb. 4.51	Parameterübergreifende steigende und fallende Trends (%) in den 39 bewerteten Grundwasserkörpern.....	97
Abb. 4.52	Entwicklung des GGV und der Chloridkonzentrationen in der GWM 32502104.....	101
Abb. 4.53	Verteilung der Grundwassermessstellen auf die Beeinflussungstypen	102
Abb. 4.54	Übersichtskarte der ursachenbezogenen Beeinflussungstypen	103
Abb. 4.55	. Beeinflussungstypen der ausgewerteten Grundwassermessstellen (n = 1287) in Bezug auf die Filterlage unter Gelände (m u. GOK) (%).....	104
Abb. 4.56	Beeinflussungstypen nach der ursachenbezogenen Typisierung in Bezug auf steigende Trends der ausgewerteten Parameter (%).....	105
Abb. 4.57	Beeinflussungstypen nach der ursachenbezogenen Typisierung in Bezug auf fallende Trends der ausgewerteten Parameter (%)	105
Abb. 4.58	Vergleich der struktureinheitenbezogenen Beeinflussungstypen der Berichtszeiträume 2001 – 2005 und 2006 – 2012.....	106
Abb. 4.59	Regionale Verteilung der struktureinheitenbezogenen Beeinflussungstypen	107
Tab. 1.1	Übersicht der Bewertungskriterien nach WRRL	14
Tab. 1.2	Anzahl der Grundwasserkörper für den 2. Bewirtschaftungsplan	14
Tab. 2.1	Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (m), Frühjahr 2011.....	21
Tab. 2.2	Flächennutzung gruppiert nach der Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (m)	28
Tab. 3.1	Anzahl der untersuchten Grundwassermessstellen und Anzahl der Analysen	30
Tab. 3.2	Anzahl Filtertiefen der Grundwassermessstellen	30
Tab. 3.3	Schwellenwerte, Grenzwerte, Geringfügigkeitsschwellenwerte, Gesundheitliche Orientierungswerte, Prüfwerte und Hintergrundwerte für die untersuchten Parameter.....	33
Tab. 3.4	Rechtsvorschriften für Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und deren Metaboliten sowie Vorsorgewerte des Umweltbundesamtes für nicht relevante Metaboliten.	34
Tab. 3.5	Prozentuale Anteile der Ionensummen	37
Tab. 3.6	Indikatorparameter und Schwellenwerte zur Identifizierung der anthropogenen Beeinflussung einer Grundwasseranalyse nach Jahnke (2011)	40
Tab. 3.7	Kriterien zur Einschätzung der Versauerung nach Merten	44
Tab. 4.1	Trendentwicklungen gruppiert nach diversen Faktoren	96
Tab. 4.2	Anzahl an anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Grundwassermessstellen.....	98
Tab. 4.3	Anzahl an Grundwassermessstellen mit anthropogener Beeinflussung.....	99
Tab. 4.4	Typisierung der Grundwässer nach dem Genesemodell (Rechlin 1997)	100
Tab. 4.5	Anzahl der Grundwassermessstellen für jeden struktureinheitenbezogenen Beeinflussungstyp und deren Zuordnung zu den ursachenbezogenen Beeinflussungstypen	108

Abkürzungen

BG	Bestimmungsgrenze
BTEX	Aromatische Kohlenwasserstoffe (Benzen, Toluol, Ethylbenzen, Xylen)
BÜK 300	Bodenkundliche Übersichtskarte 1:300.000
BWP	Bewirtschaftungsplan
FOK	Filteroberkante
FUK	Filterunterkante
GFS	Geringfügigkeitsschwellenwert
GGV	Genetisches-Grund-Verhältnis
GM	Grundmessnetz
GOK	Geländeoberkante
GOW	Gesundheitlicher Orientierungswert
GrwV	Grundwasserverordnung
GW	Grundwasser
GWK	Grundwasserkörper
GW	Grenzwert
GWLK	Grundwasserleiterkomplex
GWM	Grundwassermessstelle
HGW	Hintergrundwert
HÜK 200	Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000
IM	Investigatives Monitoring
KAK	Kationen-Austauschkapazität
LCKW	Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
LUGV	Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz
MKZ	Messstellenkennziffer
nrM	nicht relevanter Metabolit
OM	Operatives Monitoring
PSM	Pflanzenschutzmittel
PW	Prüfwert
rM	relevanter Metabolit
StAbw	Standardabweichung
SW	Schwellenwert
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
ÜM	Überblicksweises Monitoring
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	EG- Wasserrahmenrichtlinie

Grundwasser stellt in Brandenburg, wie auch in den anderen Bundesländern der Bundesrepublik Deutschland, die wichtigste Grundlage für die Trinkwasserversorgung dar und speist zu einem wesentlichen Anteil die Oberflächengewässer. Daher ist ein Verständnis der Prozesse, welche Zusammensetzung und Fließbedingungen des Grundwassers bestimmen, von elementarer Bedeutung für einen nachhaltigen und wirtschaftlichen Umgang mit der Ressource Wasser. Die Beschaffenheit des Grundwassers wird durch die petrographischen Eigenschaften des Grundwasserleiters, die Prozesse in der ungesättigten Zone, die Verweildauer im Untergrund und die Zusammensetzung des Infiltrationswassers bestimmt. Bei geringen Flurabständen unterliegt das Grundwasser dabei zunehmend Oberflächeneinflüssen und wird damit auch stärker von anthropogenen Faktoren beeinflusst, während die Beschaffenheit des tieferen, älteren Grundwassers überwiegend geogen geprägt ist. Die Zusammensetzung des unbeeinflussten Grundwassers ist durch einen dynamischen Gleichgewichtszustand zwischen Wasser und Gesteinsmatrix geprägt. Die für den vorliegenden Bericht ausgewerteten Daten setzen sich daher aus einer geogenen Hintergrundkomponente und einer unterschiedlich signifikanten anthropogenen Komponente zusammen.

Der vorliegende Bericht berücksichtigt die Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) und der Grundwasserrichtlinie (Richtlinie 2006/118/EG), die in Europa den rechtlichen Rahmen für die Anforderungen an die Grundwasserbeschaffenheit abstecken. Die beiden Richtlinien werden in Deutschland durch die Verordnung zum Schutz der Grundwassers vom November 2010 (GrwV 2010) untersetzt und haben den guten chemischen und mengenmäßigen Zustand des Grundwassers zum Ziel. Die Zustandsbewertung des Grundwassers wird auf der Ebene von Grundwasserkörpern durchgeführt.

Das Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) lässt in regelmäßigen Abständen die Grundwasseruntersuchungen des Landes auswerten. Es ist als Wasserwirtschaftsamt des Landes Brandenburg (§ 125 BbgWG) u. a. für die Ermittlung der wasserwirtschaftlichen und naturwissenschaftlichen Grundlagen des Wasserhaushalts, insbesondere von Menge, Güte und Zustand der Gewässer (§ 126

Abs. 3 BbgWG) zuständig. Nach den Berichten zur Grundwasserbeschaffenheit für die Zeiträume 1992 – 1995, 1995 – 2000 und 2001 – 2005 (LUA 1996a, 1996b, 2002, 2007) werden mit dem vorliegenden Bericht die Untersuchungen und Ergebnisse des Zeitraumes 2006 - 2012 dokumentiert. Insgesamt werden in diesem Bericht Analysen von 1287 Grundwassermessstellen ausgewertet, die relativ gleichmäßig über das Land verteilt sind.

Im landesweiten Mittel gibt es eine Grundwassermessstelle auf 20 km². Bezogen auf die Anzahl der ausgewerteten Messstellen ist die Datengrundlage damit mehr als fünfmal größer als die des Berichtes 2001 - 2005. Die Anzahl an Analysen im Berichtszeitraum beträgt 8.202 und ermöglicht eine detaillierte statistische Betrachtung der Hydrochemie in den wasserwirtschaftlich wichtigsten Grundwasserleitern Brandenburgs.

Ein Schwerpunkt des Berichts liegt auf der Beurteilung des landwirtschaftlichen Einflusses auf das Grundwasser. In Brandenburg werden ca. 48 % der Gesamtfläche landwirtschaftlich genutzt, wovon rund $\frac{3}{4}$ als Ackerland verwendet werden (InVeKos 2014). Die Freisetzung von reaktiven Stickstoffverbindungen, die vor allem durch die Verwendung von Düngemitteln, durch Tierhaltung und durch Verbrennungsprozesse freigesetzt werden, ist in den letzten Jahrzehnten drastisch gestiegen (SRU 2015). Diese Stickstoffverbindungen werden größtenteils in Form von Nitrat oder Ammonium in das Grundwasser eingetragen. Aufgrund spezifischer Nutzungen wie z. B. der Tierhaltung können lokal stark belastete Gebiete entstehen. Sowohl für Nitrat als auch für Ammonium existieren in der Trinkwasserverordnung Grenzwerte, bei deren Überschreitung eine technisch aufwändige Trinkwasseraufbereitung notwendig wird. Neben den Stickstoffverbindungen kann das Grundwasser durch Düngung auch an Kalium-, Sulfat- und Phosphorverbindungen angereichert werden.

Die atmosphärische Stickstoff- und Schwefeldeposition aus der Landwirtschaft, aber auch Schwefeldioxid und Stickoxide aus industriellen Verbrennungsprozessen und von Kraftfahrzeugen führen zu einer Säurebildung im Boden, die vor allem Waldgebiete und naturnahe Ökosysteme betreffen. Auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen wird der Säure-



bildung mit Kalkung entgegengewirkt. Zur Versauerung des Grundwassers kommt es auch durch bergbaulich bedingte Aktivitäten der Braunkohlegewinnung. Dabei gelangen durch die Freilegung sowie Umlagerung von tiefen Sedimenten und den Wiederanstieg des Grundwassers nach der Auskohlung teilweise sehr hohe Konzentrationen von Eisen-, Mangan- und Schwefelverbindungen sowie Schadstoffen aus Altlasten in den Gebieten mit Grundwasserwiederanstieg in Grund- und Oberflächengewässer. Darüber hinaus bilden Altlast-, sowie Bau- und Trümmerschuttablagerungen ein Gefährdungspotenzial, da sie zu erhöhten Konzentrationen von organischen Verbindungen und Schwermetallen im Grundwasser führen können. Auch Verluste von Abwasser aus dem Kanalisationssystem oder die Versickerung von Straßenabläufen können das Grundwasser kontaminieren. Eine besondere Bedeutung erhalten in diesem Zusammenhang die ehemaligen Rieselfelder im Umkreis von Berlin, die bis heute durch Auswaschungsprozesse lokal zu signifikanten Grundwasserkontaminationen bis in tiefere Grundwasserleiter führen.

Ein weiterer Schwerpunkt des Berichts liegt auf der Untersuchung verschiedener Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (PSM) und deren Abbauprodukten, den sogenannten Metaboliten. Eine Reihe von auffälligen PSM ist bereits seit längerer Zeit verboten. Da einige jedoch schlecht abbaubar sind und nur eine geringe Mobilität aufweisen, können sie oder ihre Metaboliten auch noch nach Jahrzehnten im Grundwasser auftreten. Entsprechend dem Pflanzenschutzrecht werden die Abbauprodukte der Wirkstoffe in relevante und nicht relevante Metaboliten unterteilt. Relevante Metaboliten sind Stoffe, die pestizid wirksam oder human- oder ökotoxikologisch bedenklich sind. Dagegen werden Abbauprodukte als nicht relevante Metaboliten bezeichnet, wenn sie keine pestizide (Rest-)Aktivität besitzen. Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel unterstützen die Ertragssicherung in der Landwirtschaft, können aber gleichzeitig auch ein Umweltrisiko darstellen. Trotz des gezielten Einsatzes vor Ort ist eine Verlagerung aufgrund bestimmter Stoffeigenschaften und Standort-, Bewirtschaftungs- oder Witterungsbedingungen weit über den Einsatzort hinaus möglich. Auch die Ausbringungstechnik und die Handhabung spielen eine wichtige Rolle. Das Grundwasser kann über den

Fließpfad durch Auswaschung aus dem Boden oder Oberflächenwassereinträge belastet werden. Die PSM-Konzentrationen des infiltrierten Wassers sind dabei abhängig von der Bodenzusammensetzung, den hydrogeologischen Verhältnissen sowie der Persistenz und Mobilität des Wirkstoffs. In Deutschland wurden im Jahr 2012 111.405 Tonnen PSM-Wirkstoffe in den Verkehr gebracht (BVL 2013). Der höchste Absatz entfällt in Deutschland mit bundesweit ca. 15.000 t/Jahr auf den nicht-selektiven Wirkstoff Glyphosat, der als Hauptkomponente in Totalherbiziden verwendet wird (BVL 2013) und auch in Brandenburg dominiert. Der Absatz nahm seit 1998 stetig zu und machte 2009 einen Anteil von ca. 30 % am Gesamtumsatz der meistverkauften Herbizide aus (LUGV 2012a). Glyphosat und auch dessen Metabolit AMPA sind jedoch wenig mobil und sehr gut abbaubar, weshalb sie nur selten im Grundwasser detektiert werden (Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2005). Den zweithöchsten Anteil am Gesamtumsatz 2009 wies Isoproturon mit 15 % auf (LUGV 2012a). Gemäß den Anwendungsbestimmungen des Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG) ist der Einsatz von PSM auf Freilandflächen erlaubt, die landwirtschaftlich, gärtnerisch oder forstwirtschaftlich genutzt werden und nur mit Ausnahmegenehmigung auf anderen Flächen (z. B. Betriebsflächen wie Flughäfen oder Bahngleise). Die Absatzzahlen bestätigen diese Einsatzregeln. Lediglich ca. 1 % des Absatzes wird nicht gewerblich verwendet (LUBW 2012).

Das Ziel des vorliegenden Berichts ist eine umfassende Bewertung der Grundwasserbeschaffenheit im Zeitraum 2006 – 2012 für das Land Brandenburg unter Berücksichtigung der vorliegenden Analysendaten zu den Vor-Ort-Parametern, Hauptionen, Halbmetallen, Metallen und Summenparametern sowie zu den untersuchten Pflanzenschutzmitteln. Die Auswertung umfasst im Anschluss an die Datenaufbereitung und Plausibilitätskontrolle die Ermittlung statistischer Kennwerte und Trends sowie die Erstellung von Häufigkeitsverteilungen, Spannweitendiagrammen und landesweiter Karten für ausgewählte Parameter. Die Zielstellung beinhaltet außerdem die Bewertung der anthropogenen Beeinflussung, u. a. mithilfe des hydrogeochemischen Genesemodells GEBAH sowie die Erarbeitung einer Grundwassertypisierung anhand verschiedener Parameter, um Rückschlüsse auf die Ursachen der Beeinflussung zu ermöglichen.

1.1 Bewertung der Grundwasserkörper nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie dient dem Schutz der Gewässer in Europa. Bis 2021 sollen diese sowohl mengenmäßig als auch chemisch einen guten Zustand erreichen. Um dieses Ziel zu erreichen, wurden von der EU Bewertungskriterien und ein Zeitplan vorgegeben, der verschiedene Bewirtschaftungszyklen beinhaltet und an Flussgebietseinheiten orientiert ist. Für das Land Brandenburg sind dies anteilig die Flussgebietseinheiten Elbe und Oder. Nach Abschluss der ersten Bestandsaufnahme 2004 und der ersten Bewirtschaftungspläne 2009 (LUGV 2011) werden im Jahr 2015 aktualisierte Bewirtschaftungspläne für den zweiten Bewirtschaftungszyklus 2016 - 2021 aufgestellt (LUGV 2015).

Zur Bewertung der Grundwassermenge und –beschaffenheit nach WRRL wurden landesweit Grundwasserkörper ausgewiesen. Ein Grundwasserkörper ist nach WRRL-Artikel 2 Nr. 12 als „abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter“ definiert. Die Grundwasserkörper wurden im Rahmen des zweiten Bewirtschaftungsplans aktualisiert. Die Grenzen der aktuell 40 Grundwasserkörper in Brandenburg zeigt Abbildung 1-1. Sie orientieren sich an den Grenzen der unterirdischen Grundwassereinzugsgebiete und wurden in besonderen Fällen belastungsspezifisch ausgegrenzt.

Hinsichtlich der Bewertung von Grundwassermenge und –beschaffenheit wird nach WRRL zwischen einer Risikoanalyse und einer Zustandsbewertung unterschieden (Tabelle 1-1). Das Ziel der Risikoanalyse ist es, einzuschätzen, wie wahrscheinlich das Erreichen des „guten Zustands“ ohne die Ergreifung von Maßnahmen bis zum Jahr 2021 ist. Auf Basis der Risikoanalyse wird die Zustandsbewertung durchgeführt, die

den chemischen und mengenmäßigen Zustand der Grundwasserkörper beschreibt und die Entscheidungsgrundlage zur Ergreifung von Maßnahmen bildet. Die Begriffsbestimmungen und Vorgehensweisen für das Land Brandenburg sind nachzulesen in LUGV (2015).

Tabelle 1-1. Übersicht der Bewertungskriterien nach WRRL.

Risikoanalyse	Zustandsbewertung
Ergebnis:	Ergebnis:
Erreichen der Ziele für chemischen bzw. mengenmäßigen Zustand ist:	Chemischer bzw. mengenmäßiger Zustand ist:
wahrscheinlich / unwahrscheinlich	gut / schlecht / unklassifiziert

Die Ergebnisse von Risikoanalyse und Zustandsbewertung für den zweiten Bewirtschaftungsplan zeigt Tabelle 1-2. Entsprechend der aktualisierten Bestandsaufnahme liegt bei 14 Grundwasserkörpern ein Risiko für das Erreichen des guten chemischen Zustands aufgrund von diffusen landwirtschaftlichen, urbanen oder sonstigen diffusen Belastungen vor (LUGV 2015). Für zwei Grundwasserkörper besteht ein Risiko durch punktuelle Belastungen. Des Weiteren wurde für 12 Grundwasserkörper ein mengenmäßiges Risiko als Folge von Entnahmen aus öffentlicher Wasserversorgung, Industrie, Bergbau oder sonstigen Quellen festgestellt, wobei diese überwiegend mit den 16 hinsichtlich Grundwasserbeschaffenheit belasteten Grundwasserkörpern übereinstimmen. Diese überschlägige Risikoeinschätzung wird im Zuge der detaillierten Zustandsbewertung überarbeitet.

Tabelle 1-2. Anzahl der Grundwasserkörper als Ergebnis von Risikoanalyse und Zustandsbewertung für den 2. Bewirtschaftungsplan.

	Risikoanalyse		Zustandsbewertung		
	Zielerreichung wahrscheinlich	Zielerreichung unwahrscheinlich	Gut	schlecht	unklassifiziert
Mengenmäßig	28	12	37	3	0
Chemisch	24	16	27	12	1

Das Ergebnis der Zustandsbewertung der Grundwasserkörper ist zusätzlich in Abbildung 1-1 dargestellt. Insgesamt sind der mengenmäßige Zustand in 37 und der chemische Zustand in 27 der insgesamt 40 Grundwasserkörper gut (78 % der Landesfläche). In 12 Grundwasserkörpern ist der chemische Zustand schlecht. Hier dominieren diffuse Belastungen durch Nitrat, Ammonium und Sulfat als Ursache für die Einstufung in den schlechten Zustand. In einem

weiteren GWK wurde der chemische Zustand als „unklassifiziert“ bewertet, da er aufgrund einer zu geringen Datengrundlage nicht abschließend beurteilt werden konnte (LUGV 2015). Ein schlechter mengenmäßiger Zustand wurde nur für 3 Grundwasserkörper im bergbaubeeinflussten Süden Brandenburgs aufgrund der hohen Wasserentnahmen festgestellt.



Abbildung 1-1. Zustand der Grundwasserkörper für den 2. Bewirtschaftungsplan (Stand 2015).

1.2 Aktuelle Konzeption der Grundwasserüberwachung in Brandenburg

Die Grundwasserüberwachung basiert im Land Brandenburg auf verschiedenen Messprogrammen und -netzen, die aufgabenspezifisch organisiert sind. Unterschieden werden Messprogramme des LUGV und Messnetze entsprechend den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

In diesem Kapitel wird die aktuelle Situation im Jahr 2015 beschrieben, d. h. für die Messnetze nach EG-Wasserrahmenrichtlinie wird die Messnetzkonzeption des 2. Bewirtschaftungsplans dargestellt. Detaillierte Informationen zur Messnetzkonzeption im 2. Bewirtschaftungszyklus werden in LUGV (2015) erläutert. Zum Zeitpunkt der Datenauswertung des vorliegenden Berichts standen diese noch nicht zur Verfügung, weshalb als Datengrundlage die Messnetzkonzeption des 1. Bewirtschaftungsplans verwendet wurde (LUGV 2011). Die Messnetzkonzeption im 1. Bewirtschaftungsplan wird in Kapitel 3.1 erläutert.

1.2.1 Messnetzkonzeption des LUGV im Jahr 2015

Das LUGV betreibt seit 1993 ein Messnetzkonzept zum Grundwassermonitoring. Die hydrochemische Überwachung des Grundwassers erfolgt dabei über das Landesmessnetz „Grundwasserbeschaffenheit“, welches sich in drei Teile gliedert:

- *Grundmessnetz (GM)* von 188 Grundwassermessstellen (im Zeitraum 1992 - 2003 neu errichtet)
- *Messprogramm „Nitrat“* mit 32 Messstellen (seit 2000 betrieben)
- *Messprogramm „Geogene Versalzung“* mit 49 Grundwassermessstellen (seit 2003 betrieben)

Das *Grundmessnetz* soll Rückschlüsse auf die standorttypische geogene Hintergrundbeschaffenheit des Grundwassers ermöglichen, wohingegen das *Messprogramm „Nitrat“* der Ermittlung der Nährstoffbelastung des oberflächennahen Grundwassers dient. Kriterien für die Messstellenstandorte im *Messprogramm „Nitrat“* sind auffällige Nitratkonzentrationen im Grundwasser (dauerhaft > 25 mg/l) und günstige Standortfaktoren für einen Nitratreintrag, wie z. B. die

landwirtschaftliche Nutzung in Gebieten mit unbedecktem Grundwasser.

Das *Messprogramm „Geogene Versalzung“* dient einer langfristig orientierten Überwachung von geogenen salinaren Beeinflussungen des Grundwassers. Die Grundwassermessstellen in diesem Messnetz stammen teils aus früheren hydrogeologischen Erkundungsarbeiten oder sind vom LUGV für das Messprogramm neu errichtet worden. Die Messstellen befinden sich an Standorten, an denen die geostrukturellen und hydrodynamischen Verhältnisse den Aufstieg von salinaren Tiefenwässern in das genutzte obere Grundwasserstockwerk ermöglichen. Mit dem Messprogramm „Geogene Versalzung“ werden anthropogene Stoffeinträge nur untergeordnet identifiziert.

1.2.2 Messnetze nach EG-Wasserrahmenrichtlinie für den 2. Bewirtschaftungsplan

Zur Erfüllung der EU-Vorgaben werden die vorhandenen Grundwassermessstellen des Landesmessnetzes verschiedenen Messnetzen zugeordnet. Zusätzlich werden ausgewählte Messstellen anderer Messnetze in Brandenburg, z. B. von Bergbauunternehmen, aus der Altlastenüberwachung oder von Wasserversorgungsunternehmen einbezogen. Die Zuordnung von Grundwassermessstellen zu den Messnetzen der WRRL wird für jeden Bewirtschaftungsplan aktualisiert. In Bezug auf den 2. Bewirtschaftungsplan werden aktuell 607 Messstellen und Brunnen für die chemische Zustandsbewertung des Grundwassers regelmäßig beprobt.

Überblicksweises Monitoring (ÜM)

Die Ermittlung des chemischen Zustandes gemäß Anhang V der WRRL erfolgt im Landesmaßstab durch ein Überblicksweises Monitoring in allen Grundwasserkörpern. Das ÜM dient dem Ziel, die Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach Anhang II der WRRL zu validieren sowie die langfristige Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit zu beobachten und zu beurteilen. Zur Realisierung des ÜM werden vorrangig die Messstellen des Landesmessnetzes Grundwasserbeschaffenheit verwendet. Zur Verbesserung der Datendichte erfolgte in einigen Grundwasserkörpern zusätzlich eine hydrochemische Beprobung von ausgewählten Grundwassermessstellen aus dem

Landesmessnetz „Grundwasserstand“. Dem Überblicksweisen Monitoring werden aktuell insgesamt 291 Grundwassermessstellen zugeordnet.

Operatives Monitoring (OM)

In Grundwasserkörpern, die in einen schlechten chemischen Zustand eingestuft wurden, wird zusätzlich zum ÜM ein Operatives Monitoring (OM) durchgeführt. Das Operative Monitoring dient der Beobachtung von Belastungspotenzialen und deren Eintragspfaden, wie z. B. intensive landwirtschaftliche Nutzung (Nährstoffe, PSM), Auswirkungen des Bergbaus (Versauerungserscheinungen), Altlasten und Depo-nien oder die Versickerung von Abwässern. In das Operative Monitoring werden aktuell insgesamt 316 Messstellen einbezogen, die sowohl Landesmessstellen als auch Messstellen externer Messnetze umfassen. Das OM wird entsprechend der Charakteristik der Beschaffenheitsbeeinträchtigungen gegliedert in

- *OM-D* zur Überwachung diffuser Belastungen, die aus aktuellen oder historischen Flächennutzungen resultieren, wie z. B. Landwirtschaft oder ehemalige Rieselfelder.
- *OM-A* zur Überwachung von punktuellen Belastungen z. B. im Umfeld von Altlasten mit Messstellen, die aus externen Altlastenmessnetzen ausgewählt wurden.
- *OM-B* zur Überwachung bergbaubedingter Beschaffenheitsbeeinträchtigungen in den Grundwasserkörpern des Lausitzer Braunkohlenreviers.

Investigatives Monitoring (IM)

Das ÜM und das OM sind weitgehend konsistente Programme, die zu festgelegten Zeitpunkten in definierten Messnetzen durchgeführt werden. Zur Klärung spezieller Aufgabenstellungen wird darüber hinaus das Investigative Monitoring eingesetzt, mit dem zeitlich begrenzte Untersuchungen in variablen Messnetzen und mit verschiedenen Parameterumfängen umgesetzt werden.

2.1. Landschaftsgenese

Die Grundwasserbeschaffenheit wird entscheidend durch die naturräumlichen Gegebenheiten Brandenburgs geprägt. Die Landschaftsformen sind durch Aufschüttungs- und Erosionsprozesse während des Vordringens und des Rückzugs des Inlandeises der jüngeren Saale-Kaltzeit und der Weichsel-Kaltzeit modelliert worden (Abbildung 2-1). Die Schmelzwasserströme des Eisrückzuges zergliederten die Grundmoränen der Eisvorstöße sowie die Moränen und

Sander der Eisrandlagen. Sie hinterließen ein Mosaik von Hochflächen und Talungen. Die Landschaften im Süden Brandenburgs gehören zum warthezeitlichen Altmoränengürtel und seinen Abflussbahnen:

- das Lausitzer Tal
- der südliche Landrücken mit dem Fläming, dem Lausitzer Grenzwall und dem Lausitzer Becken- und Heidefeld.



Abbildung 2-1. Landschaftsformen Brandenburgs.

Nach Norden schließen sich die Landschaften des weichselzeitlichen Jungmoränengebietes an. Das Brandenburger Stadium und das Frankfurter Stadium der Weichsel-Eiszeit hinterließen:

- das Baruther Tal
- die Zone der mittelbrandenburgischen Platten und Niederungen
- das Berliner Tal und
- die Ostbrandenburgische Platte (Barnim / Lebus).

Zu den Landschaften im Norden Brandenburgs, für die das pommersche Stadium der Weichsel-Vereisung prägend war, gehören:

- das Eberswalder Tal,
- der nördliche Landrücken mit dem Ostteil der Prignitz, der Ruppiner Platte, der Granseer Platte und dem Südteil der Uckermark.

Im Nordosten Brandenburgs sind weitere, jüngere Eisrandlagen ausgebildet.

Das vom Eis und den Schmelzwasserströmen angelegte Landschaftsmosaik ist im Spätglazial und Holozän u. a. durch periglaziale Prozesse, Windablagerungen, Auflösung von Toteis und Vermoorung der Täler überprägt worden. Seine Hauptelemente beeinflussen auch gegenwärtig die räumliche Verteilung von:

- Bodenarten
- Grundwasserneubildung und Landschaftswasserhaushalt
- Hydrodynamik
- Grundwasserflurabstand u. a.

Im Zuge der Herausbildung der Kulturlandschaften entstanden daraus die Arten der Flächennutzung (s. Kapitel 2.7). In den vorangegangenen Berichten zur Grundwasserbeschaffenheit im Land Brandenburg ist die Landesfläche in sogenannte „hydrogeologische Struktureinheiten“ gegliedert worden (LUA 1996a, 1996b, 2002). In diesem Bericht wird die Gliederung der Landesfläche nach den Kriterien der hydrogeologischen Struktureinheiten durch die Gliederung nach Landschaftsformen ersetzt.

2.2. Hydrodynamik

In Brandenburg werden drei Grundwasserleiterkomplexe unterschieden, die durch hydraulische Verbindungen mehrere Grundwasserleiter umfassen (Brose et al. 2015). Der Grundwasserleiterkomplex 1 (GWLK 1) ist in Form von Schmelzwasserabflussbahnen in den Urstromtal- und Niederungsgebieten sowie auf den Hochflächen der Sander, Grund- und Endmoränen ausgebildet und erreicht Mächtigkeiten bis zu 50 m. Er ist durch eine weitgehend fehlende schützende Grundwasserüberdeckung gekennzeichnet.

Der Hauptgrundwasserleiter wird im Hangenden überwiegend von der Saalegrundmoräne und im Liegenden von elsterkaltzeitlichen Grundmoränen begrenzt. Durch die Grundwasserbedeckung ist der Grundwasserleiter in vielen Gebieten gespannt und gut vor Schadstoffeinträgen von der Oberfläche geschützt. In Gebieten ohne eine schützende Bedeckung, wie in den Tälern, ist der GWLK 2 häufig hydraulisch mit dem GWLK 1 verbunden.

Schmelzwasserablagerungen in tiefen elsterzeitlichen Rinnen und miozäne Sande bilden den Grundwasserleiterkomplex 3, der Mächtigkeiten bis zu 50 m erreicht. Im Liegenden folgt der unteroligozäne Rupelton, der die süßwasserleitenden Schichten vom Salzwasserstockwerk trennt und damit den wichtigsten Grundwassergeringleiter Brandenburgs darstellt.

Der vorliegende Bericht konzentriert sich auf den wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiterkomplex 2 („Hauptgrundwasserleiter“), der mit dem Grundwassergleichenplan vom Frühjahr 2011 beschrieben wird (Abbildung 2-2, GCI GmbH 2012, Möhler et al. 2014).

Die Grundwasseroberfläche des Hauptgrundwasserleiters liegt in Brandenburg zwischen weniger als 5 m NHN im unteren Odertal und mehr als 100 m NHN im Hohen Fläming und der Niederlausitz. Grundwasserhöhen von mehr als 100 m NHN treten außerdem in den Stauchungsgebieten der Beeskower Platte auf.

Die Morphologie der Hochflächen und der sie begrenzenden Täler bestimmt zusammen mit dem Verlauf der Vorfluter die Grundzüge der Hydrodynamik. Anthropogene Eingriffe wie Staustufen der oberirdischen Gewässer, Polderwirtschaft und Melioration sowie Grundwasserentnahmen beeinflussen die Hydrodynamik zumeist nur lokal, während der Braunkohlebergbau im Südosten Brandenburgs sie großräumig technogen überprägt. Die Hochflächen- und Moränengebiete sind im Verhältnis zu den Talungen nicht nur morphologische, sondern meistens hydrodynamische Hochlagen, über die Grundwasserscheiden verlaufen können.

Auf die Höhenlage der Grundwasseroberfläche im Bereich der Wasserscheiden wirken sich neben der Geländehöhe weitere Faktoren wie die Größe der Hochfläche, die aus Niederschlag, Bodenarten und Flächennutzung resultierende Grundwasserneubildungsrate, die Transmissivität des Grundwasserleiters und strukturelle geologische Verhältnisse aus. Die Grundwasserneubildungsrate, die Transmissivität und die Lage der hydraulisch mit dem Grundwasser kommunizierenden Vorfluter in Bezug zum betrachteten Grundwasserstandort bestimmen das Grundwassergefälle. Ein besonders hohes Grundwassergefälle, erkennbar anhand der dichten Scharung der Grundwassergleichen in Abbildung 2-2, ist z. B. im Osten Brandenburgs, am Übergang von der Ostbrandenburgischen Platte (Barnim / Lebus) in das Odertal zu beobachten. Zum einen erzeugt die Oder ein sehr tief liegendes Vorflutniveau, zum anderen sind hier die

Transmissivitäten in den lagerungsgestörten und gestauchten Grundwasserleitern gering. Hohe Gradienten der Grundwasseroberfläche sind auch in den Flanken des Uckerlands, in Teilen der Prignitz, im nördlichen Abstrom des Hohen Flämings und des Lausitzer Grenzwalls sowie von den lagerungsgestörten Diehlower und Fünfeichener Höhen westlich von Eisenhüttenstadt in Richtung Odertal, Berliner Tal und Schlaubetal vorhanden. Die Grundwasserhöhen auf den kleinen Hochflächeninseln der Mittelbrandenburgischen Platten und Niederungen liegen zumeist nur wenige Meter über dem Vorflutniveau der sie umgebenden Talungen. Im westlichen Havelland und im Berliner Tal nordwestlich von Berlin weist die Grundwasseroberfläche nur geringe Gradienten auf. Die Grundwasserfließgeschwindigkeiten sind dementsprechend gering.

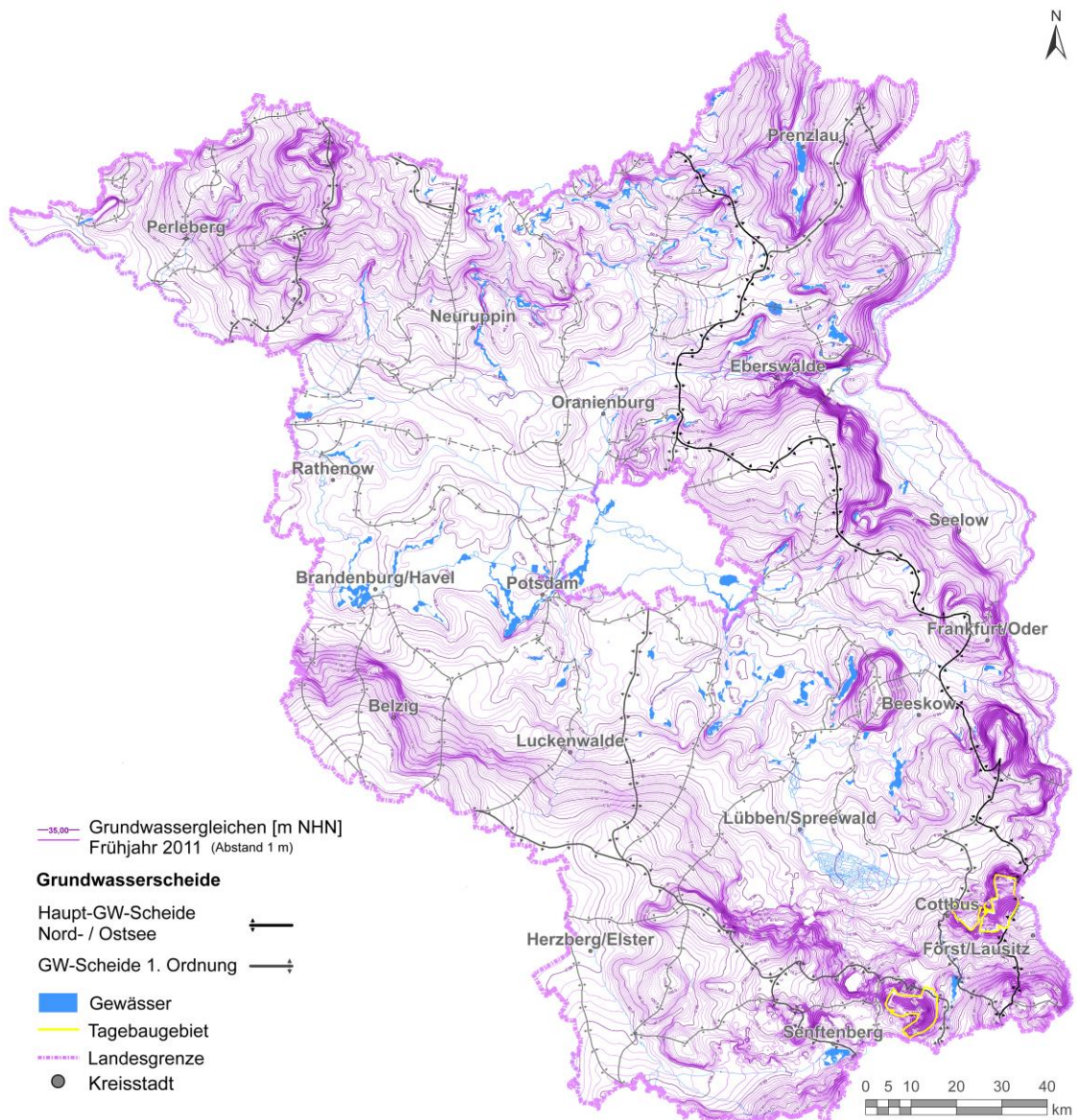


Abbildung 2-2. Grundwassergleichenplan, Frühjahr 2011.

2.3. Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone

Neben der petrografisch-mineralogischen Zusammensetzung der Schichten beeinflusst die Wegstrecke des Sickerwassers von der Oberfläche bis in das Grundwasser die Schutzwirkung der Grundwasserüberdeckung. Ausgehend vom Grundwassergleichenplan aus dem Frühjahr 2011 und dem digitalen Geländemodell (DGM10) wurde eine Abbildung der Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone im Land Brandenburg erstellt (Abbildung 2-3, GCI GmbH 2013). In Gebieten mit ungespanntem Grundwasser ist der Grundwasserflurabstand des Hauptgrundwasserleiters dargestellt, der hier mit dem oberen Grundwasserleiter den GWLK 1/2 bildet. In Gebieten mit gespanntem Grundwasser folgt unterhalb der ungesättigten Bodenzone das Intervall zwischen Grundwasserdruckfläche und -deckfläche, das dem Grundwasserflurabstand zuzurechnen ist. Dieses Intervall wird durch geringleitende Schichten gebildet.

Entscheidende Prozesse bei der Formierung der Wasserbeschaffenheit laufen in der ungesättigten Zone ab, weshalb im Weiteren dieser Bereich der Grundwasserüberdeckung als Standortfaktor verwendet wird. In der räumlichen Verteilung finden sich die eingangs beschriebenen Landschaftsformen wieder (vgl. Abbildung 2-1). Wegen des verwendeten detaillierten Geländemodells DGM10 (Maßstab 1:10.000) ist eine Vielzahl kleinerer Landschaftselemente erkennbar.

Auf ca. 30 % der Landfläche, vor allem in den großen Tälern, liegt die Grundwasseroberfläche bzw. die Grundwasserdruckfläche weniger als 2 m unter Gelände, auf ca. 20 % weniger als 1 m. Eine Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone zwischen 5 m und 15 m tritt zumeist in den Randbereichen der großen Platten und Hochflächen auf. Diese Gebiete machen zusammen etwa 30 % der Landfläche aus. Im Kernbereich der Hochflächen, in denen der obere wasserwirtschaftlich genutzte Grundwasserleiter (Grundwasserleiterkomplex 2) unter mächtigen Grundwassergeringleitern weitflächig gespannt ist, ergeben sich Mächtigkeiten der Grundwasserüberdeckung von mehr als 15 m. Dabei werden in Teilen der Uckermark und der Ostbrandenburgischen Platte (Barnim-Lebus) mehr als 50 m Grundwasserüberdeckung erreicht. In den Moränen der Eisrandlagen, wie z. B. dem Fläming, existieren Bereiche mit bis zu 50 m mächtigen, überwiegend sandig-kiesig aufgebauten Versickerungszonen und ungespannter Grundwasseroberfläche. Die Bereiche mit einer Überdeckung von mehr als 15 m betreffen ungefähr 22 % der Landfläche (Tabelle 2-1).

Tabelle 2-1. Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (m), Frühjahr 2011 - Klassen, Flächen und Anteile an der Landesfläche Brandenburgs.

Klasse (m)	Fläche (km ²)	Anteil an der Landesfläche, ohne Gewässer (%)
≤ 2	9.021	31
> 2 – 5	5.467	19
> 5 - 7,5	2.741	9
> 7,5 – 15	5.414	19
> 15	6.459	22
Summe	29.102	100

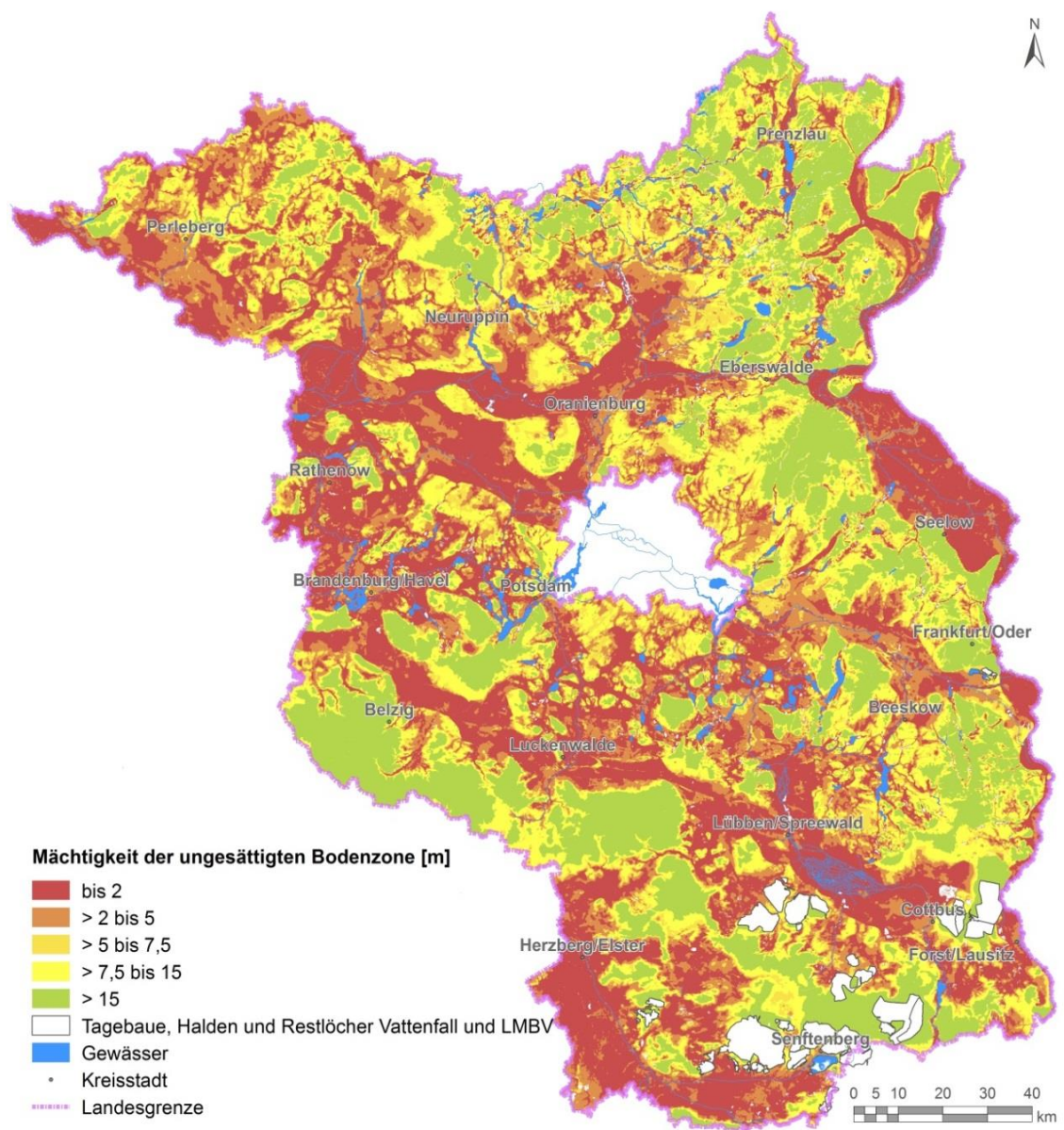


Abbildung 2-3. Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (m), Frühjahr 2011.

2.4. Niederschlag

Die mittlere jährliche Niederschlagshöhe des 20-jährigen Zeitraums 1991 - 2010 betrug in Brandenburg 591 mm (Deutscher Wetterdienst 2014). Die Abbildung 2-4 umfasst zusätzlich die Jahre 2011 und 2012, um den gesamten Berichtszeitraum (2006 – 2012) abzubilden. Dieser war im Vergleich zum langjährigen Mittel durch überdurchschnittlich hohe Niederschläge gekennzeichnet. In fünf von sieben Jahren wurden mehr als 591 mm Niederschlag verzeichnet. Das Jahr 2007 war mit einer Niederschlagshöhe von 772 mm das niederschlagsreichste seit Beginn der Aufzeichnungen. Fast 30 % der Jahressumme 2007 entfielen jedoch auf wenige Starkregenereignisse im Mai und Juni 2007, die nur zu einem geringen Anteil grundwasserneubildend waren.

Räumliche Verteilung der Niederschläge

Die landesweite Niederschlags-Abfluss-Modellierung mit dem System ArcEgmo (Pfützner 2012) für den Zeitraum 1991 - 2010 basiert auf einer in der Abbildung 2-5 dargestellten flächenhaften Verteilung der Niederschläge, die an Hand der Daten von 320 Niederschlags- und 22 Klimastationen berechnet wurde. Bei den hier dargestellten Werten handelt es sich um die Wasserhaushaltsgröße "korrigierter Niederschlag", berechnet aus der langjährigen mittleren Niederschlagshöhe und einem Korrekturfaktor.

Die räumliche Verteilung der korrigierten bodengleichen Niederschläge zeigt regionale Unterschiede mit Minima (< 550 mm) in der Uckermark und im Odertal sowie erhöhten Werten (> 650 mm) in Gebieten wie beispielsweise der Prignitz oder der Schorfheide (Abbildung 2-5). Der überwiegende Teil der Landesfläche liegt in der Klasse 600 bis 650 mm/a, was gemessenen Niederschlagshöhen zwischen 545 und 591 mm/a entspricht.

2.5. Grundwasserneubildung

Im Rahmen der landesweiten Modellierung der Wasserhaushaltsgrößen mit dem Modellsystem ArcEgmo (Pfützner 2012) wurde u. a. die mittlere Grundwasserneubildungsrate der Zeitreihe 1991 – 2010 berechnet (Abbildung 2-6). In der Grundwasserneubildungsrate spiegeln sich neben der Niederschlagshöhe weitere, zum Teil einander beeinflussende Faktoren wie Bodenart, Flächennutzung und Grundwasserflurabstand wider. Etwa 8 % der Landesfläche weisen negative Grundwasserneubildungsrate auf. Hier ist im langjährigen Durchschnitt die Zehrung aus dem Grundwasser durch Verdunstung und Exfiltration in die Gewässer größer, als die Sickerwasserrate. Das gilt jedoch nur im Sinne der langjährigen wasserhaushaltlichen Bilanz. Auch in den Zehrgebieten versickern Niederschläge und treten zumindest saisonal in das Grundwasser ein. Somit ist auch in diesen Gebieten die Möglichkeit eines Stofftransportes mit Sickerwässern bis in das Grundwasser gegeben. Außerhalb der wasserhaushaltlichen Zehrflächen beträgt die mittlere Grundwasserneubildungsrate der Zeitreihe 1991 - 2010 im Landesdurchschnitt 82 mm/a. Bis zu 35 % der jährlichen Niederschlagssumme führen zu Grundwasserneubildung, im Landesdurchschnitt sind es 12 %. Bereiche mit hohen Niederschlägen zeichnen sich in landwirtschaftlich genutzten Gebieten und bei Flurabständen von mehr als 2 m auch durch erhöhte Grundwasserneubildung ab, so z. B. in der Prignitz und dem Barnim, während die Nadelwälder der Schorfheide trotz überdurchschnittlicher Niederschläge nur durchschnittliche bis geringe Grundwasserneubildungsrate aufweisen. In der Uckermark werden trotz geringerer Niederschläge noch durchschnittliche Grundwasserneubildungsrate erreicht (vgl. Abbildungen 2-5 und 2-6). Eine überdurchschnittlich hohe Grundwasserneubildung wird auch auf den Kippenflächen der Niederlausitz ausgewiesen.

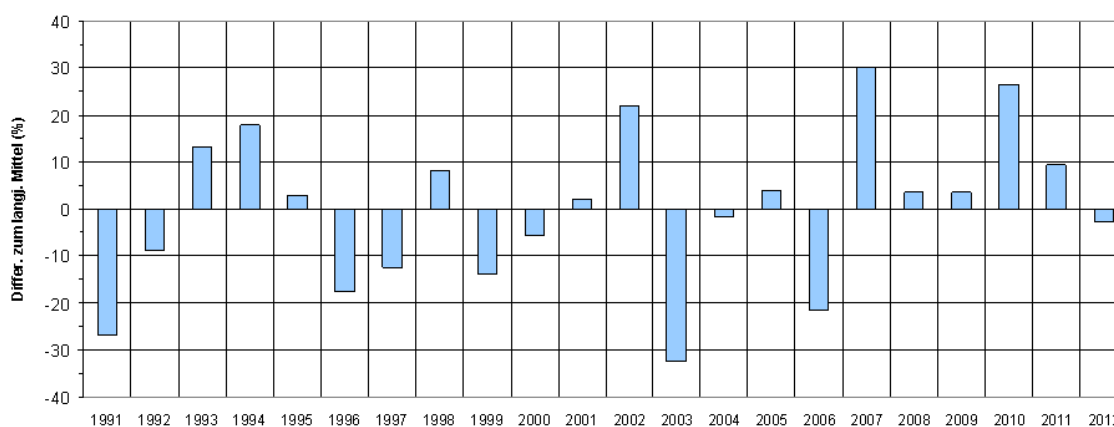


Abbildung 2-4. Abweichungen der jährlichen Niederschlagshöhen vom langjährigen Mittel der Reihe 1991 - 2012 (%).

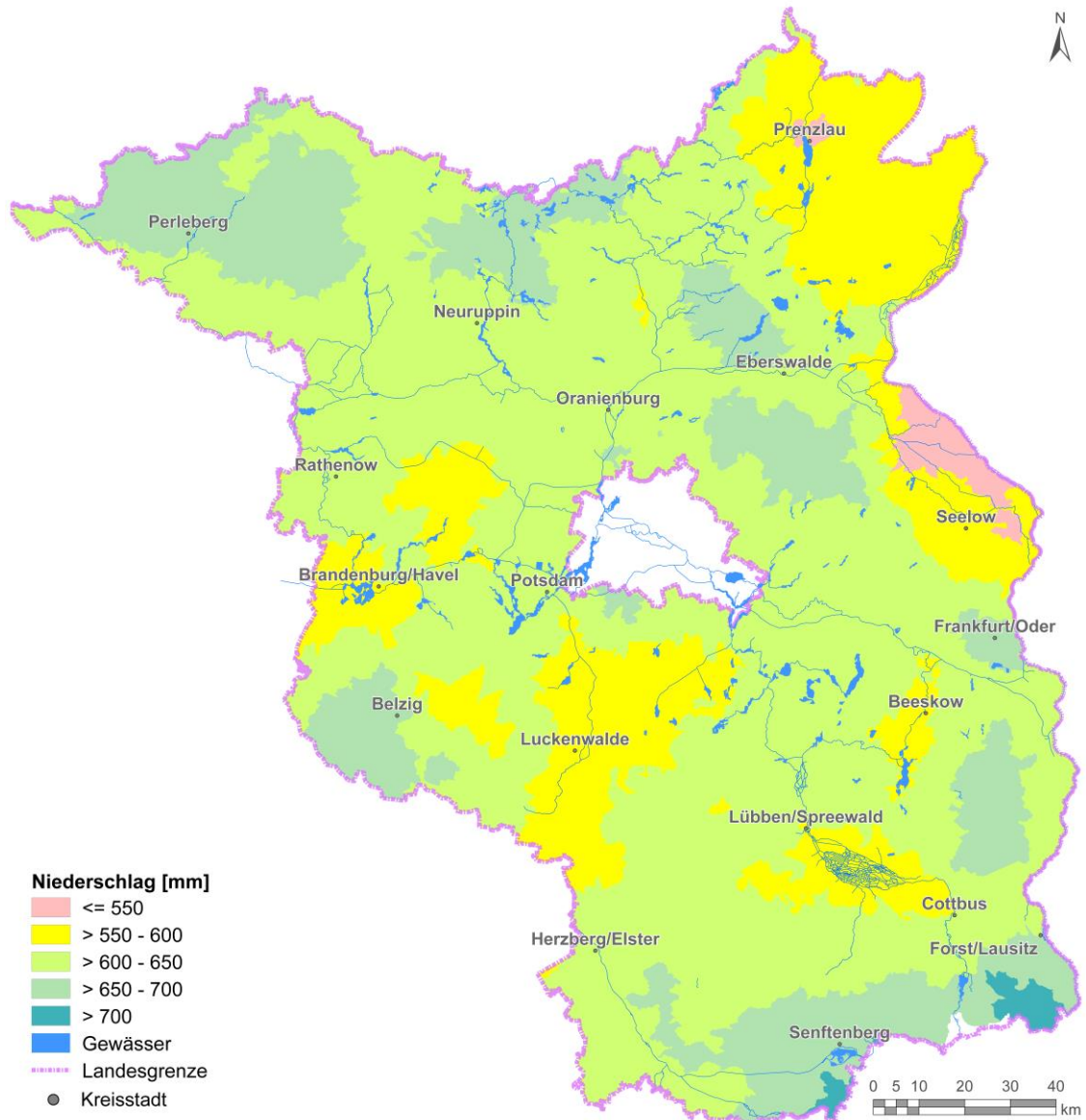


Abbildung 2-5. Räumliche Verteilung des korrigierten Niederschlags (mm/a), Mittelwerte der Zeitreihe 1991 - 2010.

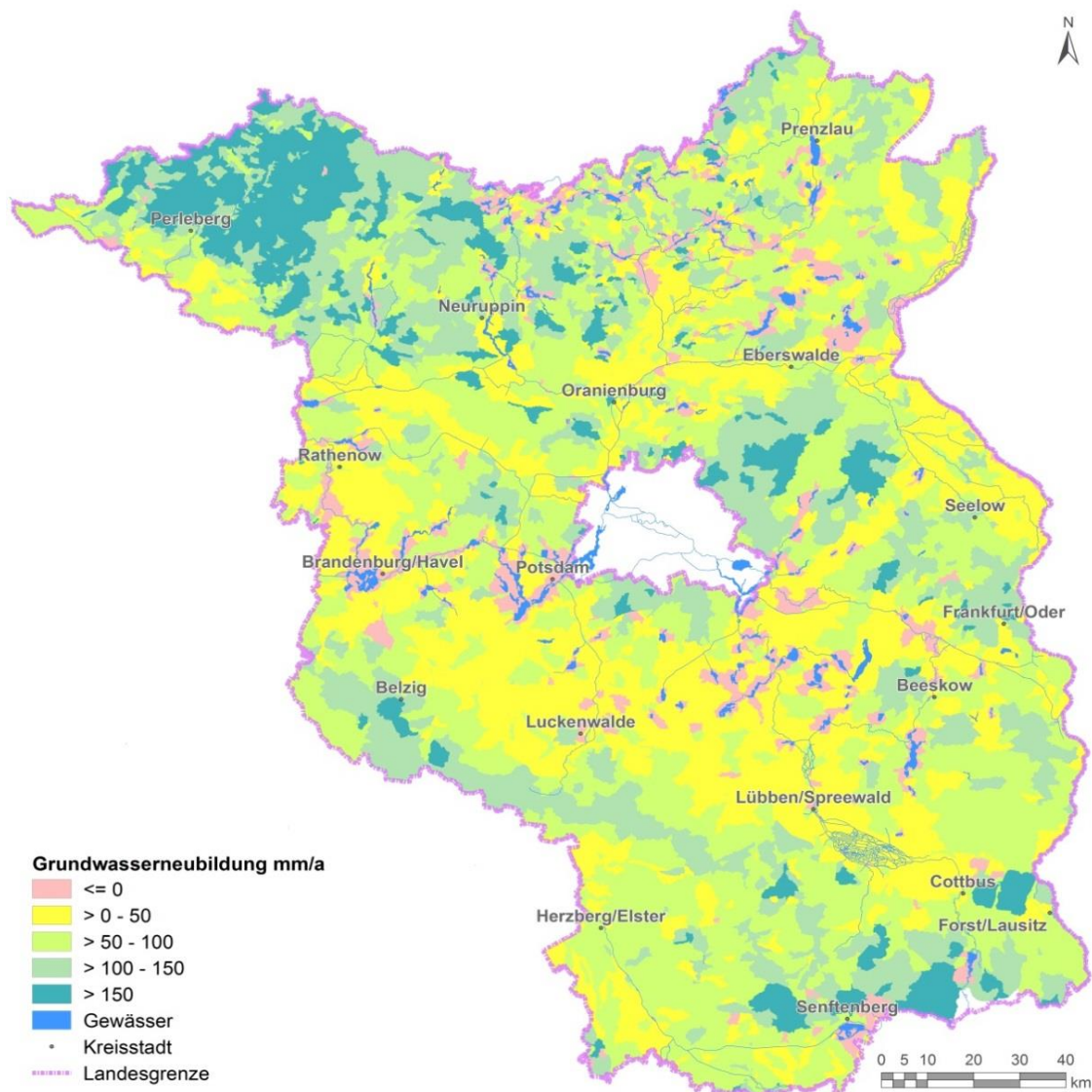


Abbildung 2-6. Räumliche Verteilung der Grundwasserneubildung (mm/a), Mittelwerte der Zeitreihe 1991 - 2010.

2.6. Grundwasserstände

Die Grundwasserdruckhöhen unterliegen zeitlichen Veränderungen, die an anthropogen unbeeinflussten Standorten charakteristische Verläufe v. a. in Abhängigkeit von der Grundwasserneubildungsrate und der Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung aufweisen. Exemplarisch sind nachfolgend die Ganglinien der Grundwasserdruckhöhen von zwei Messstellen aus dem Landesmessnetz dargestellt, die sich nur ca. 12 km voneinander entfernt befinden, jedoch grundsätzlich differierende Standortbedingungen aufweisen. Eine Messstelle repräsentiert einen vorflutnahen Niederungsstandort und die andere einen unbedeckten Hochflächenstandort:

1. Baruther Tal (MKZ (Messstellenkennziffer) 39451179), Grundwasserleiter 1.2, unbedeckt, ungespannt, Flurabstand ca. 1 m, GWN 1991 - 2010: 10 mm/a)
2. Fläming (MKZ 40441090), Grundwasserleiter 2.1, unbedeckt, ungespannt, Flurabstand ca. 9 m, GWN 1991 - 2010: 78 mm/a)

Die Ganglinie der Messstelle im Baruther Tal (Niederungsstandort) (vgl. Abbildung 2-7) zeigt ausgeprägte innerjährliche Schwankungen mit Maxima im Frühjahr und Minima im Herbst, bei einer innerjährlichen Spannbreite von durchschnittlich 0,6 m. Auf Grund des geringen Grundwasserflurabstan-

des wirken sich nasse und trockene Witterungsperioden unmittelbar auf die innerjährlichen Veränderungen der Grundwasserhöhen aus, wobei die Amplituden an diesem Standort durch die geringe Grundwasserneubildungsrate von durchschnittlich 10 mm/a moderat ausfallen. Über die gesamte Zeitreihe ist ein leichter Anstieg der Grundwasserstände zu beobachten. Die höchsten Grundwasserstände der 40-jährigen Reihe wurden im Sommer 1994 und im Winter 2010/11 beobachtet, die tiefsten im Herbst 1976, 2003 und 2006.

In der Ganglinie der Messstelle im Fläming (Hochflächenstandort) beeinflusst der innerjährliche Gang der Grundwasserneubildung den innerjährlichen Gang der Grundwasserstände nur sehr abgeschwächt (Abbildung 2-8). Der um 8 m größere Flurabstand wirkt sich dämpfend auf kurzfristige Ereignisse aus. Diese Grundwassermessstelle, die sich weit entfernt von Vorflutern und Grundwasserentnahmen befindet, weist im mehrjährigen Abstand steigende und fallende Grundwasserstände auf. Von 1973 bis 2006 sanken die Grundwasserstände um ca. 1 m. 2007 bis 2010 stagnierten sie und stiegen in den Jahren 2011 und 2012 infolge der erhöhten Grundwasserneubildung der Jahre 2010 und 2011

stetig wieder um ca. 0,8 m an. Aufgrund des größeren Flurabstandes begann der Anstieg erst nach November 2010. Ende 2012 wurden Grundwasserstände gemessen, die höher waren, als zu allen Zeitpunkten der vergangenen 15 Jahre. Sie lagen aber immer noch um ca. 0,3 m unter denen des Zeitraums 1973 - 1978.

Für den Berichtszeitraum (2006 – 2012) sind landesweite Minima der Grundwasserstände in oberflächennahen Grundwassermessstellen im Spätherbst 2006 und bei großen Flurabständen im Herbst 2007 registriert worden (ein Minimum der Grundwasserneubildung war 2006, vgl. Abbildung 2-6). Landesweite Maxima sind bei geringem Flurabstand im Frühjahr 2011 und bei großem Flurabstand jedoch erst 2012 registriert worden, was mit einem Maximum der Grundwasserneubildung in 2010 korreliert. Dies zeigt, dass die Grundwasserstände oberflächennah relativ schnell und in tieferen Bereichen mit etwa einjähriger Verzögerung auf Nass- und Trockenjahre reagieren. Der Zeitraum 2010 bis 2012 ist durch einen landesweiten überdurchschnittlichen Anstieg der Grundwasserstände gekennzeichnet, der in den Hochflächenbereichen und Moränenlandschaften stärker ausfällt als in den Tälern.

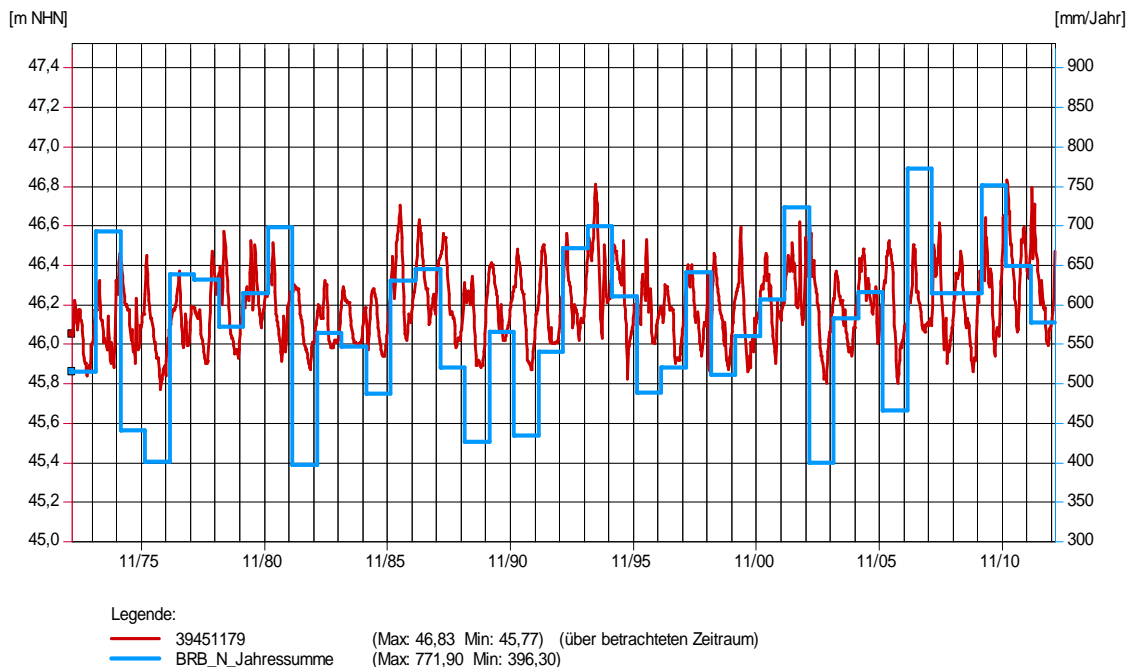


Abbildung 2-7. Ganglinie einer Grundwassermessstelle im Baruther Tal (MKZ 39451179, rote Linie) und Jahressummen des Niederschlags 1973 - 2012 (blaue Linie).

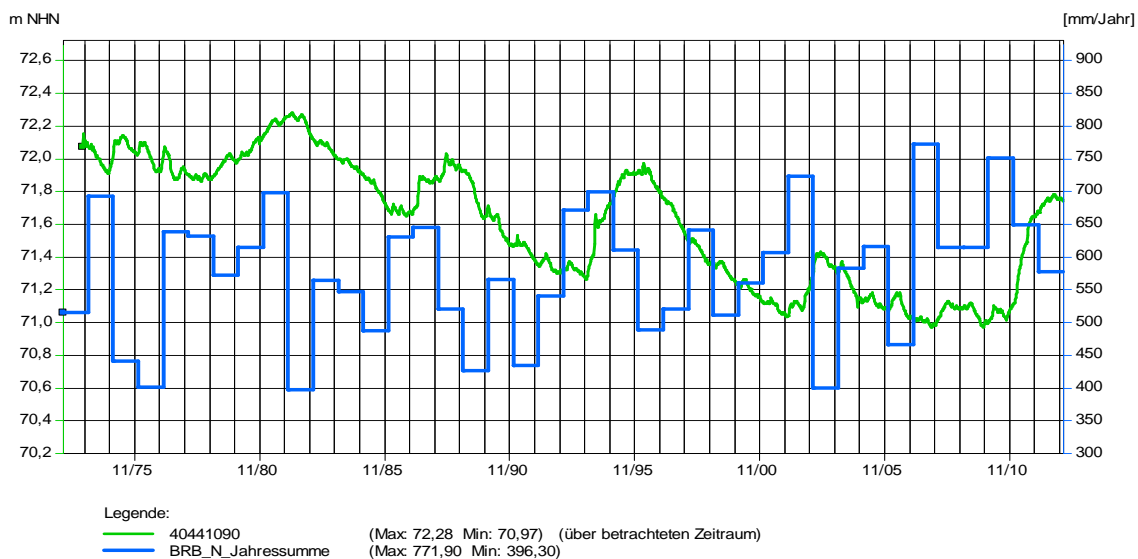


Abbildung 2-8. Ganglinie einer Grundwassermessstelle im Fläming (MKZ 40441090, grüne Linie) und Jahressummen des Niederschlags 1973 - 2012 (blaue Linie).

2.7. Flächennutzung

Die durch die Landschaftsgenese geprägten Bodenarten und Grundwasserverhältnisse waren bestimmend bei der Herausbildung der Kulturlandschaft und spiegeln sich mit gewissen Einschränkungen in den betrachteten Flächennutzungsarten Ackerland, Grünland, Wald und Siedlung wider. Etwa 38 % der Landesfläche Brandenburgs werden als Ackerland bewirtschaftet und 37 % sind Waldgebiete (Abbildung 2-9). Das Grünland umfasst um die 11 % der Landesfläche, auf Siedlungen entfallen ca. 7 %. Die Kategorie Siedlung umfasst u. a. auch Verkehrs- und Industrieflächen. In der Kategorie „sonstige Nutzungen“ sind die Flächen zusammengefasst, die nicht den vier auszuwertenden Nutzungsformen zuzuordnen sind, wie z. B. Moore, militärische Übungsplätze oder Braunkohlegruben (ca. 7 %). Flächen in der unmittelbaren Umgebung der Braunkohlegruben, die hinsichtlich der Grundwassermenge und -beschaffenheit vom Bergbau beeinflusst sind, werden entsprechend ihrer Nutzung in die Kategorien aufgeteilt.

Die Gegenüberstellung der Flächennutzungsarten mit den Mächtigkeiten der ungesättigten Bodenzone (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) zeigt vor allem für Grünland, weniger deutlich für Wald, einen Zusammenhang zwischen den beiden Faktoren. Neben der ackerbaulichen Nutzung können auch von weiteren, der Landwirtschaft zuzurechnenden Nutzungen wie Tierhaltungen und Biogasanlagen Beeinflussungen auf die Grundwasserbeschaffenheit ausgehen. Diese wären

auf Flächen, auf denen die anfallenden Wirtschafts-

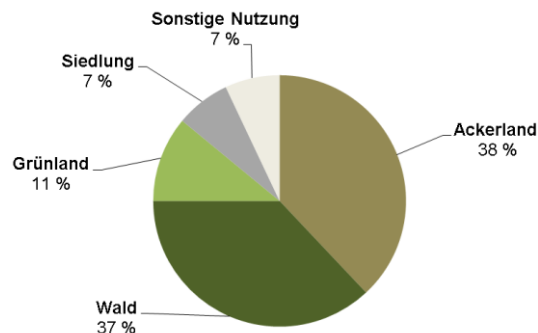


Abbildung 2-9. Übersicht über die Flächennutzung in Brandenburg (%).

dünger verstärkt ausgebracht werden, zu erwarten.

In den Niederungs- und Auenlandschaften mit flurnahen Grundwasserständen dominiert Grünland. Mit zunehmenden Grundwasserflurabständen nimmt dort der Anteil ackerbaulich genutzter Flächen zu. Wald findet sich in den Niederungen vorrangig als Auen- und Bruchwald in vermoorten Bereichen oder auf Sandflächen von Binnendünen. Auf den Grundmoränenplatten mit fruchtbaren Lehmböden dominiert Ackerland. Die Waldnutzung kennzeichnet hier Bereiche mit mächtigeren Decken aus Schmelzwassersanden oder Dünen sanden. Auf den Moränen und Sandern der Eisrandlagen ist vorwiegend Wald verbreitet, es finden sich jedoch auch landwirtschaftlich genutzte Flächen.

Tabelle 2-2. Flächennutzung gruppiert nach der Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (m).

Mächtigkeit der unges. Bodenzone	Anteil an Landesfläche Brandenburg		Ackerland		Grünland		Wald		Siedlung		sonstige Nutzungen	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
m												
< 2	9.021	31	3.355	30	2.518	81	1.745	16	626	32	777	35
> 2 - 5	5.467	19	1.813	16	333	11	2.359	22	565	29	397	18
> 5 - 7,5	2.741	9	1.031	9	75	2	1.246	12	218	11	171	8
> 7,5 - 15	5.414	19	2.266	21	93	3	2.409	22	303	16	343	16
> 15	6.459	22	2.570	23	85	3	3.050	28	239	12	515	23
Summe	29.102		11.035		3.104		10.809		1.951		2.203	

3 Datengrundlagen und Methoden

3.1 Datengrundlagen

Für die Auswertung des Berichtszeitraums 2006 – 2012 standen chemische Analysen von 1.460 Grundwassermessstellen zur Verfügung, die 1.287 Messstellenstandorten zuzuordnen sind (Abbildung 3-2). An 132 Standorten wurden Mehrfachmessstellen mit zumeist zweifachem Ausbau untersucht.

Es wurde jeweils nur der flachste Filter herangezogen, so dass insgesamt Analysen von 1.287 Grundwassermessstellen ausgewertet wurden. Die Grundlage der Stamm- und Analysedaten der Grundwassermessstellen bildet ein Auszug aus der Datenbank des LUGV vom Februar 2014. Die Messstellen sind relativ gleichmäßig über das Land Brandenburg verteilt. In den Grundwasserkörpern, die auf eine flächenhafte Belastung der Grundwasserbeschaffenheit hinweisen, besteht eine etwas höhere Dichte als in den übrigen (durchschnittlich eine Grundwassermessstelle auf 10 km²). Im landesweiten Mittel liegt je 20 km² eine Grundwassermessstelle.

Die Auswahl der Grundwassermessstellen für den Berichtszeitraum basiert auf der Messnetzkonzeption des 1. Bewirtschaftungsplans. Neben Messstellen aus dem Grundmessnetz und den Messprogrammen „Nitrat“ und „Geogene Versalzung“ wurden erstmals auch zusätzliche Daten von Messstellen des Operativen Monitorings, des Investigativen Monitorings sowie einer Auswahl von Entnahmestellen Dritter in die Auswertung integriert. Von den Messstellen im Messprogramm „Geogene Versalzung“ wurden dabei nur solche Standorte einbezogen, die sich in Grundwasserkörpern im schlechten chemischen Zustand befinden (34 Grundwassermessstellen an 28 Standorten). Die im Rahmen des Investigativen Monitorings durchgeführten Untersuchungen umfassen eine Beprobung im Herbst 2011 und Frühjahr 2012 von 459 Messstellen aus dem Landesmessnetz „Grundwasserstand“ zur Verbesserung der Datendichte insbesondere bei diffusen Beeinflussungen. Die Probennahme und Analytik sind durch das LUGV konzeptionell vorbereitet und per Ausschreibung an zertifizierte externe Dienstleister vergeben worden. Zum investigativen Monitoring gehören auch die 2009 und 2010 durchgeführten Grundwasseruntersuchungen mit dem Direct-Push-

Verfahren (siehe Direct-Push-Untersuchungen in Abbildung 3-2). Direct-Push-Sondierungen ermöglichen horizontierte Grundwasserprobennahmen im Verlauf des Sondenvortriebs. Durch mehrfache tiefengestaffelte Probennahme eignen sie sich insbesondere zur Ermittlung von vertikalen Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit. Die Direct-Push-Sondierungen wurden in Grundwasserkörpern durchgeführt, in denen die Dichte der Grundwassermessstellen gering ist und Anzeichen chemischer Belastungen vorlagen. An 101 Sondierungsstandorten wurden insgesamt 314 Proben entnommen. Die Standorte und die konzeptionelle Vorbereitung von Probennahme und Analytik sind im LUGV geplant worden. Die Sondierungen, die Probennahme und die Wasseranalytik wurden durch qualifizierte externe Dienstleistungsunternehmen durchgeführt. Für die Auswertung im vorliegenden Bericht wurden vom LUGV 96 Analysen zu 96 Direct-Push-Sondierungen ausgewählt. Dabei handelt es sich in der Regel um die Analyse aus dem am besten durchlässigen Teufenintervall des jeweiligen Sondierungsstandortes.

Die Anzahl an Grundwassermessstellen und verwendeten Analysen des LUGV und von Entnahmestellen Dritter zeigt Tabelle 3-1 für die einzelnen Jahre des Berichtszeitraums 2006 – 2012. Letztere wurden ausschließlich zur Verdichtung der Datenlage in den Übersichtskarten sowie für die Bewertung der anthropogenen Grundwasserbeeinflussung verwendet und in die statistischen Auswertungen nicht einbezogen. Dies betrifft ebenfalls die Grundwassermessstellen des Messprogramms „Geogene Versalzung“.

Die Grundwassermessstellen des Grundmessnetzes und des Messprogramms „Nitrat“ wurden im Berichtszeitraum zweimal jährlich (Frühjahr und Herbst) und die Grundwassermessstellen des Messprogramms „Geogene Versalzung“ ein- bis zweimal pro Jahr untersucht. Das Untersuchungsprogramm umfasste 145 chemische und physikalische Parameter. Die Probennahme und Analytik wurden durch das Landeslabor Berlin-Brandenburg (LLBB) im Auftrag des LUGV durchgeführt.



Anzahl Grundwassermessstellen				Anzahl Analysen		
Jahr	LUGV	Dritte	Summe	LUGV	Dritte	Summe
2006	221	178	399	442	279	721
2007	287	198	485	557	328	885
2008	378	180	558	710	311	1.021
2009	518	201	719	919	272	1.191
2010	616	222	838	979	282	1.261
2011	983	187	1.170	1.492	248	1.740
2012	892	197	1.089	1.121	262	1.383
Summe				6220	1982	8202

Tabelle 3-1. Anzahl der untersuchten Grundwassermessstellen und Anzahl der Analysen im Berichtszeitraum 2006 - 2012.

Die Verteilung der Filtertiefen aller untersuchten Messstellen zeigt Tabelle 3-2. Die Filterlänge beträgt überwiegend 2 m. Die Mehrzahl der untersuchten Grundwassermessstellen ist in den Bereichen von 5 – 10 m und 20 – 50 m unter Geländeoberkante verfiltert. Lediglich 25 sind tiefer als 50 m unter Gelände ausgebaut. Diese liegen an Standorten mit bedecktem Grundwasserleiter und meist gespannten Grundwasserverhältnissen mit Flurabständen über 15 m bis teilweise über 40 m.

Tabelle 3-2. Anzahl Filtertiefen der Grundwassermessstellen bezogen auf die Filteroberkante in m unter Geländeoberkante (GOK).

Filtertiefe (m u GOK)	Anzahl Grundwassermessstellen	Prozentualer Anteil
< 5	241	19
5 - 10	352	27
10 - 20	315	24
20 - 50	354	28
> 50	25	2
Summe	1.287	

Für eine parameterbezogene Bewertung der Grundwasserbeschaffenheit wurden 26 Parameter ausgewertet. Dazu gehören anorganische Parameter, wie die im Wasser gelöst vorliegenden Kationen Natrium, Calcium, Kalium, Magnesium, Eisen, Ammonium und Mangan sowie die Anionen Chlorid, Nitrat, Hydrogencarbonat, Sulfat und Phosphat. Des Weiteren wurden die Metalle Aluminium, Blei, Cadmium und Quecksilber und die Halbmetalle Arsen und Bor untersucht. Zusätzlich wurde der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) bestimmt. Die im Gelände bestimmten Parameter (Vor-Ort-Parameter) sind pH-Wert, spezifische elektrische

Leitfähigkeit (entspricht der korrigierten elektrischen Leitfähigkeit für eine Temperatur von 25 °C), Sauerstoffgehalt und Redoxspannung (Platinelektrode) aus der anschließend das Redoxpotenzial (E_H) berechnet wurde. Eine Übersicht der Parameter und der häufigsten Bestimmungsgrenzen gibt Anhang A-1.

Aufgrund von unterschiedlichen Messmethoden existieren für einige Parameter mehrere Bestimmungsgrenzen. Die Bestimmungsgrenze stellt die kleinste Konzentration eines Stoffes dar, ab der eine quantitative Bestimmung unter Berücksichtigung einer vorgegebenen statistischen Sicherheit möglich ist. Diese ist nicht zu verwechseln mit der Nachweisgrenze, die eine erhöhte Ungenauigkeit hat. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze gingen in die Auswertungen mit dem halben Wert der jeweiligen Bestimmungsgrenze ein.

Zusätzlich zu diesen Parametern wurden 45 PSM-Wirkstoffe sowie 5 relevante und 10 nicht relevante Metaboliten untersucht. Hierfür standen Daten von insgesamt 365 Grundwassermessstellen zur Verfügung, die dem Grundmessnetz, dem Messprogramm „Nitrat“ und den Messnetzen des operativen Monitorings zugeordnet sind. Die Untersuchung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen erfolgte schwerpunktmäßig in den Grundwasserkörpern, die nach WRRL im schlechten chemischen Zustand sind (ausgenommen die Bergbauregion im Süden). In den übrigen Landesteilen sind die beprobten Messstellen relativ gleichmäßig verteilt. Da der Grundwasserkörper Nauen (UH_10) erst für den 2. Bewirtschaftungsplan ausgegrenzt wurde, wurden dort im 1. Bewirtschaftungsplan noch keine verstärkten

Untersuchungen durchgeführt. Die Anzahl der untersuchten Grundwassermessstellen und auch der untersuchten Wirkstoffe und Metaboliten ist im Berichtszeitraum deutlich angestiegen, wobei nicht jede Probe jeder Grundwassermessstelle auf alle Parameter überprüft wurde. Insgesamt 25 der 45

vom LUGV untersuchten PSM-Wirkstoffe sind in Deutschland bereits nicht mehr zugelassen. Eine Übersicht der untersuchten Pflanzenschutzmittel sowie deren Zulassungszeiträume und hauptsächlichen Einsatzgebiete ist dem Anhang A- 2 zu entnehmen.

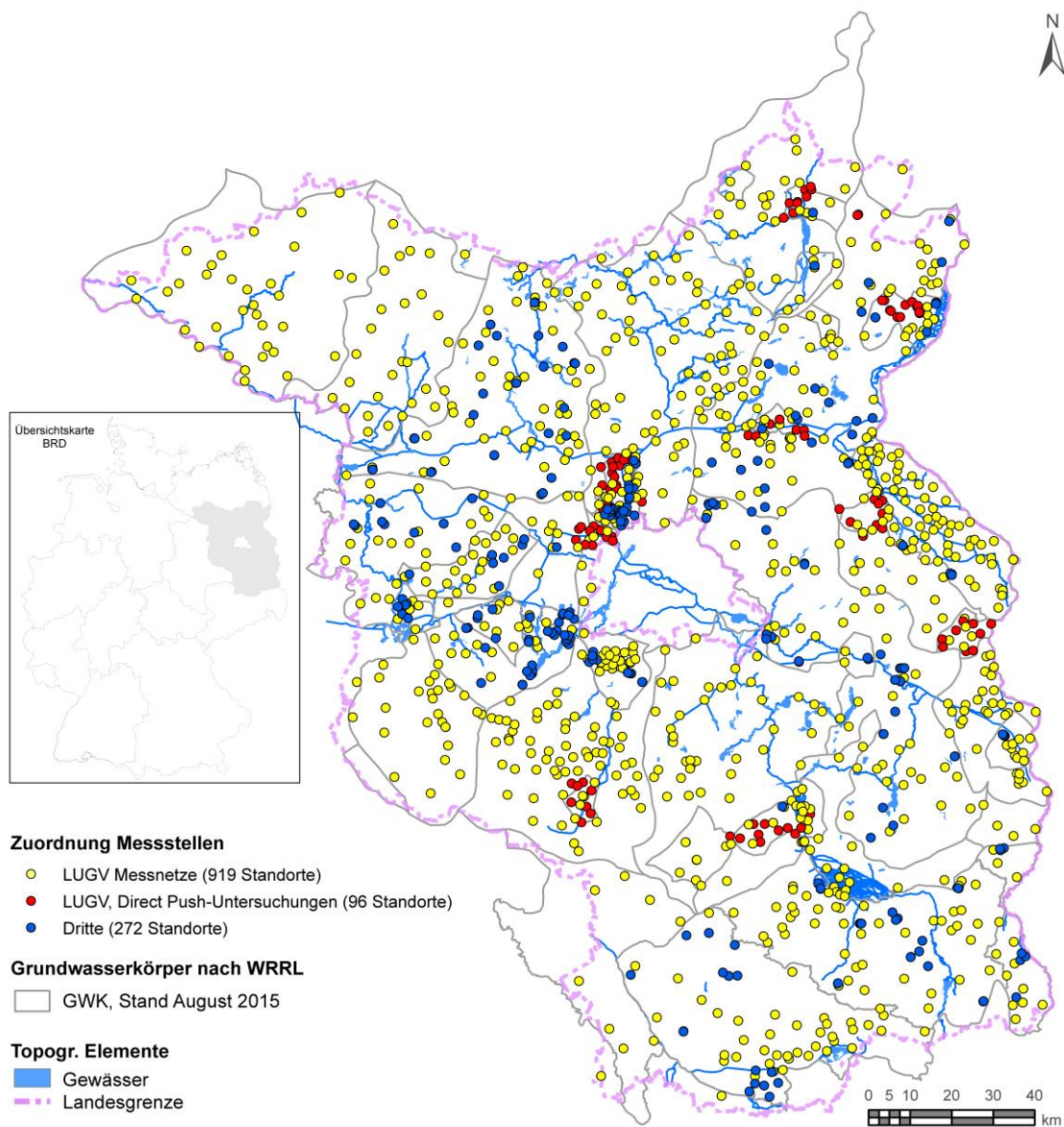


Abbildung 3-2. Übersichtskarte der verwendeten 1.287 Standorte zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit.

3.2 Bewertungsgrundlagen

Die parameterbezogene Auswertung der Grundwasserbeschaffenheit beinhaltet eine Bewertung der Stoffkonzentrationen auf der Basis geltender Gesetze und Richtlinien. Eine Übersicht der Bewertungsgrundlagen für die ausgewählten Parameter zeigt Tabelle 3-3. Dabei existiert nicht für alle ausgewerteten Parameter ein Schwellen-, Grenz- oder Richtwert.

Der Grundwasserschutz wird in Deutschland über das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) bestimmt. Darüber hinaus ist seit dem Jahr 2000 die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) in Kraft, die übergreifend eine Richtung zum Schutz von Oberflächen- und Grundwasser vorgibt. Konkrete Kriterien zur europaweiten Umsetzung gibt die Grundwasserrichtlinie (2006/118/EG) vor. Um diese in nationales Recht umzusetzen, wurde für Deutschland im Jahr 2010 eine neue Grundwasserverordnung (GrwV) erlassen. Die GrwV konkretisiert die Anforderungen des deutschen Wasserhaushaltsgesetzes und setzt zusätzlich weitere Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie in deutsches Recht um. Die EU gibt Qualitätsnormen für Nitrat und PSM (bzw. Summe PSM) vor. In der GrwV sind für mehrere Stoffe Schwellenwerte festgesetzt worden. Die Auswertungen im vorliegenden Bericht beziehen sich auf die Schwellenwerte der GrwV.

Analog zum Grundwasserschutz liegt eine europäische Trinkwasserrichtlinie (98/83/EG) zur Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vor, die in Deutschland über die Trinkwasserverordnung von 2001 (TrinkwV) umgesetzt wird. Seit 2001 wurden mehrere Änderungen der TrinkwV vorgenommen. Die aktuellste Fassung ist vom 2. August 2013 und wurde hier entsprechend angewendet. Die TrinkwV gibt Grenzwerte (GW) für das Trinkwasser vor, deren Überschreitung eine Meldung an das zuständige Gesundheitsamt und entsprechende Gegenmaßnahmen erfordern.

Zusätzlich existieren verschiedene nationale und regionale Werte, die bei einer Bewertung der Grundwasserbeschaffenheit als Orientierung dienen. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat im Jahr 2004 „Geringfügigkeitsschwellenwerte“ (GFS) eingeführt. Die Geringfügigkeitsschwelle

beschreibt die Stoffkonzentration eines Parameters, bei der der regionale Hintergrundwert überschritten wird, jedoch noch keine relevanten ökotoxischen Wirkungen auftreten und die TrinkwV weiterhin eingehalten wird. Im Jahr 2013 wurden die Geringfügigkeitsschwellenwerte aktualisiert (Moll und Quadflieg 2014). Diese sind jedoch nicht rechtlich verbindlich. Daher wird in diesem Bericht Bezug auf die Schwellenwerte der GrwV genommen. Eine toxikologische Bewertung vollzieht das Umweltbundesamt (UBA) mit der Festlegung des „gesundheitlichen Orientierungswerts“ (GOW). Dieser Wert impliziert die Grenze für eine lebenslange Aufnahme einer Substanz ohne gesundheitliche Folgen.

Von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) wurden in einem bundesweiten Projekt auf Basis der Hydrogeologischen Übersichtskarte für verschiedene hydrostratigraphische Einheiten Hintergrundwerte ermittelt (HÜK200 HGW 2014).

Regional hat das LUGV auf Basis langjähriger Datenreihen sowie den Untersuchungen von Jahnke (2011) Prüfwerte für verschiedene Parameter in Brandenburg festgelegt. Konzentrationen, die diese Prüfwerte überschreiten, werden als auffällig bewertet und detaillierter untersucht. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die bergbaulich beeinflussten Gebiete der Niederlausitz bei der Ermittlung der Prüfwerte nicht berücksichtigt wurden. In diesen Gebieten können verschiedene Parameter aufgrund von Versauerung lokal stark erhöhte Konzentrationen zeigen.

Bezüglich der untersuchten Pflanzenschutzmittel (PSM) bestehen verschiedene geltende Rechtsvorschriften und Vorsorgewerte, die Tabelle 3-4 veranschaulicht. In der EG-Grundwasserrichtlinie vom 12.12.2006, bei ihrer Umsetzung in nationales Recht durch die Grundwasserverordnung (GrwV) vom 09.11.2010 sowie in der TrinkwV sind einheitliche Höchstkonzentrationen für Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und deren relevante Metaboliten sowohl für die Einzelstoffe als auch deren Summe festgelegt (Tabelle 3-4). Darüber hinaus sieht die TrinkwV aus Vorsorgegründen für die vier Organochlorverbindungen Aldrin, Dieldrin, Heptachlor und Heptachlorepoxyd einen niedrigeren Grenzwert im Trinkwasser von

je 0,03 µg/l vor. Die Prüfung und Zulassung von Pflanzenschutzmitteln ist in der EU-Verordnung 1107/2009 geregelt. Im Rahmen der Zulassung werden Anwendungsge- und verbote festgelegt, um die Freisetzung der Wirkstoffe in die Umwelt zu minimieren.

In der GrwV werden ferner 75 % des Schwellenwertes eines Einzelwirkstoffes eines PSM als Ausgangskonzentration für Maßnahmen zur Trendumkehr genannt, was einer Konzentration von 0,075 µg/l entspricht. Daraus ist abzuleiten, dass die Bestimmungsgrenze (BG) eines Wirkstoffes oder eines relevanten Metaboliten nicht größer als 0,075 µg/l sein sollte. Dieser Anforderung entsprechen die Analysen des Untersuchungszeitraumes. Die häufigsten BG lagen zwischen 0,01 µg/l und 0,04 µg/l. Lediglich die Parameter Glyphosat und AMPA wurden im Jahr 2008 mit einer Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l analysiert (in 30 Fällen). Für neun der zehn nicht relevanten Metaboliten, also den Ab- und Umbauprodukten der Pflanzenschutzmittel,

denen keine pestizide (Rest-) Aktivität oder ein pflanzenschutzrechtlich relevantes humantoxisches oder ökotoxisches Wirkungspotenzial zugesprochen wird, sieht das Umweltbundesamt (UBA) Gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) für Trinkwasser vor (Michalski et al. 2004). Diese betragen abhängig vom Metabolit für den Einzelwert 1 µg/l oder 3 µg/l. Für AMPA (Aminomethylphosphonsäure, Metabolit des Glyphosat) wurde bisher kein GOW abgeleitet. Da keine anderen Richtwerte für das Grundwasser vorliegen, werden die Messwerte der nrM mit diesen GOW verglichen.

Die Ergebnisse der PSM-Untersuchungen werden in aggregierter Form jährlich an das UBA übermittelt, das diese Daten veröffentlicht. Werte über 0,1 µg/l werden zudem an das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit weitergeleitet, das auf dieser Grundlage als Zulassungsbehörde den Zulassungsinhaber mit der Fundaufklärung beauftragen kann. Gegebenenfalls führen diese Ergebnisse zu Einschränkungen bei der Zulassung.

Tabelle 3-3. Schwellenwerte (SW), Grenzwerte (GW), Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS), Prüfwerte und Hintergrundwerte (HGW) für die untersuchten Parameter.

Parameter	Einheit	GrwV (2010)	TrinkwV (2013)	LAWA (2004)	LUGV (2015)	HÜK200 (2014)
		SW	GW	GFS	Prüfwert	HGW
Elektrische Leitfähigkeit (25°C)	µS/cm		2.790		800	504 - 976
pH-Wert (-)	-		6,5/9,5			7,3 - 8,1
Aluminium (gesamt)	µg/l		200			20 - 320
Ammonium	mg/l	0,5	0,5		0,5	0,54 - 1,02
Arsen (gesamt)	µg/l	10	10	10		1,1 - 5,3
Blei (gesamt)	µg/l	10	10	7		0,13 - 3,38
Bor (gesamt)	µg/l		1000	740	150	170 - 250
Cadmium (gesamt)	µg/l	0,5	3	0,5		0,04 - 2,67
Calcium	mg/l					72,2 - 158
Chlorid	mg/l	250	250	250	50	40,7 - 91,6
Eisen	mg/l		0,2			2,5 - 23,2
Hydrogenkarbonat	mg/l					170 - 392
Kalium	mg/l				7	3,84 - 9,32
Magnesium	mg/l					13,6 - 29,3
Mangan	mg/l		0,05			0,4 - 1,7
Natrium	mg/l		200			25,7 - 45,7
Nitrat	mg/l	50	50		2	
Ortho-Phosphat (PO ₄)	mg/l				0,3	0,13 - 0,56
Quecksilber	µg/l	0,2	1	0,2		
Sauerstoff	mg/l					
Sulfat	mg/l	240	250	240	130	86,6 - 270

Tabelle 3-4. Rechtsvorschriften für Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (PSM) und deren Metaboliten sowie Vorsorge-
werte des Umweltbundesamtes (UBA 2012) für nicht relevante Metaboliten. QN = Qualitätsnorm,
SW = Schwellenwert, GW = Grenzwert, GFS = Geringfügigkeitsschwellenwert, GOW = Gesundheitlicher Orientie-
rungswert.

Parameter	EU-Grundwasser- richtlinie (2006)	GrwV (2010)	TrinkwV (2013)	LAWA (2004)	UBA (2012)
	QN	SW	GW	GFS	GOW
in µg/l					
PSM-Wirkstoff¹	0,1	0,1	0,1	0,1	
Relevanter Metabolit (rM)	0,1	0,1	0,1	0,1	
Summe PSM + rM	0,5	0,5	0,5	0,5	
Nicht relevanter Metabolit (nrM)					1,0/3,0

¹ Ausgenommen Aldrin, Dieldrin, Heptachlor, Heptachlorepoxyd I (Grenzwert 0,03 µg/l)

3.3 Datenaufbereitung

3.3.1 Flächenbezogene Zuordnungen

Den Grundwassermessstellen werden auf Basis der vorliegenden Informationen für den Hauptgrundwasserleiter die Attribute „bedeckte“ und „unbedeckte“ Grundwasserleiter-Standorte sowie „gespannte“ und „ungespannte“ Grundwasserverhältnisse zugeordnet (GCI GmbH 2013). Abbildung 3-2 veranschaulicht die Verteilung der Grundwassermessstellen in Bezug auf die Hauptlandschaftsformen. Die Mehrzahl der Grundwassermessstellen (61 %) liegt in den Niederungen bzw. Tälern in denen unbedeckte und ungespannte Grundwasserverhältnisse überwiegen. Hier beträgt die Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone meist weniger als 5 m. Insgesamt 39 % der Grundwassermessstellen befinden sich in Landschaften, die zum Naturraumtyp Hochfläche zusammengefasst werden, von denen etwa ein Viertel ebenfalls als „unbedeckt“ eingestuft wurde.

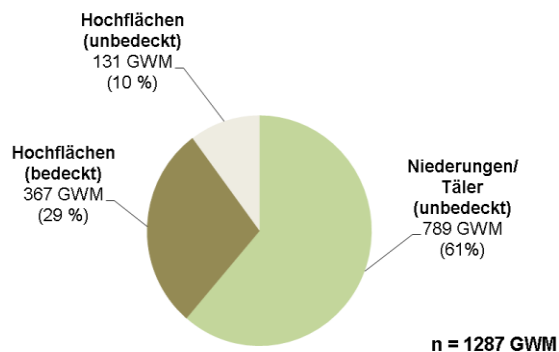


Abbildung 3-2: Verteilung der Grundwassermessstellen auf die Hauptlandschaftsformen.

Die untersuchten Grundwassermessstellen (GWM) werden außerdem den fünf Nutzungskategorien Ackerland, Grünland, Wald, Siedlung und sonstige Nutzung zugeordnet (Abbildung 3-3). 40 % der 1.287 Messstellenstandorte liegen auf Ackerland und 36 % im Wald (Dichte: ca. 1 GWM auf 20 km²). 16 % der GWM befinden sich in Siedlungsgebieten (1 GWM auf 10 km²) und 7 % im Grünland (1 GWM auf 30 km²). Bezogen auf die Anteile der Nutzungsformen an der Landesfläche (vgl. Kapitel 2.7) sind die Messstellen in der Kategorie Siedlung über- und in der Kategorie Grünland leicht unterrepräsentiert. In der Kategorie „sonstige Nutzung“ befindet sich keine

Grundwassermessstelle. Die Auswertungen dieses Berichts beziehen sich folglich nur auf die vier Klassen Ackerland, Grünland, Wald und Siedlung.

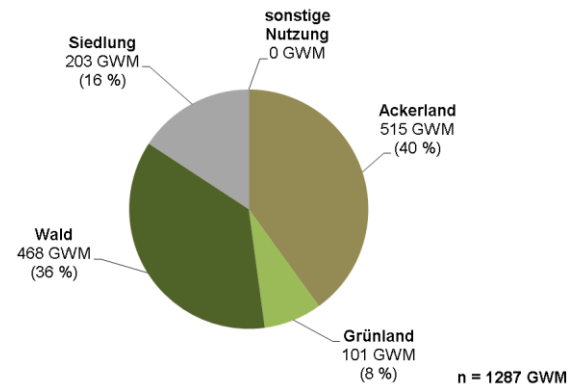


Abbildung 3-3: Verteilung der Grundwassermessstellen auf die Flächennutzungsformen.

3.3.2 Plausibilitätsprüfung

Die hydrochemischen Analyseergebnisse wurden einer umfangreichen Plausibilitätsprüfung und Korrektur unterzogen. Dies beinhaltete die Beseitigung offensichtlicher Ausreißer, eine Vereinheitlichung der Maßeinheiten innerhalb eines Parameterfeldes sowie eine Berichtigung der Werte bei offensichtlichen Maßeinheitenfehlern und nach DVWK (1999) eine wertepaarbezogene Betrachtung der Konzentrationsbereiche, die sich gegenseitig ausschließen (z. B. Sauerstoff / Ammonium). Sofern nicht vorhanden, erfolgte die Berechnung von Hydrogenkarbonat aus der Säurekapazität sowie von Gesamtphosphor (PO₄) aus Gesamtphosphor. Zur Ermittlung der offensichtlichen Ausreißer wurden die in BUNR (2000) enthaltenen Extremwerte herangezogen, die grobe Fehler im Datensatz erkennen lassen. Bei Überschreitungen der Plausibilitätsgrenzen wurde der entsprechende Messwert von der Auswertung ausgeschlossen. Die Daten Dritter sowie die für die Trendermittlung verwendeten Analysen der vorherigen Berichtszeiträume wurden keiner zusätzlichen Plausibilitätsprüfung unterzogen.

Prüfung der einzelnen Parameter

Die Konzentrationsentwicklungen wurden messstellenbezogen mit einem Akzeptanzintervall geprüft. Dieses Akzeptanzintervall umfasst die zweifache Standardabweichung (StAbw) vom arithmetischen

Mittelwert und wurde für Messreihen ab fünf Werten (Mindestumfang an Werten je Messstelle nach LAWA (1993)) berechnet:

Akzeptanzintervall $x = \pm 2$ StAbw

Die Bewertung der Überschreitungen dieses Akzeptanzintervalls erfolgte zusätzlich visuell anhand der Konzentrationsganglinien durch die Firma GCI GmbH. Die Mehrzahl der Überschreitungen wurde aufgrund dieser Einzelfallprüfung trotzdem für plausibel erklärt. Von den 3.067 Werten, die außerhalb des Akzeptanzintervalls lagen, wurden 19 % als unplausibel eingeschätzt und von der weiteren Auswertung ausgeschlossen.

Des Weiteren erfolgte eine Plausibilitätsprüfung über die Beziehung zwischen pH-Wert und Redoxpotential. Im Datensatz gibt es 2.812 Datensatzpaare von pH-Wert und Redoxpotential (Abbildung 3-4). Diese auf der Abbildung blau dargestellten Datensatzpaare zeigen, dass der größte Teil der Analysen pH-Werte zwischen 6 und 8 und Redoxpotenziale zwischen 0 und 300 mV aufweist. Das entspricht neutralen bis schwach reduzierenden Verhältnissen (Jahnke 2011). Teilweise liegen oxidierende Wässer vor (Redoxpotential > 300 mV). Die Daten aus zwei Grundwasserkörpern im bergbaubeeinflussten Süden Brandenburgs (HAV_MS_2 und SE 4-1) werden in der Abbildung extra hervorgehoben (gelb und rot). Sie zeichnen sich durch überwiegend niedrige pH-Werte (< 6,9) und Redoxpotenziale zwischen 120 und 300 mV aus. Die pH-Werte erscheinen bis auf wenige Ausreißer plausibel.

Im Ergebnis der Plausibilitätsprüfung sind von den insgesamt 950.820 Einzelwerten in der Projektdatenbank 4.770 Einzelwerte, also 0,5 %, als unplausibel eingestuft worden. Diese Werte wurden für die weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt.

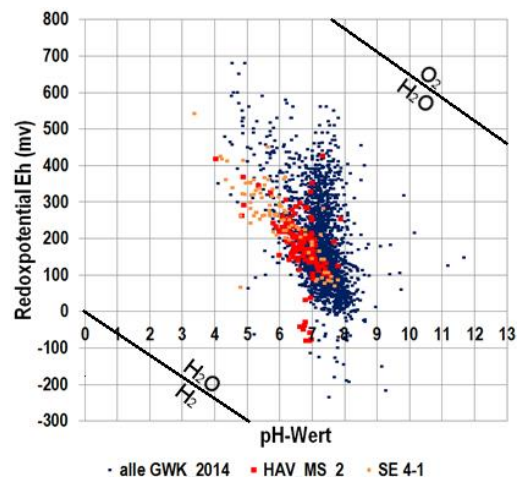


Abbildung 3-4. Eh/pH-Diagramm der verfügbaren 2.812 Datensatzpaare; farblich hervorgehoben werden Daten aus zwei Grundwasserkörpern im Süden Brandenburgs (HAV_MS_2 in rot und SE 4-1 in orange).

Prüfung der Grundwasseranalyse

Das wichtigste Kriterium bei der Bewertung einer Grundwasseranalyse hinsichtlich der Plausibilität stellt die Ionenbilanz dar. Hierzu werden die aufsummierten Äquivalentkonzentrationen der Kationen mit denen der Anionen verglichen. Eine Prüfung erfolgt über die Berechnung des Ionenbilanzfehlers, also der prozentualen Abweichung von der neutralen Lösung mit ausgeglichenen Ladungsverhältnissen. Voraussetzung für die Berechnung des Ionenbilanzfehlers ist eine vollständige Analyse. Daher waren mindestens Messwerte für die Kationen Calcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg), Natrium (Na) und die Anionen Chlorid (Cl), Hydrogencarbonat (HCO₃), Nitrat (NO₃) und Sulfat (SO₄) erforderlich. Da gelöstes Eisen (Fe) und Mangan (Mn) in Brandenburg häufig von besonderer Bedeutung sind, wurden diese bei der Berechnung ebenfalls berücksichtigt. Der Ionenbilanzfehler (IB) ist nach DIN 38402-62 (Gl. 1):

$$\Delta IB = \frac{\sum c_{eq,K} - \sum c_{eq,A}}{(\sum c_{eq,K} + \sum c_{eq,A})} \times 100$$

ΔIB = Ionenbilanzfehler (%)

$\sum c_{eq,K}$ = Kationenäquivalentkonzentration

$\sum c_{eq,A}$ = Anionenäquivalentkonzentration

Der Ionenbilanzfehler wird in Abhängigkeit von der Mineralisation der Grundwässer beurteilt. Die Mehrheit der Analysen weist einen Ionenbilanzfehler

< 5 % auf. Datensätze mit einem Ionenbilanzfehler > 10 % wurden für die Auswertung nicht verwendet. Die Ionensummen der ausgewerteten Messstellen liegen im Mittel und Median bei ca. 15 mmol/l. Die Anteile sind der Tabelle 3-5 zu entnehmen. Es gibt lediglich drei Grundwassermessstellen deren Analysen sehr geringe Mineralisationen mit Ionensummen < 2 mmol/l aufweisen. Diese Grundwassermessstellen sind im Schwankungsbereich der freien Grundwasseroberfläche verfiltert. Die Flurabstände liegen zwischen 2 und 5 m.

Ionensumme (mmol/l)	Anteil (%)
< 5	5
5 - 10	25
10 - 20	40
20 - 33	25
> 33	5

Tabelle 3-5.
Prozentuale
Anteile der
Ionensummen.

3.4 Statistische Auswertungen

Ein Ziel dieses Berichts ist es, Wertebereiche der Stoffkonzentrationen im Grundwasser für das Land Brandenburg anzugeben und anhand stratigraphischer, hydrogeologischer und hydrochemischer Faktoren zu analysieren. Die Erstellung einer landesweiten Übersicht wird hier über univariate Analysen umgesetzt, d. h. über die Untersuchung jedes Parameters einzeln. Diese umfassen Häufigkeitsverteilungen, statistische Kennwerte, Spannweitendiagramme und Trendermittlungen. Die komplexe Analyse der Beziehungen zwischen verschiedenen Parametern wird mithilfe des hydrogeochemischen Genesemodells (s. Kapitel 3.6) und der Typisierung nach Beeinflussungstypen (s. Kapitel 3.7) aufgegriffen. Diese Untersuchungen ermöglichen u. a. eine Abschätzung der anthropogenen Beeinflussung auf die Grundwasserbeschaffenheit.

Für die parameterbezogene Auswertung wurden landesweite Übersichtskarten erstellt, die für die einzelnen Grundwassermessstellen jeweils die Mittelwerte der letzten zwei Analysen darstellen.

Häufigkeitsverteilungen

Anhand von Häufigkeitsverteilungen lässt sich die Wahrscheinlichkeit ableiten, dass ein Messwert innerhalb eines bestimmten Bereichs liegt. Die wohl

bekannteste Verteilung ist die Normalverteilung, d. h. die Messwerte sind symmetrisch um den Mittelwert orientiert. Allerdings ist diese Verteilungsform bei Stoffkonzentrationen im Grundwasser selten, da keine negativen Konzentrationen möglich sind. Viel häufiger dagegen ist eine linkssteile Verteilung, bei der die größte Anzahl der Messwerte sehr geringe Konzentrationen in einem engen Bereich aufweist und zusätzlich einige wenige sehr hohe Konzentrationen auftreten. Um annähernd eine Normalverteilung der Werte abzubilden, können diese logarithmiert werden. Dadurch wird der Wertebereich kleiner Konzentrationen entzerrt und die Konzentrationsverteilung um den häufigsten Wert besser sichtbar.

Für 12 Parameter (ausgenommen der pH-Wert) wurde eine logarithmische Häufigkeitsverteilung erstellt. Hierfür wurden für jede Grundwassermessstelle die Mittelwerte der letzten zwei Analysen eines Parameters dekadisch logarithmiert. Zur besseren Lesbarkeit ist die X-Achse in diesen Abbildungen nicht mit den logarithmierten Werten, sondern mit den ihnen entsprechenden Konzentrationen beschriftet. Zusätzlich wird zum Vergleich die Normalverteilung als rote Linie dargestellt.

Statistische Kennwerte und Spannweitendiagramme

Typischerweise werden Konzentrationsbereiche durch Kennwerte beschrieben, die eine Verteilung charakterisieren. Für die ausgewählten Parameter wurden folgende statistische Kennwerte ermittelt:

- Gesamtanzahl Analysen
- Anzahl der Werte < Bestimmungsgrenze (BG)
- Minimum und Maximum
- Mittelwert und Standardabweichung
- 5-, 10-, 25-, 50-(Median), 75-, 90- und 95-Perzentil

Die Perzentile beschreiben wie viele Messwerte innerhalb des jeweiligen Prozentsatzes liegen. Bei einem 90-Perzentil von z. B. 150 mg/l sind demnach 90 % aller Messwerte kleiner oder gleich diesem Wert. Das 50-Perzentil ist identisch mit dem Medianwert.

Berücksichtigt wurden alle vorliegenden Analysen aus dem Zeitraum 2006 - 2012 ausgenommen der Daten aus dem Messprogramm „Geogene Versalzung“ und der Daten Dritter.

Die statistischen Kennwerte werden als Spannweitendiagramme dargestellt. Ebenso wie für die statistischen Kennwerte werden auch hier die gesamten Daten aus dem Zeitraum 2006 – 2012, ausgenommen derer des Messprogramms „Geogene Versalzung“ und der Daten Dritter, berücksichtigt.

Die Konzentrationen werden anhand der 10-, 25- (Unteres Quantil), 50- (Median), 75- (Oberes Quantil) und 90-Perzentile visualisiert (Abbildung 3-5). Sehr hohe Werte, die die Darstellung stark verzerren würden, werden nicht dargestellt („Wert nicht dargestellt“). Sofern in einer Klasse weniger als 20 Analysenwerte oder weniger als 5 GWM enthalten sind, werden ihre Kennwerte ebenfalls nicht abgebildet.

Die GWM sind entsprechend der Grundwasserleiterüberdeckung aufgeteilt in die Gruppen „GWL bedeckt“ und „GWL unbedeckt“. Die Grundwassermessstellen werden nach den vier Flächennutzungstypen Siedlung, Wald, Ackerland und Grünland gruppiert und abhängig von der Filteroberkante (in m unter Geländeoberkante) verschiedenen Klassen zugeteilt. Für ausgewählte Parameter erfolgt eine zusätzliche Darstellung der Spannweiten aufgeteilt nach Beeinflussungstypen. In den Abbildungen werden, falls vorhanden, zusätzlich die jeweiligen Prüfwerte des LUGV und die Schwellenwerte der GrwV als orange Linien angegeben.

Trendermittlung von Konzentrationsganglinien

Im ersten Schritt der Trendermittlung wurde ein Ausreißertest nach GRUBBS bzw. bei weniger als sechs Messwerten nach DIXON durchgeführt. Dabei wurden pauschal maximal drei Ausreißer eliminiert. Im zweiten Schritt erfolgte mithilfe des Shapiro-Wilk-Tests die Prüfung, ob die Daten eines Parameters einer Normalverteilung unterliegen. Für normalverteilte Daten wurde das Trendverhalten anschließend über eine lineare Regression mit t-Test bestimmt. Lagen nicht normalverteilte Daten vor, erfolgte die Trendberechnung mittels Mann-Kendall-Test. Die ermittelten Trends wurden visuell anhand der Ganglinien geprüft.

Für die Berechnung wurde eine Software der Firma GCI GmbH (GCI-Trendmodul) angewendet, die parameterbezogene Trendermittlungen gemäß den

Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie ermöglicht. Es wurden Trends für 14 ausgewählte Parameter anhand von maximal 432 Grundwassermessstellen ermittelt. Dabei gibt es einige Parameter, bei denen nicht für alle Grundwassermessstellen Konzentrationsganglinien vorlagen. Die Zeitreihen der Parameter umfassen den gesamten verfügbaren Datensatz der Grundwassermessstellen und somit auch Daten vor dem Berichtszeitraum. Allerdings wurden nur Zeitreihen einbezogen, die mindestens fünf Messwerte zwischen 2006 und 2012 aufwiesen.

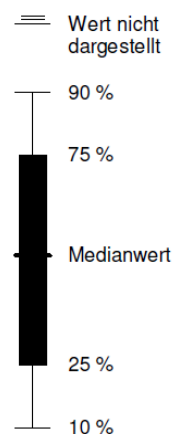


Abbildung 3-5. Darstellung der statistischen Kennwerte in den Spannweitendiagrammen.

3.5 Trennung von anthropogen beeinflussten und kaum bis unbeeinflussten Grundwässern

Zur Bewertung des anthropogenen Einflusses auf Grundwasserproben wurde die Methodik nach Jahnke (2011, 2013, 2014) als Grundlage verwendet und um ein Kriterium erweitert. Die Methode basiert auf statistisch ermittelten Kriterien der vier Indikatorparameter Nitrat, Kalium, Chlorid und Bor, die Tabelle 3-6 zeigt. Bereits die Überschreitung eines Kriteriums führt dazu, dass eine Grundwasserprobe als anthropogen beeinflusst eingestuft wird.

Auf Basis der Prüfung einer Wertüberschreitung oben genannter Indikatorparameter werden in der Methode nach Jahnke (2011) anschließend die Ammoniumgehalte jeder Analyse als „geogen-ubiquitär“ oder „anthropogen“ eingestuft. Beträgt die Ammoniumkonzentration mehr als 0,5 mg/l und wird mindestens ein Kriterium der o. g. Indikatorparameter überschritten, so ist für diese Grundwassermessstellen von einem anthropogenen Einfluss auszugehen. Ohne eine Überschreitung der Indikatorparameter

terkriterien liegt nach Jahnke (2011) ab einer Ammoniumkonzentration von 3 mg/l eine anthropogene Beeinflussung vor. Solche hohen Ammoniumgehalte werden nur dann nicht als anthropogene Beeinflussung eingestuft, wenn eine detaillierte Einzelfallprüfung eine geogen-salinare Herkunft nachweist. Dieser Nachweis kann z. B. mit Hilfe des hydrochemischen Genesemodells GEBAH erfolgen (vgl. Kap. 3.6).

Die Methodik nach Jahnke (2011) wurde von GCI GmbH dahingehend erweitert, dass auch die Sulfatgehalte berücksichtigt wurden. Dies betrifft Analysen mit Ammoniumkonzentrationen zwischen 0,5 und 3 mg/l bei einer Sulfatkonzentration > 150 mg/l und einem Sulfat-Anteil von mindestens 45 % am Lösungsinhalt. Nach Jahnke (2011) würden diese Grundwassermessstellen als unbeeinflusst angesehen werden, da keiner der vier Indikatorparameter überschritten wird. Werden in den Analysen zusätzlich PSM nachgewiesen, so werden diese nachträglich in die Gruppe der anthropogen beeinflussten Grundwassermessstellen eingestuft.

Zum Vergleich und zur Validierung dieser Methode wurde für die Abgrenzung von anthropogen und geogen verursachtem Ammonium zusätzlich eine Datenauswertung mit dem hydrogeochemischen Genesemodell mithilfe der Software GEBAH (LBGR 2010) durchgeführt (s. Kapitel 3.6).

3.6 Hydrogeochemisches Genesemodell (GEBAH)

Neben der in Kapitel 3.5 beschriebenen statistisch geprägten Methode zur Identifikation anthropogener Einflüsse nach Jahnke (2011) gibt es ein im Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) entwickeltes hydrogeochemisch-genetisches Modell zur Beschreibung der Herkunft der Grundwässer im Lockergestein. Es basiert auf einer Zuordnung der Hauptinhaltsstoffe zu hypothetischen Salzen entsprechend der Löslichkeit ihrer Ionenverbindungen (Rechlin 1997). Diese Zuordnung der Wässer zu genetischen Grundtypen (Abbildung 3-6) erfolgt nach den Verhältnissen der Moläquivalente der Karbonat- und Sulfationen zu den Moläquivalenten der Kalzium- und Magnesiumionen. Eine ausführliche Beschreibung der Grundtypen (Natrium-, Sulfat-, Magnesium- und Chloridtyp)

sowie der Berechnungsmatrix der Lagepunkte im Typendiagramm enthält Rechlin (1997). Das Genesemodell ist konzentrationsunabhängig, d. h. dass Wässer geringer Mineralisation und gleicher genetischer Herkunft identische Lagepunkte wie hochkonzentrierte Lösungen im Typendiagramm aufweisen.

Liegen längere Zeitreihen von Analyseergebnissen vor, können sich Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung der Wässer ergeben und zu verschiedenen Lagepunkten führen. Aus dieser „Wanderung“ der Lagepunkte lassen sich die unterschiedlichen Speisungsanteile des Grundwassers ableiten und bieten somit die Möglichkeit die Herkunft der Grundwässer zu identifizieren. Das Genesemodell ist daher ein dynamisches Modell, mit dessen Hilfe die hydrogeochemische Entwicklung an einem Standort im Grundwasser nachvollzogen werden kann. Es erlaubt unterstützende Aussagen zu geologischen Lagerungsverhältnissen, zum Geschütztheitsgrad der Grundwasserleiter. Außerdem kann es sowohl zur Identifizierung von hydraulisch wirksamen Transportbahnen als auch zur Differenzierung geogener von anthropogenen Beeinflussungen im Grundwasserleiter herangezogen werden.

Ein weiteres Hilfsmittel, das im Genesemodell integriert wurde, ist das Genetische Grundverhältnis (GGV, Rechlin 2008). Rechlin klassifiziert damit zum einen die in das Süßwasserstockwerk aufsteigenden hoch mineralisierten Tiefenwässer nach ihrem Intrusionspotenzial von intrusiven über migrierende bis diffus migrierende Wässer (Abbildung 3-7). Zum anderen kann eine deutliche Abtrennung zwischen geogen salinar und anthropogen salinar beeinflussten Wässern im Zusammenspiel zwischen GGV und den hypothetischen Salzen des Genesemodells (Hermesdorf 2010) erfolgen. Die Berechnungsgrundlage bilden die prozentualen Anteile des Verhältnisses $KCl / NaCl$. Dabei können die Wässer nach ihrer Gefährdung zum salinaren Pool ($NaCl$) (Abbildung 3-7) unterschieden werden. Dieses GGV fand z. B. in der Bewertung der Binnensalzstellen im EU-Life-Projekt für Brandenburg Anwendung mit dem Ergebnis, dass eine regionale Zonierung der oberflächennahen Salzwasseraustritte in ihrer Intensität zum Intrusionspotential ermittelt werden konnte (Hermesdorf 2010).

Indikatorparameter	Kriterium	Zusatzkriterium
Nitrat	> 2 mg/l	
Kalium	> 7 mg/l	Kalium / Natrium (mol) > 0,1
Chlorid	> 50 mg/l	Kalium / Natrium (mol) > 0,1
Bor	> 150 µg/l	

Tabelle 3-6. Indikatorparameter und Kriterien zur Identifizierung der anthropogenen Beeinflussung einer Grundwasseranalyse nach Jahnke (2011).

Typendiagramm hydrogeochemisches Genesemodell

n. RECHLIN 1997

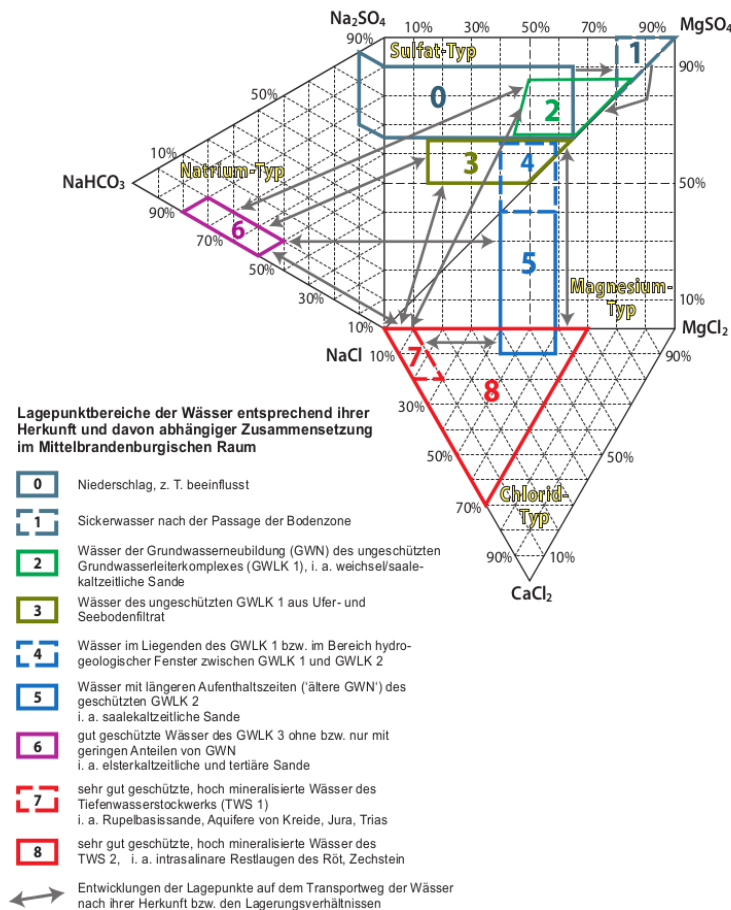


Abbildung 3-6. Hydrogeochemisches Genesemodell der Wässer in den Grundwasserleiterkomplexen des Landes Brandenburg (Rechlin 1997).

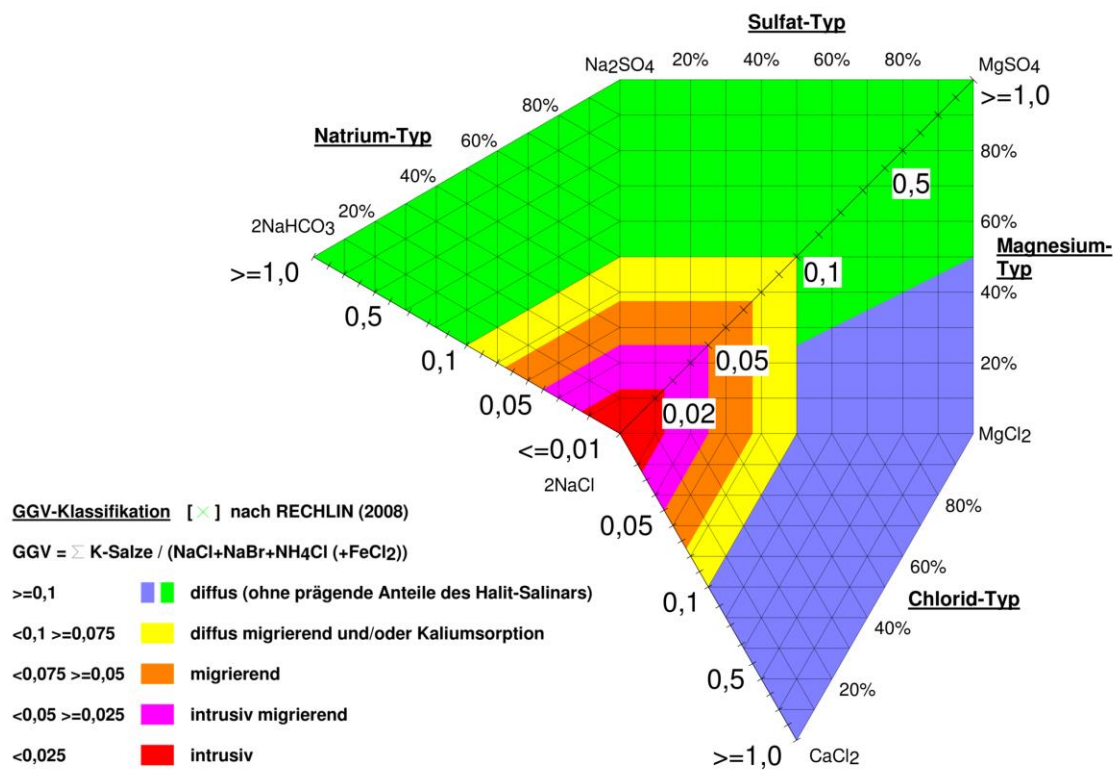


Abbildung 3-7. Klassifikation des Genetischen-Grund-Verhältnisses (GGV) nach Reclin (2008).

3.7 Ursachenbezogene Beeinflussungstypen

Um die Grundwasserbeschaffenheit im Land Brandenburg bewerten zu können, ist es notwendig, die Eintragspfade, die räumlich zum Teil stark variierenden Stoffkonzentrationen bewirken, herauszuarbeiten. Neben Nährstoff- und Schadstoffbelastungen aufgrund von Landwirtschaft oder Altlasten, spielen besonders im Süden Brandenburgs Versauerungserscheinungen infolge bergbaulicher Beeinflussungen eine wichtige Rolle. Darüber hinaus ist es von großem Interesse, anthropogene Beeinflussungen von geogenen Hintergrundkonzentrationen zu unterscheiden. Zum Beispiel kann die Anreicherung des Grundwassers mit Ammonium allein oder zusätzlich zum landwirtschaftlichen Eintrag auch auf geogene Quellen zurückgeführt werden, da stellenweise in Entlastungsgebieten geogen salinates Tiefenwasser mit erhöhten Ammoniumkonzentrationen in den oberen Grundwasserleiter aufsteigen kann.

In den vorherigen Berichten (LUA 1996a, 1996b, 2002) wurde zur Bewertung der Grundwasserbeeinflussung die Methodik nach Hannappel (1996) genutzt, die das Grundwasser nach Prüferten bezüglich der hydrogeologischen Struktureinheiten typisiert hat (Entlastung, Neubildung, indirekte Neubildung und Durchfluss). Die Methodik veranschaulicht Anhang A- 3. Um einen Vergleich mit den früheren Daten zu ermöglichen, wurde diese „struktureinheitenbezogene“ Methodik, die u. a. in LUA (2002) beschrieben wird, hier zusätzlich angewendet. Die Ergebnisse der struktureinheitenbezogenen Typisierung und den Vergleich beider Methoden zeigen Kapitel 4.5.2 und 4.5.3. Hierfür wurden nur die 230 Grundwassermessstellen des Grundmessnetzes und des Messprogramms „Nitrat“ herangezogen.

Um die lokalen Belastungsursachen herauszuarbeiten, wurde im vorliegenden Bericht darüber hinaus eine neue, ursachenbezogene Typisierung der

Grundwassermessstellen entwickelt, die diese in Abhängigkeit bestimmter Parameter in fünf sogenannte Beeinflussungstypen klassifiziert. Die Typisierung beinhaltet die Methode nach Jahnke (2011), die es erlaubt, in großen Datensätzen auf effiziente Weise zwischen überwiegend anthropogen oder geogen eingetragenen Ammonium zu unterscheiden (vgl. Kapitel 3.5).

Für die Auswertung der Grundwasserbeeinflussung wurde bei jedem Parameter jeweils der Mittelwert der zwei aktuellsten Analysen einer GWM verwendet.

In der ursachenbezogenen Typisierung werden folgende fünf Beeinflussungstypen (und zugehörige Untertypen) unterschieden:

- **Typ 0** anthropogen unbeeinflusst bzw. kaum beeinflusst
- **Typ 1** schadstoffbeeinflusst
- **Typ 2** landwirtschaftlich beeinflusst
 - **Typ 2.1** mit Überschreitung der Qualitätsnorm von Nitrat oder PSM
 - **Typ 2.2** ohne Überschreitung der Qualitätsnorm von Nitrat oder PSM
 - **Typ 2.3** mit Anzeichen für eine landwirtschaftliche Beeinflussung
- **Typ 3.1** durch Versauerung infolge Bergbau beeinflusst
- **Typ 4** divers beeinflusst

Die EU-Qualitätsnorm beträgt 50 mg/l für Nitrat und 0,1 µg/l bzw. 0,5 µg/l für den PSM-Einzelwirkstoff bzw. die Summe der PSM (vgl. Kapitel 3.2). Die Abbildung 3-8 veranschaulicht in einem Fließschema die Vorgehensweise bei der Typisierung, die im Folgenden schrittweise erläutert wird. Geogen salinar geprägte Grundwassermessstellen können dabei in allen fünf Beeinflussungstypen enthalten sein. Der Typ 3.1 (Versauerung infolge Bergbau) steht als eigenständiger Typ, weil er eindeutig eine starke Versauerung mit hohen bis extrem hohen Sulfatkonzentrationen belegt.

Als Erweiterung zu den fünf Typen wird Grundwassermessstellen, die bereits Anzeichen einer Versauerung zeigen, in Abhängigkeit vom Grad der Ver-

sauerung ein sogenannter **Paralleltyp 3.2** zugeordnet:

- **Paralleltyp 3.2.1** (Anzeichen durch Bergbau)
- **Paralleltyp 3.2.2** (Anzeichen durch Wald)
- **Paralleltyp 3.2.3** (verschiedene Anzeichen)

Die folgenden Parameter werden für die ursachenbezogene Typisierung der Grundwasserbeeinflussung berücksichtigt:

- pH
- Nitrat, Ammonium, Sulfat, Chlorid, Hydrogenkarbonat
- Kalium, Natrium, Eisen
- Bor, Aluminium
- LCKW, BTEX, Arzneistoffe (andere anthropogene Spurenstoffe wurden nicht nachgewiesen)
- Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe, deren relevante Metaboliten und nicht relevante Metaboliten

Prüfung 1 (Einstufung in Typ 1)

Alle Grundwassermessstellen werden hinsichtlich ihrer Schadstoffbelastung überprüft. Zu den Schadstoffen zählen Borkonzentrationen > 500 µg/l (abwasserbürtige Belastung), Arzneistoffe (u. a. Clofibrinsäure), leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW), die aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Ethylenbenzol und Xylol (BTEX) sowie Pflanzenschutzmittel (PSM) aus Punktquellen. Wenn für eine Grundwassermessstelle mindestens zwei plausible Nachweise über der Bestimmungsgrenze von einem Schadstoffparameter vorliegen, wird diese dem Typ 1 zugeordnet.

Prüfung 2 (Einstufung in Typ 2)

Die Grundwassermessstellen, die im ersten Prüfschritt nicht dem Typ 1 (schadstoffbeeinflusst) zugeordnet wurden, werden hinsichtlich einer Beeinflussung mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) und deren relevanten bzw. nicht relevanten Metaboliten überprüft. Grundwassermessstellen mit erhöhten PSM-Konzentrationen werden dem Typ 2 (landwirtschaftlich beeinflusst) zugewiesen. Übersteigen die Konzentrationen von PSM-Einzelwirkstoffen oder deren relevanten Metaboliten die Qualitätsnorm (QN) der WRRL wird die Grundwassermessstelle dem Typ 2.1 (landwirtschaftlich beeinflusst mit Überschreitung

Qualitätsnorm) zugewiesen. Grundwassermessstellen mit PSM-Gehalten $< 0,1 \mu\text{g/l}$ oder mit Nachweisen von nicht relevanten PSM-Metaboliten werden dem Typ 2.2 (landwirtschaftlich beeinflusst ohne Überschreitung der Qualitätsnorm) zugeordnet.

Prüfung 3 (Einstufung in Typ 3.1)

Im dritten Prüfschritt werden die Grundwassermessstellen in den Typ 3.1 eingeordnet, die infolge des Bergbaus Versauerungserscheinungen zeigen. Folgende Kriterien und Prüfwerte stellten sich für die Charakterisierung des Typs 3.1 als geeignet heraus:

- pH $< 6,5$ und Sulfat $> 240 \text{ mg/l}$ sowie Versauerungserscheinungen nach Merten (2003) oder
- pH $6,5 - 7$ und Sulfat $> 500 \text{ mg/l}$ sowie Versauerungserscheinungen nach Merten (2003)

Bei der Einschätzung der Versauerung nach Merten (2003) werden verschiedene Kriterien überprüft (Tabelle 3-7). Der pH-Wert in Zusammenhang mit einer bestimmten Parameterkombination führt dabei zu einer Bewertung der Versauerung. Den einzelnen Merten-Kriterien sind Punkte zugeordnet worden. Je höher die Punktzahl, desto stärker wird die Versauerung des Grundwassers eingeschätzt. Bei einer Punktzahl von über 1 wird von einer Versauerung ausgegangen. Bei der Bewertung „Versauerung“ ist teilweise eine Pyritverwitterung möglich. Im Fall einer „starken Versauerung“ findet Pyritverwitterung statt, die in der Regel durch starke Grundwasserspiegelschwankungen und/oder infolge von Bergbau verursacht wird.

Prüfung 4 (Einstufung in den Typ 0)

Dieser Prüfschritt beinhaltet die in Kapitel 3.5 erläuterte Methodik zur Bewertung der anthropogenen Beeinflussung eines Grundwassermessstellenstandortes. Eine geogen-ubiquitäre oder geogen-salinare Beeinflussung führt zu einer Einstufung in den Typ 0 (anthropogen unbeeinflusst).

Prüfung 5 (Einstufung in den Typ 2 oder 4)

Die verbleibenden Grundwassermessstellen werden abhängig von den vorliegenden Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in die Untertypen 2.1 (landwirtschaftlich beeinflusst mit Überschreitung der Quali-

tätsnorm), 2.2 (landwirtschaftlich beeinflusst ohne Überschreitung der Qualitätsnorm) oder 2.3 (Anzeichen einer landwirtschaftlichen Beeinflussung) eingestuft. Letzterer ist durch Nitratkonzentrationen $> 2 - 15 \text{ mg/l}$ oder Ammoniumgehalte $> 0,5 - 1,5 \text{ mg/l}$ gekennzeichnet. Da Grundwassermessstellen, die im Grundwasserschwankungsbereich ausgebaut sind, ggf. unausgeglichene Redoxverhältnisse aufweisen, treten die Parameter Nitrat und Ammonium bei hohem Stickstoffeintrag teilweise nebeneinander oder im zeitlichen Wechsel auf. Deshalb können die landwirtschaftlich beeinflussten Typen neben Hinweisen auf hohe Nitrat- auch hohe Ammoniumkonzentrationen enthalten.

Im Fall erhöhter Kalium-, Chlorid- oder Borkonzentrationen ist die Ursache nicht immer eindeutig identifizierbar. Potenzielle Eintragsquellen sind z.B. Straßensalzung, Asche oder Abwässer. Diesen Grundwassermessstellen wird der Typ 4 (divers beeinflusst) zugewiesen. Gleiches betrifft auch Grundwassermessstellen, bei denen eine Punktquelle als Ursache für die erhöhten Stickstoffnachweise angenommen wird.

Parallelprüfung (Einstufung in die Paralleltypen 3.2.1, 3.2.2 oder 3.3.3)

Grundwassermessstellen wurden zusätzlich in den Paralleltyp 3.2.1 (Anzeichen für eine Versauerung durch Bergbau) eingestuft, wenn die bestimmenden Parameter zwar in signifikanten Konzentrationen auftreten, eine Einstufung in den Typ 3.1 (Versauerung infolge Bergbau) aber nicht rechtfertigen. Dies bedeutet, die Sulfatkonzentrationen liegen zwischen 150 und 240 mg/l bei einem pH $< 6,5$ bzw. zwischen 240 und 500 mg/l bei einem pH-Wert von $6,5$ bis 7 und es liegt nach den Kriterien von Merten (2003) eine Versauerung, jedoch keine starke Versauerung vor.

Der Paralleltyp 3.2.2 steht für Versauerungserscheinungen durch forstwirtschaftliche Nutzung. Ihm werden Grundwassermessstellen zugeordnet, die im Wald stehen, Sulfatkonzentrationen $< 150 \text{ mg/l}$ und pH-Werte $< 6,5$ aufweisen und nach Merten (2003) eine Versauerung anzeigen. Flurnahe Grundwassermessstellen an Waldstandorten, die Nitratkonzentrationen zwischen 2 und 15 mg/l und gleichzeitig pH-Werte $\leq 6,5$ aufweisen, werden in der Regel über

luftbürtigen Stickstoffeintrag belastet. Der Stickstoff hat seinen Ursprung oft in Emissionen umliegender Tierhaltungen und durch den Straßenverkehr, wobei die trockene Deposition von Stickstoff aus dem Straßenverkehr nur bis in etwa 800 m Entfernung von vielbefahrenen Straßen stattfindet (SRU 2015) und daher vermutlich als untergeordneter Eintragspfad zu bewerten ist. Da der Eintrag nicht flächenhaft mit der Düngemittelausbringung erfolgt, werden

diese Messstellen dem Untertyp 3.2.2 und nicht 3.2.3 zugeordnet.

Liegen nach Merten Versauerungserscheinungen vor, sind die Sulfatkonzentrationen < 150 mg/l und befindet sich die Grundwassermessstelle nicht auf einem Waldstandort, wird sie in den Paralleltyp 3.2.3 (verschiedene Anzeichen für Versauerung) eingestuft.

Tabelle 3-7. Kriterien zur Einschätzung der Versauerung nach Merten (die aufgeführten Summen und Koeffizienten von Ionen werden über Äquivalentkonzentrationen in mol/l berechnet).

pH-Wert	Bestimmende Parameterkombination	Bewertung (Punkte)
< 7	Hydrogenkarbonat/Sulfat < 1,5	Ggf. Hinweis auf Versauerung (0,5)
6,5 - 7	Aluminium > 10 µg/l	Ggf. Hinweis auf Versauerung (0,2)
< 6,5	Aluminium > 10 µg/l	Hinweis auf Versauerung (1)
	(Sulfat + Nitrat)/Anionensumme > 65 %	Hohe Wahrscheinlichkeit für Versauerung (1)
< 6,5	Sulfat > 50 % an Anionensumme und Sulfat/Eisen ≥ 30	Hinweis auf Versauerung (0,5)
< 6,5	Sulfat > 50 % an Anionensumme und Sulfat/Eisen 5 - 30	Versauerung (1)
< 6,5	Sulfat > 50 % an Anionensumme und Sulfat/Eisen < 5	Starke Versauerung (3)

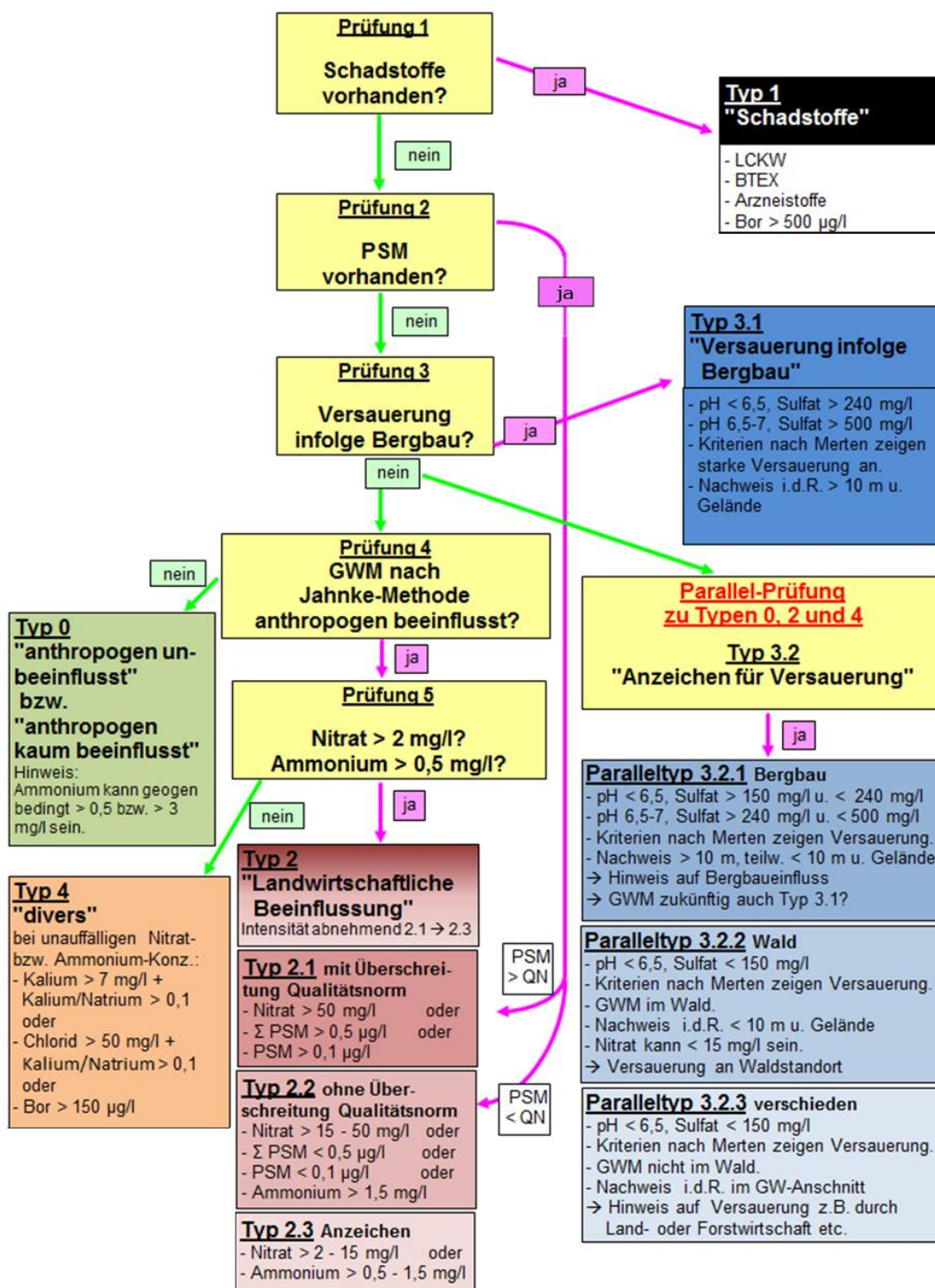


Abbildung 3-8. Schema zur Typisierung von Grundwasserbeschaffenheit nach der ursachenbezogenen Methode.

4.1 Parameterbezogene Auswertung der Grundwasserbeschaffenheit

Im Folgenden werden die untersuchten Parameter der Grundwasserbeschaffenheit für den Hauptgrundwasserleiterkomplex Brandenburgs beschrieben. Eine Übersicht zu den statistischen Kennwerten der einzelnen Parameter enthält Anhang A- 4. Die Kennwerte und Spannweitendiagramme umfassen jeweils den gesamten Datensatz eines Parameters, während die dargestellten logarithmischen Häufigkeitsverteilungen und die Übersichtskarten den Mittelwert der letzten zwei Analysen (d. h. in den meisten Fällen des Jahres 2012 oder 2011 und 2012) für jede Grundwassermessstelle abbilden (vgl. Kapitel 3.4). In der jeweiligen Übersichtskarte wird im Fall von Mehrfachmessstellen nur die am flachsten verfilterte Grundwassermessstelle abgebildet. Die Daten Dritter sowie des Messprogramms „Geogene Versalzung“ sind dort nicht dargestellt. Darüber hinaus zeigen die Karten als Hintergrundinformation die aktuelle Zustandsbewertung nach WRRL für den 2. Bewirtschaftungsplan (Stand August 2015).

4.1.1 Sauerstoffgehalt und Redoxpotenzial

Der Sauerstoffgehalt bzw. die Sauerstoffsättigung beeinflusst das Redoxpotenzial und damit die chemischen Gleichgewichte und Lösungsprozesse im Grundwasser. Oberflächennahe Grundwässer sind durch den Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre häufig sauerstoffgesättigt. Die Sauerstoffsättigung im Grundwasser ist temperaturabhängig und liegt bei etwa 10 mg/l. Aufgrund des biochemischen Abbaus oxidierbarer Eisen- und Mangan- oder organischer Verbindungen im Boden (z. B. Torf) wird Sauerstoff gezehrt, d. h. es kommt zu Oxidationsprozessen verbunden mit einer Verringerung des Redoxpotenzials. In Brandenburg ist der Sauerstoffgehalt überwiegend schon in den oberflächennahen Bereichen aufgezehrt. Entlang einer Abfolge verschiedener Redoxprozesse entstehen durch den Verbrauch von Sauerstoff nitrat-, eisen-/mangan- und sulfatreduzierte Wässer. Tiefere (ältere) Grundwässer sind häufig sauerstoffarm bis -frei und zeigen daher teilweise sogar negative Redoxpotenziale.

Die logarithmierte Häufigkeitsverteilung für den Sauerstoffgehalt (Abbildung 4-1) zeigt in etwa eine

lognormale Verteilung. Die Hälfte der Messwerte liegt zwischen 0,1 und 0,5 mg/l bzw. zwischen 0 und 300 mV. Der Peak bei der kleinsten Klasse für Sauerstoff (0,001 – 0,002 mg/l) entsteht durch die Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze, die mit der Hälfte der Bestimmungsgrenze berücksichtigt wurden (vgl. Kap. 3.1). Sauerstoffgehalte > 2 mg/l (ca. 20 % Sauerstoffsättigung) deuten oxische Verhältnisse an, die nur in 18 % der Grundwassermessstellen ermittelt wurden.



Die Übersichtskarten in den Abbildungen 4-2 und 4-3 veranschaulichen die landesweite räumliche Verteilung der Sauerstoffkonzentration und des Redoxpotenzials. Abgesehen von Hochflächenbereichen mit einer Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone von mehr als 7 m herrschen in Brandenburg überwiegend reduzierende Bedingungen im Grundwasser vor, die durch geringe bis sehr geringe Sauerstoffkonzentrationen (< 0,5 mg/l) gekennzeichnet sind. Die Redoxpotenziale liegen dabei in weiten Landesteilen im Bereich von nitrat- oder eisen- / manganreduzierenden Wässern. Gerade in den Grundwasserkörpern im schlechten chemischen Zustand treten aber auch sulfatreduzierende Bedingungen auf (-150 bis +150 mV). Redoxpotenziale über 400 mV stehen nach Ottow (1981) für ein oxidierendes Milieu.

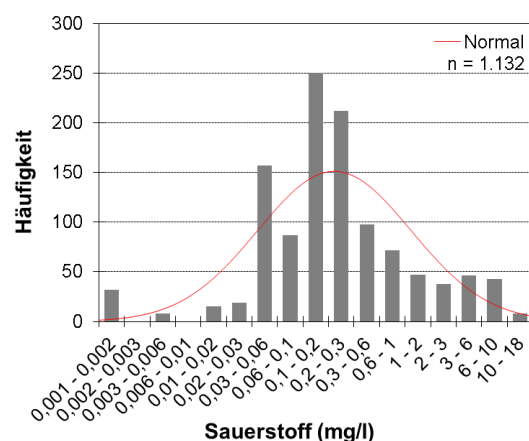


Abbildung 4-1. Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Sauerstoffgehalte.

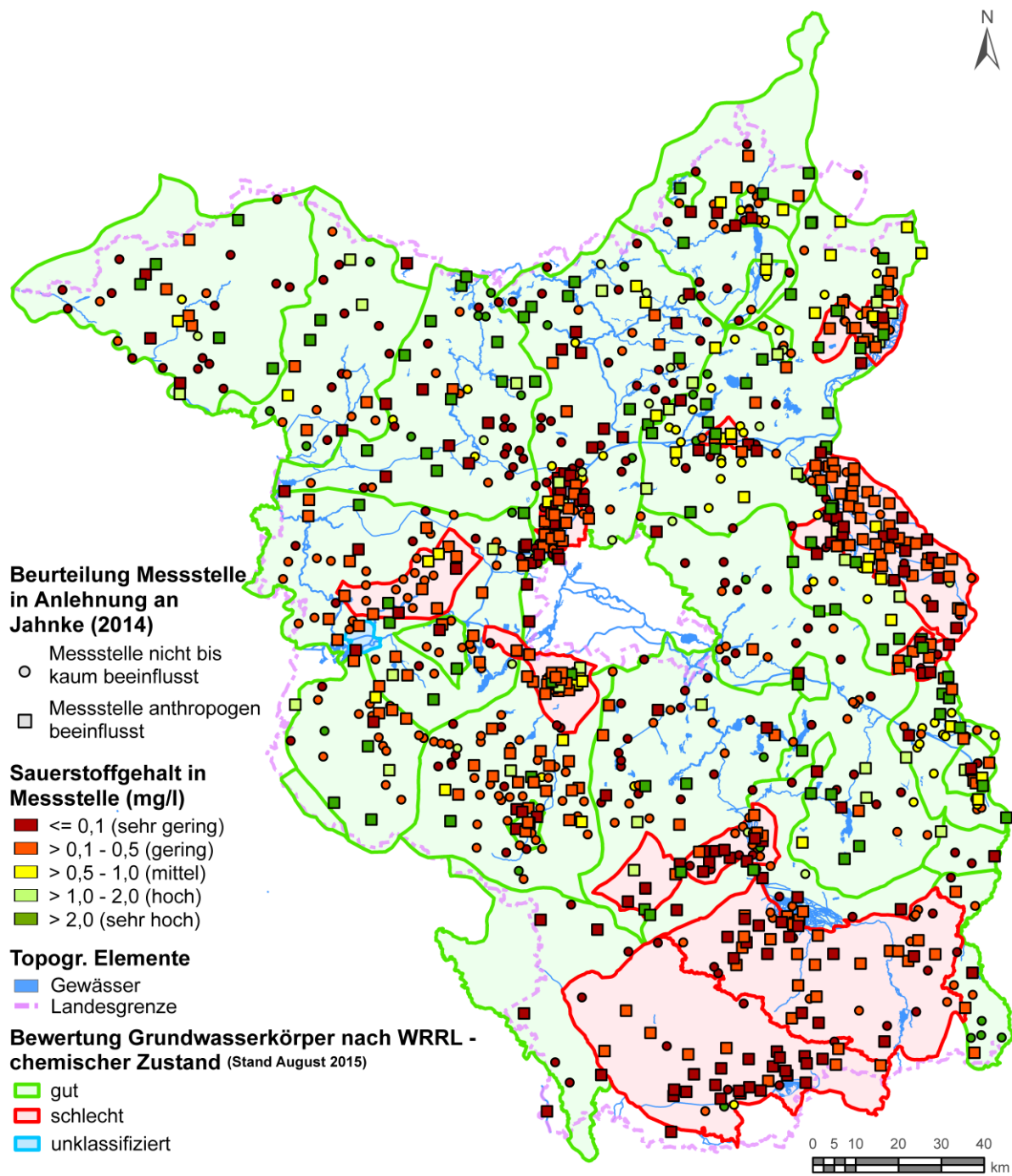


Abbildung 4-2. Übersichtskarte der Sauerstoffgehalte in Brandenburg (mg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

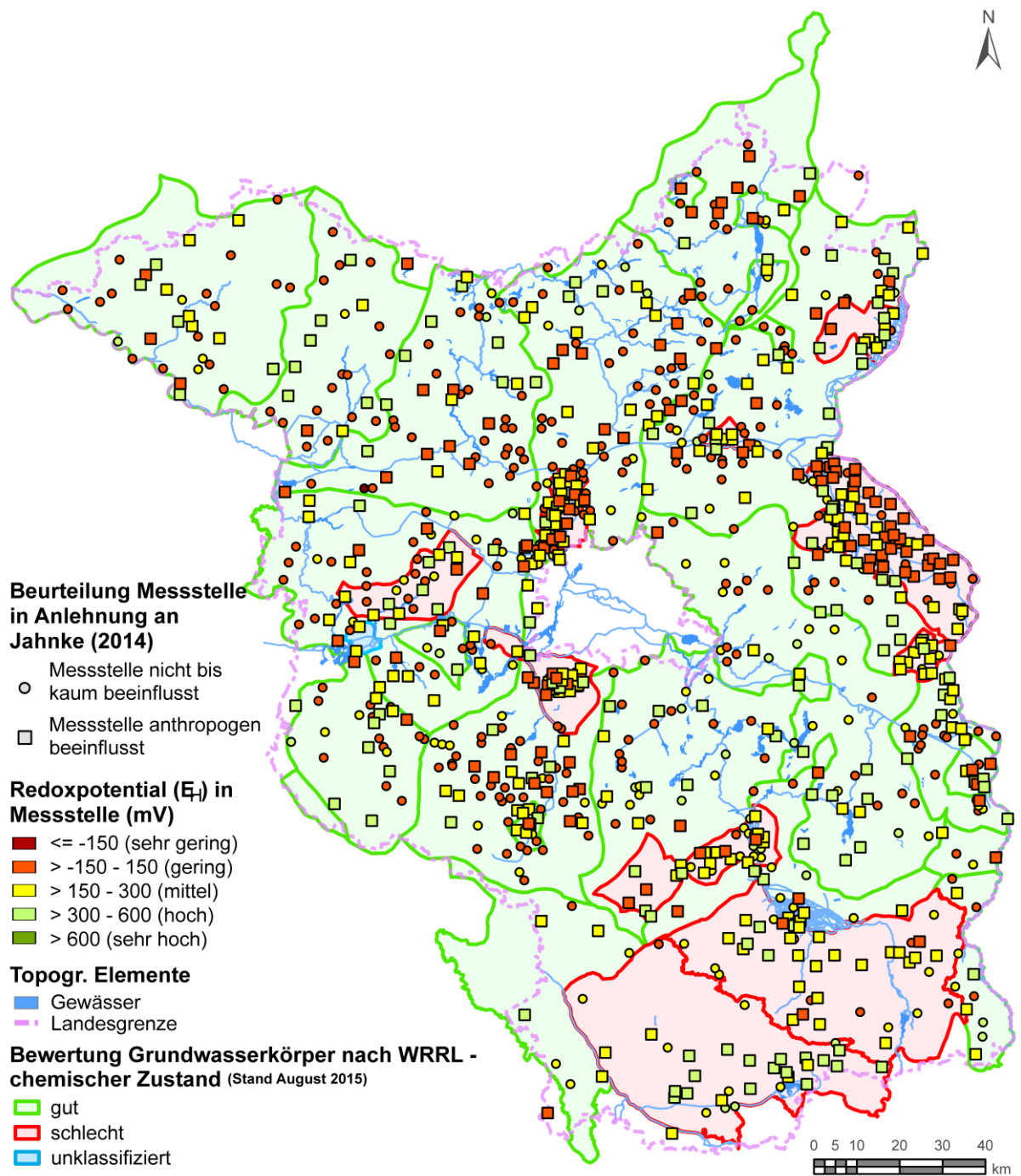


Abbildung 4-3. Übersichtskarte des Redoxpotentials in Brandenburg (mV) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.2 pH-Wert

Der pH-Wert drückt die Stärke der sauren bzw. basischen Wirkung einer wässrigen Lösung aus und charakterisiert somit das Puffervermögen der Sickerwasserstrecke bzw. des Grundwasserleiters, der ein Mehrphasensystem aus Feststoff, Wasser und Gas darstellt. Mit der Sickerstrecke des Grundwassers kann der saure Eintrag des Niederschlags, der pH-Werte kleiner 5,6 aufweist, gepuffert werden, sofern Puffervermögen vorhanden ist. Vor allem das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht bzw. die Verfügbarkeit von Kohlendioxid und Karbonaten bestimmen den pH-Wert im Grundwasser. In gut gepufferten Systemen liegt dieser zumeist in der Nähe des Neutralpunkts um 7. Die in Brandenburg verbreitet vorkommenden kalk- und humusarmen Sandböden (ca. 1/3 der Landesfläche) weisen eine geringe Pufferwirkung auf und neigen zur Versauerung. Dabei sind pH-Werte unter 6,5 ein deutliches Versauerungszeichen.

Abbildung 4-4 zeigt die Verteilung der pH-Werte in Brandenburg mit einem deutlichen Peak bei pH 7 - 8. Die überwiegende Mehrheit der Grundwassermessstellen ist also durch neutrale bis schwach basische pH-Werte gekennzeichnet. Eine wesentlich geringere Anzahl an Analysen zeigt saure oder basische pH-Werte an.

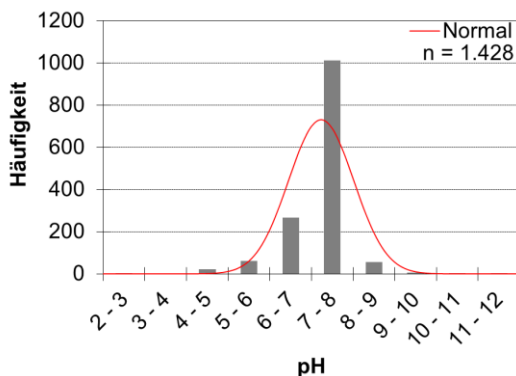


Abbildung 4-4. Häufigkeitsverteilung des pH-Wertes.

In Abbildung 4-5 sind die statistischen Kennwerte des pH-Wertes als Spannweitendiagramme für

bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes aufgetragen. Die pH-Werte sind klassifiziert nach der Flächennutzung und abhängig von der Filtertiefe der Grundwassermessstellen in mehrere Boxplots aufgeteilt. In Gebieten mit Grundwasserleiterüberdeckung liegen die mittleren 50 % der pH-Werte (Boxen) unabhängig von Flächennutzung und Filtertiefe in einem engen Bereich von pH 7 - 8. In unbedeckten Gebieten ergeben sich größere Spannweiten, da die Grundwasser meist jünger und in geringerem Maße gepuffert sind. Auffällig sind die geringen pH-Werte für flache Grundwassermessstellen (≤ 5 m) an Waldstandorten sowie für tiefe Grundwassermessstellen (20 - 50 m) auf Ackerland. An den Waldstandorten ohne Grundwasserleiterüberdeckung ist ein Anstieg des pH-Wertes mit der Tiefe zu erkennen. Hier liegt die Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone meist unter 2 m und das Puffervermögen ist oberflächennah aufgebraucht. Der Anstieg des pH-Wertes mit der Tiefe ist auf die puffernde Wirkung des Untergrundes zurückzuführen. Auf Ackerland wird die Pufferung in den oberen Bereichen häufig durch Kalkung unterstützt.

Bei der Bewertung dieser Daten muss jedoch noch ein weiterer Faktor berücksichtigt werden. Durch die Verteilung der bergbaubeeinflussten Grundwassermessstellen auf die verschiedenen Flächennutzungskategorien kommt es zu einer Verzerrung der Boxplots, die Fehlinterpretationen hervorrufen kann. Aus diesem Grund sind in Abbildung 4-6 zum Vergleich die statistischen Kennwerte des pH-Wertes aufgeteilt nach Beeinflussungstypen dargestellt. Die Methodik der Typisierung wird in Kapitel 3.7 beschrieben. Da für einige Filtertiefen je Beeinflussungstyp die Datengrundlage zu gering war, werden hier keine Boxplots dargestellt (vgl. Kapitel 3.4). Die Abbildung veranschaulicht die starken Unterschiede im pH-Wert zwischen Analysen von Grundwassermessstellen in der Bergbauregion und den anderen Beeinflussungstypen. Die Versauerung kann in diesen Gebieten zu sehr geringen pH-Werten zwischen 4 und 6,5 führen.

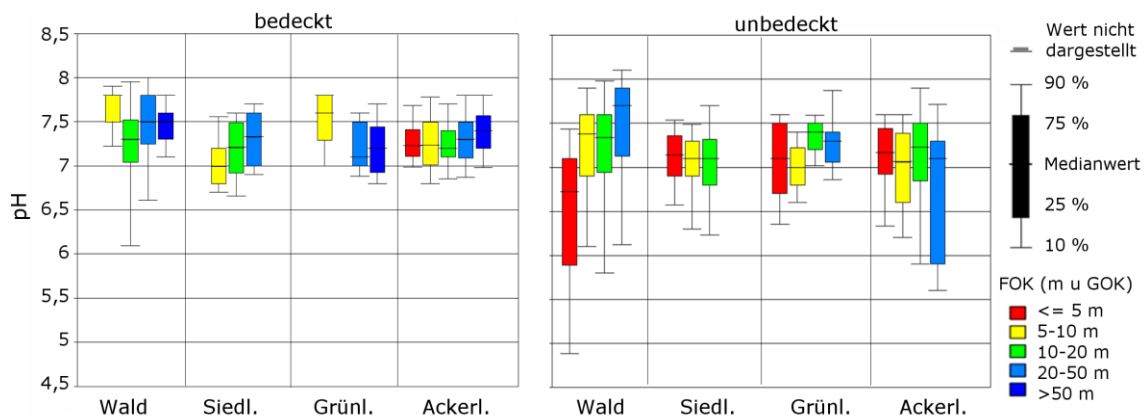


Abbildung 4-5. Spannweitendiagramme des pH-Werts für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante unter Gelände (FOK in m u GOK).

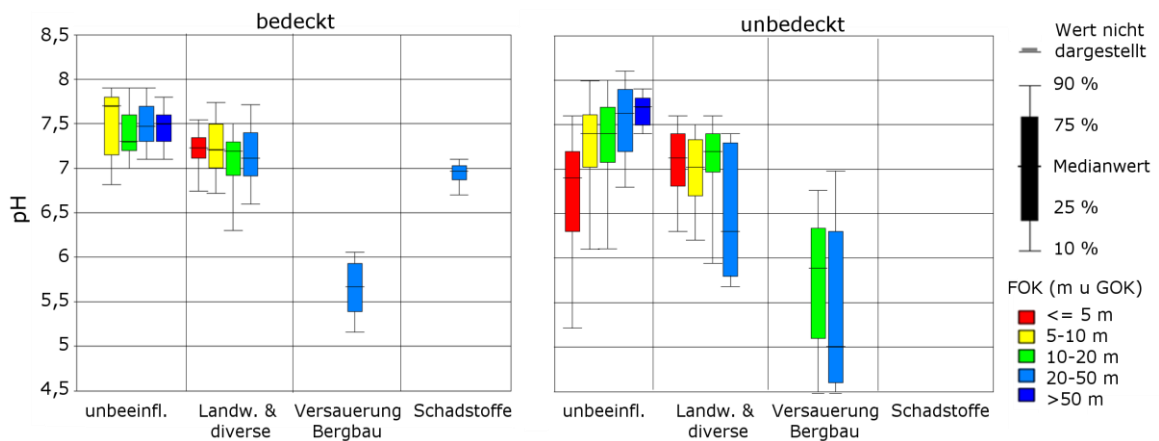


Abbildung 4-6. Spannweitendiagramme des pH-Werts für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Beeinflussungstypen; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante unter Gelände (FOK in m u. GOK).

Die räumliche Verteilung der pH-Werte in Brandenburg verdeutlicht Abbildung 4-7. Die Übersichtskarte zeigt die Häufung sehr geringer pH-Werte < 6,5 in der Bergbauregion im Süden Brandenburgs. In Tiefen größer 15 m wurde hier eine Versauerung bis zu einem pH-Wert von 2,3 festgestellt. Die extreme Versauerung ist eine Folge des Wiederanstiegs des Grundwassers nach Jahrzehnten der Grundwasserhaltung in der Bergbauphase und der damit einhergehenden Säurebildungs- und Oxidationsprozesse in z. B. entstandenen Tagebaurestlöchern oder Kippenbereichen. Solche geringen pH-Werte sind aber auch landesweit u. a. an Waldstandorten und in den

nach EG-Wasserrahmenrichtlinie als im schlechten Zustand bewerteten Grundwasserkörpern anzutreffen. Niedrige pH-Werte in landwirtschaftlich genutzten Gebieten können auf eine intensive Bewirtschaftung ohne einen entsprechend angepassten Kalkhaushalt hinweisen. Basische pH-Werte (> 8) treten nur untergeordnet auf. Dabei handelt es sich um anthropogen überprägte Wässer oder um geogen salinar beeinflusste Tiefenwässer (pH bis ca. 8,3). Im Norden Brandenburgs überwiegen pH-Werte von 7 – 7,5 im oberflächennahen Grundwasser.

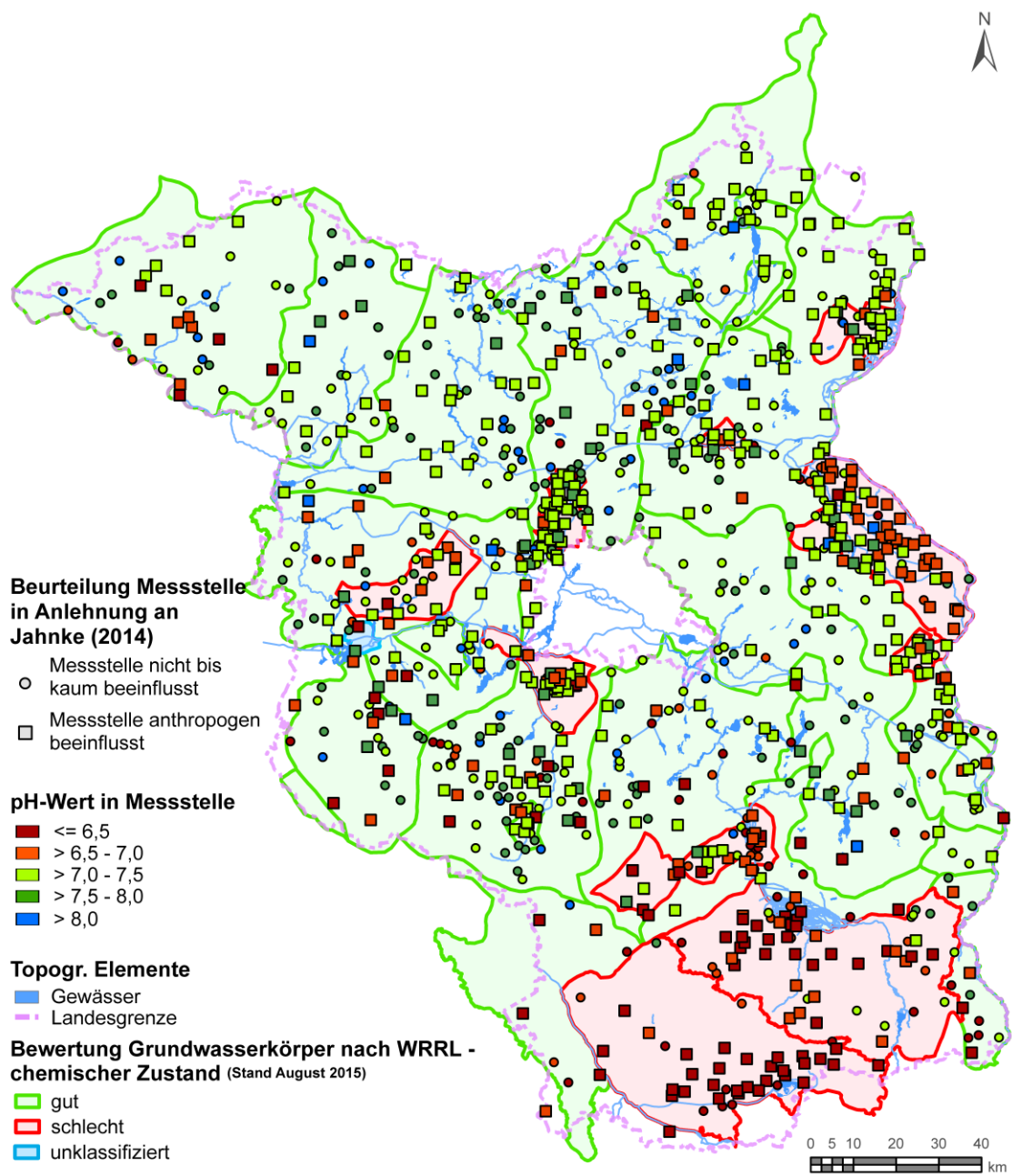


Abbildung 4-7. Übersichtskarte des pH-Werts in Brandenburg sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.3 Spezifische elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit spiegelt die Gesamtkonzentration und die Ladung der im Wasser gelösten Ionen wider. Je größer die Anzahl und je höher die Ladungszahl der gelösten Ionen, desto leitfähiger ist die Lösung bzw. das Grundwasser. Die elektrische Leitfähigkeit ist temperaturabhängig und wird typischerweise auf 25 °C bezogen. Der Prüfwert des LUGV liegt bei 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und damit im oberen Bereich des geogenen Hintergrundwerts (HÜK200 HGW) von minimal 504 bis maximal 976 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Die Spannweitendiagramme in Abbildung 4-8 zeigen teilweise große Schwankungsbereiche sowohl zwischen den verschiedenen Flächennutzungstypen als auch in Bezug auf die Filtertiefe, wobei die größten Spannweiten auf Grünland- und Ackerlandstandorten auftreten. Die 90-Perzentile betragen hier maximal 1.563 bzw. 1.777 $\mu\text{S}/\text{cm}$. An Waldstandorten ist das Grundwasser mit Medianwerten um 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ am geringsten mineralisiert. Dies liegt vor allem an den gering mineralisierten Podsolen, die sich aus den Sandflächen gebildet haben, auf denen die Wälder Brandenburgs hauptsächlich stehen (vgl. Kapitel 2.7).

Die maximal gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten sind aus den Spannweitendiagrammen nicht ersichtlich, da dort als größter Wert das 90-Perzentil eingeht. Sie werden aber in der Übersichtskarte in Abbildung 4-9 als Messwerte $> 2000 \mu\text{S}/\text{cm}$ dargestellt. In der flächenhaften Ansicht wird deutlich, dass diese in den Grundwassermessstellen der bergbaubeeinflussten Region im Süden Brandenburgs ermittelt wurden (Maximum 5.010 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Insgesamt liegen in diesem Gebiet 50 % der Messwerte über dem Prüfwert des LUGV. Die hohen elektrischen Leitfähigkeiten beruhen hier u.a. auf den stark erhöhten Konzentrationen zweiwertiger Sulfationen. Lokal treten in den Grundwasserkörpern, die nach WRRL in den schlechten chemischen Zustand eingestuft wurden, besonders im Bereich der ehemaligen Rieselfelder im Südosten Berlins, ebenfalls hoch mineralisierte Grundwässer auf (bis 4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Sehr geringe Mineralisationen ($\leq 250 \mu\text{S}/\text{cm}$) werden dagegen selten angetroffen. Insgesamt ist die Mehrheit der Grundwassermessstellen durch Leitfähigkeiten bis 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ geprägt, wobei die Messwerte relativ gleichmäßig über das Land verteilt sind.

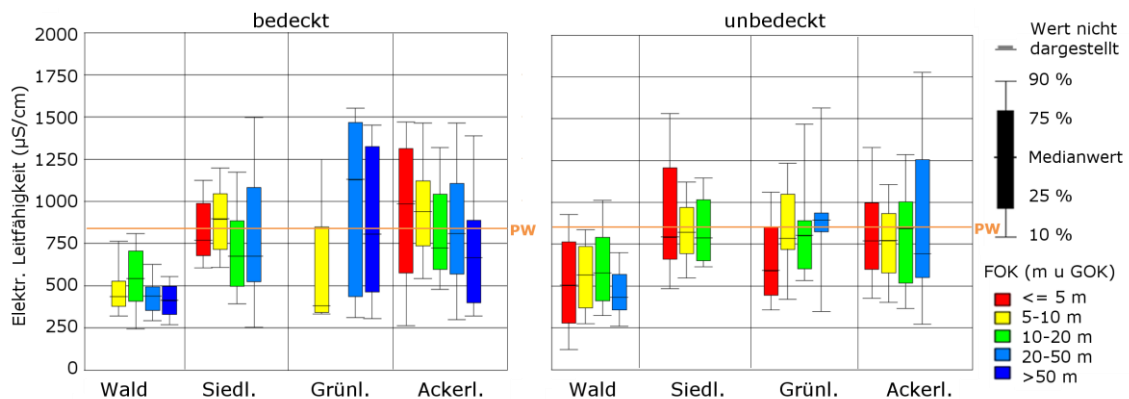


Abbildung 4-8. Spannweitendiagramme der elektrischen Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK). Die orangen Linien markieren den Prüfwert (PW) des LUGV.

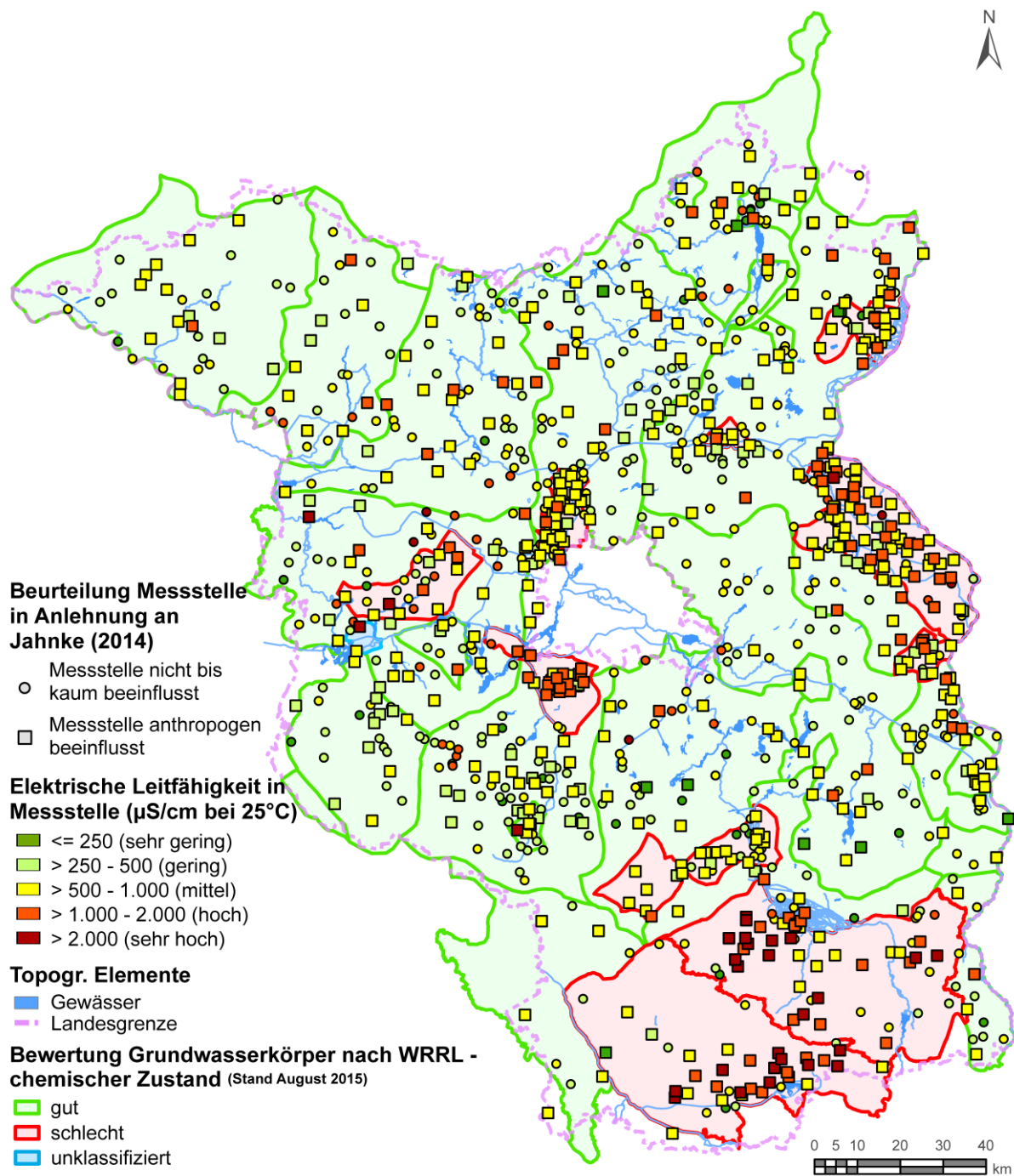


Abbildung 4-9. Übersichtskarte der elektrischen Leitfähigkeit in Brandenburg ($\mu\text{S}/\text{cm}$) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.4 Chlorid

Chlorid (Cl) kommt überwiegend als Salz in Verbindung mit Natrium, Kalium oder Magnesium vor. Der Niederschlag meererfer Gebiete enthält durchschnittlich 1 mg/l Chlorid (Mattheß 1994). Geogene Eintragspfade für Chlorid in das Grundwasser stellen in Brandenburg vor allem der Aufstieg salinärer Tiefenwässer dar. Der geogene Hintergrundwert (vgl. Tabelle 3-3) liegt bei 52 – 62 mg/l (HÜK200 HGW). Anthropogen verursachte Chlorid-Einträge in das Grundwasser erfolgen u. a. flächenhaft mit dem Eintrag von Dünger, beim Auftrag von Abwasser auf Rieselfelder oder durch linienhafte Straßensalzung sowie punktuell mit der Aufsalzung durch Kläranlagen, Deponien oder Altlasten/Altanlagen. Außerdem können belastete oberirdische Gewässer das Grundwasser über Infiltration aufsalzen. Der Grenzwert der GrwV für Chlorid liegt bei 250 mg/l und der Prüfwert des LUGV bei 50 mg/l.

Die Konzentrationen der ausgewerteten Daten zeigen eine ausgeprägte lognormale Verteilung über den Gesamtdatensatz (Abbildung 4-10). Die Medianwerte der Chloridkonzentration betragen im Allgemeinen zwischen 10 und 50 mg/l. Der höchste gemessene Wert im Datensatz ist 1.300 mg/l.

Aufgeteilt nach Flächennutzung und Filtertiefen werden in den Spannweitendiagrammen interessante Zusammenhänge deutlich (Abbildung 4-11). Die Chloridkonzentrationen sind mit Medianwerten < 25 mg/l an Waldstandorten am geringsten und nehmen dort mit der Tiefe ab.

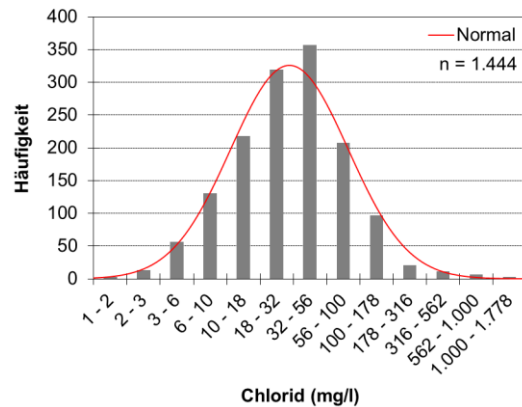


Abbildung 4-10. Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Chloridgehalte.

In den landwirtschaftlich beeinflussten Kategorien Grünland und Ackerland liegen die Chloridgehalte im Mittel deutlich höher, vor allem für Standorte mit bedecktem Grundwasserleiter. An Ackerlandstandorten ist insgesamt eine Konzentrationsabnahme mit der Tiefe zu beobachten. In Siedlungsgebieten erreicht das 90-Perzentil teilweise 100 mg/l. Besonders auffällig ist das extrem hohe 90-Perzentil für sehr flach verfilterte Grundwassermessstellen ohne Grundwasserleiterüberdeckung (≤ 5 m), dessen Ursachen vermutlich auf landwirtschaftliche Einflüsse, den Einsatz von Streusalzen oder eine Anreicherung durch Verdunstung zurückzuführen sind.

Bei hohen Chloridkonzentrationen bis zu 250 mg/l handelt es sich u. a. um Messwerte von Grundwassermessstellen auf den ehemaligen Rieselfeldern im Süden Berlins.

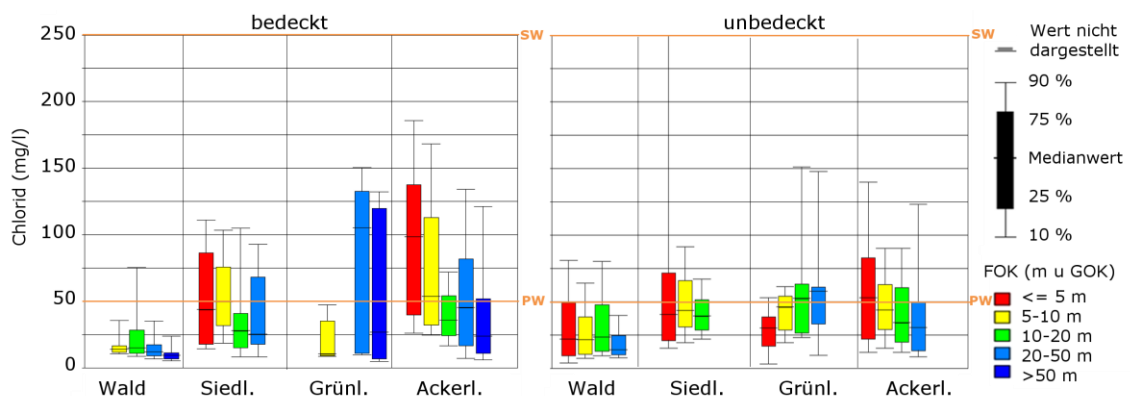


Abbildung 4-11. Spannweitendiagramme der Chloridkonzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK). Die orangen Linien markieren den Prüfwert (PW) des LUGV und den Schwellenwert (SW) nach GrwV.

Die Übersichtskarte in Abbildung 4-12 zeigt diese Häufung in Form von Rechtecken, die für eine anthropogene Belastung stehen. Der Aufstieg geogen salinaren Tiefenwassers in diesem Gebiet (Raum Teltow) wird allerdings auch berücksichtigt. Je tiefer die Grundwassermessstellen verfiltert sind, desto stärker wird dieser Einfluss. Neben wenigen lokal erhöhten Konzentrationen im Norden Brandenburgs, treten Chloridwerte > 100 mg/l verstärkt im Oderbruch (im Osten an der Grenze zu Polen) und

westlich von Berlin in den Grundwasserkörpern auf, die in den chemisch schlechten Zustand eingestuft wurden. Im Oderbruch können die hohen Chloridkonzentrationen teilweise auf geogen salinaren Tiefenwassereinfluss zurückgeführt werden. In den meisten Grundwassermessstellen dominiert dort jedoch der anthropogene Chlorideintrag über die Landwirtschaft oder Infiltrationswasser der Oder. Die Chlorid-Belastung der Oder liegt im Mittel bei 140 mg/l (LUGV 2015b).

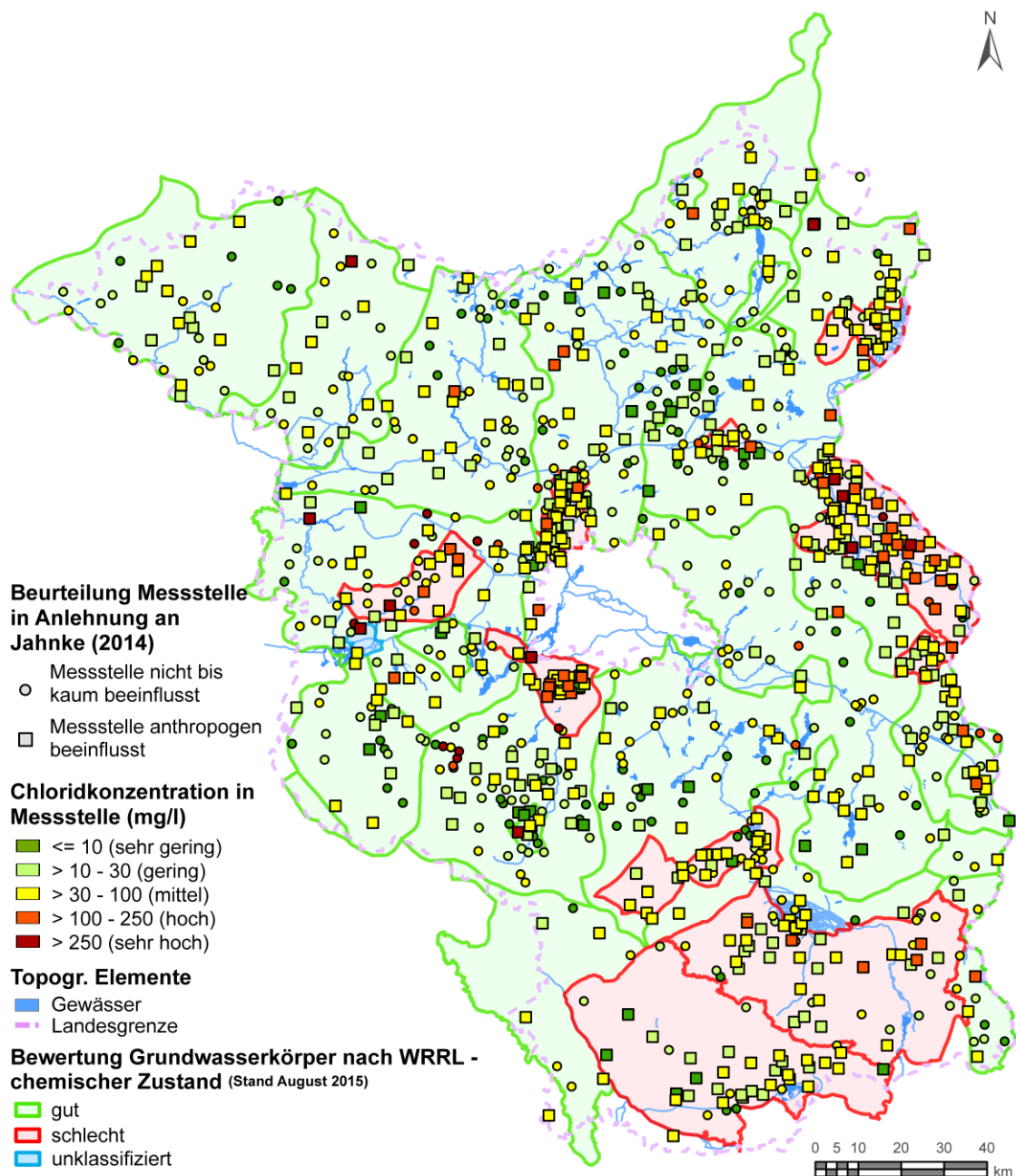


Abbildung 4-12. Übersichtskarte der Chloridkonzentrationen in Brandenburg (mg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.5 Sulfat

Schwefel gelangt über den natürlichen Schwefelkreislauf ins Grundwasser (atmosphärische Deposition) und liegt dort typischerweise als Sulfat (SO_4^{2-} bzw. in einer Verbindung als Calciumsulfat, CaSO_4) vor. Zusätzlich kann Sulfat geogen über die Auflösung von Mineralen wie z. B. Gips sowie über die Oxidation von z. B. Pyrit eingetragen werden. Anthropogene Eintragsquellen von Sulfat in Form des gelösten Calciumsulfats bilden u. a. Dünger oder Ab- und Deponiewässer. Der Parameter Sulfat ist redoxsensitiv, d. h. die Konzentrationen sind stark abhängig vom Sauerstoffgehalt im Grundwasser. Der Schwellenwert der GrwV liegt bei 240 mg/l. Das LUGV gibt einen Prüfwert von 130 mg/l vor.

In der Häufigkeitsverteilung in Abbildung 4-13 dominieren Sulfatkonzentrationen von 100 – 316 mg/l. Die Analysen aus der Bergbauregion im Süden Brandenburgs wurden in dieser Abbildung nicht berücksichtigt, um eine Verzerrung der landesweiten Grundwasserbeschaffenheit zu vermeiden. In diesen Gebieten treten Konzentrationen auf, die von den Sulfatgehalten im Rest des Landes deutlich abweichen. Das 50-Perzentil liegt dort bei 560 mg/l und das 90-Perzentil bei 2.000 mg/l. Der maximal gemessene Sulfat-Wert in der Bergbauregion beträgt 7.000 mg/l. Die beiden Grundwasserkörper HAV_MS_2 und SE 4-1 wurden bei der Bewertung nach WRRL aufgrund dieser hohen Sulfat-Belastung in den chemisch schlechten Zustand eingestuft (vgl. Kapitel 1.1).

Die Spannweitendiagramme für die Sulfatkonzentrationen in Abbildung 4-14 zeigen, dass die Mehrzahl der Werte unter dem Schwellenwert der GrwV von 240 mg/l liegen. Im Vergleich der Flächennutzungskategorien zeigen die Waldstandorte leicht geringere Konzentrationen um 100 mg/l bzw. in großen Tiefen > 50 m niedrige Werte von im Mittel 20 – 40 mg/l.

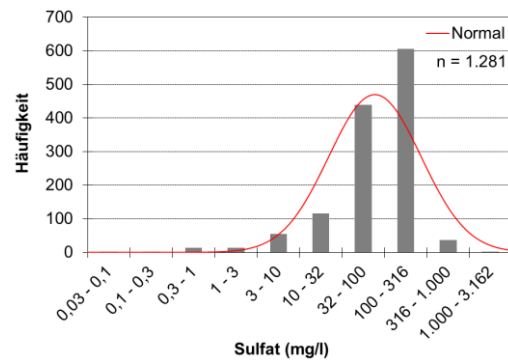


Abbildung 4-13. Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Sulfatgehalte ohne die Grundwassermessstellen der Bergbau-Gebiete.

In Gebieten mit bedecktem Grundwasserleiter nehmen die Sulfatkonzentrationen auf Ackerland und Waldflächen mit der Tiefe ab. Dies trifft auch für Siedlungsflächen ab einer Tiefe von 5 m zu und ist auf die Reduktion von Sulfat im anaeroben (sauerstoffarmen) Milieu zurückzuführen. An unbedeckten Grundwasserleiterstandorten auf Grün- und Ackerland ist ein leichter Anstieg der Konzentrationen bis in eine Tiefe von 20 m zu beobachten. Als sekundäre Sulfatquelle kommt die Oxidation von Sulfiden durch Nitrat und andere Oxidationsmittel in Frage. Mit weiter zunehmender Tiefe nehmen die Konzentrationen durch Reduktion ab. Das Auftreten von sulfatreduzierten Wässern (5 bis 50 mg/l) in Oberflächennähe weist entweder auf stark stagnierende und/oder anmoorige Bedingungen oder auf eine Liegendspeisung von altem Grundwasser hin (Jahnke 2011).

Die Spannweitendiagramme sind hier kritisch zu betrachten, da in den Flächennutzungskategorien Wald, Siedlung und Ackerland auch die bergbaulich beeinflussten Grundwassermessstellen enthalten sind, die zu einer Verzerrung der Spannweiten in Richtung höherer Werte führen. Daher zeigt Abbildung 4-15 die statistischen Kennwerte in Spannweitendiagrammen aufgeteilt nach Beeinflussungstypen. Die Typisierung der Grundwasserbeeinflussung wird in Kapitel 3.7 erläutert. Mithilfe dieser Aufteilung werden die stark erhöhten Sulfatkonzentrationen durch Versauerungsprozesse in der Bergbauregion deutlich.

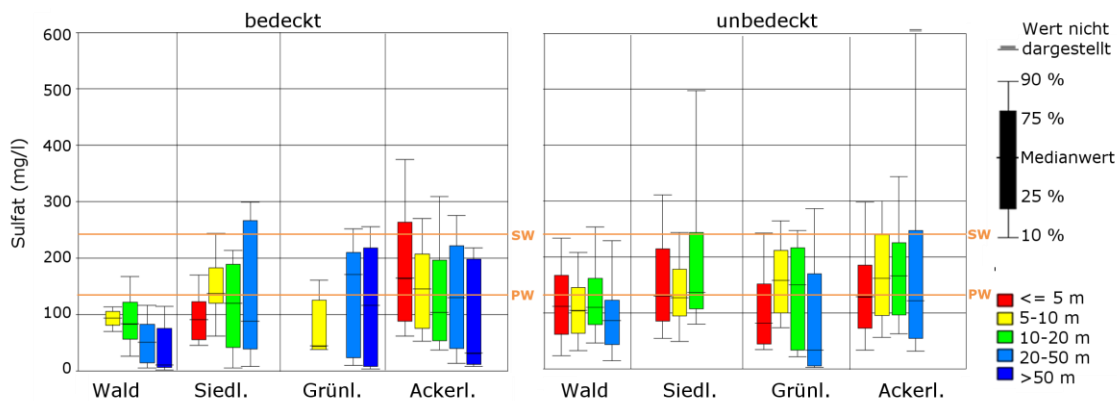


Abbildung 4-14. Spannweitendiagramme der Sulfatkonzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Flächennutzung, inklusive der Grundwassermessstellen in der Bergbauregion; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK). Die orangenen Linien markieren den Prüfwert (PW) des LUGV und den Schwellenwert (SW) nach GrwV.

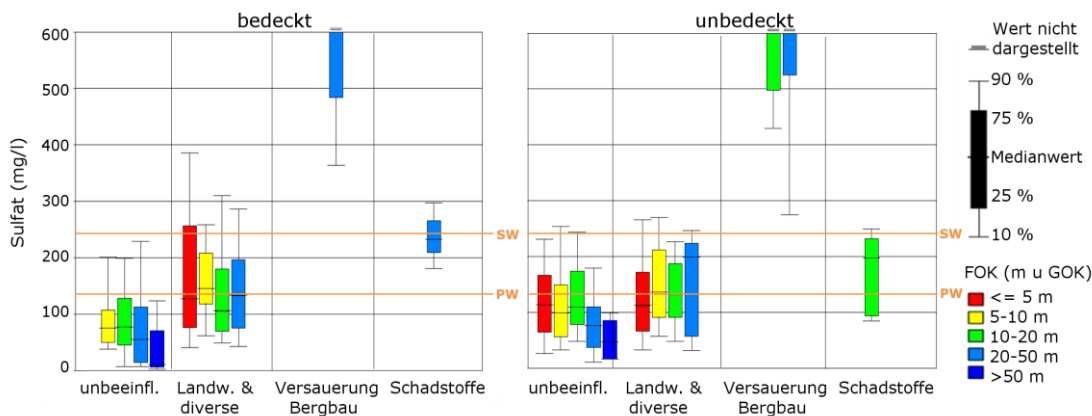


Abbildung 4-15. Spannweitendiagramme der Sulfatkonzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Beeinflussungstypen; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (FOK in m u GOK). Die orangenen Linien markieren den Prüfwert (PW) des LUGV und den Schwellenwert (SW) nach GrwV.

Die Übersichtskarte in Abbildung 4-16 zeigt eine räumliche Konzentration der extrem hohen Sulfatkonzentrationen (> 500 mg/l) ausschließlich in der Bergbauregion im Süden Brandenburgs, für die eine zusätzliche Konzentrationsklasse ergänzt wurde. Durch den Wiederanstieg des Grundwassers in der Bergbaufolgelandschaft der Niederlausitz in das belüftete Sediment steigen dort die Sulfatkonzentrationen durch Pyritoxidation an und der pH-Wert sinkt deutlich ab.

Lokal treten in Brandenburg auch außerhalb der Bergbauregion erhöhte Sulfatgehalte > 150 mg/l und sogar über dem Schwellenwert der GrwV von

240 mg/l auf. Diese konzentrieren sich insbesondere auf das Gebiet der ehemaligen Rieselfelder südlich Berlins (maximal 560 mg/l) und auf das Gebiet des Oderbruchs im Osten von Brandenburg. Hier werden Sulfatkonzentrationen über 500 mg/l nachgewiesen, die auf einen landwirtschaftlichen Einfluss zurückzuführen sind. Ein Beispiel für einen punktuellen Eintrag zeigt eine GWM im Nordwesten Berlins mit Messwerten zwischen 670 und 2.200 mg/l, die einem ehemaligen agrochemischen Zentrum zugeordnet werden können.

Auch der Aufstieg geogen salinärer Tiefenwässer bedingt erhöhte Sulfatkonzentrationen. Diese

werden in Abbildung 4-16 für Gehalte > 150 mg/l als rote Kreise dargestellt. Dies betrifft u. a. zwei Grundwassermessstellen aus dem Sondermessnetz „Geogene Versalzung“ mit Sulfatkonzentrationen geogenen Ursprungs > 500 mg/l, die sich zum einen nordwestlich von Berlin und zum anderen im Süden

Brandenburgs, im Raum Lübbenau befinden. Bei Sulfatkonzentrationen > 150 mg/l der nicht bis kaum anthropogen beeinflussten Grundwassermessstellen könnte es sich teilweise um Sulfat (Pyritoxidation) aus verdeckten Nitratreinträgen handeln.

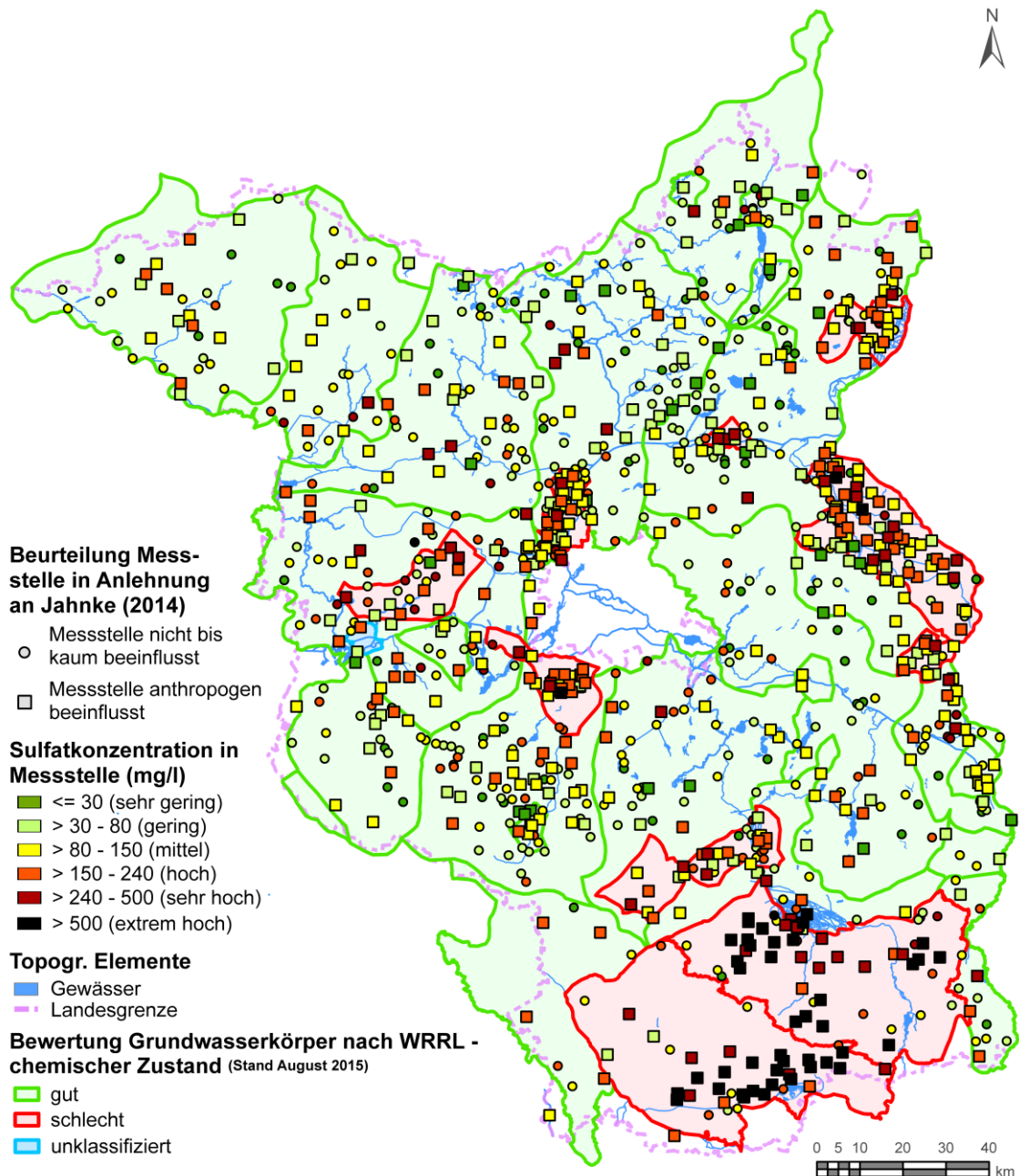


Abbildung 4-16. Übersichtskarte der Sulfatkonzentrationen in Brandenburg (mg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.6 Stickstoffverbindungen (Nitrat, Ammonium)

Die Stickstoffspezies Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) werden hauptsächlich über die Landwirtschaft in das Grundwasser eingetragen. Neben der Ausbringung stickstoffhaltiger Mineral- oder Wirtschaftsdünger erfolgt dies auch über den Umbruch von Grünland und die Trockenlegung organogener Niederungsböden. Ammonium kann außerdem über Abwässer, z. B. in nichtkanalisierten Gebieten oder durch undichte Kanalisationsrohre in das Grundwasser gelangen. Signifikante Ammoniumkonzentrationen entstanden besonders durch den jahrzehntelangen Rieselfeldbetrieb. Dazu kommt ein indirekter landwirtschaftlicher Eintrag über die atmosphärische Deposition von Ammoniak, welchen besonders Tierhaltungen emittieren. In Gebieten mit intensiver Tierhaltung werden im Vergleich zur Umgebungsluft erhöhte Ammoniak- oder Ammoniumkonzentrationen festgestellt. Daneben werden große Mengen an Stickoxiden über Verbrennungsprozesse der Industrie und Kraftwerke freigesetzt. Über die atmosphärische Deposition gelangt das Ammonium auch in die Wälder. Während Nitrat nur selten geogen vorkommt, kann das Ammonium-Ion auch natürlich in Tiefenwässern auftreten. Es entsteht durch die Zersetzung organischen Materials, z. B. in Torfschichten (Ammonifikation) oder unter Mooren. Ammonium ist nur unter reduzierenden Bedingungen stabil und wird bei Sauerstoffzufuhr über Nitrit zu Nitrat umgesetzt (Nitrifikation). Die Nitrifikation kann bei pH-Werten < 7 gehemmt sein. Im Gegensatz zu Nitrat, welches nicht sorbiert und daher im Grundwasser sehr mobil ist, bindet sich das Ammonium-Ion ähnlich dem Alkalimetall Kalium vorzugsweise an die Feststoffmatrix und kann so dem Grundwasser entzogen werden. Die durch Adsorption an die Feststoffmatrix gebildeten Ammonium-Depots können ein Mehrfaches der Stoffmenge im Grundwasser betragen. Bei Unterbindung oder Reduzierung des anthropogenen Ammoniumeintrags können die Depots durch Rücklösung über lange Zeit für erhöhte Ammoniumgehalte im Grundwasser sorgen. Nach Jahnke (2011) kann die an der Festphase

adsorbierte Ammoniumkonzentration die gelösten Gehalte um ein 10-faches übersteigen.

Für Nitrat und Ammonium gibt die GrwV einen Schwellenwert von 50 mg/l bzw. 0,5 mg/l vor. Die Prüfwerte des LUGV betragen 2 mg/l für Nitrat und 0,5 mg/l für Ammonium und implizieren nach Jahnke (2011) den Beginn einer anthropogenen Beeinflussung (vgl. Kapitel 3.5). Der Hintergrundwert nach HÜK200 für Ammonium liegt zwischen 0,54 und 1,02 mg/l.

Auf 31 % der Landesfläche, vor allem in den Niederungen, liegt die Grundwasseroberfläche bei weniger als 2 m unter Gelände und auf weiteren 19 % der Landesfläche zwischen 2 und 5 m unter Gelände. Die hier entwickelten Böden weisen ein starkes Sorptionsvermögen auf, da sie hohe organische oder tonige Anteile besitzen. Im Grundwasser überwiegen in diesen Gebieten reduzierende, sauerstoffarme bis -freie Bedingungen.

Die Häufigkeitsverteilung für Nitrat in Abbildung 4-17 (links) zeigt einen Peak bei Messwerten von 0,1 – 0,3 mg/l. Die hohen Konzentrationen der nächstkleineren Klasse 0,03 – 0,1 mg/l beruhen auf der Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze als halben Wert (häufigste Bestimmungsgrenze: 0,1 mg/l) und sind daher kritisch zu betrachten. Etwa 20 % der Messwerte überschreiten den Prüfwert des LUGV von 2 mg/l. Der Maximalwert liegt bei ca. 300 mg/l.

Die Ammoniumwerte in Abbildung 4-17 (rechts) weisen über den gesamten Datensatz eine lognormale Verteilung auf. Die häufigste Bestimmungsgrenze für Ammonium liegt bei 0,05 mg/l. Unterhalb dieses Messwertes liegen 20 % der Daten. Bei einem Drittel der Analysen kommt es zu einer Überschreitung des Schwellenwerts der GrwV bzw. des LUGV Prüfwertes von 0,5 mg/l. Maximal wurden 120 mg/l Ammonium festgestellt.

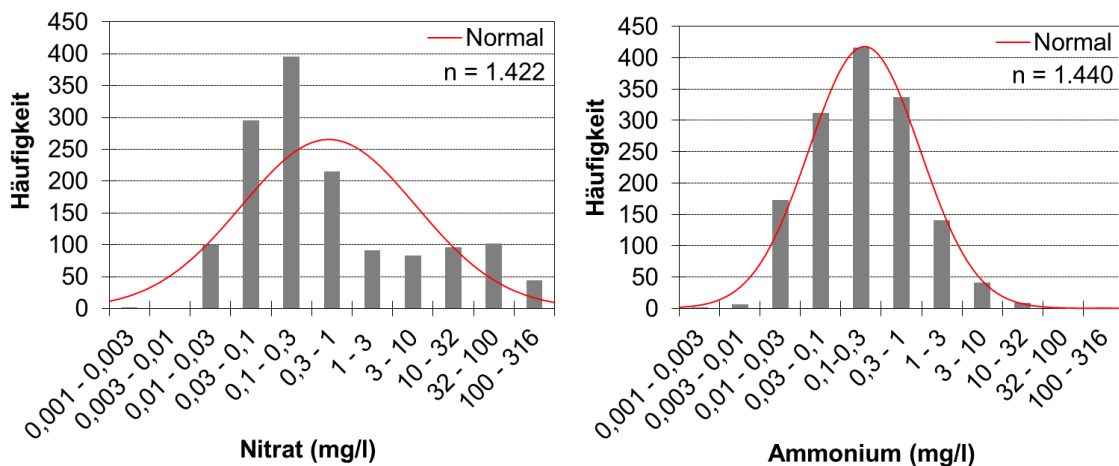


Abbildung 4-17. Häufigkeitsverteilungen der logarithmierten Nitrat- und Ammoniumgehalte.

Die Spannweitendiagramme der Nitratkonzentrationen dokumentieren die Redoxsensitivität (Abbildung 4-18). So treten in den flach verfilterten Grundwassermessstellen besonders in Ackerland- und Siedlungsbereichen erhöhte Nitratgehalte auf, während in Tiefen > 20 m meist eisen-, mangan- oder sulfatreduzierende Bedingungen vorherrschen und das Nitrat längst mikrobiell abgebaut wurde. Dort wo trotzdem Nitrat nachgewiesen wurde (z. B. unter Ackerflächen > 20 m Filtertiefe) liegt eine mächtige obere oxidierende Zone vor, die z. B. durch gutdurchlässige, sandige Sedimente, bereits aufgebrauchte Reduktionsmittel (z. B. Pyrit, Corg) und hohe Nitrateinträge begünstigt wird. An Grünland- und Waldstandorten sind die Nitratkonzentrationen insgesamt sehr gering (< 0,2 mg/l). Lokal erhöhte Konzentrationen (Maximalwert 202 mg/l) können auf eine Stickstoffsättigung im Waldboden hindeuten. Sie können aber auch aus benachbarten, landwirtschaftlich genutzten Flächen resultieren, die in Zustromrichtung liegen.

Deutlich höhere Messwerte als unter Wald- und Grünlandflächen wurden an Siedlungs- und Ackerlandstandorten bestimmt. Beide Flächennutzungen enthalten auch die maximal gemessenen Konzentrationen von 320 mg/l bzw. 329 mg/l (in den Abbildungen sind nur die 90-Perzentile dargestellt). Die hohen Nitratwerte in Siedlungsgebieten können durch die Düngung

benachbarter landwirtschaftlicher Flächen oder von Gartenanlagen bzw. Parks verursacht werden.

Aus der Verteilung der Ammoniumkonzentrationen auf die Flächennutzung in den Spannweitendiagrammen wird deutlich, dass die höchsten Messwerte an Ackerland und Grünlandstandorten auftreten (Abbildung 4-18 unten). Grünland dominiert in Brandenburg in den Niederungs- und Auenlandschaften mit geringen Grundwasserflurabständen und häufig reduzierenden Bedingungen. In den Waldgebieten sind die Ammoniumgehalte am geringsten, wobei eine Tendenz zur Zunahme der Konzentrationen mit der Tiefe beobachtet werden kann. Bei der Auswertung dieser Diagramme ist zu beachten, dass in den einzelnen Flächennutzungsklassen jeweils auch stark anthropogen überprägte Analysen von Grundwassermessstellen enthalten sind, die extrem hohe Ammoniumkonzentrationen aufweisen. Hierbei handelt es sich um Bergbau- und Rieselfeldmessstellen. Daher sind in Abbildung 4-19 die Spannweitendiagramme zusätzlich gruppiert nach Beeinflussungstypen dargestellt. Die Proben der Grundwassermessstellen in der Bergbauregion im Süden Brandenburgs sind zwar anthropogen beeinflusst, zeigen aber überwiegend sehr geringe ($\leq 0,1$ mg/l), vereinzelt auch mittlere (2 – 15 mg/l) Nitratkonzentrationen. Hier liegen fast ausschließlich eisen-/manganreduzierende Bedingungen vor, d. h. das Nitrat wurde reduziert und zu elementarem

Stickstoff umgewandelt. Die hohen Konzentrationen in den Proben der Rieselfeldmessstellen sind auf den ca. hundertjährigen Abwassereintrag zurückzuführen.

Die landesweite Verteilung der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen sowie die Beurteilung des anthropogenen oder geogenen Einflusses zeigen die Übersichtskarten in den Abbildungen 4-20 und 4-21. Die anthropogen beeinflussten Grundwassermessstellen werden als Rechtecke und die anthropogen unbeeinflussten oder kaum beeinflussten als Kreise dargestellt.

Hohe Nitratkonzentrationen (> 15 bzw. auch > 50 mg/l) treten besonders im Bereich der ehemaligen Rieselfelder im Süden Berlins, nördlich von Frankfurt und in den weiteren, entsprechend der WRRL als im schlechten chemischen Zustand deklarierten Grundwasserkörper, auf. Die anthropogen nicht oder kaum beeinflussten Nitratwerte

(Kreise in Abbildung 4-20) liegen zum größten Teil bei Werten $\leq 0,1$ mg/l (grün dargestellt).

Die Hälfte der Grundwassermessstellen in Abbildung 4-21 (49 %) deutet auf einen anthropogenen Ursprung des Ammoniums hin. Die besonders hohen Gehalte > 0,5 mg/l konzentrieren sich auf die nach WRRL in den schlechten chemischen Zustand eingestuften Grundwasserkörper und sind überwiegend landwirtschaftlich verursacht. Die extrem hohen Ammoniumgehalte in der Bergbaufolgelandschaft der Niederlausitz im Süden Brandenburgs können aus der organischen Substanz der umgelagerten tertiären Sedimente freigesetzt worden sein. Die Adsorptionsfähigkeit der Feststoffmatrix nimmt mit sinkendem pH-Wert ab, weshalb dort auch in großen Tiefen sehr hohe Ammoniumgehalte in Lösung nachgewiesen werden. Weiterhin ist in diesem Gebiet eine Nitrifikationshemmung bei pH-Werten < 7 wahrscheinlich.

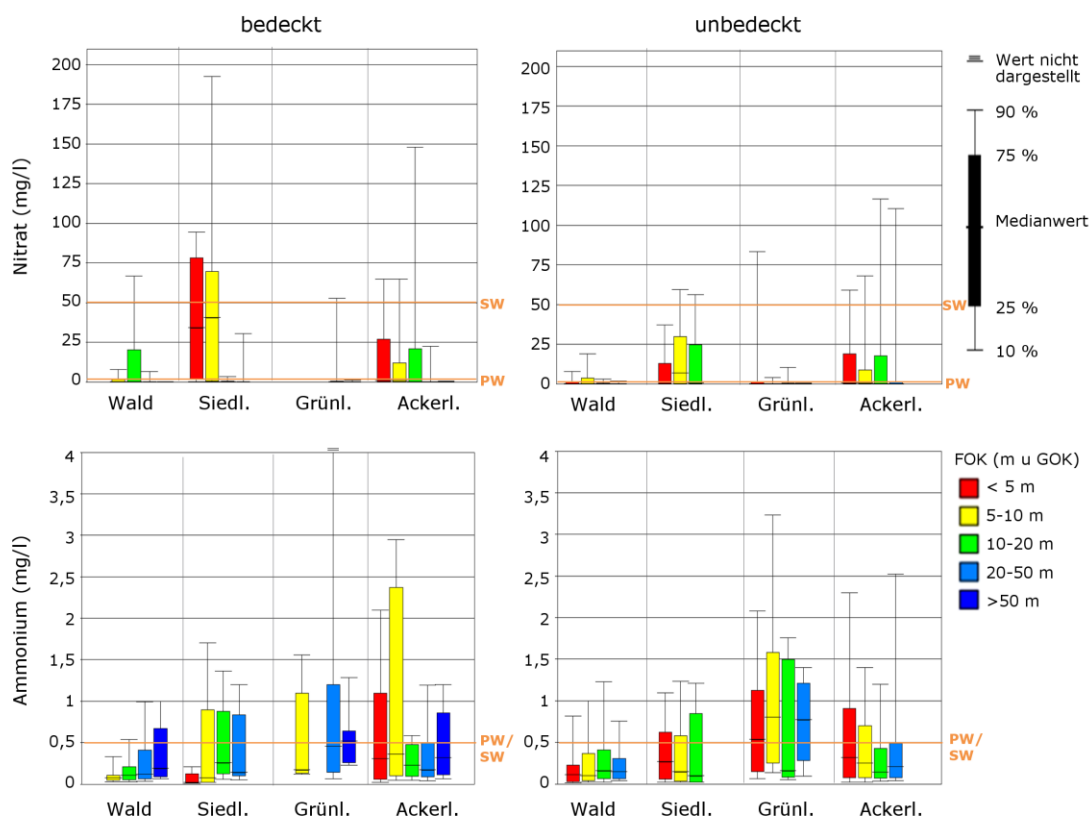


Abbildung 4-18. Spannweitendiagramme der Nitrat- (oben) und Ammonium- (unten) Konzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK). Die orangenen Linien markieren den Prüfwert (PW) des LUGV bzw. den Schwellenwert (SW) nach GrwV.

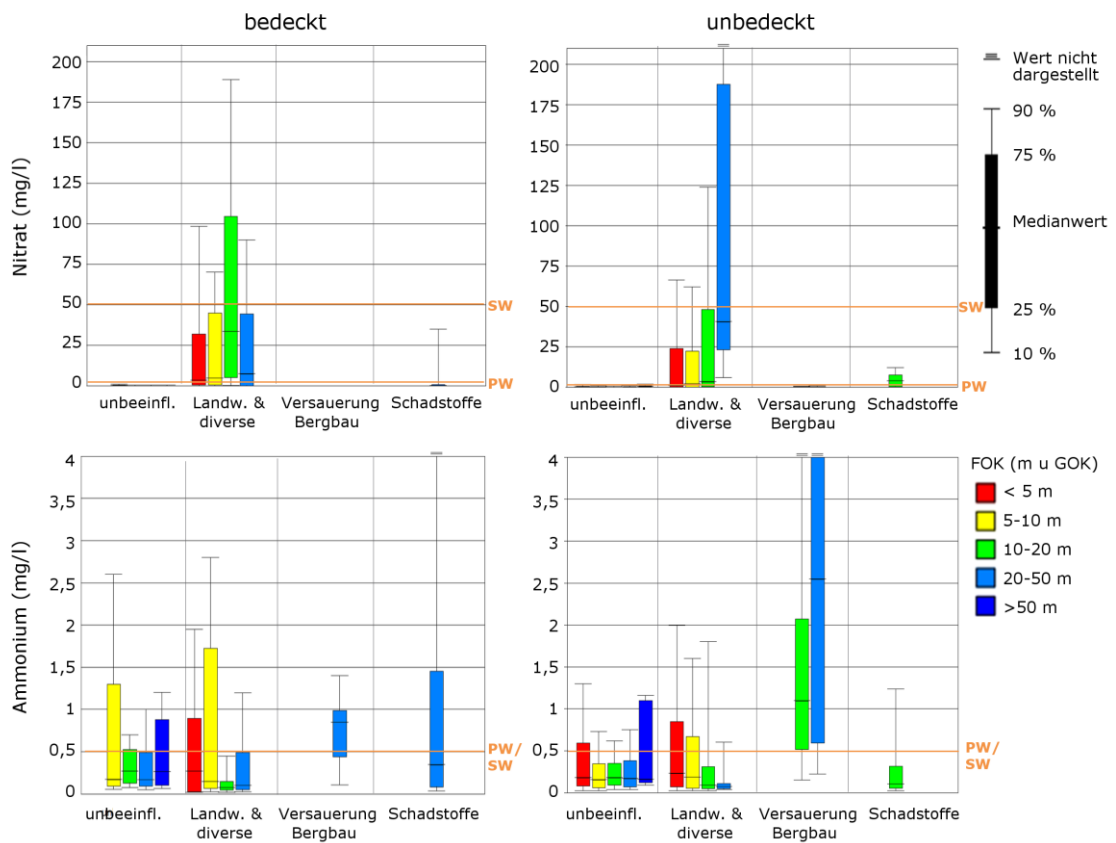


Abbildung 4-19. Spannweitendiagramme der Nitrat- (oben) und Ammonium- (unten) Konzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Beeinflussungstypen; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK). Die orangen Linien markieren den Prüfwert (PW) des LUGV bzw. den Schwellenwert (SW) nach GrwV.

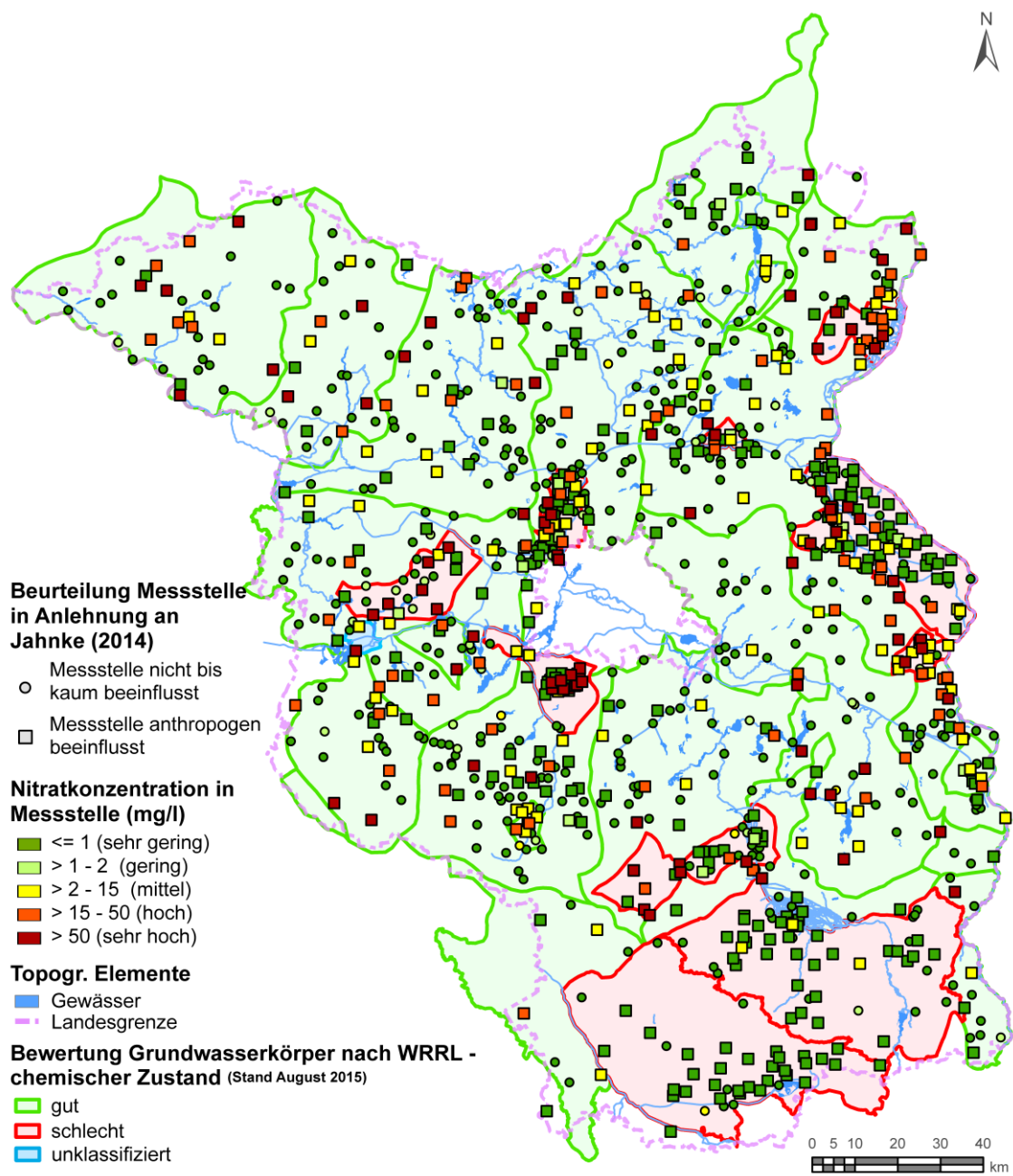


Abbildung 4-20. Übersichtskarte der Nitratkonzentrationen in Brandenburg (mg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

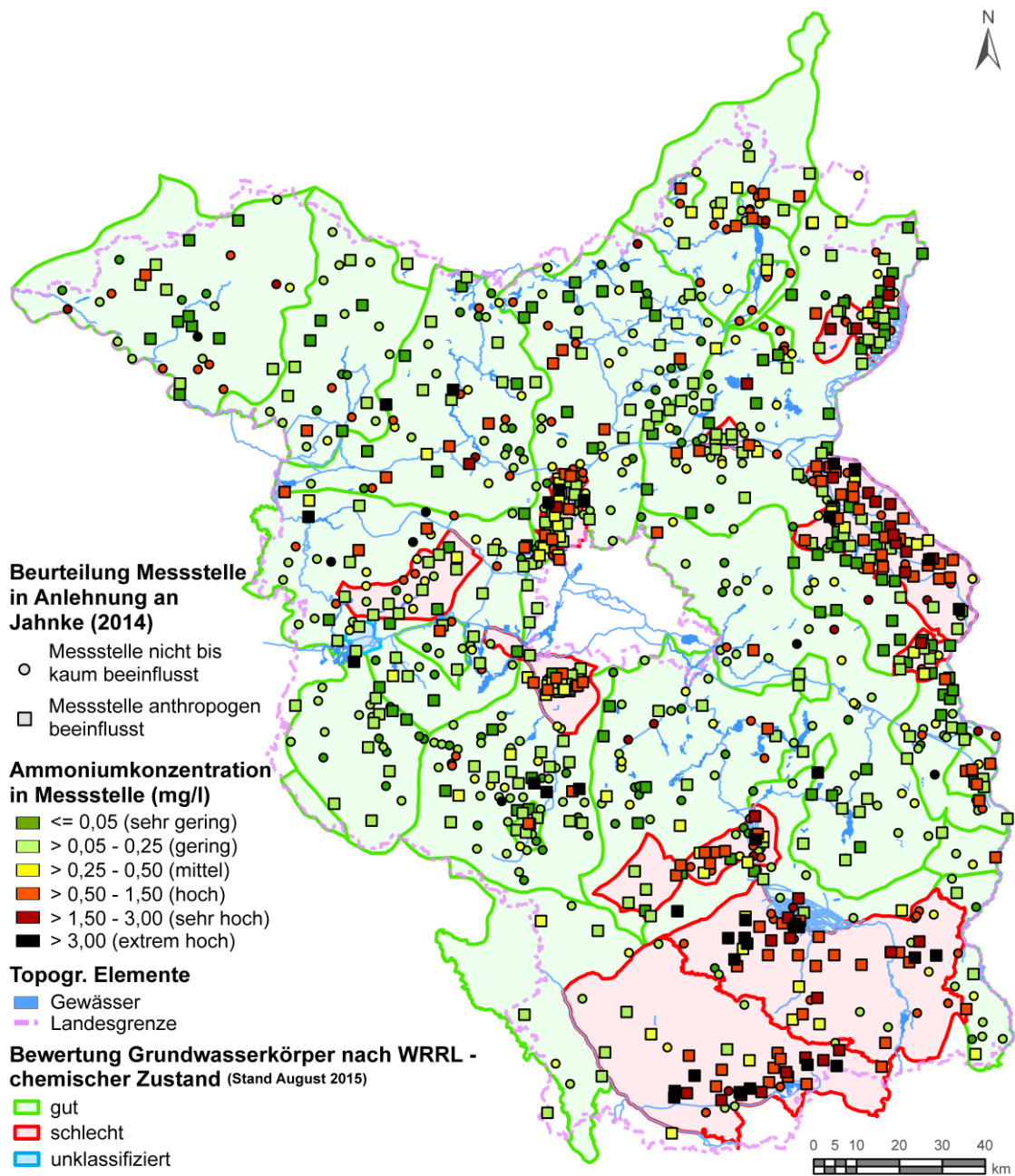


Abbildung 4-21. Übersichtskarte der Ammoniumkonzentrationen in Brandenburg (mg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.7 Gesamtphosphor (PO₄) und ortho-Phosphat

Phosphor ist ein sehr reaktionsfreudiges Element und kommt daher in der Natur nur gebunden vor. Die häufigsten Verbindungen sind die Salze der Orthophosphorsäure, die ortho-Phosphate (PO₄³⁻). Durch Kondensation können aus der Orthophosphorsäure weitere überwiegend schwerlösliche Di-, Poly- und Cyclo-Phosphate entstehen. Geogen erfolgt der Eintrag von Phosphaten ins Grundwasser über die Verwitterung phosphathaltiger Minerale, wie z. B. Apatiten, oder die Zersetzung organischen Materials (Organophosphate). Phosphor ist für alle Lebewesen essenziell für den Energiehaushalt und den Knochenaufbau. Er stellt außerdem einen Hauptnährstoff für Pflanzen dar, weshalb er auf den generell nährstoffarmen Sandböden Brandenburgs zur Erzielung hoher Erträge auf Äcker und Grünland aufgebracht wird. Dies geschieht flächenhaft über organische und untergeordnet auch mineralische Düngemittel (u. a. als Jauche, Mg- oder Ca- Phosphate). Phosphate wurden bis Mitte der 1990er Jahre außerdem zur Wasserenthärtung in Waschmitteln verwendet, wodurch es in großen Mengen über die Kläranlagenabläufe in die Gewässer oder über die Verrieselung direkt in das Grundwasser gelangt ist. Heute gibt es in den großen Kläranlagen Brandenburgs Phosphateliminierungsanlagen und die Phosphate in Waschmitteln und Geschirrspülmitteln werden zunehmend durch andere Substanzen ersetzt. Die anthropogen eingetragenen und von den Pflanzen nicht aufgenommenen Phosphatverbindungen werden unter anaeroben Bedingungen zu einem Großteil an Eisen- oder Aluminiumoxiden und Tonmineralen adsorbiert oder okkludiert.

Da Phosphat eine wesentliche Rolle bei der Eutrophierung von Gewässern spielt und über exfiltrierendes Grundwasser in die Gewässer gelangen kann,

gehört Phosphat nach der GrwV zu den Stoffen, deren Eintrag in das Grundwasser zu begrenzen ist. Einen Grenz- oder Schwellenwert gibt es jedoch nicht. Der Prüfwert des LUGV für ortho-Phosphat im Grundwasser liegt bei 0,3 mg/l. In einer früheren Untersuchung wurde eine Hintergrundkonzentration von 0,36 mg/l ermittelt (90-Perzentil, LUGV 2012b). Für Brandenburg wird ein Hintergrundwert für Gesamtphosphor (PO₄) zwischen 0,13 und 0,56 mg/l definiert (HÜK200 HGW). In Oberflächengewässern können jedoch schon deutlich geringere Phosphorkonzentrationen zu einer Verschlechterung des chemischen Zustands führen. Die Umweltqualitätsnormen der OGewV (2011) liegen für Gesamtphosphor (TP) in Fließgewässern bei 0,05 mg/l und in Seen bei 0,006 - 0,06 mg/l sowie für ortho-Phosphat-P in Fließgewässern bei 0,02 mg/l.

Der Datensatz für Gesamtphosphor (PO₄) zeigt eine annähernd lognormale Verteilung (Abbildung 4-22). Die häufigsten Messwerte liegen zwischen 0,2 und 0,3 mg/l. In 10 % der Analysen liegt die Gesamtphosphor (PO₄) -Konzentration unter der häufigsten Bestimmungsgrenze (0,03 mg/l). Insgesamt überschreitet etwa die Hälfte der Daten den Prüfwert des LUGV von 0,3 mg/l. Es werden Gehalte bis zu maximal 30,66 mg/l Gesamtphosphor (PO₄) festgestellt.

Die Häufigkeitsverteilung der ortho-Phosphatkonzentration ist ebenfalls annähernd lognormal. Hier liegen 25 % der Messwerte unter der Bestimmungsgrenze und die häufigsten Messwerte zwischen 0,03 und 0,06 mg/l. Das 90-Perzentil ist mit 0,28 mg/l etwas geringer als die im Rahmen einer vorherigen landesweiten Auswertung ermittelte Hintergrundkonzentration von ca. 0,36 mg/l (LUGV 2012b). Maximal wurden 16 mg/l ortho-Phosphat detektiert.

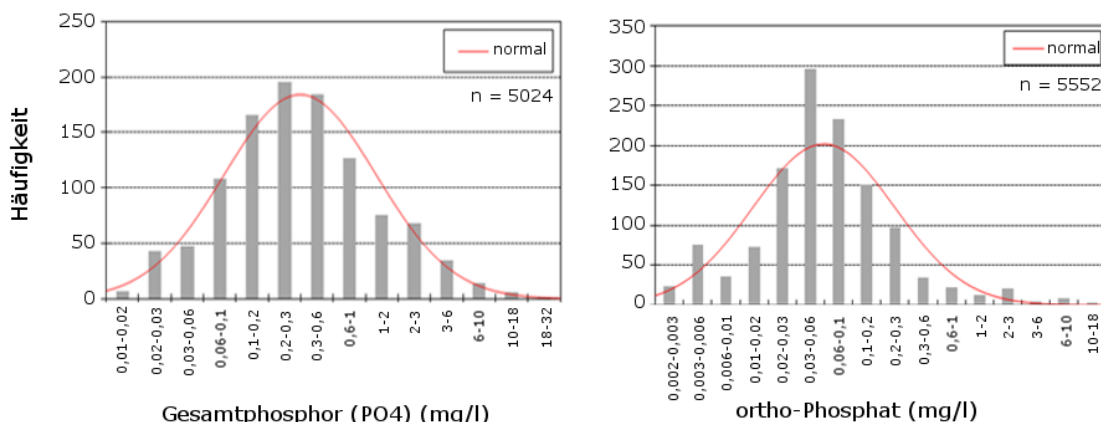


Abbildung 4-22. Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Gesamtphosphor (PO₄) und ortho-Phosphatgehalte.

Die Spannweitendiagramme für Gesamtphosphor (PO_4) und ortho-Phosphat in Abbildung 4-23 dokumentieren die Tiefenabhängigkeit der Phosphatkonzentrationen. Besonders für Gesamtphosphor (PO_4) aber auch für die ortho-Phosphatwerte wurden teilweise sehr hohe Konzentrationen in den oberflächennah verfilterten Grundwassermessstellen (≤ 5 m) gemessen, während der Gehalt in den tiefer verfilterten Grundwassermessstellen deutlich abnimmt. Einen signifikant hohen Medianwert für Gesamtphosphor (PO_4) zeigen oberflächennahe Siedlungsstandorte (< 5 m u GOK) mit bedecktem Grundwasserleiter. Des Weiteren werden erhöhte Gesamtphosphor (PO_4) -Konzentrationen an Ackerland- und Grünlandstandorten in oberflächennahen Grundwassermessstellen beobachtet, die auf Dünger zurückzuführen sind. Erhöhte Gesamtphosphor (PO_4)-Gehalte in Tiefen über 5 m treten nur vereinzelt auf und sind zum einen auf die Bergbauregion im Süden Brandenburgs zurückzuführen, wo die Versauerung die Löslichkeit von Calciumphosphaten erhöht und es dadurch zu einem Phosphatanstieg im Grundwasser kommt. Zum anderen betrifft dies Grundwassermessstellen unter den ehemaligen Riesefeldern im Süden Berlins. In

diesen Gebieten wurde über Jahrzehnte ortho-Phosphat über das Abwasser eingetragen. Am geringsten sind die ortho-Phosphatgehalte unter Waldstandorten mit Medianwerten um $0,05$ mg/l, da hier der anthropogene Phosphateintrag weitgehend vernachlässigbar ist.

Die Gegenüberstellung der Medianwerte von Gesamtphosphor (PO_4) und ortho-Phosphat zeigt, dass im Landesmaßstab anorganisches ortho-Phosphat nur ca. 15 % zur Konzentration von Gesamtphosphor (PO_4) beiträgt (vgl. Anhang A- 4). Hier muss jedoch berücksichtigt werden, dass für ortho-Phosphat in der Bergbauregion keine Daten vorlagen und die Anzahl der Messwerte daher unterschiedlich ist. Die auffällig hohen Konzentrationen von Gesamtphosphor (PO_4) in den oberflächennahen Grundwassermessstellen bestehen also zu einem Großteil aus Poly- und Organophosphaten. Die Abhängigkeit der Menge von organischem Phosphat von dem Anteil an organischem Material wird auch durch die hohen Konzentrationen an gesamtem organischem Kohlenstoff (TOC) ersichtlich (vgl. Kapitel 4.1.16).

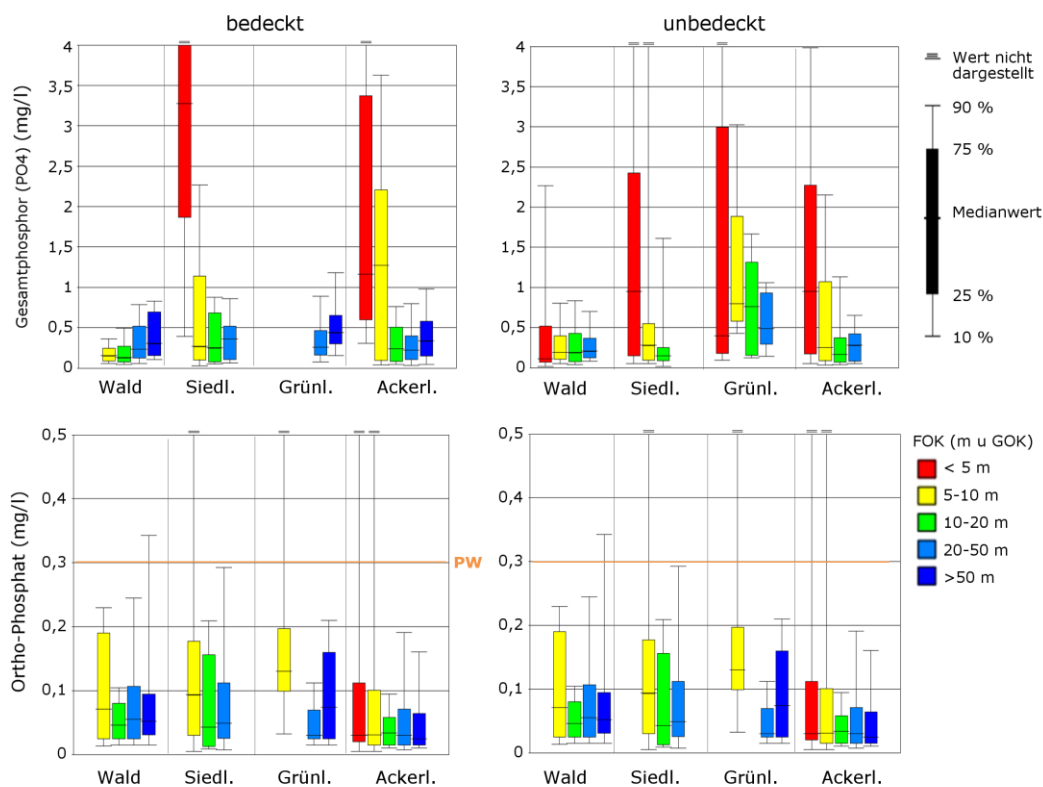


Abbildung 4-23. Spannweitendiagramme der Gesamtphosphor (PO_4) und ortho-Phosphatkonzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK). Die orangen Linien markieren den Prüfwert (PW) des LUGV.

Die Übersichtskarten in den Abbildungen 4-24 und 4-25 zeigen die Gesamtphosphor (PO₄)- und ortho-Phosphatkonzentrationen für Brandenburg. Die hohen bis sehr hohen Gesamtphosphor (PO₄)-Gehalte konzentrieren sich besonders im Oderbruch an der Ostgrenze Brandenburgs, im Umkreis von Oranienburg im Norden Berlins, im Süden von Berlin und etwa zentral im südlichen Teil Brandenburgs. Generell kann in diesen Gebieten von landwirtschaftlichen Einflüssen ausgegangen werden. Eine Ausnahme bildet der Abwassereintrag auf den ehemaligen Riesefeldern im Süden Berlins. In den anderen Landesteilen und auch im bergbaubeeinflussten Süden treten nur vereinzelt hohe Ge-

samtphosphor(PO₄) -Konzentrationen über 1 mg/l auf. Die ortho-Phosphatgehalte liegen in den stark landwirtschaftlich beeinflussten Gebieten im mittleren Bereich von 0,1 - 0,3 mg/l. Sehr hohe Werte konzentrieren sich auf Grundwassermessstellen in den ehemaligen Riesefeldern südlich Berlins und treten darüber hinaus auch vereinzelt über das Land verteilt auf. Ortho-Phosphatkonzentrationen > 0,2 mg/l weisen meist auf eine anthropogene Überprägung hin. Vereinzelt treten auch Phosphatgehalte bis 1 mg/l auf, die geogenen Ursprungs sind (z. B. an der nordwestlichen Grenze Brandenburgs und in der Uckermark).

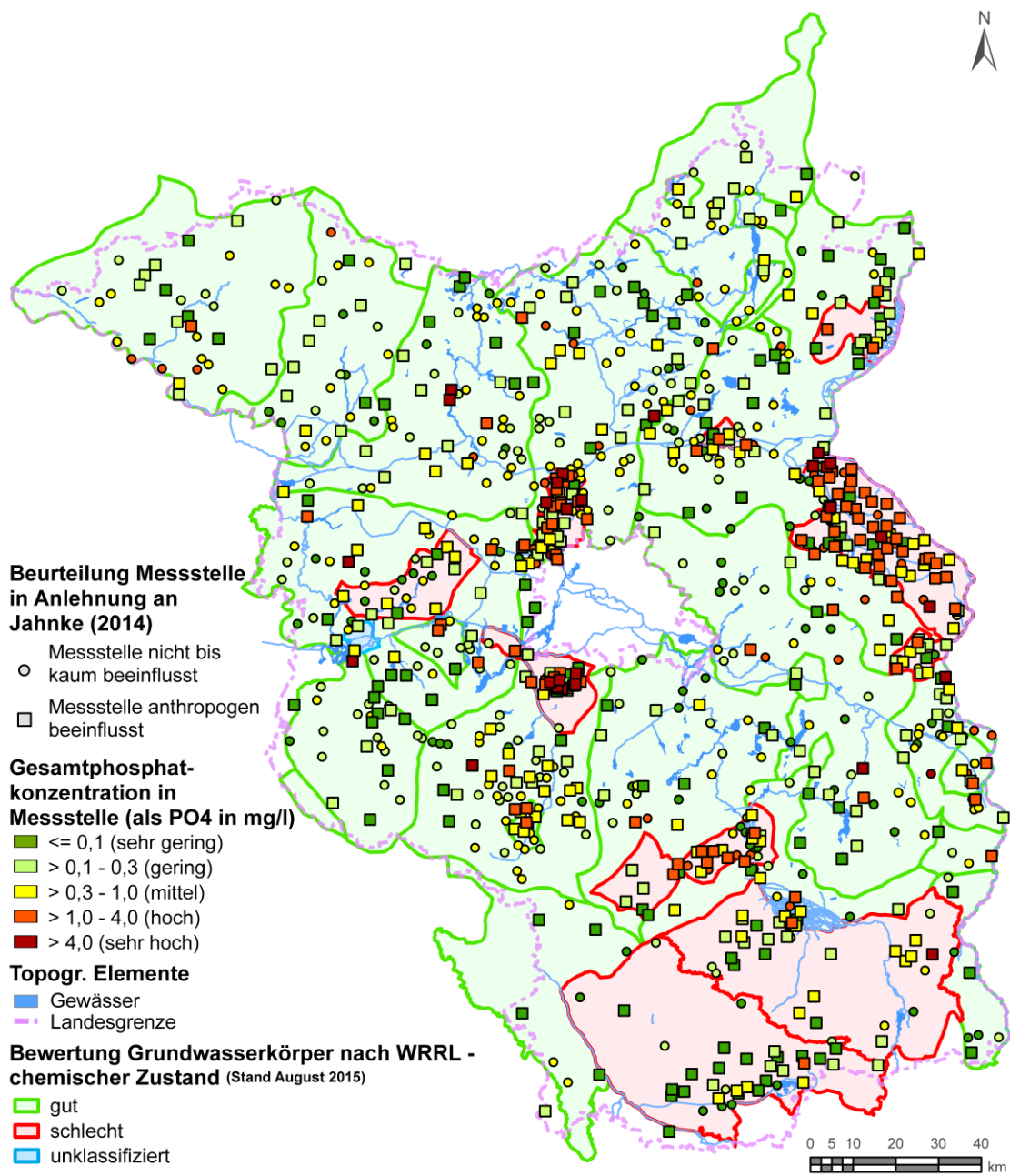


Abbildung 4-24. Übersichtskarte der Gesamtphosphor (PO₄)-Konzentrationen in Brandenburg (mg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

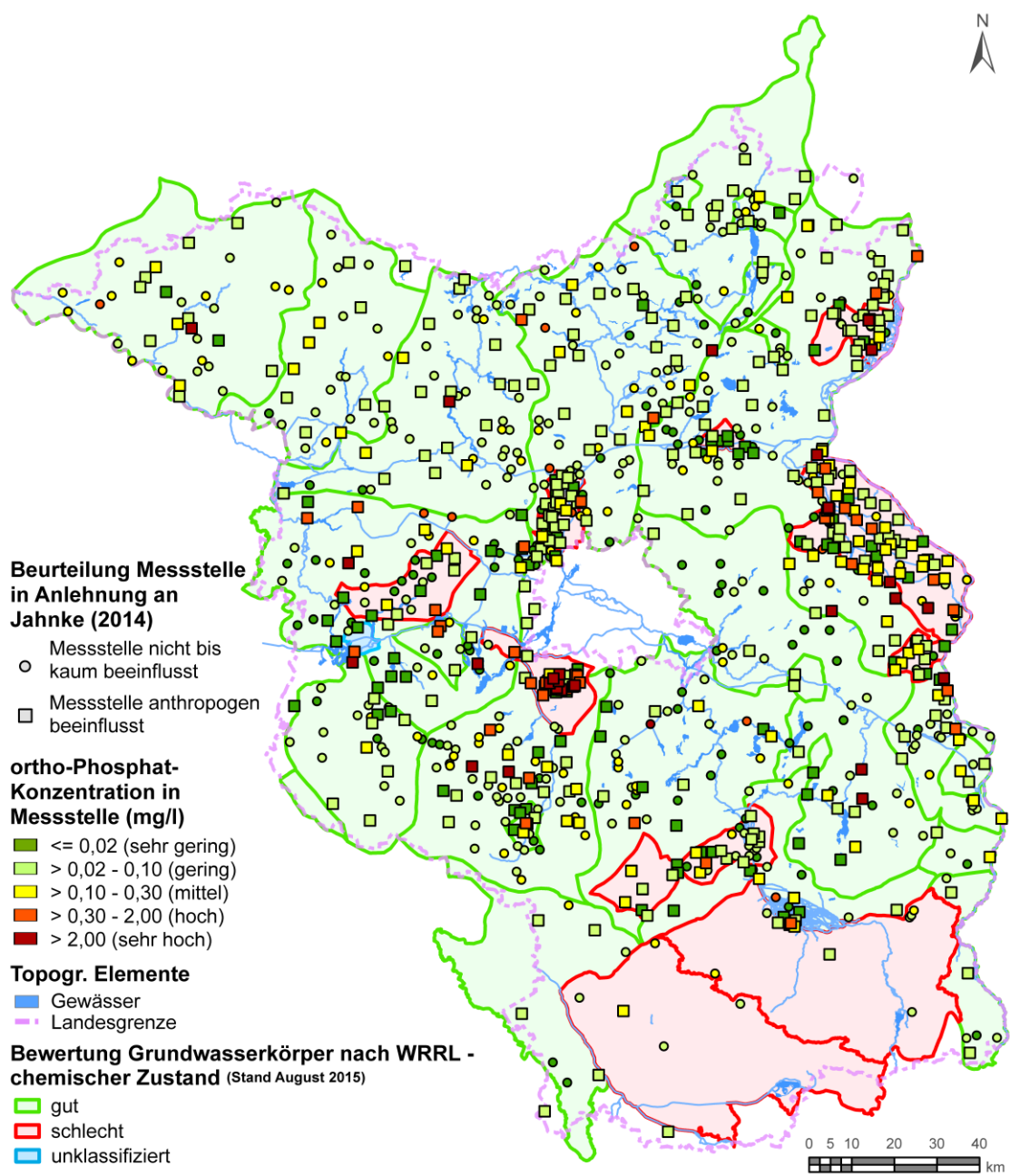
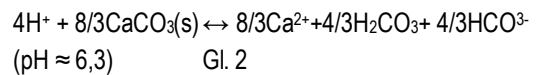
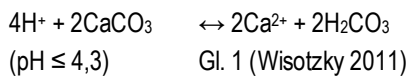


Abbildung 4-25. Übersichtskarte der ortho-Phosphatkonzentrationen in Brandenburg (mg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.8 Hydrogenkarbonat

Durch den Eintrag von Kohlendioxid ins Grundwasser, der über den Niederschlag, den Abbau von organischem Material oder den Aufstieg von Tiefenwässern erfolgen kann, entsteht Kohlensäure. Diese reagiert mit den im Grundwasserleiter enthaltenen Karbonaten solange, bis sich ein Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht eingestellt hat. Abhängig von der CO₂-Konzentration, die wiederum die Löslichkeit der Karbonate beeinflusst, ändert sich der Hydrogenkarbonatgehalt im Grundwasser. In natürlichen Wässern liegt jedoch oft kein Gleichgewichtszustand vor, sondern entweder ein Überschuss an Kohlensäure, der zu einer Versauerung bzw. einem Absinken des pH-Wertes führt, oder ein Überschuss an Karbonaten, welcher zu basischen pH-Werten und einer Kalkausfällung führen kann.

Geringe Hydrogenkarbonatkonzentrationen treten im Süden Brandenburgs in der Bergbauregion auf und sind auf die dort vorherrschenden sauren Bedingungen zurückzuführen, die sogar zu einer vollständigen Zehrung des Hydrogenkarbonatpuffers führen können. Die Medianwerte der beiden Grundwasserkörper, in denen diese Gebiete liegen, betragen 30 und 140 mg/l Hydrogenkarbonat. Die Calcit- und Dolomittlösung in den Tagebauen wirkt säureneutralisierend (Gl. 1). Dies kann auch zu einem Anstieg der Hydrogenkarbonatkonzentration führen (Gl. 2), der hier jedoch nicht beobachtet wurde.



Bezogen auf die vier Flächennutzungsarten Wald, Siedlung, Grünland und Ackerland werden die geringsten Konzentrationen an Waldstandorten festgestellt (Abbildung 4-26). Sehr niedrige Messwerte zeigen dabei oberflächennah verfilterte Grundwassermessstellen (≤ 5 m) in Gebieten mit unbedecktem Grundwasserleiter (Medianwert 85,4 mg/l). Diese sind auf die hohen Gehalte an freier Kohlensäure sowie auf ein teilweise geringes Alter der Wässer und damit ein nicht vollständig eingestelltes Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zurückzuführen.

Hohe Hydrogenkarbonatkonzentrationen (> 450 mg/l) können u. a. in anmoorigen Bereichen mit hoher organischer Substanz und reduzierendem Milieu auftreten. Da die Grünland-Flächen in Brandenburg in den Niederungs- und Auenlandschaften dominieren, sind hier die Hydrogenkarbonatgehalte verhältnismäßig hoch. Auf Ackerland führt Kalkung oder Düngung zu einer Erhöhung der Hydrogenkarbonatkonzentration. Auch der Eintrag von Abwässern, die hydrogenkarbonatreich sind und organisches Material enthalten, führt zu einer Erhöhung der Hydrogenkarbonatgehalte, wie es auf den Flächen der ehemaligen Rieselfelder im Süden Berlins der Fall ist (Medianwert 450 mg/l). An Grundwasserstandorten mit Geschiebemergelüberdeckung ist eine Zunahme der Hydrogenkarbonatkonzentrationen durch Karbonatlösung zu beobachten.

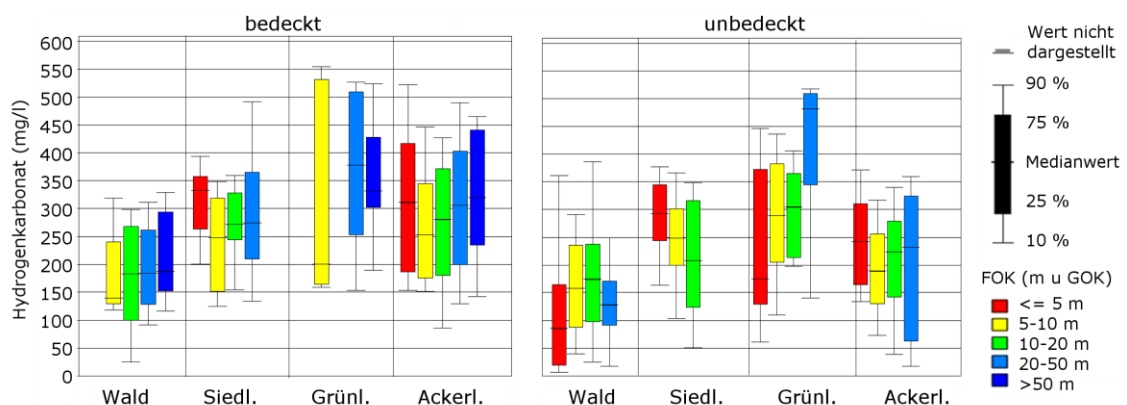


Abbildung 4-26. Spannweitendiagramme der Hydrogenkarbonatkonzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK).

4.1.9 Calcium

Die Hauptverbindungen des Calciums im Grundwasser sind Calciumhydrogencarbonat ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) und Calciumsulfat (CaSO_4). Es ist das häufigste Kation in terrestrisch geprägten Grundwässern. Calcium wird geogen über die Lösung von Karbonat-, Sulfat- und Silikatgesteinen eingetragen. Der Anteil an anthropogenem Calcium über Dünger („Kalkung“) kann allerdings auch beträchtlich sein.

Die Calciumkonzentration beträgt an Waldstandorten durchschnittlich ca. 80 mg/l (Abbildung 4-27). Dies korreliert besonders für die oberflächennah verfilterten Grundwassermessstellen mit den dort ebenfalls geringen Hydrogencarbonatkonzentrationen. Da viele Wälder durch die anthropogen verursachte atmosphärische Schwefel- und Stickstoffdeposition versauert sind, kommt es zu einer Nährstoffauswaschung aus dem Boden und dem oberflächennahen Grundwasser sowie zu einer Mobilisierung von Aluminium und Schwermetallen. Trotz einer Reduzierung der Schwefel- und Stickstoffdepositionen wurde besonders auf den empfindlichen norddeutschen Sandböden die Belastungsgrenze für den Eintrag von Luftschadstoffen („Critical Load“) schon überschritten, die auf Schadstoffemissionen aus Industrie und Landwirtschaft zurückzuführen sind (Scheffer und Schachtschabel 2010).

Die Calciumkonzentrationen auf Acker- und Grünlandflächen sind teilweise aufgrund landwirtschaftlicher Düngung und Kalkung erhöht. Eine Zunahme der Calciumgehalte erfolgt aber auch aus der Karbonatlösung von überdeckenden Geschiebemergeln. Erhöhte Konzentrationen werden ebenfalls für die Grundwassermessstellen auf den Rieselfeldern im Süden Berlins durch den Abwassereintrag sowie für die bergbaulich beeinflussten Messstellen im Süden Brandenburgs beobachtet. Die Calciumkonzentration steigt in den bergbaubeeinflussten Regionen durch die Lösung von Calcit. Der Anstieg der Calciumkonzentration kann dabei wiederum zu einer verstärkten Gipsbildung führen (Gl. 3), wodurch die Sulfatkonzentration verringert oder konstant gehalten wird. Ist das gesamte Calcit verbraucht, steigt auch der Sulfatgehalt wieder an (Wisotzky 2011). Daneben kann die Erhöhung der Karbonatkonzentrationen durch die Calcitlösung zur Ausfällung von Eisenkarbonaten (Siderit) führen (Gl. 4).

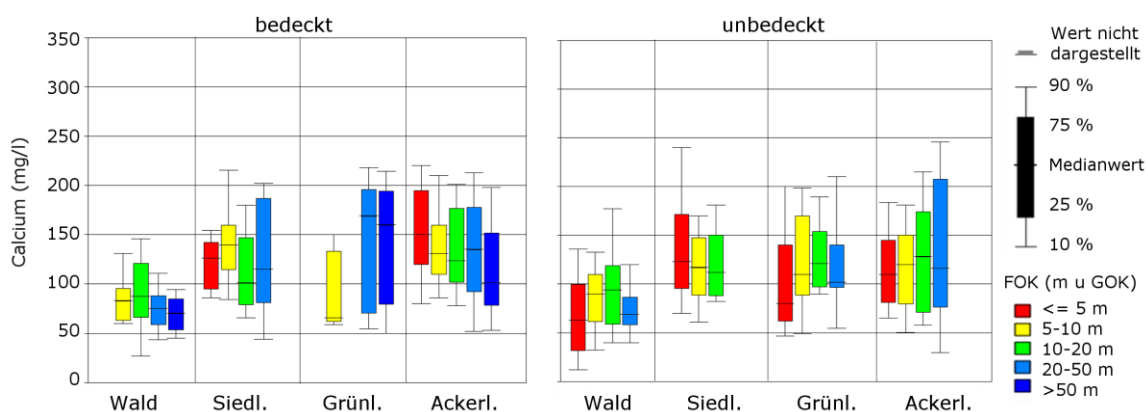
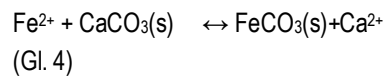
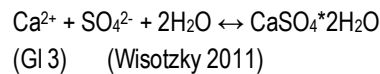


Abbildung 4-27. Spannweitendiagramme der Calciumkonzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK).

4.1.10 Magnesium

Das Erdalkalimetall Magnesium ist das zweithäufigste Kation im Grundwasser. Die Hauptverbindungen im Grundwasser sind Magnesiumhydrogenkarbonat ($Mg(HCO_3)_2$) und Magnesiumsulfat ($MgSO_4$). Es gehört neben Stickstoff und Phosphor zu den Hauptnährstoffen der Pflanzen. Ähnlich wie Calcium wird es geogen aufgrund von Verwitterungsprozessen sowie anthropogen infolge landwirtschaftlicher Düngung (Nährstoffdünger) und Kalkung in das Grundwasser eingetragen.

Die Medianwerte der Magnesiumgehalte sind mit 4,5 – 9 mg/l an Waldstandorten etwas geringer als die der anderen Flächennutzungsarten (Abbildung 4-28). Die niedrigsten Konzentrationen wurden hier an diesen Standorten mit unbedecktem Grundwasserleiter bis in eine Filtertiefe von 5 m bestimmt. Dies ist vermutlich auf eine Versauerung

der Waldböden zurückzuführen, die eine Auswaschung von Magnesiumionen zur Folge hat.

Hohe Konzentrationen an Grünland- und Ackerlandstandorten sind auf die landwirtschaftliche Düngung und Kalkung zurückzuführen. Durchschnittlich die höchsten Werte wurden hier in oberflächennah verfilterten Grundwassermessstellen (≤ 5 m) in bedeckten Grundwasserleitern gemessen (Medianwert 21 mg/l).

Auch in den bergbaulich beeinflussten Gebieten und den ehemaligen Rieselfeldern zeigen die Analysen erhöhte Magnesiumkonzentrationen. In den Bergbaugebieten liegt das 90-Perzentil bei ca. 80 mg/l. Hier ist, analog zum Anstieg der Calciumkonzentration, die Auflösung von Dolomit zur pH-Pufferung der durch Pyritoxidation entstehenden Säuren ursächlich.

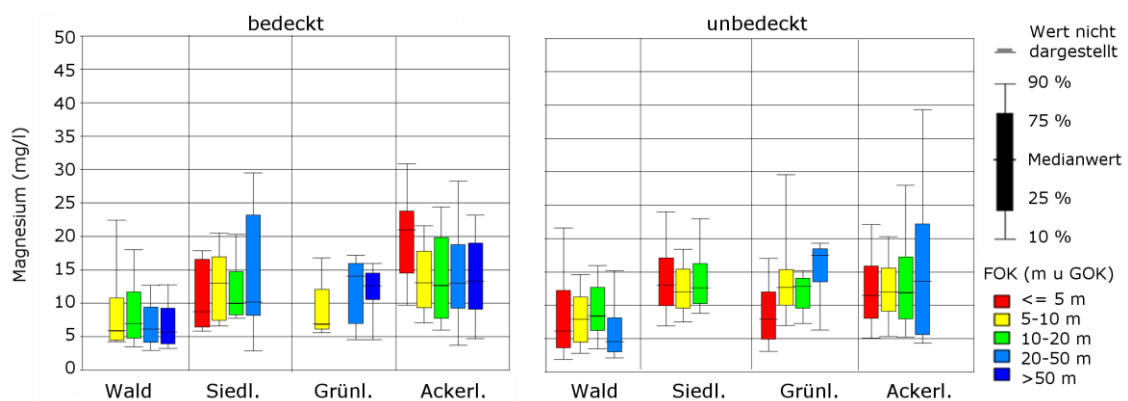


Abbildung 4-28. Spannweitendiagramme der Magnesiumkonzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK).

4.1.11 Natrium

Das Alkalimetall Natrium tritt im Grundwasser hauptsächlich in Form der Salze Natriumchlorid (NaCl), Natriumhydrogenkarbonat (NaHCO₃) und als Natriumsulfat (Na₂SO₄) auf, die sehr gut löslich sind. Der Eintrag ins Grundwasser erfolgt über die Verwitterung von Silikatgesteinen (z. B. Feldspäten) oder Tonmineralen sowie die Lösung von Salzgesteinen. Hohe Natriumkonzentrationen sind häufig auch eine Folge des Aufstiegs hoch mineralisierter Tiefenwässer und gehen dann einher mit erhöhten Chloridgehalten. Zusätzlich wird Natrium anthropogen durch z. B. Straßensalzung, Dünger und Abwässer ins Grundwasser eingetragen.

Der Medianwert der Natriumkonzentration in Brandenburg liegt bei 17 mg/l (Abbildung 4-29). Vereinzelt, sehr hohe Messwerte (maximal ca. 580 mg/l)

sind durch den Aufstieg geogen salinärer Tiefenwässer zu begründen. An den ehemaligen Rieselfeldstandorten werden mit durchschnittlich 110 mg/l ebenfalls erhöhte Werte festgestellt, die auf das Beaufschlagungswasser zurückzuführen sind.

Die Medianwerte der Natriumkonzentrationen in den landwirtschaftlich beeinflussten Gebieten liegen für Grünland bei 7,2 – 87,4 mg/l und für Ackerland bei 13,8 – 35 mg/l, wobei die Spannweiten an Standorten mit Grundwasserleiterbedeckung größer sind. Die höchsten Durchschnittswerte werden hier in Filtertiefen von 20 – 50 m beobachtet. Die Natriumkonzentrationen nehmen auf Ackerlandstandorten durchschnittlich mit der Tiefe ab. Dort ist in den oberflächennahen Grundwassermessstellen ein landwirtschaftlicher Einfluss durch Dünger zu vermuten.

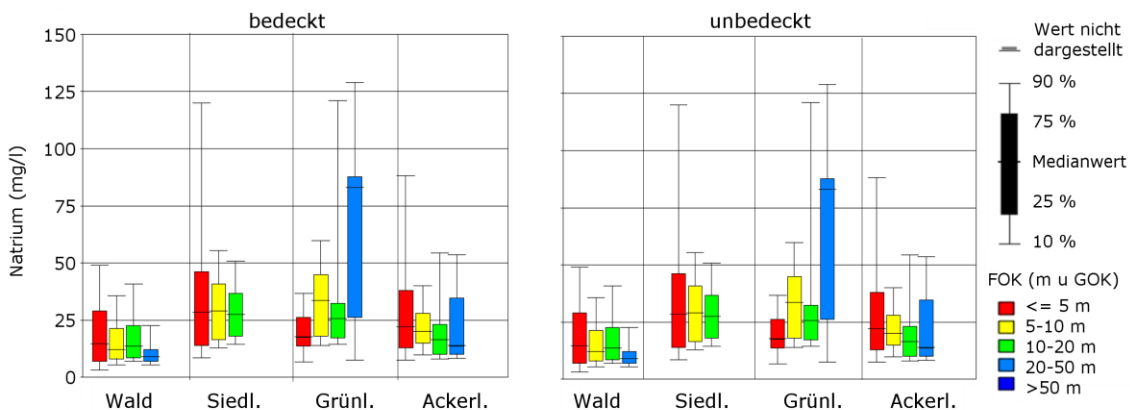


Abbildung 4-29. Spannweitendiagramme der Natriumkonzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK).

4.1.12 Kalium

Das Alkalimetall Kalium (K) kommt in der Natur als Kaliumverbindung in zahlreichen Mineralen (z. B. Feldspäten) vor. Es gehört zu den Hauptnährstoffen der Pflanzen. Der häufigste anthropogene Eintrag von Kalium in den Boden bzw. das Grundwasser erfolgt daher in Form von Dünger. Im Boden ist Kalium sehr gut pflanzenverfügbar, wenn es nur an den Außenflächen von Tonmineralen gebunden ist. Ist es dagegen ein fester Baustein von Mineralen oder zwischen Tonschichten eingebaut, können Pflanzen es schwerer erreichen. Kalium tritt erst bei einem erheblichen Überschuss (z. B. infolge künstlicher Kalium-Zufuhr mit mineralischen Düngern, Gülle oder Abwasser) oder bei Verdrängung von Adsorptionsplätzen der Feststoffmatrix (z. B. durch Ammonium), in erhöhten Konzentrationen im Grundwasser auf. Die Hauptverbindung im Grundwasser ist Kaliumchlorid (KCl). Der Rückhalt hängt dabei stark vom Sorptionsvermögen der Feststoffmatrix ab. Böden mit einem hohen Anteil an organischem Material oder an Tonmineralen besitzen ein entsprechend hohes Sorptionsvermögen für die Kationen.

Ein Maß für das Sorptionsvermögen stellt die Kationen-Austauschkapazität (KAK, mmol(eq)/kg) dar, die mit der Bodenkundlichen Übersichtskarte (Maßstab 1:300.000, BÜK 300) landesweit dokumentiert ist. Die Kationen-Austauschkapazität ist pH-abhängig und nimmt mit sinkendem pH-Wert ab (Jahnke 2011). Da die Menge der an die Feststoffmatrix adsorbierten Kalium- und Ammoniumgehalte

nach Auswertungen von Jahnke (2011) das 10-fache der Menge im Porenwasser betragen kann, ist folglich davon auszugehen, dass in vernässeten Gebieten die anthropogen eingetragenen Kalium- und Ammoniumgehalte langfristig gespeichert werden (Jahnke 2013). Böden mit hohem Sorptionsvermögen sind in den Niederungsgebieten Brandenburgs weit verbreitet und gehen in der Regel mit flurnahen Grundwasserständen bzw. Stauwasser einher. Der Prüfwert des LUGV liegt bei 7 mg/l, der Hintergrundwert der HÜK200 bei 3,84 - 9,32 mg/l.

Die Mehrheit der Messwerte in der Häufigkeitsverteilung für Kalium liegt zwischen 1 und 10 mg/l (Abbildung 4-30). Eine Überschreitung des LUGV Prüfwertes wurde bei 25 % der Daten beobachtet, die sich überwiegend auf die Flächennutzungen Siedlung, Grün- und Ackerland verteilen. Hier treten teilweise sehr hohe 90-Perzentile bis zu 70 mg/l auf, die auf anthropogene Einflüsse hindeuten. Der maximal gemessene Wert von 286 mg/l lässt sich eindeutig dem Zustrom eines ehemaligen agrochemischen Zentrums zuweisen.

Einen Indikator für anthropogene Kaliumeinträge bildet das Alkaliverhältnis Kalium/Natrium (Abbildung 4-30). Hierbei werden die Äquivalentkonzentrationen der Stoffmengenanteile verglichen. Ein Verhältnis von 1:10 (Verhältniszahl: 0,1) oder mehr steht dabei für einen geogen salinaren und damit anthropogen weitgehend unbeeinflussten Ursprung. Dabei gilt:

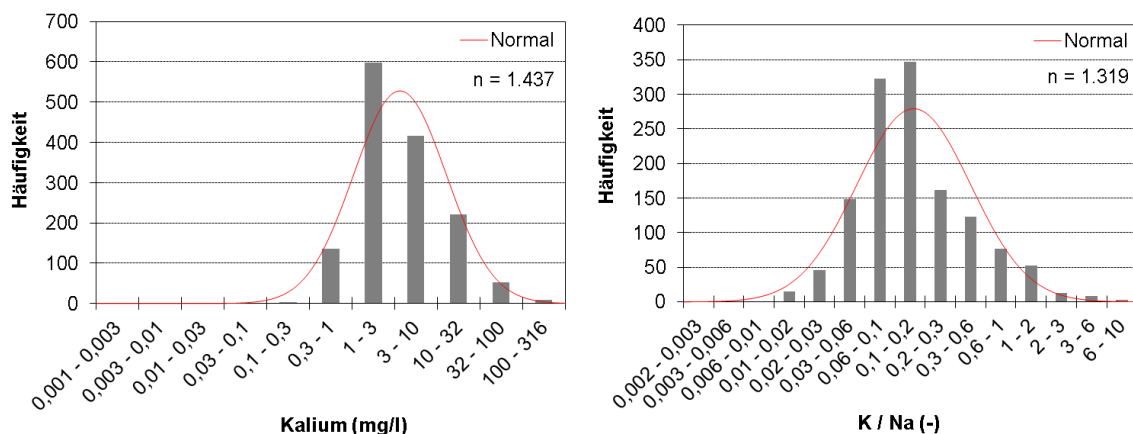


Abbildung 4-30. Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Kaliumgehalte und der Kalium/Natrium-Verhältnisse.

Je größer die Kaliumkonzentration, bzw. die Verhältniszahl, desto stärker der Hinweis auf einen anthropogenen Einfluss. Bei Verhältniszahlen $> 0,35$ (Verhältnis $\approx 1:3$) ist ein Kaliumeintrag infolge von Düngung (landwirtschaftliche Gebiete) oder Abwasser (Siedlungsgebiete) sehr wahrscheinlich. Die K/Na-Verhältnisse der untersuchten Grundwassermessstellen liegen zu 45 % unter 0,1 (Abbildung 4-30). Dagegen deuten aber auch etwa 20 % der Grundwassermessstellen mit Alkali-Verhältniszahlen von $K/Na > 0,35$ auf einen anthropogenen Einfluss hin.

Die Spannweitendiagramme in Abbildung 4-31 dokumentieren im Durchschnitt größere Medianwerte an den unbedeckten Grundwasserleiterstandorten als an den bedeckten. In den Waldgebieten sind diese mit maximal 4,2 mg/l insgesamt am geringsten. Für Grundwassermessstellen auf Ackerlandflächen und auch im Falle einer Grundwasserüberdeckung für Siedlungsstandorte ist eine vertikale Abhängigkeit der Kaliumgehalte zu erkennen, wobei die höchsten Gehalte bei Flurabständen kleiner 5 m gefunden wurden. Die starke Adsorptionstendenz von Kalium an die Feststoffmatrix erklärt diese Abnahme der Konzentrationen mit der Tiefe bzw. mit dem Fließweg des Grundwassers. Auffällig ist allerdings, dass die Konzentrationsunterschiede an den bedeckten Grundwasserleiterstandorten viel

geringer sind als an den unbedeckten, obwohl hier durch die Überlagerung bindiger Sedimente mit höheren Kationenaustauschkapazitäten bzw. verstärkter Sorption zu rechnen wäre. Zusätzlich wird für Grundwassermessstellen auf Siedlungsstandorten mit unbedecktem Grundwasserleiter zuerst ein Anstieg der Kaliumkonzentrationen mit der Tiefe auf ein Maximum in 5 - 10 m Tiefe beobachtet, gefolgt von einem Absinken in größeren Tiefen. Es ist anzunehmen, dass das Sediment hier oberflächennah kein hohes Sorptionsvermögen besitzt, so dass das Kalium größere Sickerstrecken zurücklegen kann.

Die flächenhafte Konzentrationsverteilung in der Übersichtskarte (Abbildung 4-32) zeigt, dass Kalium vor allem in den Niederungsgebieten Brandenburgs, dem Baruther Tal im Südwesten, dem Eberswalder Tal im Norden sowie im Odertal in erhöhten Konzentrationen auftritt (vgl. Abbildung 2-1). Dabei handelt es sich mehrheitlich um landwirtschaftlich beeinflusste Grundwassermessstellen. Hohe Kaliumgehalte werden außerdem im ehemaligen Rieselfeldgebiet und in der Bergbaufolgelandschaft der Niederlausitz im Süden Brandenburgs beobachtet. In der Bergbauregion sind die hohen Kaliumkonzentrationen auf die extreme Versauerung und die damit zusammenhängende Lösung kaliumhaltiger Minerale zurückzuführen.

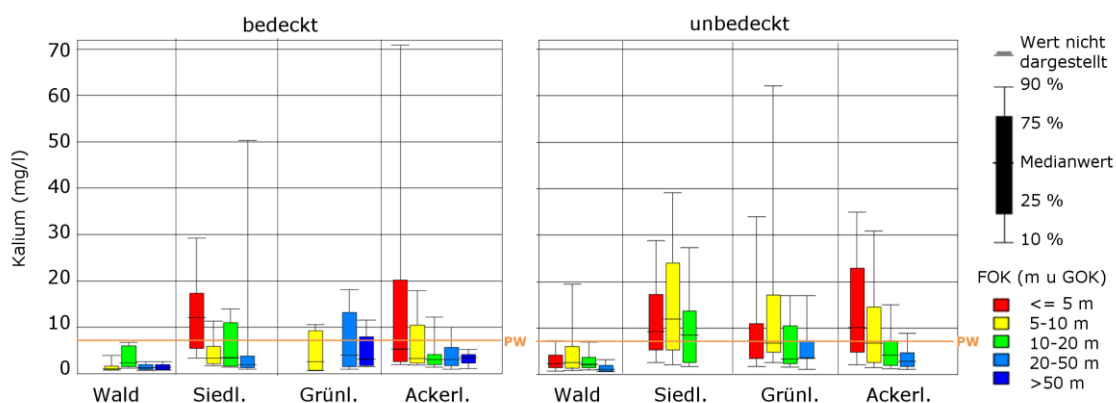


Abbildung 4-31. Spannweitendiagramme der Kaliumkonzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK). Die orangenen Linien markieren den Prüfwert (PW) des LUGV.

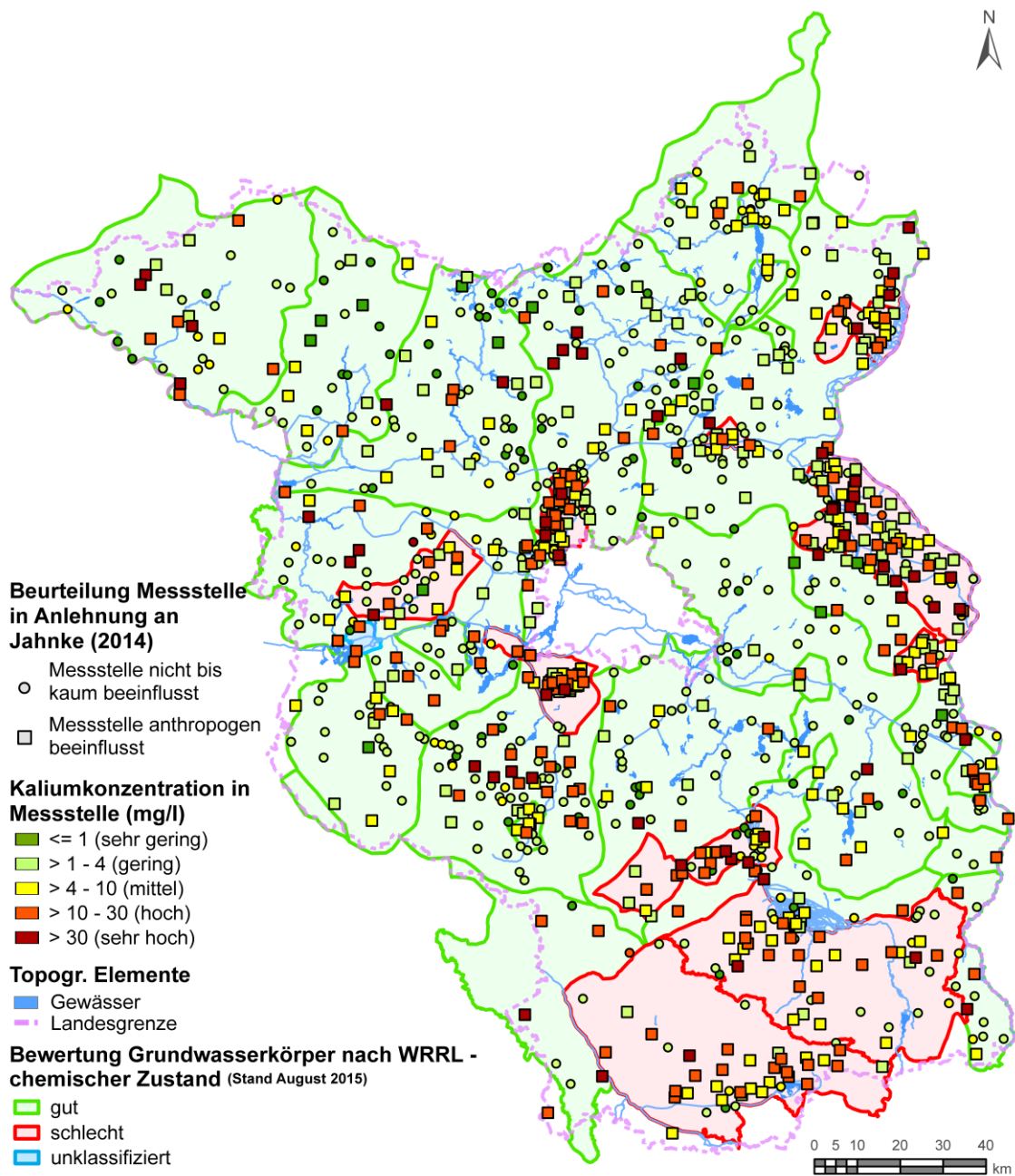


Abbildung 4-32. Übersichtskarte der Kaliumkonzentrationen in Brandenburg (mg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.13 Eisen und Mangan

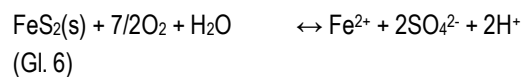
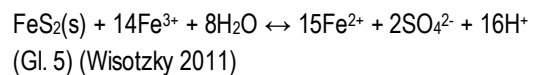
Die Übergangsmetalle Eisen und Mangan sind an ein reduziertes Milieu gebunden, d. h. sie treten vorwiegend in sauerstoffarmen bis sauerstofffreien Grundwässern auf. Die Sauerstoff- und auch die Nitratkonzentration korrelieren daher negativ mit der Eisen- und Mangankonzentration. Unter aeroben Bedingungen oxidiert Eisen von der leichtlöslichen zweiwertigen Oxidationsstufe zur schwerlöslichen dreiwertigen und Mangan von der zweiwertigen in die vierwertige Oxidationsstufe, wobei Mangan dafür sehr viel höhere Sauerstoffgehalte benötigt. Die Ausfällung dieser Eisen(III)hydroxide und Mangan(IV)oxide wird als Verockerung bezeichnet. Für den vorliegenden Bericht wurden zum einen die Gesamtgehalte an Eisen und Mangan analysiert, die sich aus dem gelösten Anteil, den schwerlöslichen Verbindungen (z. B. $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$) und Feinpartikeln/Kolloiden (Oxide und Hydroxide als Eisen- und Mangankarbonate sowie Sulfide) zusammensetzen. Zum anderen wurde die Konzentration an gelöstem Eisen und Mangan einzeln betrachtet. Signifikante anthropogene Grundwassereinträge von Eisen und Mangan sind nicht zu erwarten, da diese im Kontakt mit dem Luftsauerstoff ausfallen würden. Lediglich aufgrund bergbaulicher Maßnahmen, der Oxidation von Pyrit durch Nitrat oder unter stark versauerten Waldböden ist ein Eintrag möglich.

Die Spannweitendiagramme der statistischen Kennwerte in Abbildung 4-33 veranschaulichen die Unterschiede der Eisen- und Mangankonzentrationen je nach Beeinflussungstyp, Filtertiefe der Grundwassermessstelle und Grundwasserüberdeckung. Auf eine Darstellung der Flächennutzungsarten wurde an dieser Stelle verzichtet, da die Analysen der bergbaubeeinflussten Messstellen starke Verzerrungen der Spannweiten bewirken. Es ist zu beachten, dass die Parameter Eisen (gelöst) und Mangan (gelöst) im Grundmessnetz und dem Messprogramm „Nitrat“ nicht untersucht wurden. Die geringere Anzahl an Analysen führt dazu, dass Einzelwerte die Spannweitendiagramme stärker beeinflussen. Die Eisen (gelöst) und Mangan

(gelöst)-Diagramme sind daher mit den Gesamtgehalten nur bedingt zu vergleichen. Zusätzlich sind aufgrund einer teilweise zu geringen Datengrundlage nicht für alle Filtertiefen Spannweiten dargestellt (vgl. Kapitel 3.4).

In den Diagrammen wird der Unterschied zwischen teilweise extrem hohen Eisen- und Mangankonzentrationen in der Bergbauregion und den anderen Beeinflussungstypen deutlich. Die Medianwerte der abgebildeten Boxplots liegen für den Typ „Versauerung infolge Bergbau“ zwischen 63,2 und 207 mg/l für Eisen (gelöst) und 1,3 bis 3,4 mg/l für Mangan (gelöst). Das 90-Perzentil für Mangan (gelöst) erreicht an unbedeckten Grundwasserleiterstandorten in Filtertiefen über 15 m 18,6 mg/l und impliziert damit eine fast 400-fache Überschreitung des Grenzwertes der TrinkwV.

Die Pyritoxidation infolge von Sauerstoffzufuhr durch Grundwasserabsenkung und vor allem durch die Freilegung von Tagebauablagerungen sowie einem Grundwasserwiederanstieg nach der Auskohlung führt zu diesem starken Konzentrationsanstieg von gelöstem Eisen und Mangan im Kippengrundwasser. Des Weiteren kommt es zur Säurebildung und damit zu einer Verringerung des pH-Wertes (Gl. 3 und 4).



In den anderen Beeinflussungstypen liegen die Medianwerte überwiegend unter 5 mg/l für Eisen bzw. unter 0,5 mg/l für Mangan. Erhöhte Konzentrationen werden im Typ „Schadstoffe“ bei einer Filtertiefe von 20 - 50 m beobachtet. Für Analysen von landwirtschaftlich beeinflussten Grundwassermessstellen ergeben sich große Spannweiten in den Boxplots der oberflächennah verfilterten Messstellen, wobei die Medianwerte insgesamt mit der Tiefe abnehmen.

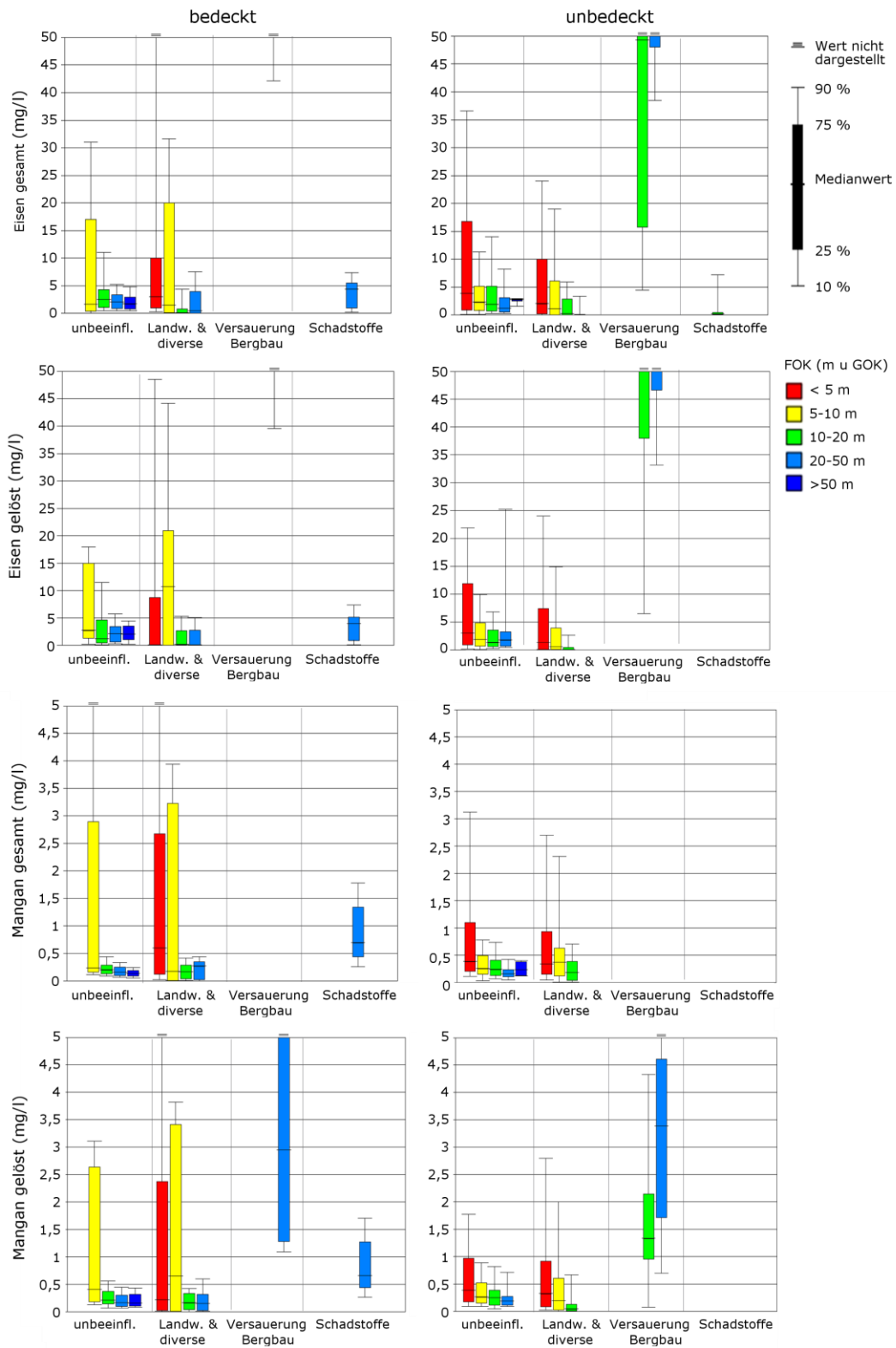


Abbildung 4-33. Spannweitendiagramme der Eisen (gesamt)-, Eisen (gelöst)-, Mangan (gesamt)- und Mangan (gelöst)-konzentrationen (mg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes gruppiert nach Beeinflussungstypen; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (FOK in m u GOK).

4.1.14 Aluminium

Aluminium ist zwar das dritthäufigste Element der Erdkruste, liegt aber fast ausschließlich gebunden vor und tritt daher typischerweise nur in sehr geringen Konzentrationen im Grundwasser auf. Die Löslichkeit von Aluminium steigt mit sinkendem pH-Wert, d. h. Aluminium liegt gelöst als Al^{3+} -Ionen lediglich in stark saurem Milieu bei pH-Werten $< 4,5$ vor. Der Grund hierfür ist die Verwitterung von Silikatgesteinen und Tonmineralen unter sauren Bedingungen, wodurch Aluminium in die Wasserphase freigesetzt wird. In der GrwV ist kein Schwellenwert definiert. Der Grenzwert der TrinkwV liegt bei $200 \mu\text{g/l}$.

Die Aluminiumgehalte in Brandenburg liegen im Mittel bei $8 \mu\text{g/l}$ (Abbildung 4-34). In den infolge der Versauerung chemisch veränderten bergbaubeeinflussten Grundwasserkörpern im Süden Brandenburgs treten im Vergleich zu den übrigen Landestei-

len relativ oft extrem hohe Aluminiumgehalte bis zu einem Maximum von $2.300 \mu\text{g/l}$ auf (Abbildung 4-35). Diese hohen Konzentrationen entstehen erst bei pH-Werten $< 3,5$, die durch zunehmende Säurebildung aus der Pyritoxidation auftreten und gehen oft einher mit steigenden Kalium- und Kieselsäuregehalten (Wisotzky 2011). Aufgrund einer geringen Anzahl Messwerte für insgesamt 7 GWM an unbedeckten Waldstandorten mit Filteroberkanten $\leq 5 \text{ m}$, die sich überwiegend in der Bergbauregion befinden, führen die vereinzelt auftretenden sehr hohen Konzentrationen zu einer starken Aufweitung des Boxplots. In den anderen Grundwasserkörpern wird Aluminium nur punktuell in Gehalten oberhalb von $30 \mu\text{g/l}$ und noch seltener oberhalb von $100 \mu\text{g/l}$ registriert (Abbildung 4-35). Dies trifft in der Regel auf die im Grundwasserschwankungsbereich ausgebauten Grundwassermessstellen an Waldstandorten bei Flurabständen unter 2 m zu, die niedrige pH-Werte aufweisen.

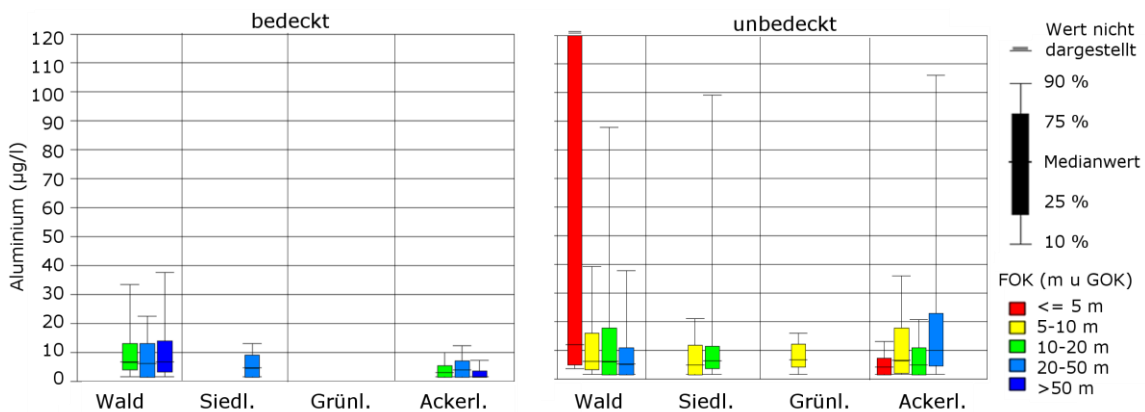


Abbildung 4-34. Spannweitendiagramme der Aluminiumkonzentration ($\mu\text{g/l}$) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK).

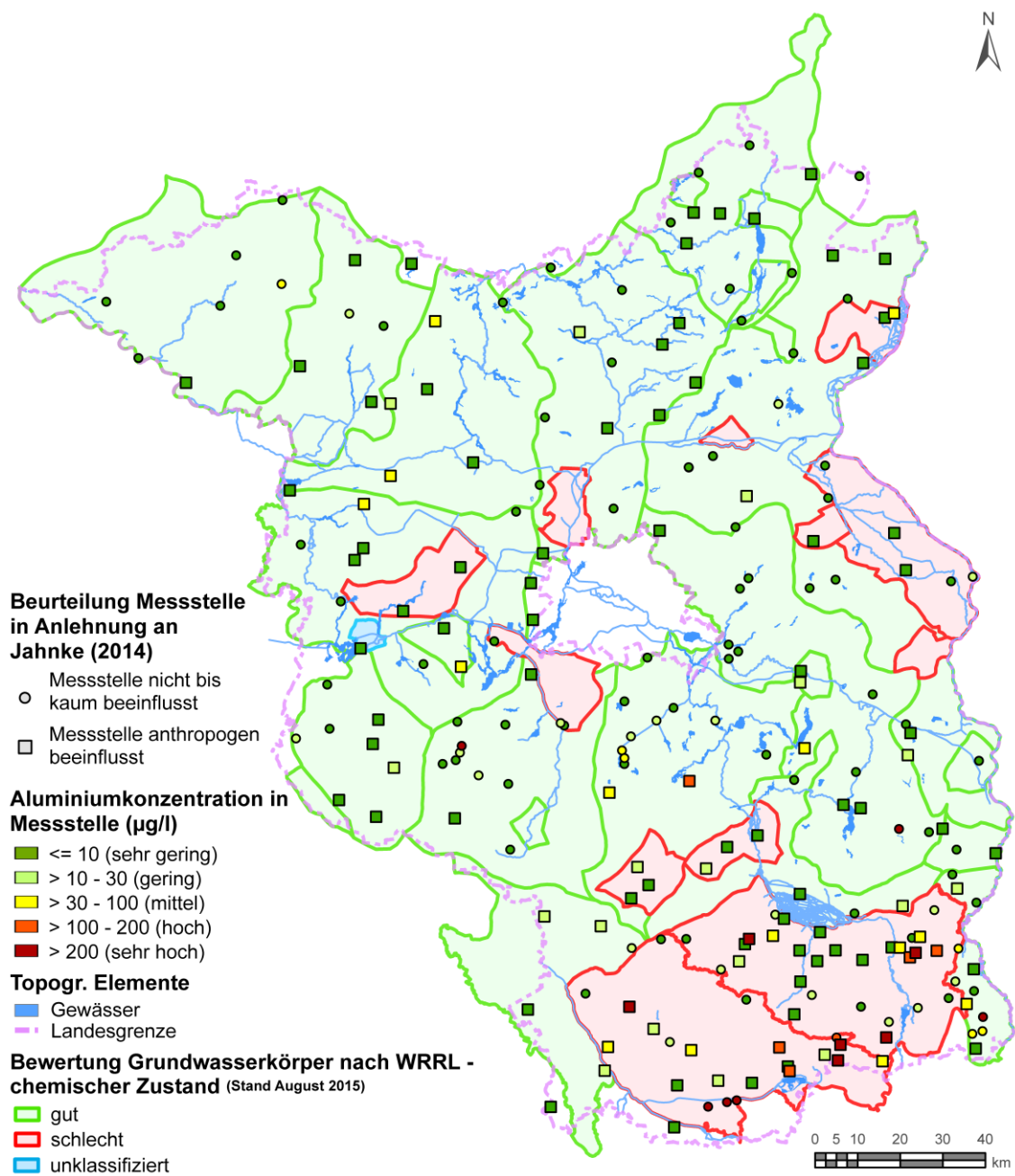


Abbildung 4-35. Übersichtskarte der Aluminiumkonzentrationen in Brandenburg (mg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.15 Bor

Das Halbmetall Bor (B) kommt geogen nur in Form sauerstoffhaltiger Verbindungen vor (z. B. Borax). Erhöhte Konzentrationen natürlichen Ursprungs können durch den Aufstieg salinärer Tiefenwässer entstehen. Borverbindungen werden sowohl industriell, z. B. als Bestandteil von Waschmittel, als auch in der Landwirtschaft als Insektizid oder Dünger eingesetzt und können im Grundwasser auf eine anthropogene Belastung hinweisen. Erhöhte Borkonzentrationen treten häufig auch im Abstrom von Deponien auf. Der Prüfwert des LUGV ist mit 150 µg/l deutlich geringer.

Bor weist über den gesamten Datensatz eine annähernd lognormale Verteilung auf (Abbildung 4-36). Die Werte liegen zu ca. 85 % unter 150 µg/l. Die höchsten Borkonzentrationen über 1 mg/l wurden hauptsächlich in den mit rieselfeldbür-tigen Abwässern belasteten Grundwassermessstellen südlich von Berlin festgestellt.

In Abbildung 4-37 sind die Spannweitendiagramme der berechneten Kennwerte für Bor dargestellt. Auf den ersten Blick scheinen die Schwankungsbereiche extrem groß zu sein. Die Medianwerte der Boxplots für die einzelnen Filtertiefen liegen allerdings überwiegend unter 150 µg/l.

Die hohen Konzentrationen, die besonders in Gebieten mit bedecktem Grundwasserleiter auftreten, sind hier ebenfalls auf die ehemaligen Rieselfelder im Süden Berlins zurückzuführen. Die hohen Borgehalte sehr tief verfilterter Grundwassermessstellen sind dagegen geogenen Ursprungs. Sie entstehen durch den Aufstieg geogen salinaren Tiefenwassers und können in quartären Rinnen auch einen Anteil an den hohen Borkonzentrationen liefern.

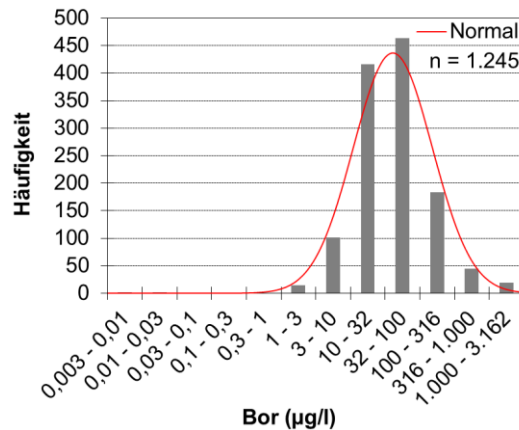


Abbildung 4-36. Häufigkeitsverteilung der logarithmierten Borgehalte.

Die Vergrößerung auf der Übersichtskarte in Abbildung 4-38 veranschaulicht die Kumulation der hohen Borkonzentrationen unterhalb der ehemaligen Rieselfelder im Raum Teltow südlich von Berlin. Lokal treten auch in anderen Teilen Brandenburgs erhöhte Borgehalte auf. Um zu unterscheiden, ob diese auf geogen-salinare Tiefenwässer oder anthropogene Einflüsse zurückzuführen sind, wurde eine Auswertung mithilfe der Software GEBAH durchgeführt. Die Ergebnisse werden in der Übersichtskarte über Kreise für nicht bis kaum anthropogen beeinflusste Grundwassermessstellen und Rechtecke für solche mit anthropogenem Einfluss veranschaulicht. Die Untersuchungen belegen, dass an insgesamt 11 Standorten, trotz teilweise nur gering erhöhter Borkonzentrationen ein geogener Ursprung wahrscheinlich ist. Zusätzlich kann geschlossen werden, dass Borgehalte > 500 µg/l in der Regel auf einen anthropogenen Eintrag hindeuten.

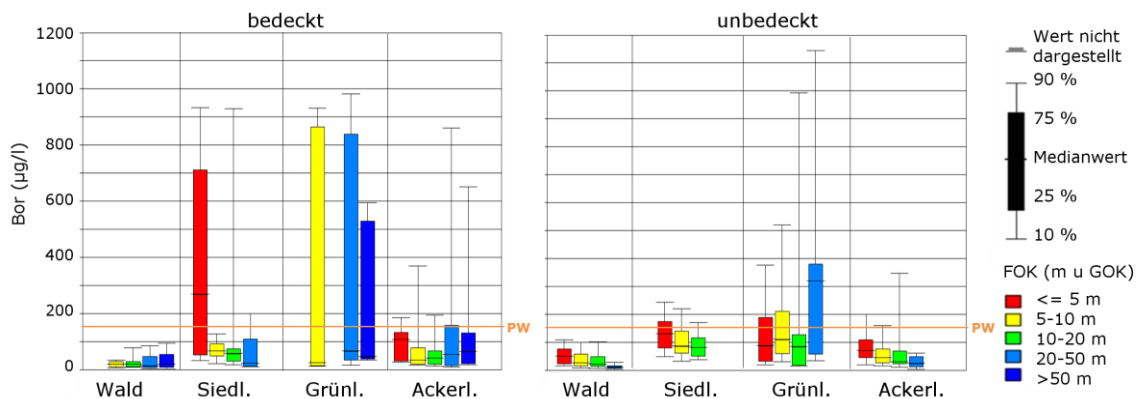


Abbildung 4-37. Spannweitendiagramme der Borkonzentrationen (µg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK). Die orange Linie markiert den Prüfwert (PW) des LUGV.

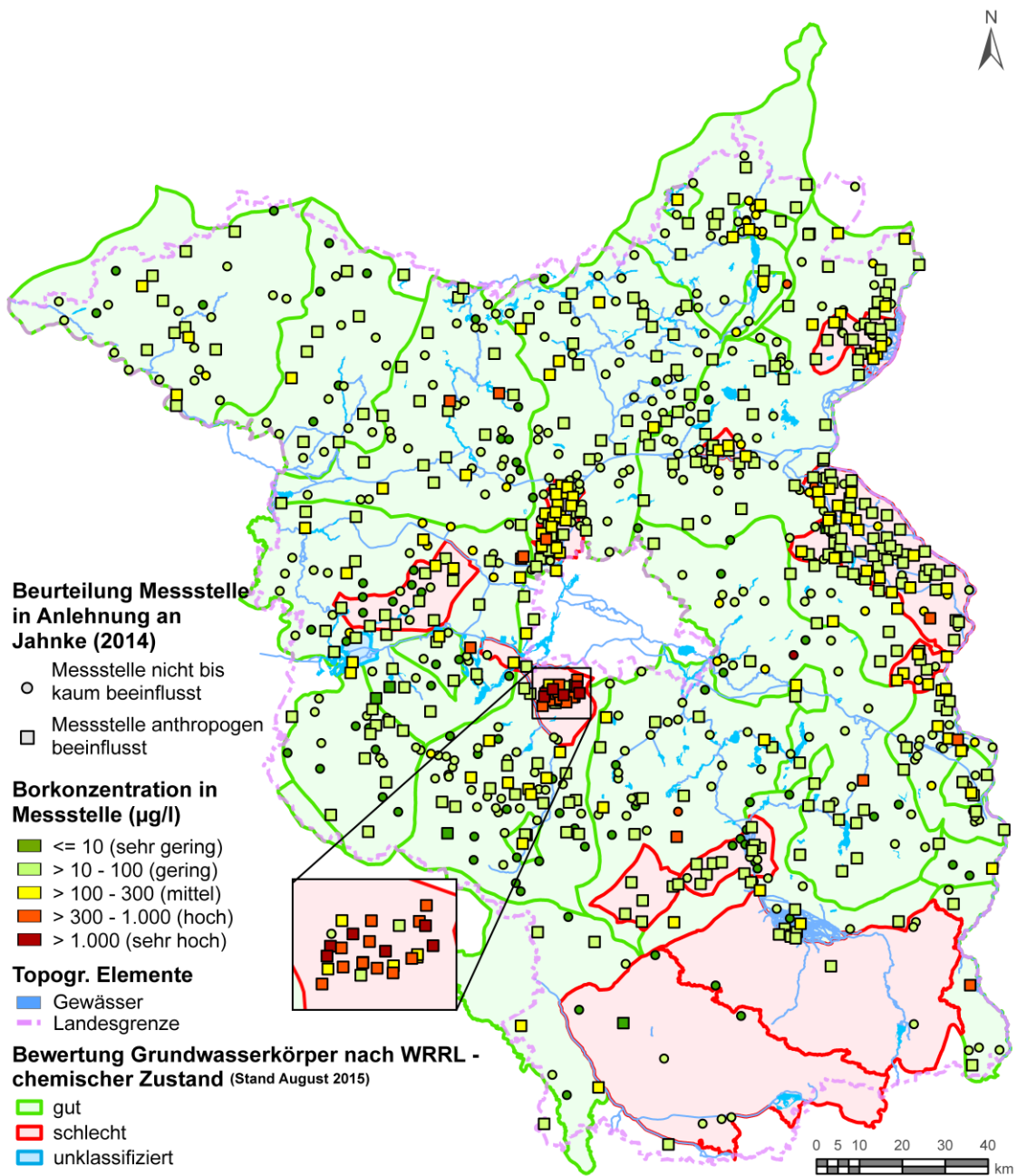


Abbildung 4-38. Übersichtskarte der Borkonzentrationen in Brandenburg (µg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.16 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)

Die Summe an organischem Kohlenstoff in einer Grundwasserprobe gibt Aufschluss über dessen organische Belastung. Dies umfasst sowohl die lebende als auch die tote Biomasse. Die natürlichen Gehalte an TOC sind meist gering. Erhöhte Konzentrationen geogenen Ursprungs können in Niederungsgebieten, wie z. B. in Mooren auftreten, in denen reduzierende Bedingungen dominieren. Der TOC-Gehalt gibt also auch einen Hinweis auf die Redoxverhältnisse. Eine Anreicherung von organischem Kohlenstoff erfolgt vielfach anthropogen durch organische Dünger, Altlasten, kommunale Abwässer und Abwässer aus Lebensmittelbetrieben. Für den Gehalt an gesamtem organischem Kohlenstoff im Grundwasser liegen keine Grenz- oder Richtwerte vor.

Die Häufigkeitsverteilung in Abbildung 4-39 ist annähernd lognormalverteilt mit einem Peak bei 3 – 6 mg/l. Maximal wurden 290 mg/l gemessen. Die TOC-Konzentrationen sind in Gebieten mit unbedecktem Grundwasserleiter sehr viel größer als an Standorten mit einer Grundwasserleiterüberdeckung (Abbildung 4-40). In beiden Fällen wird jedoch die starke Abnahme der TOC-Gehalte mit zunehmender Tiefe deutlich. Der Kohlenstoff dient als Reduktionsmittel und wird relativ schnell mikrobiell verbraucht. Auf Grünlandstandorten sind die Konzentrationen am größten. Dies ist analog zu den hohen Ammoniumkonzentrationen damit zu erklären, dass die Grünlandflächen in den Niederungs- und Auenlandschaften dominieren, die meist durch organische Böden geprägt sind. Bei der Auswertung dieser Diagramme muss beachtet werden, dass einige der flachen Grundwassermessstellen an Siedlungs- und Ackerlandstandorten oberhalb des Hauptgrundwasserleiters im ersten Grundwasserleiter verfiltert sind. Nach Prüfung der Einzelwerte deuten hier einige Grundwassermessstellen eine geogene Herkunft der hohen Konzentrationen aufgrund von reduzierenden, flurnahen Verhältnissen an.

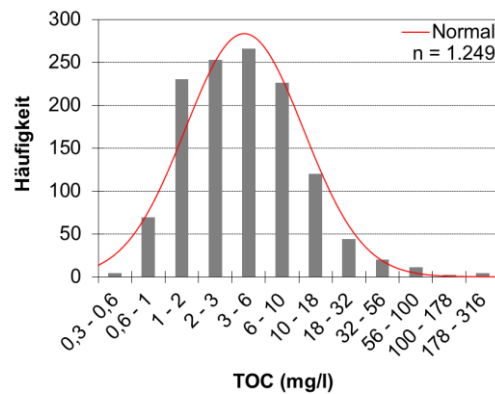


Abbildung 4-39. Häufigkeitsverteilung der logarithmierten TOC-Gehalte.

Nach Prüfung der Einzelwerte deuten hier einige Grundwassermessstellen eine geogene Herkunft der hohen Konzentrationen aufgrund von reduzierenden, flurnahen Verhältnissen an.

In der Übersichtskarte in Abbildung 4-41 sind lokal Gebiete mit erhöhten TOC-Konzentrationen zu erkennen. In der Region südlich von Berlin beruhen die hohen Werte, wie in den vorherigen Kapiteln bereits erwähnt, auf dem nahezu ein Jahrhundert andauernden Abwassereintrag auf den ehemaligen Rieselfeldern. Hier werden bis in große Tiefen TOC-Gehalte von mehr als 4 mg/l (Median) angetroffen. Die extrem hohen Messwerte nordwestlich von Berlin (> 20 mg/l) sind flach verfilterten Grundwassermessstellen auf Ackerland mit unbedecktem Grundwasserleiter zuzuordnen. Die hohen Konzentrationen im Bereich des Havelkanals sind auf Moorbildungen zurückzuführen, wobei Nachweise von PSM in diesem Gebiet auf einen zusätzlichen landwirtschaftlichen Einfluss durch Dünger hindeuten. Eine vergleichbare Situation ist in einem Grundwasserkörper, der zentral im südlichen Teil Brandenburgs liegt, festzustellen. Hier zeigen neun Probenahmestellen mehr als 20 mg/l TOC an. Auch sind parallel die Kalium- und Phosphatkonzentrationen erhöht.

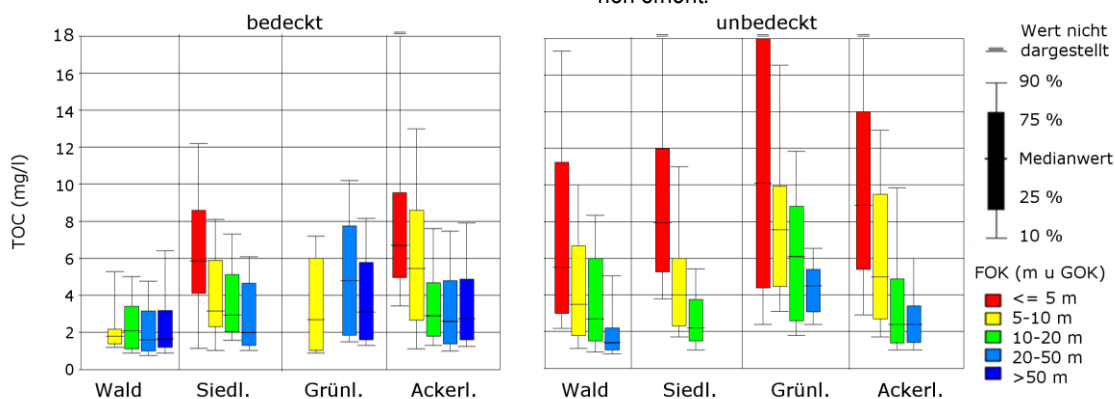


Abbildung 4-40. Spannweitendiagramme der TOC-Konzentrationen (mg/l) für bedeckte (oben) und unbedeckte (unten) Bereiche des Hauptgrundwasserleiterkomplexes; gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK).

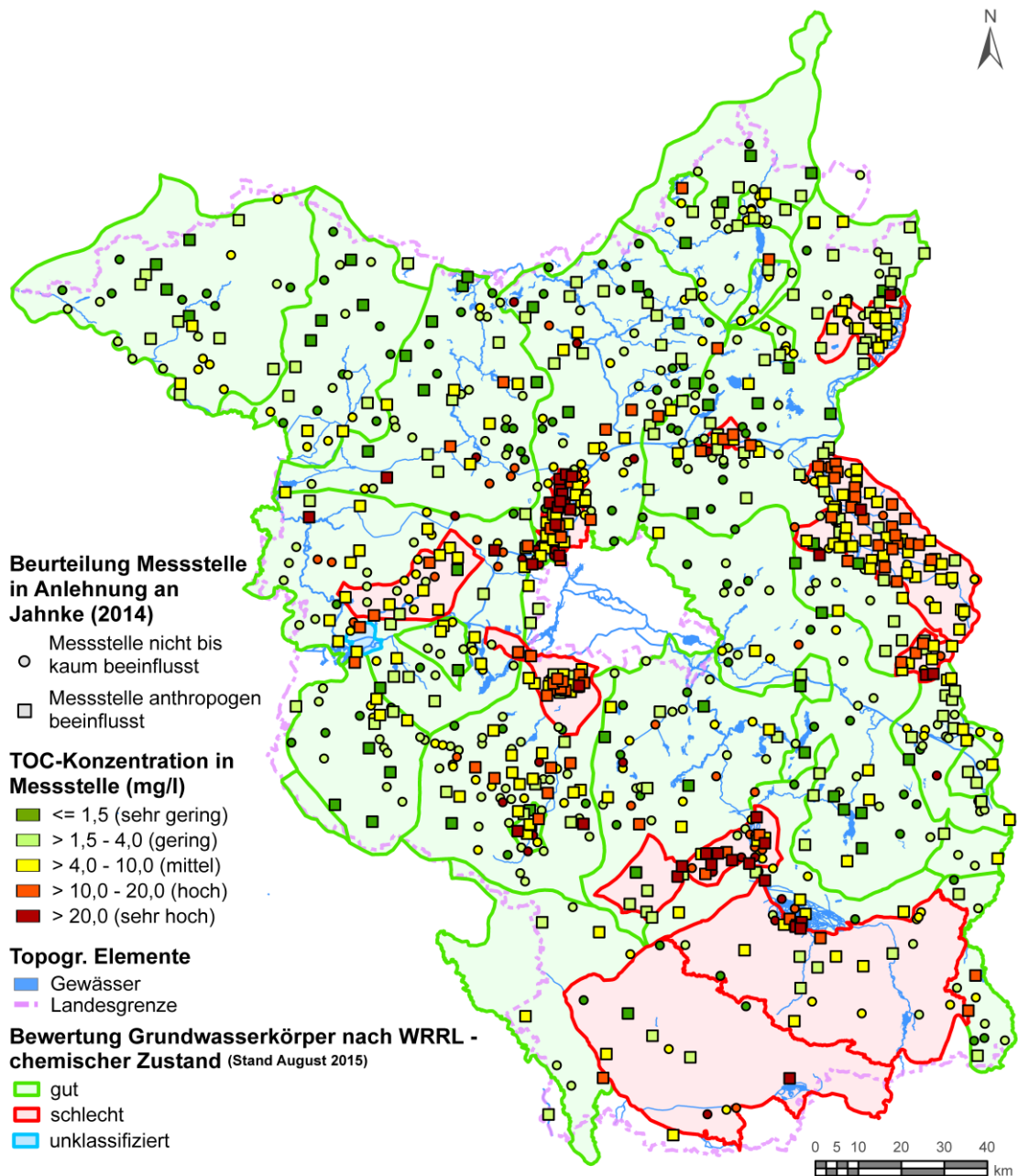


Abbildung 4-41. Übersichtskarte der TOC-Konzentrationen in Brandenburg (mg/l) sowie die Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung nach Jahnke (2011) und die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.1.17 Weitere Metalle

Die untersuchten Metalle Blei, Cadmium, Quecksilber sowie das Halbmetall Arsen kommen sowohl geogen als auch aufgrund anthropogener Ursachen, wie z. B. Mülldeponien, vor. Sie wurden nur punktuell nachgewiesen, weshalb sie für eine landesweite Auswertung und Darstellung der Grundwasserbeschaffenheit wenig Aussagekraft besitzen. Lediglich in den infolge der Versauerung durch den Bergbau chemisch veränderten Grundwasserkörpern im Süden Brandenburgs treten größere Konzentrationen auf. Bei Cadmium und Quecksilber liegen 90 % der Messwerte unter der häufigsten Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l.

Arsen ist ein Halbmetall, das in der Natur elementar und in verschiedenen Verbindungen, häufig in schwefelhaltigen Mineralen wie z. B. Arsenopyrit, vorkommt. Es wird anthropogen bei z. B. der Gewinnung von Kupfer und Blei freigesetzt. Durch Auswaschung während des Bergbaus gelangt es ins Grundwasser und führt in vielen Teilen der Erde zu einer Belastung des Trinkwassers. Darüber hinaus ist Arsen Bestandteil diverser Agrochemikalien. Ein diffuser Grundwassereintrag erfolgt vermutlich über Phosphate in Mineraldüngern, die Arsen enthalten. Das Halbmetall ist einerseits ein Spurenelement, welches besonders für Tiere essenziell ist. Andererseits wirkt es in höheren Konzentrationen hoch toxisch und krebserregend. Der Schwellenwert der GrwV liegt bei 10 µg/l. In Brandenburg liegt der

Medianwert bei 0,6 µg/l und damit nur knapp über der häufigsten Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l (Abbildung 4-42). In 21 Grundwassermessstellen wurde eine Arsenkonzentration über dem Schwellenwert der GrwV festgestellt und überwiegend anthropogenen Ursachen zugeordnet. Die maximal gemessene Konzentration beträgt 321 µg/l. Die höchsten Konzentrationen wurden in der Bergbauregion im Süden Brandenburgs detektiert.

Blei kommt natürlich als Mineral oder in Verbindungen, überwiegend als Bleierz vor. Durch die vielfältige industrielle Verwendung von Blei für z. B. Elektrotechnik, Maschinenbau oder Militärtechnik kann Blei über atmosphärische Deposition feinstaubförmiger Bleioxide, durch den Kfz-Verkehr (in der EU seit dem Jahr 2000 verboten) oder durch Auswaschung belasteter Böden in die Oberflächengewässer und das Grundwasser gelangen. In vielen Altbauten gibt es auch heute noch Bleirohre für die Trinkwasserleitungen, obwohl gelöste Bleiverbindungen und -stäube für den Menschen toxisch und kanzerogen wirken können. Der Schwellenwert der GrwV für Blei beträgt 10 µg/l. Die Bleikonzentrationen in den Brandenburger Grundwässern liegen überwiegend unter 1 µg/l (Abbildung 4-42). Die Hälfte aller Messwerte liegt unter der häufigsten Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l und das 90-Perzentil bei nur 1,8 µg/l. Erhöhte Einzelwerte sind auf punktuelle Belastungen zurückzuführen.

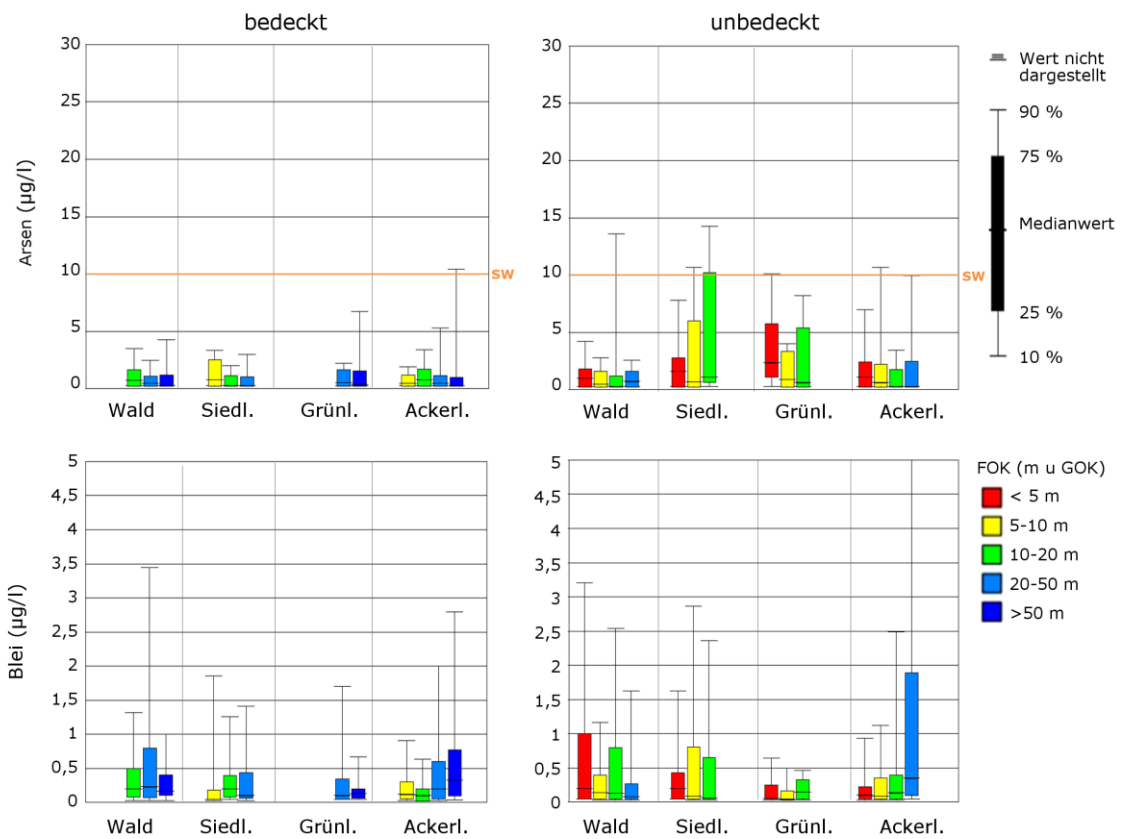


Abbildung 4-42. Spannweitendiagramm der Arsen- und Bleikonzentrationen (µg/l) für bedeckte und unbedeckte Bereiche der Hauptgrundwasserleiterkomplexes von oben nach unten; gruppiert nach Flächennutzung; Boxplots klassifiziert nach Tiefe der Filteroberkante (m u GOK). Die orangen Linien markieren den Schwellenwert (SW) nach GrwV.

4.2 Ergebnisse der Pflanzenschutzmitteluntersuchungen

In den Jahren 2006 - 2012 wurden insgesamt 365 Grundwassermessstellen hinsichtlich PSM-Wirkstoffen und/oder deren Metaboliten untersucht. Dabei wurden nicht an jeder Messstelle alle Wirkstoffe analysiert. Die Anzahl der untersuchten Grundwassermessstellen je Wirkstoff und Jahr (2006 – 2012) schwankt zwischen 1 und 237.

Bei 15 der 53 untersuchten Wirkstoffe lagen alle Werte unter der Bestimmungsgrenze. Für die

restlichen 38 Wirkstoffe wurden Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze in minimal einer und maximal 44 (AMPA) Grundwassermessstellen festgestellt. Zur Verdeutlichung der Verteilung von Pflanzenschutzmittelfunden in Brandenburg zeigt Abbildung 4-43 eine Übersicht der Fenuronfunde. Die Fenuronkonzentrationen liegen überwiegend unter der Bestimmungsgrenze von 0,03 µg/l. In 21 Grundwassermessstellen werden Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze festgestellt. Davon liegt der Messwert bei 11 GWM über 0,1 µg/l.

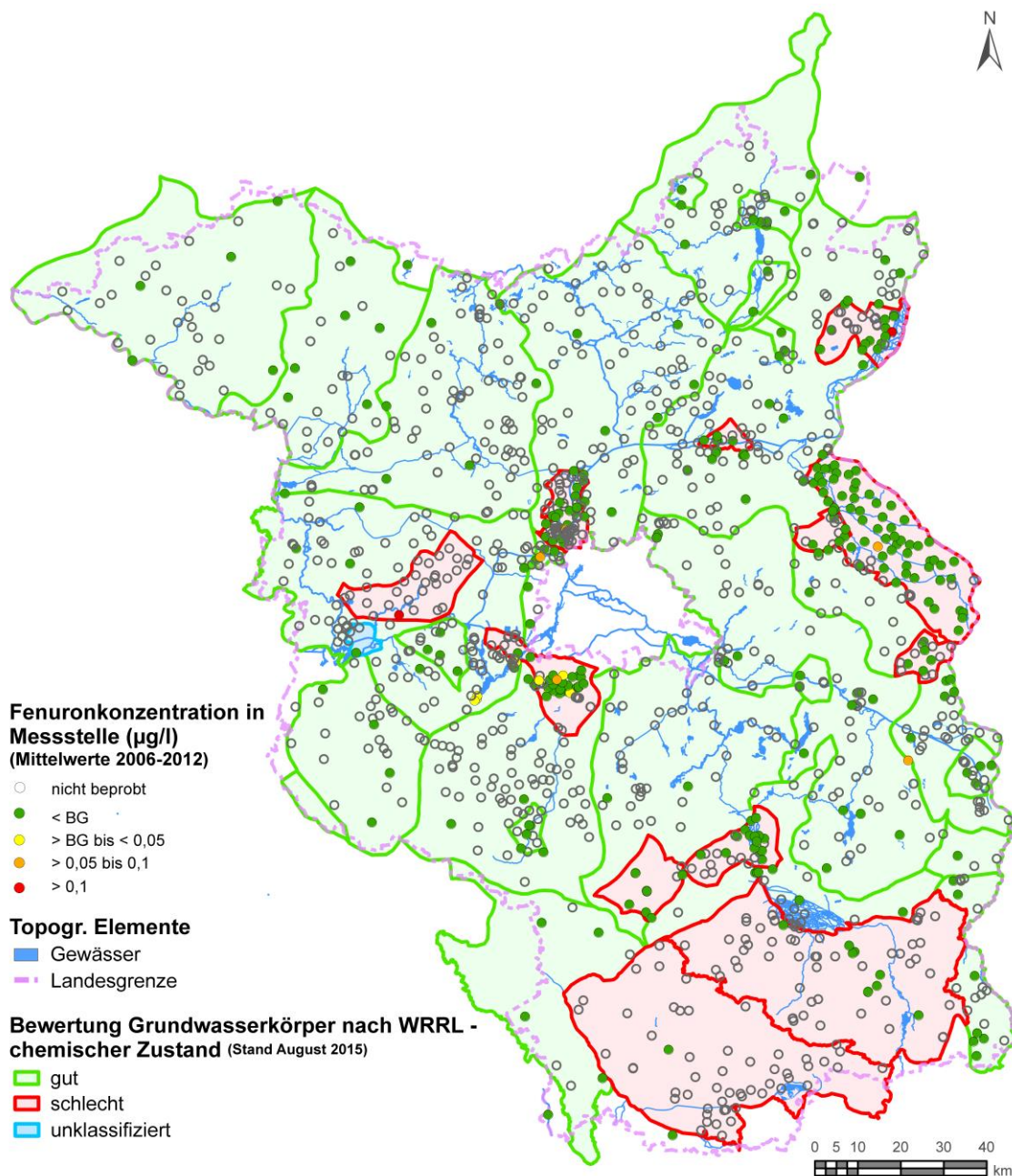


Abbildung 4-43. Übersichtskarte der Fenuronkonzentrationen in Brandenburg (µg/l); dargestellt sind die Mittelwerte von 2006 - 2012 sowie die Bewertung der Grundwasserkörper nach WRRL.

4.2.1 Pflanzenschutzmittelkonzentrationen über dem Schwellenwert der GrwV

Von den 365 untersuchten Grundwassermessstellen werden im Berichtszeitraum 2006 – 2012 an 12 Messstellen für bestimmte Pflanzenschutzmittel Überschreitungen des Schwellenwertes der GrwV von 0,1 µg/l festgestellt. Es handelt sich um die Wirkstoffe:

- Atrazin (Herbizid im Mais- und Getreideanbau und auf Gleisanlagen)
- Bentazon (Herbizid im Acker- und Gemüseanbau)
- Fenuron (ehemaliges Herbizid gegen breitblättriges Unkraut)
- Chloridazon (Herbizid in Zucker- und Futterrübenkulturen)
- Isoproturon (Herbizid im Getreideanbau)
- Mecroprop (Herbizid im Getreideanbau)

sowie um die relevanten Metaboliten von Atrazin, Desethylatrazin und Desisopropylatrazin (letzterer ist auch ein Abbauprodukt von Simazin). Abbildung 4-44 zeigt den Anteil an Grundwassermessstellen mit Wirkstoffunden > 0,1 µg/l für die Jahre 2006, 2009 und 2012 als prozentualen Anteile an den insgesamt untersuchten Grundwassermessstellen, aufgeteilt in die Messnetze des Überblicksweisen und Operativen Monitorings. Im Überblicksweisen Monitoring wurden je nach Wirkstoff und Jahr 97 – 106 und im Operativen Monitoring 170 – 210 Grundwassermessstellen untersucht. Das Pflanzenschutzmittel Fenuron wird mit bis zu 3 % in Grund-

wassermessstellen des Überblicksweisen Monitorings und knapp 2 % der Messstellen des Operativen Monitorings am häufigsten nachgewiesen, obwohl es seit 1994 nicht mehr zugelassen ist. Der Wirkstoff Atrazin ist seit 1990 verboten (vgl. Anhang A- 2 und wird immer noch in Analysen von 2 % der untersuchten Grundwassermessstellen nachgewiesen. Die Metaboliten Desethylatrazin und Desisopropylatrazin werden in Analysen von etwa 1 % der Messstellen nachgewiesen. Für Desethylatrazin ist dabei keine Änderung der Fundanzahl über die Jahre erkennbar.

Mit Ausnahme von Chloridazon und Fenuron zählen die oben genannten Pflanzenschutzmittel nach bundesweiten Erhebungen des DVGW im Jahr 2006 (Kiefer und Sturm 2007) zu den 20 am häufigsten verwendeten Wirkstoffen und werden von den Wasserversorgungsunternehmen oft im Grundwasser und in oberirdischen Gewässern gefunden. Abgesehen von Chloridazon, welches sehr gut im Boden abgebaut wird und nur selten im Grundwasser in höheren Konzentrationen vorkommt (Einzelfunde 2012), besitzen die o. g. Wirkstoffe eine hohe Persistenz und Mobilität. In den Analysen der Grundwassermessstellen, in denen 2012 erstmals Chloridazon festgestellt wurde, analysierten die Labore auch dessen Metaboliten Desphenylchloridazon und Methyl-Desphenylchloridazon.

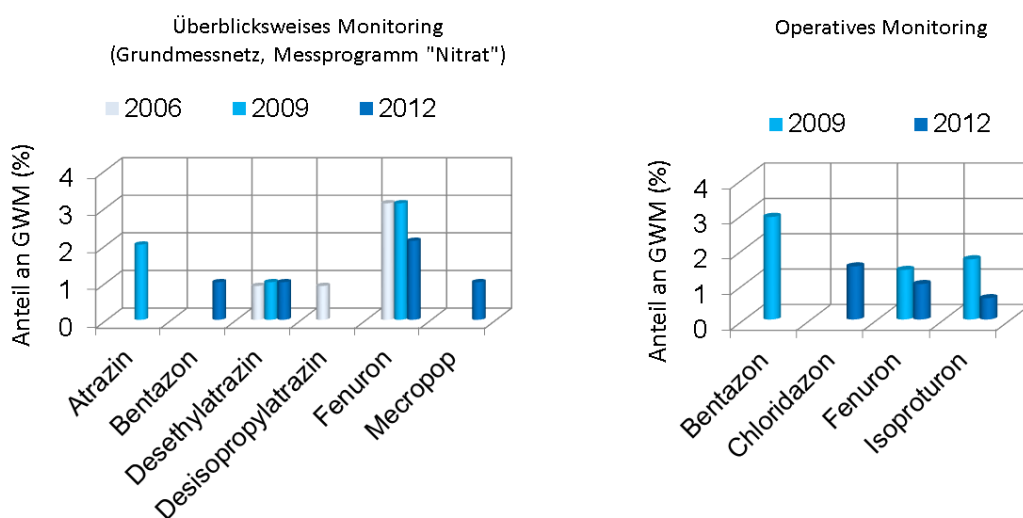


Abbildung 4-44. Prozentualer Anteil an Grundwassermessstellen von insgesamt 97 – 100 Messstellen (in den Messnetzen des Überblicksweisen Monitorings und 170 – 210 Messstellen des Operativen Monitorings je nach Jahr) mit PSM-Gehalten > 0,1 µg/l.

Die Überblickskarte in Abbildung 4-45 veranschaulicht die regionale Verteilung der PSM-Funde mit Schwellenwertüberschreitung im Jahr 2012. In vier Grundwassermessstellen sank die Konzentration bis 2012 unter den Schwellenwert der GrwV, weshalb diese nicht dargestellt werden. Die Grundwassermessstellen mit PSM-Funden über diesem Schwellenwert liegen größtenteils in Grundwasserkörpern, die nach WRRL in den schlechten chemischen Zustand eingestuft wurden. Für diese Grundwasserkörper wurde zusätzlich zum Überblickweisen Monitoring das Messnetz des Operativen Monitorings aufgebaut (vgl. Kapitel 1.2). Nur zwei Grund-

wassermessstellen befinden sich in Grundwasserkörpern, die nach WRRL im guten chemischen Zustand sind. Die Chloridazonfunde beschränken sich auf den Grundwasserkörper ODR_OD_5. Die Grundwassermessstellen, in denen Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden, sind mit Ausnahme der Rieselfeldmessstellen im Grundwasserkörper HAV_NU_3 flach verfiltert (Filteroberkante < 15 m u GOK). Die signifikanten Kontaminationen des Grundwassers durch die o. g. Herbizide lassen sich bis auf den Bereich der ehemaligen Rieselfelder südlich von Berlin auf landwirtschaftliche Einflüsse zurückführen.

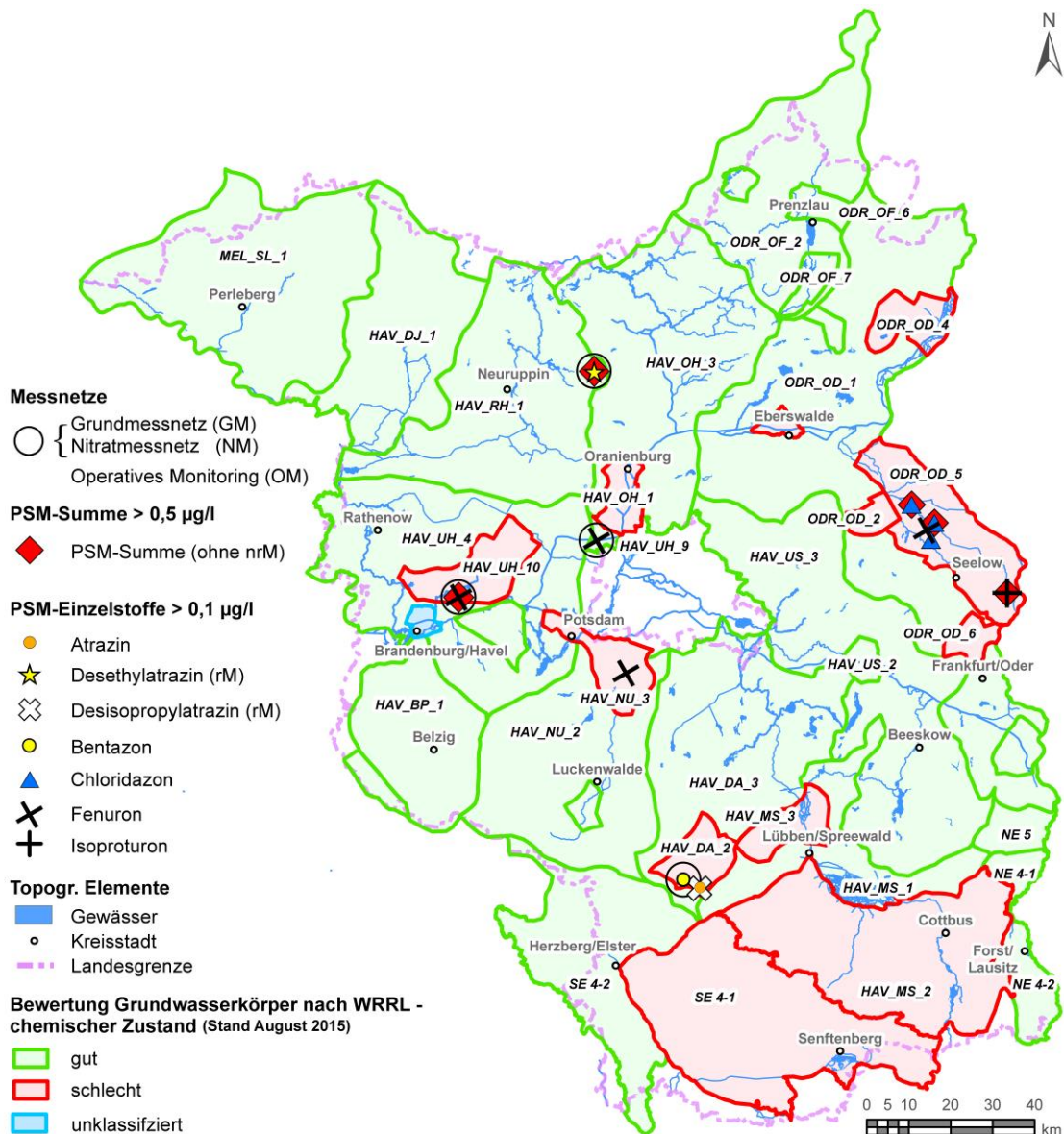


Abbildung 4-45. Jüngste Nachweise von PSM und relevanten Metaboliten mit Konzentrationen über dem Schwellenwert der GrwV (Auswahl des jeweils letzten Wertes aus 2012).

4.2.2 Pflanzenschutzmittelkonzentrationen zwischen der Bestimmungsgrenze und dem Schwellenwert der GrwV

In 26 Grundwassermessstellen wurden Medianwerte der PSM-Konzentrationen im Berichtszeitraum zwischen 0,05 und 0,1 µg/l ermittelt. Bei den Wirkstoffen und Metaboliten handelt es sich um dieselben, für die Schwellenwertüberschreitungen über 0,1 µg/l bestimmt wurden (vgl. Kapitel 4.2.1). Zusätzlich wurde in einer Grundwassermessstelle das Herbizid Simazin, das seit 1998 verboten ist, in einer Konzentration > 0,05 µg/l gefunden. Die prozentualen Anteile an den untersuchten Grundwassermessstellen für jeden gefundenen PSM-Wirkstoff und Metaboliten aufgeteilt nach Überblicksweisem und Operativem Monitoring zeigt Abbildung 4-46.

Viele Wirkstoffe wurden in den Analysen dieser Grundwassermessstellen erst 2009, die meisten

sogar erst 2012 nachgewiesen. Analog zu Kapitel 4.2.1 sind dies auch hier mit Ausnahme der Riesel-feldmessstellen des Grundwasserkörpers HAV_NU_3 überwiegend flach ausgebaute Grundwassermessstellen (FOK < 15 m u. GOK). Der Metabolit Desisopropylatrazin wurde 2012 in über 3 % der untersuchten Grundwassermessstellen nachgewiesen. Dies stellt eine Verdreifachung zu den Vorjahren dar. Das Herbizid Bentazon wurde 2012 in 2 % der Messstellen des Überblicksweisen Monitorings detektiert. Auch hier ist im Vergleich zu 2009 ein Anstieg zu beobachten. Im Jahr 2009 wurde dieser Wirkstoff im Messnetz des Operativen Monitorings anteilig an Analysen von nur 0,5 % der Messstellen festgestellt. Die meisten Nachweise im Zeitraum 2006 – 2012 mit Konzentrationen zwischen 0,05 und 0,1 µg/l betreffen etwa 1 % der untersuchten Messstellen.

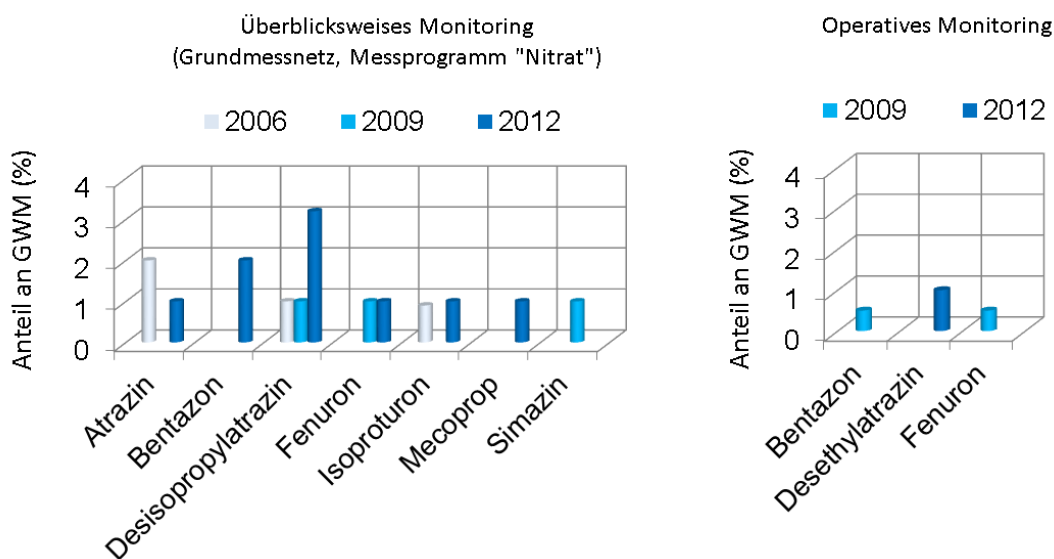


Abbildung 4-46. Prozentualer Anteil an Grundwassermessstellen von insgesamt 97 – 100 Messstellen in den Messnetzen des Überblicksweisen Monitorings und 170 – 210 Messstellen des Operativen Monitorings (je nach Jahr) mit PSM-Gehalten zwischen 0,05 und 0,1 µg/l.

4.2.3 Nicht relevante Metaboliten

In den untersuchten Grundwassermessstellen in Brandenburg wurden 10 nicht relevante Metaboliten (nrM) nachgewiesen. Nicht relevant bedeutet, dass sie weder eine definierte pestizide Restaktivität noch ein pflanzenschutzrechtlich relevantes humantoxisches oder ökotoxisches Potenzial besitzen. Die analysierten nicht relevanten Metaboliten entstehen aus den Wirkstoffen Chloridazon, Dimethachlor, Glyphosat, Metazachlor und S-Metolachlor, welche jedoch bis auf Einzelfunde von Chloridazon nicht im Grundwasser gefunden wurden. Bei Anwesenheit von nicht relevanten Metaboliten im Grundwasser erfolgt eine Bewertung der Stoffe, mit Ausnahme von AMPA, nach dem Vorsorgekonzept der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für „nicht bewertbare“ Stoffe des UBA (2003, 2008). Der GOW beträgt je nach Metabolit 1 µg/l oder 3 µg/l. Entsprechend der Vorgaben des UBA sollte die Summenkonzentration der nicht relevanten Metaboliten eines Wirkstoffs 10 µg/l im Grundwasser nicht überschreiten (Wolter 2014, vgl. Kapitel 3.2). Der Parameter AMPA (Aminomethylphosphonsäure) nimmt unter den 10 nachgewiesenen Metaboliten eine Sonderstellung ein, weil er nicht nur ein Abbauprodukt von Glyphosat sein kann, sondern auch über Wasch- und Reinigungsmittel in die Umwelt gelangt. Für AMPA gibt es keinen GOW. Eine Konzentration bis 10 µg/l im Trinkwasser wird nach Auffassung des UBA als akzeptabel angesehen (Landtag Brandenburg 2012). Die ermittelten AMPA-Gehalte liegen unter 0,9 µg/l.

Die in Brandenburg im Grundwasser nachgewiesenen nicht relevanten Metaboliten werden auch in den anderen Bundesländern häufig gefunden, wie es die Informationen des UBA (Wolter 2014) und verschiedener Bundesländer belegen (vgl. Niedersachsen (Lamprecht 2013), Mecklenburg-Vorpommern (Lemke 2014), Schleswig-Holstein (MELUR 2012) und Baden-Württemberg (LUBW 2012)).

In den Proben der 12 Grundwassermessstellen mit PSM-Konzentrationen über dem Schwellenwert der

GrwV werden die nicht relevanten Metaboliten der Wirkstoffe Metolachlor und Metazachlor gefunden. Die Konzentrationen dieser Metaboliten lassen vermuten, dass vor allem Metolachlor (Herbizid für Getreide und Mais) und Metazachlor (Herbizid für Raps, Kohl, Rüben und Rettich) häufig eingesetzt werden.

Mit Ausnahme von AMPA zeigen die Untersuchungsergebnisse der 9 nrM, dass in ca. 40 % der in 2011/2012 untersuchten 333 Grundwassermessstellen mindestens ein nicht relevanter Metabolit nachgewiesen wurde (Abbildung 4-47). Diese wurden überwiegend in den landwirtschaftlich beeinflussten Grundwasserkörpern im schlechten chemischen Zustand quantifiziert, in denen die Dichte der auf nicht relevante Metaboliten untersuchten Grundwassermessstellen am größten war. Die häufigsten Nachweise sind in den GWK

- ODR_OD_5
- ODR_OD_6
- HAV_NU3
- HAV_DA_2
- HAV_OH_1

vorzufinden. Insgesamt wurden 81 Grundwassermessstellen im Umfeld von Tierhaltungen und 9 im Umfeld von Biogasanlagen untersucht, wobei der Abstand bis zu 1 km beträgt. Bei mehr als zwei Drittel dieser Messstellen konnte mindestens einer der neun nicht relevanten Metaboliten nachgewiesen werden. Die Anzahl der im Umfeld von Tierhaltungen bzw. Biogasanlagen gelegenen und untersuchten Messstellen ist bezogen auf die 1.550 Tierhaltungen und 339 Biogasanlagen im Land Brandenburg gering. Mit den untersuchten GWM wurden nur 5 % bzw. 3 % der Tierhaltungen und Biogasanlagen erfasst. Da diese über das Land Brandenburg verteilt sind, ist angesichts der hohen Anteile von Funden in deren Umfeld davon auszugehen, dass die nrM weit verbreitet auftreten. Besonders gefährdet erscheinen Standorte an denen die Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone < 5 m ist.

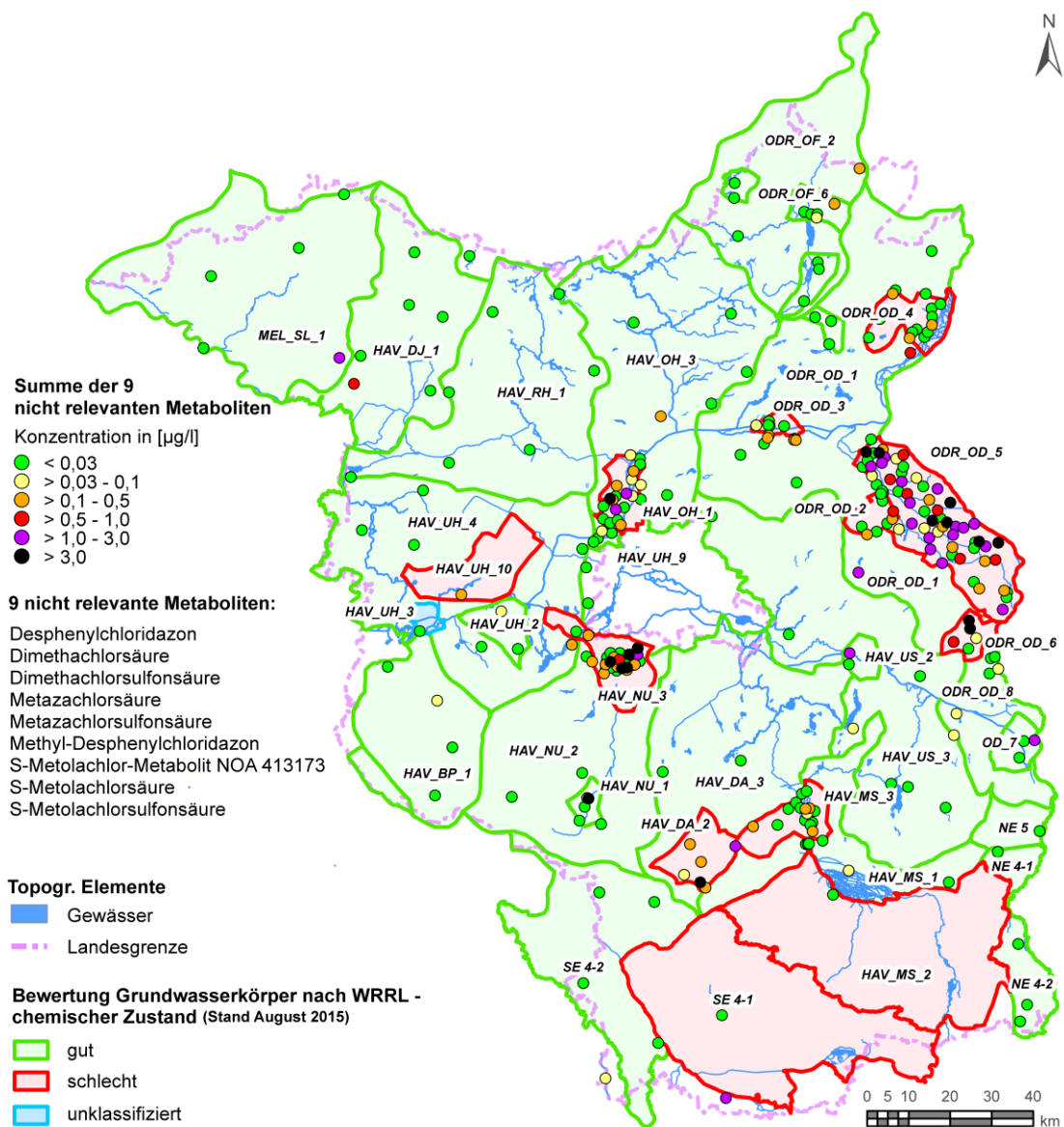


Abbildung 4-47. Klassifizierte Darstellung der Summe von neun nicht relevanten Metaboliten (ohne AMPA) der jeweils aktuellsten Nachweise aus 2011/2012 (333 GWM).

Die Konzentrationen der nachgewiesenen nicht relevanten Metaboliten sind überwiegend gering. Weniger als 4 % der jüngsten Nachweise überschreiten den Gesundheitlichen Orientierungswert, wie Abbildung 4-48 zeigt (vgl. Anhang A-5 und A-6). Die häufigsten Überschreitungen werden für die Metaboliten des Mais-Herbizids S-Metolachlor und des Raps-Herbizids Metazachlor festgestellt. Bei nicht relevanten Metaboliten mit einem GOW von 3 µg/l wurde mit einem Anteil von 3 % der Grundwassermessstellen überwiegend Metazachlorsulfonsäure in den Proben nachgewiesen. Deutlich mehr GOW-Überschreitungen treten bei den Metaboliten auf, für die ein GOW von 1 µg/l gilt, so z .B. für Metazach-

lorsäure und S-Metolachlor-M. NOA 413173, die in fast 4 % der Grundwassermessstellen sowohl im Überblicksweisen als auch im Operativen Monitoring bestimmt werden.

Die landesweite Verteilung der GOW-Überschreitungen, die insgesamt 16 Standorten mit 20 Grundwassermessstellen zugeordnet werden können, zeigt Abbildung 4-. Die Überschreitungen werden wie im Fall der auffälligen PSM-Wirkstoffe hauptsächlich in den Grundwasserkörpern im schlechten Zustand festgestellt. Die Einzugsgebiete der betroffenen GWM sind alle landwirtschaftlich genutzt.

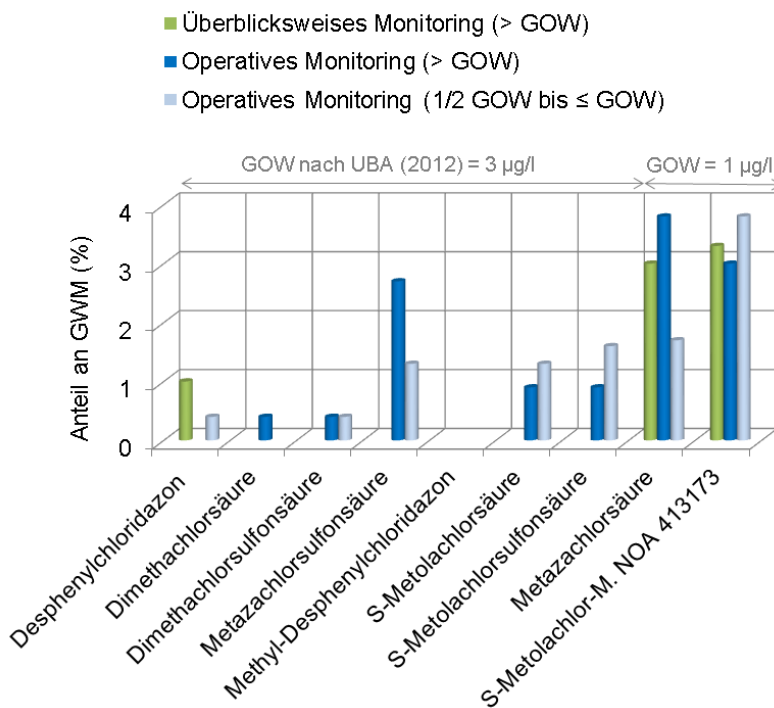


Abbildung 4-48. Prozentuale Anteile der Grundwassermessstellen deren aktuellster Nachweis von nicht relevanten Metaboliten über der Hälfte des GOW oder über dem GOW liegen, für Grundwassermessstellen aus dem Überblicksweisen Monitoring (Anzahl untersuchter Grundwassermessstellen: Desphenylchloridazon = 102, Metazachlorsäure = 100, S-Metolachlor-M NOA 413173 = 31) und dem Operativen Monitoring (Anzahl untersuchter Grundwassermessstellen: 234); Werte überwiegend aus 2011/2012.

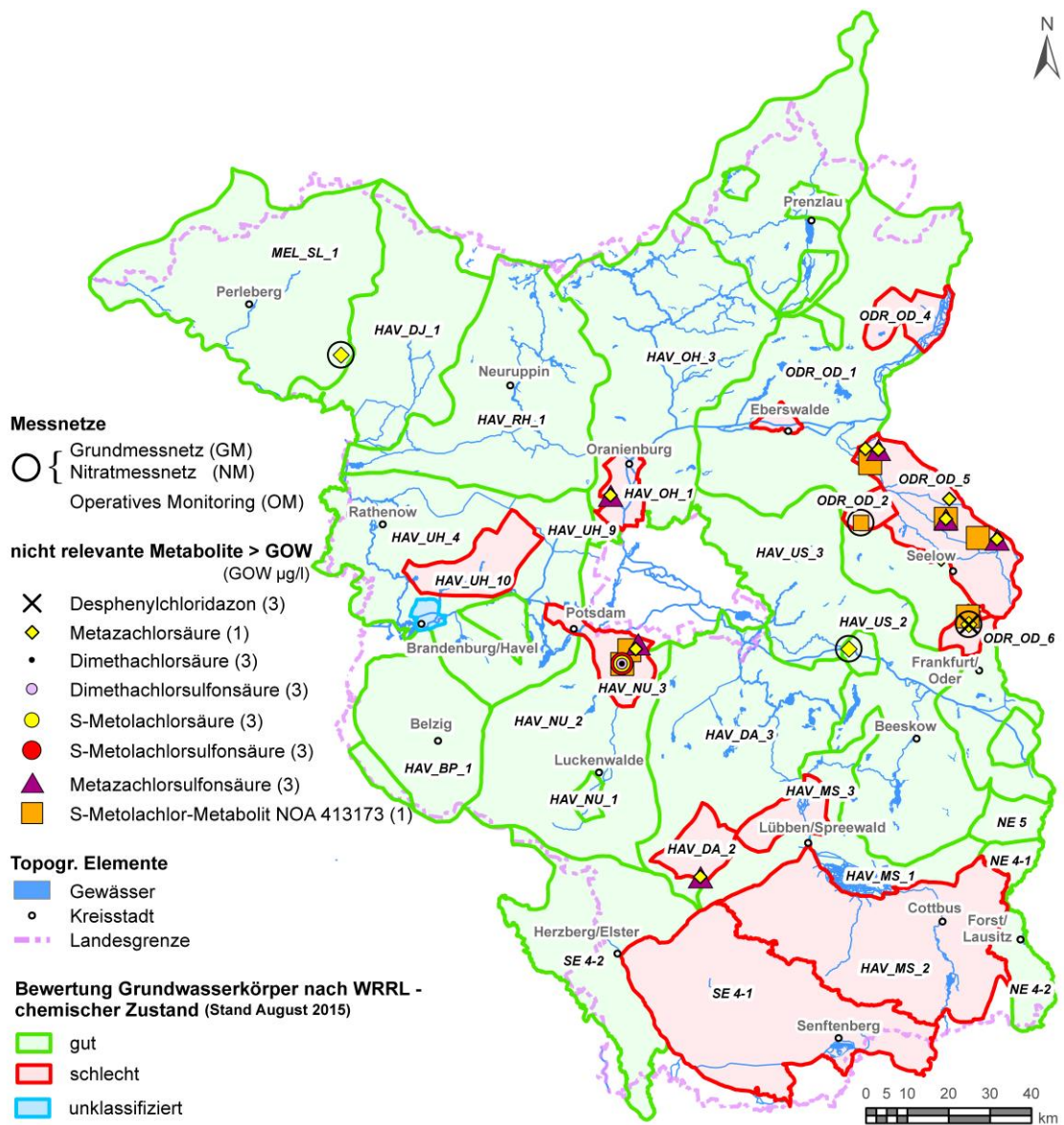


Abbildung 4-49. Nicht relevante Metaboliten – GWM mit Gehalten über dem gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) (dargestellt ist der jeweils letzte Messwert aus den Jahren 2011 oder 2012).

4.3 Trendentwicklungen

Trendentwicklungen der Parameterkonzentrationen
Die landesweiten Trendentwicklungen der Konzentrationen ausgewählter Parameter veranschaulicht Abbildung 4-50. Die trendfreien Konzentrationsganglinien überwiegen deutlich. Etwa 3 – 15 % der Ganglinien, die jeweils eine Grundwassermessstelle repräsentieren, zeigen einen steigenden Trend und zwischen 1 % und 11 % einen fallenden Trend. Für Ammonium wurden mehr fallende als steigende Trends ermittelt. Gleichzeitig dominieren steigende Trends bei Nitrat. In etwa ausgeglichen ist die Anzahl der steigenden und fallenden Trends nur für Sulfat. Die Datentabelle zeigt Anhang A- 7.

Standortbezogene Trendentwicklungen
Für einen landesweiten, standortfaktorbezogenen Überblick wurden die Grundwassermessstellen und Analysendaten parameterübergreifend nach den Faktoren Flächennutzung, Filteroberkante und Flurabstand gruppiert (Tabelle 4-1). Die Grundlage bilden jeweils die gesamten 5751 ausgewerteten Konzentrationsganglinien. Deutlich zu erkennen ist auch hier, dass in jeder Klasse etwa 90 % keinen Trend aufweisen. Die Anteile der steigenden Trends (höhere Konzentrationen) bewegen sich je nach Kategorie zwischen 1,7 % und maximal 8,9 %. Die Anteile der fallenden Trends (geringere Konzentrationen) liegen zwischen 1,6 % und maximal 5,9 %.

Hinsichtlich der Flächennutzung wird ein stärkerer Trend in Richtung steigender als in Richtung fallender Konzentrationen für Grundwassermessstellen an Ackerland-, Siedlungs- und Waldstandorten festgestellt. An Grünlandstandorten ist die Entwicklung gegenläufig. Hier ist mit 95,4 % auch der deutlich größte Anteil an trendfreien Daten festzustellen.

Unabhängig von der Flächennutzung dominieren steigende Trends gegenüber fallenden ab einer Filtertiefe von 5 m. Oberflächennah verfilterte Grundwassermessstellen zeigen dagegen einen größeren Konzentrationsabfall als –anstieg. Abhängig von den Flurabständen ist der Anteil steigender Trends ab Grundwasserständen > 2 m unter Flur größer als der fallender Trends. Bei niedrigeren Flurabständen sind steigende und fallende Trends in etwa ausgeglichen.

Grundwasserkörperbezogene Trendentwicklungen
Zur Untersuchung der einzelnen Trendentwicklungen in den 39 bewerteten Grundwasserkörpern wurden diese parameterübergreifend in Abbildung 4-51 dargestellt. Mit Ausnahme des Grundwasserkörpers HAV_NU_1 sind in allen Grundwasserkörpern Trends ermittelt worden. Der Anteil an Konzentrationsganglinien ohne Trend liegt zwischen 80 und 99 %. Den maximal berechneten Anteil für steigende Trends zeigt der Grundwasserkörper HAV_US_2 mit 25 %, wobei die Trendanalyse hier auf lediglich 3 Grundwassermessstellen beruht. Das Maximum der fallenden Trends liegt bei 23 % (ODR_OD_3). Für diesen Grundwasserkörper basiert die Trendermittlung auf nur einer Grundwassermessstelle und ist daher kritisch zu bewerten.

Die Anzahl der Ganglinien mit steigenden Trends ist in 20 Grundwasserkörpern größer als die der fallenden Trends. Bei 19 entspricht die Anzahl steigender Trends der Anzahl fallender. Die größten Differenzen zeigen die Grundwasserkörper HAV_OH_1 (9 %), HAV_UH_9 (15 %) und ODR_OD_3 (23 %) im Nordosten Berlins. In diesen drei Grundwasserkörpern werden jeweils nur fallende Trends beobachtet.

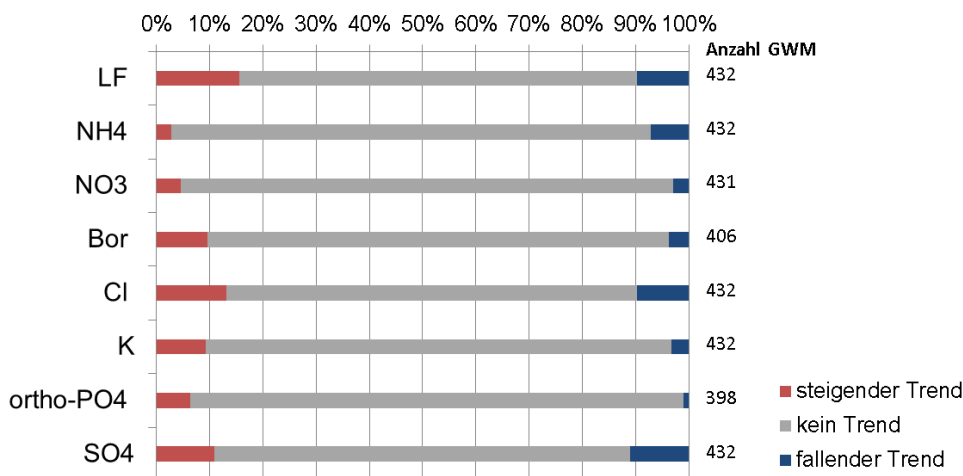


Abbildung 4-50. Landesweite Trendentwicklungen der Konzentrationsganglinien ausgewählter Parameter (%). Steigende und fallende Trends beinhalten jeweils auch Trends, die zuerst fallend und dann steigend, bzw. vorher steigend und jetzt fallend sind.

Tabelle 4-1. Trendentwicklungen gruppiert nach diversen Faktoren (je Gruppe 5751 ausgewertete Ganglinien).

Faktoren	Anzahl Ganglinien	Anteil fallender Trend (%)	Anteil steigender Trend (%)	Anteil ohne Trend (%)
Flächennutzung				
Ackerland	2.885	4,5	5,9	89,7
Grünland	524	2,9	1,7	95,4
Siedlung	827	4,7	7,6	87,7
Wald	1.515	4,4	8,9	86,7
Filteroberkante (m u GOK)				
≤ 5	888	4,8	3,4	91,8
> 5 - 10	1.662	5,7	7,2	87,2
> 10 - 20	1.102	5,4	7,4	87,2
> 20 - 50	1.606	2,8	6,5	90,7
> 50	493	1,6	8,1	90,3
Flurabstand (m u GOK)				
≤ 2	1.515	5,9	5,3	88,8
> 2 - 5	1.656	4,1	7,4	88,5
> 5 - 7,5	749	3,5	5,1	91,5
> 7,5 - 15	640	3,6	5,0	91,4
> 15	1.191	3,6	8,6	87,8

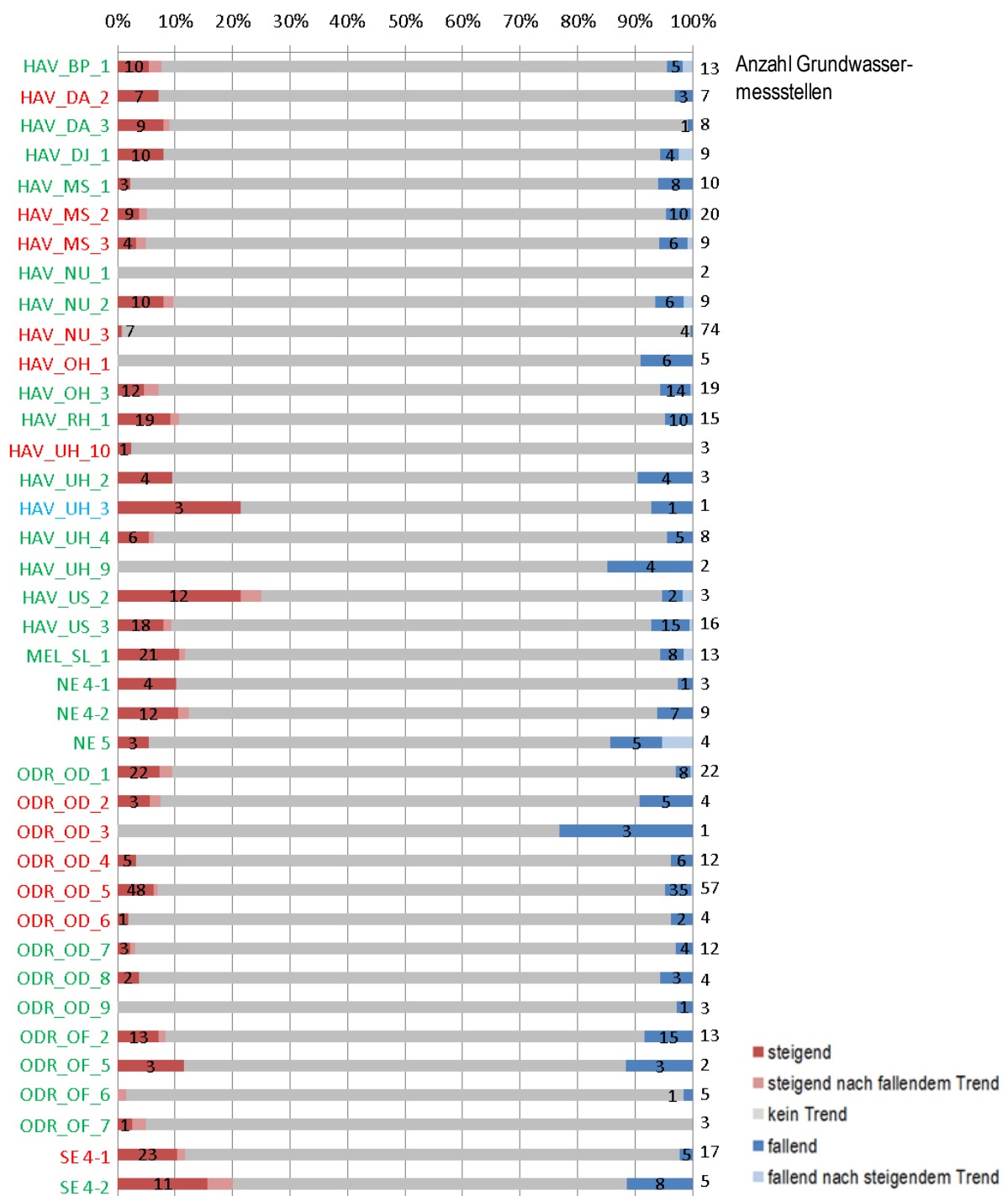


Abbildung 4-51. Parameterübergreifende steigende und fallende Trends (%) in den 39 bewerteten Grundwasserkörpern (rot = schlechter chemischer Zustand, grün = guter chemischer Zustand, blau = unklassifiziert). Die Anzahl der steigenden und fallenden Trends ist auf den Balken als Zahl dargestellt.

4.4 Bewertung der anthropogenen Grundwasserbeeinflussung nach Jahnke (2011) und GEBAH

Entsprechend der Methodik aus Kapitel 3.5 konnte für 1.271 Grundwassermessstellen auf Basis der jeweils 2 aktuellsten Analysen aus dem Berichtszeitraum 2006 – 2012 eine Bewertung der Grundwasserbeeinflussung ermittelt werden. Die Ergebnisse veranschaulicht Tabelle 4-2. Demnach sind 652 Grundwassermessstellen (51,3 %) im Land unbeeinflusst bzw. nicht bis kaum anthropogen beeinflusst. Hier liegt für die Indikatorparameter Nitrat, Kalium, Chlorid oder Bor keine Überschreitung der Kriterien vor. Acht weitere Messstellen mit einer Ammoniumkonzentration > 3 mg/l, die entsprechend der Methodik eine anthropogene Beeinflussung anzeigen würden (vgl. Kapitel 3.5), sind aufgrund von Einzelfallprüfungen, die einen salinaren Ursprung feststellen ließen, als anthropogen unbeeinflusst bewertet worden. Dagegen deuten die Indikatorparameter Nitrat, Kalium, Chlorid, Bor und Ammonium bei 619 Grundwassermessstellen (48,7 %) auf eine anthropogene Beeinflussung hin.

In Tabelle 4-3 wird die Anzahl an anthropogen beeinflussten Grundwassermessstellen je nach Konzentration der Indikatorparameter und deren Kombinationsmöglichkeiten dargestellt. Die Mehrheit der anthropogen beeinflussten Grundwassermessstellen zeigt Ammoniumkonzentrationen < 0,5 mg/l. Entsprechend treten an diesen Messstellen erhöhte Nitratkonzentrationen auf. Die mit Abstand größte Anzahl Grundwassermessstellen (107) weist eine Kriterienüberschreitung für Nitrat als einzelnen Parameter auf. Wertüberschreitungen bei Kriterienkombinationen mit Nitrat zeigen weniger Messstellen. Da Ammonium bei Sauerstoffzufuhr zu Nitrit und anschließend zu Nitrat umgewandelt wird und umgekehrt Nitrat unter Sauerstoffmangel reduziert wird, ist die Kombination aus hohen Ammonium- und hohen Nitratkonzentrationen selten. Sie kann z. B.

bei stark schwankenden Grundwasserständen angetroffen werden.

Überschreitungen des Ammonium-Kriteriums von 3 mg/l, ab dem eine anthropogene Ursache des Ammoniums zu erwarten ist, liegen für 200 Grundwassermessstellen vor (16 %). Dies stimmt gut mit den Ergebnissen der Auswertungen von Jahnke (2011) überein, der für das Land Brandenburg einen Anteil von 16 % an anthropogenem Ammonium ermittelt hat.

Für den Abgleich der Ergebnisse nach der Methode von Jahnke (2011) ist die Methodik des Genesemodells des LBGR wie in Kapitel 3.6 beschrieben, hinzugezogen worden. Erstmals konnte eine so große Datenmenge mit dem Genesemodell im Programm GEBAH (V. 1.2-80) ausgewertet und dementsprechend datentechnisch besser mit den Ergebnissen der Methode nach Jahnke (2011) verifiziert werden. In diese Bewertung der Analysen mit dem Genesemodell gingen Grundwassermessstellen aus dem landesweiten Grundmessnetz (GM) und dem Operativen Monitoring (OM) ein. Ausgewertet wurden ca. 370 Grundwassermessstellen mit etwa 2.960 Analysen, wobei die Anzahl der Analysen pro Grundwassermessstelle zwischen mindestens zwei (OM) und max.13 Analysen (GM) schwankt. Aufgrund der hohen Anforderung des Genesemodells an die Ionenbilanz mit $\Delta IB \leq 2\%$ für eine hydrogeochemisch-genetische Auswertung, sind ein Großteil der Analysen im Genesemodell als ‚schlecht‘ eingestuft worden. Da jedoch für eine Mehrzahl der GWM Analysenzeitreihen vorlagen, konnten die meisten Grundwassermessstellen berücksichtigt werden. Andererseits entfällt eine Bewertung nach dem Genesemodell, wenn beispielsweise wie bei der GWM 30360020 nicht eine Analyse den Kriterien der Ionenbilanz entsprechen und keine Analyse unter $\Delta IB = 15\%$ auftritt.

	Anzahl GWM				Σ GWM	% - Anteil
	Ammonium (mg/l)					
	≤ 0,5	0,5 - 1,5	1,5 - 3	> 3		
Unbeeinflusst	497	126	21	8	652	51,3
Anthropogen beeinflusst	419	118	43	39	619	48,7
Gesamtanzahl	916	244	64	47	1271	100

Tabelle 4-2.
Anzahl an anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Grundwassermessstellen (GWM).

In Analogie zu den anderen Auswertansätzen wurden hier ebenfalls der Bedeckungsgrad sowie das Grundwasserpotenzial für die Klassifizierung herangezogen. Da sich aufgrund der Datenmenge für die statistische Auswertmethode nach Jahnke (2011) entschieden wurde, sollte das Genesemodell des LBGR bei nicht eindeutigen genetischen Befunden Entscheidungshilfe sein. Es wurden jedoch verschiedenste Analysen in die Bewertung einbezogen und unter Berücksichtigung der naturräumlichen Gliederung bzw. der geologischen Landschaftsformen konnte eine Differenzierung in der Zuordnung der jeweiligen GWM zu den genetischen Typen des Genesemodells des LBGR (Rechlin 1997) vorgenommen werden. Neben der Einstufung, ob es sich um eine anthropogene Beeinflussung oder einen geogenen Status quo handelt, unterstützen die hypothetischen Salze des Genesemodells, wie bereits in Hermsdorf (2010) beschrieben, die genetische Typabgrenzung. Beispielhaft sollen hier die Ergebnisse dargestellt werden (Tabelle 4-4).

Auf den Grundmoränen-Hochflächen (bedeckter/gespannter GWL) lassen sich geogen geprägte Grundwässer i. d. R. dem Natrium- oder Magnesium-Typ zuordnen, die durch längere Verweilzeiten im Sediment geprägt sind. Sie weisen hohe Anteile der Summe der Karbonate auf und grenzen sich deutlich von denen der anthropogen beeinflussten Wässer ab (Tabelle 4-4). Ähnlich prägend verhalten sich die Anteile der hypothetischen Sulfat- und Chloridsalze. So spielen durch Sauerstoffreduzierung im Untergrund die Prozesse des Sulfatabbaus eine Rolle, so dass im Allgemeinen die anteiligen Sulfatsalze (< 5 %) sehr zurückgehen. Die Einschätzungen zu den Analysen nach dem Genesemodell und der Methode nach Jahnke (2011) sind überwiegend identisch. Treten anthropogene Beeinflussungen auf, die sich u. a. an den Chloridsalzen identifizieren lassen, deutet auch das GGV auf diesen Stoffeintrag hin. Ursachen können hier Auftausalze, aber auch abwasserbürtige Einträge in der näheren und weiteren Umgebung sein.

Tabelle 4-3. Anzahl an Grundwassermessstellen mit anthropogener Beeinflussung abhängig von den Konzentrationen der Indikatorparameter Nitrat, Kalium, Chlorid und Bor sowie Ammonium.

	Nitrat mg/l	Kalium mg/l	Chlorid mg/l	Bor µg/l	Kriterien- kombination	Anzahl GWM				Σ GWM	% Anteil
						Ammonium (mg/l)					
						≤ 0,5	0,5- 1,5	1,5- 3	>3		
Andere Belastung ²	≤ 2	≤ 7	≤ 50	≤ 150		11	9	4	4	28	2,2
	Mindestens 1 Kriterium trifft zu				Ohne Bor Geprüft ³	51	31	17	18	117	9,2
	≤ 2	≤ 7	≤ 50	> 150	B	5	3	1	1	10	0,8
	≤ 2	≤ 7	> 50	≤ 150	Cl	15	16	10	2	43	3,4
	≤ 2	≤ 7	> 50	> 150	B, Cl	1	2	0	0	3	0,2
	≤ 2	> 7	≤ 50	≤ 150	K	41	19	3	2	65	5,1
	≤ 2	> 7	≤ 50	> 150	K, B	7	4	0	2	13	1,0
Anthropogen beeinflusst	≤ 2	> 7	> 50	≤ 150	K, Cl	15	15	4	5	39	3,1
	≤ 2	> 7	> 50	> 150	K, B, Cl	10	5	1	1	17	1,3
	> 2	≤ 7	≤ 50	≤ 150	NO ₃	107	1	1	0	109	8,6
	> 2	≤ 7	≤ 50	> 150	NO ₃ , B	5	0	0	0	5	0,4
	> 2	≤ 7	> 50	≤ 150	NO ₃ , Cl	35	2	0	0	37	2,9
	> 2	≤ 7	> 50	> 150	NO ₃ , Cl, B	1	0	0	0	1	0,1
	> 2	> 7	≤ 50	≤ 150	NO ₃ , K	54	7	0	1	62	4,9
	> 2	> 7	≤ 50	> 150	NO ₃ , K, B	22	1	1	1	25	2,0
	> 2	> 7	> 50	≤ 150	NO ₃ , K, Cl	23	1	0	1	25	2,0
	> 2	> 7	> 50	> 150	NO ₃ , K, Cl, B	16	2	1	1	20	1,6
Gesamtanzahl						419	118	43	39	619	48,7

² 28 Grundwassermessstellen sind nach der Methode als geogen einzustufen, weisen jedoch eine andere Beeinflussung auf (meist Pflanzenschutzmittel, teilweise org. Schadstoffe), so dass Ammonium als hauptsächlich anthropogen eingeschätzt wird, sofern es das Kriterium von 0,5 mg/l überschreitet

³ Borkonzentrationen lagen bei 117 Grundwassermessstellen nicht vor, weshalb hier nur die Indikatorparameter Nitrat, Kalium und Chlorid geprüft wurden.

Auf den Hochflächen der Sander bzw. in Gebieten mit glazifluviatilen Vor-/Nachschüttbildungen (unbedeckt, ungespannt, grundwasserfern) treten i. d. R. Genesetypen des Sulfat- bzw. Magnesiumtyps auf. Ihre fehlende bis geringe Beeinflussung spiegelt sich ähnlich der Wässer unter Grundmoränen in den höheren Karbonat- und den geringeren Sulfatanteilen wieder. Treten hingegen anthropogene Einflüsse hinzu, steigen meistens die Sulfatanteile an. Ursachen sind in der Beeinflussung der Grundwässer durch Einträge von Abwasser, Silage, Bauschutt oder Deponien zu finden. Eine Schwierigkeit in diesen Bereichen stellen Waldstandorte dar. Hier können wie bei der GWM 28401170 erhöhte Konzentrationen an Sulfatsalzen auftreten und die

Karbonatsalzgehalte gehen zurück. Grund für dieses Verhalten wird derzeit in den niedrigen pH-Werten sowie der fehlenden Pufferung der kalkfreien Sande gesehen.

Ähnliche Verteilungsmuster sind auch in den Grundwasseranalysen aus den Tälern und Niederungen erkennbar. Sind die geogen geprägten Wässer durch prozentual hohe Karbonate charakterisiert, verdeutlichen steigende Sulfat- oder Chloridsalze eine Zunahme anthropogener Beeinflussungen. Im Zusammenhang mit Entlastungsprozessen salinärer Tiefenwässer stellt die GWM 32502104 (Altmädewitz / Oderbruch) ein Beispiel für geogene Versalzung im Süßwasserbereich dar, die relativ nah an die Oberfläche aufsteigen.

Tabelle 4-4. Typisierung der Grundwässer nach dem Genesemodell (Rechlin 1997) unter Zuhilfenahme des Genetischen Grundverhältnisses (GGV) und den Lösungsanteilen der Salze.

MKZ	GGV	Karbonate [%]	Sulfate [%]	Chloride [%]	Genetischer Typ	Einstufung	Vergleich Jahnke-Methode
Grundmoräne/Hochfläche / bedeckter GWL, gespannte Grundwasserspiegelverhältnisse							
27381010	0,13	92-100	0-3	0-4	Natrium-Typ	geogen sehr lange Verweilzeiten	geogen
28350010	0,1-0,05	68-78	13-23	8-12	Magnesium-Typ	geogen, längere Verweilzeit	geogen
26471097	0,11-0,15	45-49	29-35	16-24	Chlorid-/Magnesium-Typ	anthropogen chloridischer Eintrag	anthropogen
36451966	0,06-0,07	40-49	30-37	20-23	Sulfat-Typ	anthropogen chloridischer Eintrag	anthropogen
Sander/Hochfläche / unbedeckter GWL, ungespannte Grundwasserspiegelverhältnisse							
28401170	0,1-0,2	35-43	44-56	8-14	Sulfat-Magnesium-Typ	geogen, hoher CaSO ₄ -Anteil	geogen
28463240	0,08-0,3	67-70	25-27	3-7	Sulfat-Typ	geogen	geogen
37431540	0,03-0,004	32-37	52-61	5-10	Sulfat-Magnesium-Typ	geogen, mit salinärer Beeinflussung	geogen
39400001	0,01-1	14-28	40-50	15-26	Chlorid-Typ	anthropogen chloridischer Eintrag	anthropogen
Tal/Niederung / unbedeckter GWL, ungespannte Grundwasserspiegelverhältnisse							
33392110	0,1-0,5	60-77	13-28	7-14	Sulfat-Typ	geogen	geogen
37441690 (bedeckt)	0,9-0,3	74-79	16-18	7-9	Sulfat-Typ	geogen	geogen
32502104	0,03-0,05	18-34	17-34	43-57	Chlorid-Typ	geogen-salinär	geogen-salinär
36441950	0,2-1	34-53	39-56	3-11	Sulfat-Typ	anthropogen	anthropogen
Abweichende Einschätzung							
27400070	0,02-0,08	10-21	10-16	62-73	Chlorid-Typ	anthropogen chloridischer Eintrag	geogen-salinär

Diese GWM 32502104 verdeutlicht eine Entwicklungsreihe aus dem Magnesium-Typ in den Bereichen der salinaren Wässer (Chloridtyp) mit prägenden Halitanteilen geogener Ursache (Abbildung 4-52). Im Beobachtungszeitraum steigen die Chloridkonzentrationen stetig an und das GGV wird geringer. Daraus ergibt sich, dass dieses Wasser einem chloridischen Eintrag unterliegt. Der Standortbereich liegt in einem Entlastungsgebiet, so dass eine Liegendspeisung prägend ist. Weiterhin sind Versalzungen oberhalb des Rupeltones hier bekannt (Stackebrandt und Manhenke 2002).

Exemplarisch soll eine GWM (27400071) für eine abweichende Beurteilung erwähnt werden, die sich im Chlorid-Typ befindet. In den Lösungsanteilen der Chloride sind die Calciumchloridanteile zum Teil doppelt so hoch wie die Natriumchloridanteile. Das prägende Salz der aufsteigenden mineralisierten Tiefenwässer sind die letzten genannten, was sich in der vorher beschriebenen GWM 32502104 widerspiegelt. Hier ist das prägende Salz Natriumchlorid mit meistens weit über 80 % der gelösten Chloride.

Zusammenfassend und auch aus Tabelle 4-4 ersichtlich, kann gesagt werden, dass die Untersuchungen entsprechend der Methodik nach Jahnke (2011) und dem Genesemodell des LBGR überwiegend gut übereinstimmen.

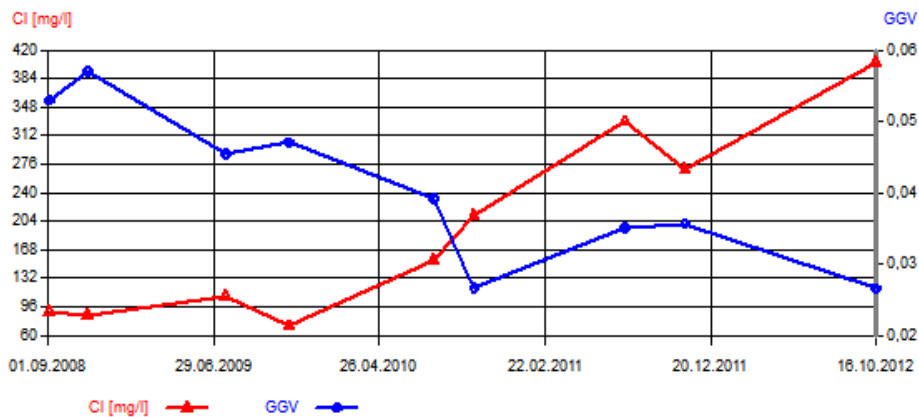


Abbildung 4-52. Entwicklung des GGV und der Chloridkonzentrationen in der GWM 32502104.

4.5 Typisierung der Grundwässer nach Beeinflussungstypen

4.5.1 Ursachenbezogene Typisierung

Die Auswertung der Analysen der 1.287 Grundwassermessstellen mithilfe der in diesem Bericht neu vorgestellten ursachenbezogenen Typisierung der Grundwässer ergibt, dass bei der Art der anthropogenen Beeinflussung die Landwirtschaft mit 34 % dominiert. Abbildung 4-53 veranschaulicht die Verteilung der Grundwassermessstellen auf die einzelnen Beeinflussungstypen. Die Zahlenwerte sind Anhang A- 8 zu entnehmen. Die Typen 1 (schadstoffbeeinflusst) und 3 (Versauerung infolge Bergbau) treten deutlich seltener auf. Grundwassermessstellen, die dem Typ 4 (divers beeinflusst) zugeordnet wurden sind hauptsächlich in Niederungen und Gebieten mit unbedecktem Grundwasserleiter anzutreffen und dort in den Flächennutzungen Ackerland und Siedlung. Der Typ 0 (anthropogen unbeeinflusst) enthält zu einem Großteil Grundwassermessstellen, die auf Hochflächen mit überwiegend unbedeckten Grundwasserleitern stehen und an denen Wald als Flächennutzung dominiert. Bezogen auf die Flächennutzung wurden an Waldstandorten generell die geringsten anthropogenen Beeinflussungen festgestellt.

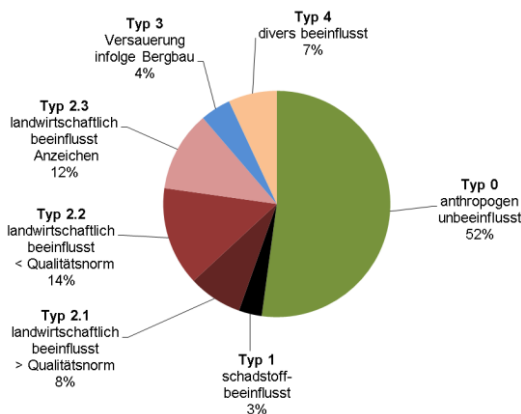


Abbildung 4-53. Verteilung der Grundwassermessstellen auf die Beeinflussungstypen.

Die landesweite Verteilung der Beeinflussungstypen zeigt Abbildung 4-54. Die Abbildung stellt pro Grundwassermessstelle den Mittelwert der zwei aktuellsten Messwerte dar. Im Fall von Messstellengruppen ist jeweils die flachste Grundwassermessstelle für die Übersichtskarte berücksichtigt worden (vgl. Kapitel 3.7). Die landwirtschaftlich beeinflussten Messstellen (Typ 2) verteilen sich über die gesamte Landesfläche mit Schwerpunkten in den Grundwasserkörpern, die nach WRRL im schlechten chemischen Zustand eingestuft sind. Die Grundwassermessstellen mit Schadstoffbelastung treten schwerpunktmäßig in den Grundwasserkörpern HAV_OH_1, HAV_NU_3 und ODR_OD_7 auf. Der Beeinflussungstyp 3.1 („Versauerung infolge Bergbau“) tritt erwartungsgemäß in den beiden bergbaulich beeinflussten Grundwasserkörpern SE 4-1 und HAV_MS_2 auf.

Aufgrund der Schutzwirkung überlagernder Schichten an Standorten mit bedecktem Grundwasserleiter ist dort der Anteil an anthropogen unbeeinflussten Grundwassermessstellen mit ca. 61 % deutlich größer als an unbedeckten (ca. 48 %).

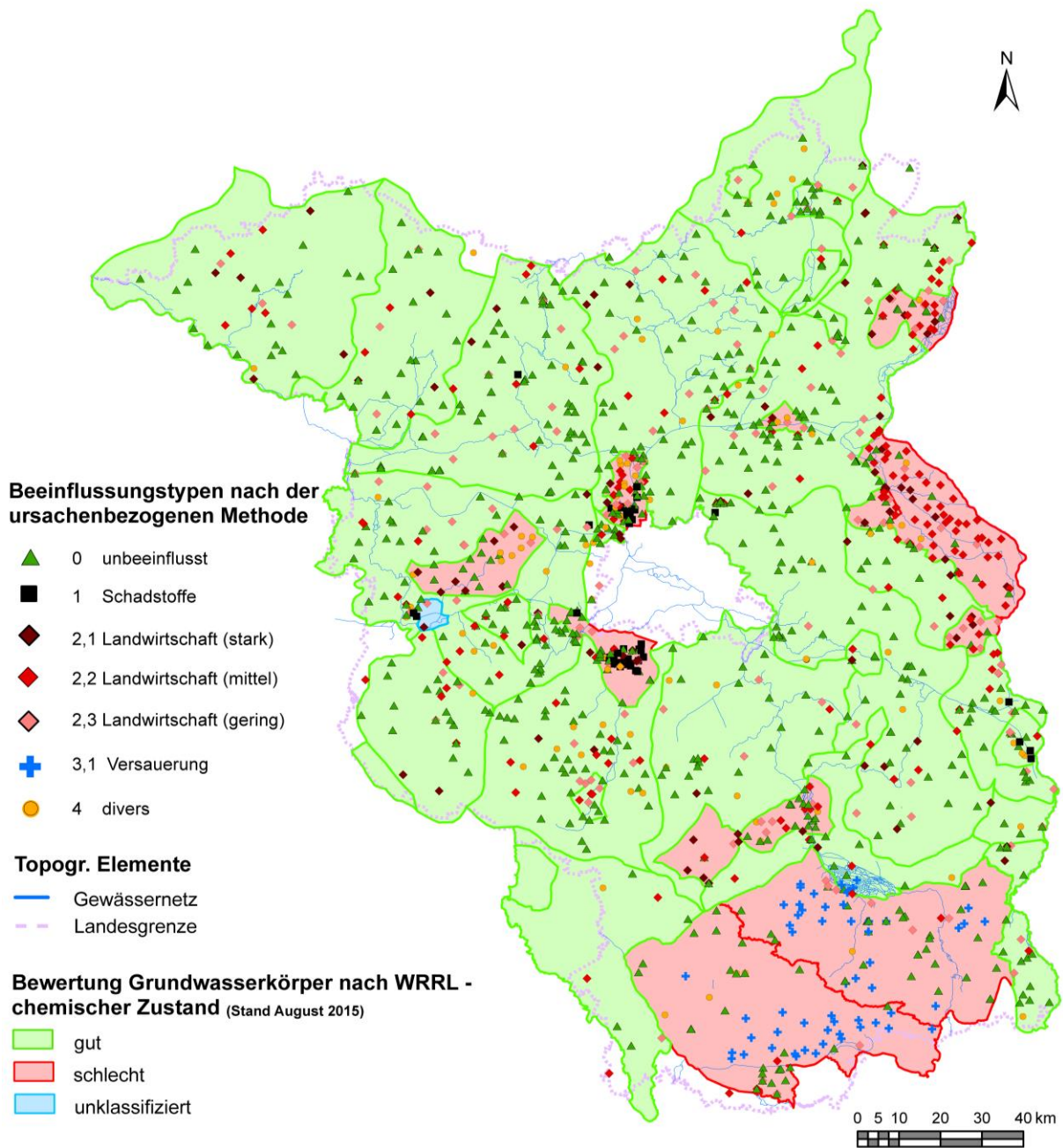


Abbildung 4-54. Übersichtskarte der ursachenbezogenen Beeinflussungstypen.

Für eine tiefenabhängige Bewertung der Beeinflussungstypen zeigt Abbildung 4-55 die prozentuale Verteilung der Grundwassermessstellen für jeden Beeinflussungstyp aufgeteilt nach der Filteroberkante in Metern unter Geländeoberkante (m u. GOK). Zum Vergleich werden in der ersten Säule die Gesamtanteile der Messstellen an den Beeinflussungstypen abgebildet. Auf den ersten Blick ist bereits eine Tiefenabhängigkeit der anthropogenen Beeinflussung zu erkennen. Besonders die Einflüsse der Landwirtschaft sind in den flach verfilterten Grundwassermessstellen teilweise mehr als doppelt so groß wie in den tiefen Messstellen. Die Anzahl an Messstellen von schadstoffbeeinflussten Standorten nimmt dagegen zunächst mit der Tiefe leicht zu und erreicht ihr Maximum zwischen 10 und 20 m unter Geländeoberkante. In einer Tiefe über 50 m ist der Typ „Versauerung infolge Bergbau“ die einzige anthropogene Beeinflussung, die im Rahmen der Untersuchungen ermittelt wurde. Zu beachten ist, dass hier die Anzahl der Grundwassermessstellen in dieser Tiefe deutlich geringer ist.

Die Beziehungen zwischen den Beeinflussungstypen und der Trendentwicklung ausgewählter Parameter zeigen die Abbildungen 4-56 und 4-57 jeweils für steigende und fallende Trends. Die erste Säule enthält jeweils eine Gesamtübersicht über die Verteilung der Trends auf die Beeinflussungstypen.

Steigende Trends für die Parameter Nitrat und Ammonium werden häufiger bei anthropogen beeinflussten Analysen festgestellt als bei unbeeinflussten. Besonders für Nitrat betrifft dies die landwirtschaftlich beeinflussten Grundwassermessstellen. Ebenso überwiegen steigende Trends bei anthropogen beeinflussten Analysen für die Parameter Kalium und ortho-Phosphat. In den Beeinflussungstypen „Versauerung infolge Bergbau“ sowie „divers beeinflusst“ werden generell die wenigsten steigenden Trends ermittelt. Für die Parameter elektrische Leitfähigkeit, Bor, Chlorid und Sulfat zeigen größtenteils die anthropogen unbeeinflussten Analysen einen steigenden Trend.

Fallende Trends überwiegen bei Nitrat und Ammonium in den anthropogen beeinflussten Typen, insbesondere in den landwirtschaftlich beeinflussten. Dies gilt mit Ausnahme von ortho-Phosphat ebenso für die anderen dargestellten Parameter. Nur bei ortho-Phosphat überwiegen fallende Trends in anthropogen unbeeinflussten Grundwassermessstellen. Insgesamt treten parameterübergreifend verhältnismäßig wenig fallende Trends für die Typen „schadstoffbeeinflusst“ und „Versauerung infolge Bergbau“ auf.

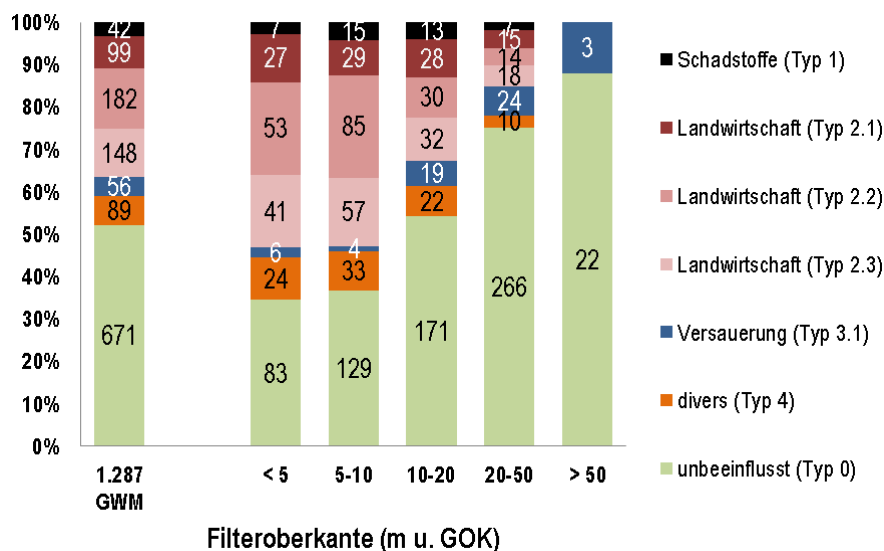


Abbildung 4-55. Beeinflussungstypen der ausgewerteten Grundwassermessstellen (n = 1287) in Bezug auf die Filterlage unter Gelände (m u. GOK) (%).

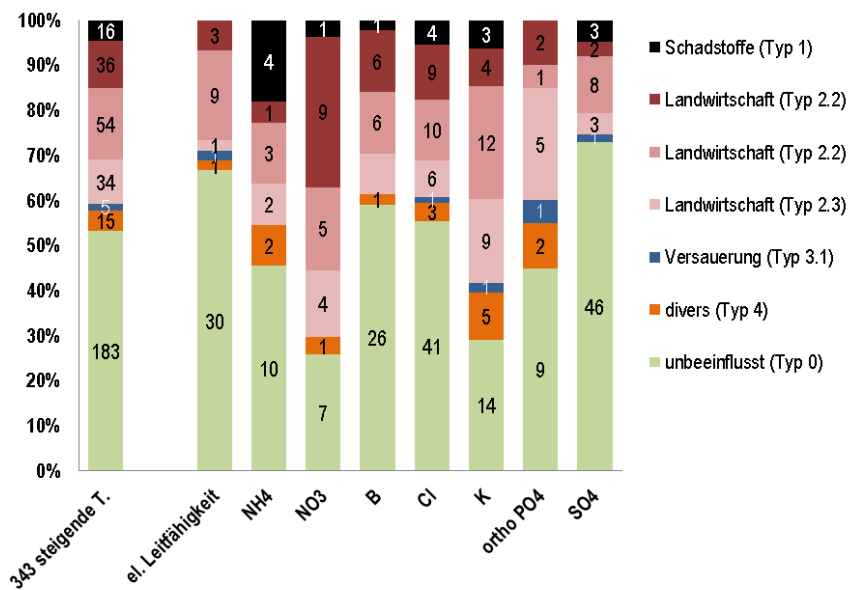


Abbildung 4-56. Beeinflussungstypen nach der ursachenbezogenen Typisierung in Bezug auf steigende Trends der ausgewerteten Parameter (%).

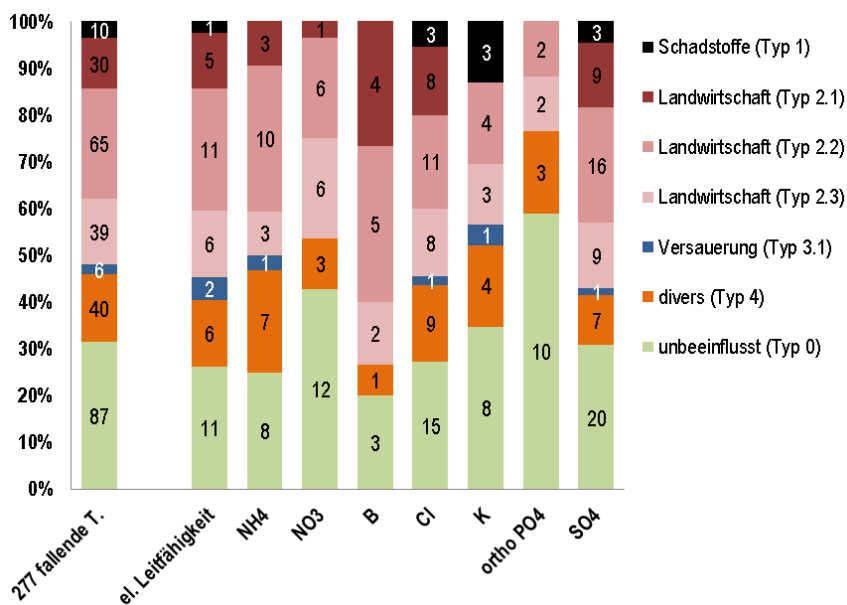


Abbildung 4-57. Beeinflussungstypen nach der ursachenbezogenen Typisierung in Bezug auf fallende Trends der ausgewerteten Parameter (%).

4.5.2 Struktureinheitenbezogene Typisierung

Die Daten des vorliegenden Berichtszeitraums wurden zusätzlich zur ursachenbezogenen Methodik (vgl. Kapitel 4.5.1) nach der struktureinheitenbezogenen Typisierung (Hannappel 1996) ausgewertet, die u. a. im vorherigen Berichtszeitraum 2001 – 2005 angewendet wurde. Die Abbildung 4-58 zeigt die prozentuale Verteilung der Grundwassermessstellen auf die Beeinflussungstypen nach der struktureinheitenbezogenen Typisierung für den vorliegenden Berichtszeitraum 2006 – 2012 (links) sowie für den vorherigen Berichtszeitraum von 2001 – 2005 (rechts) (LUA 2007, vgl. Anhang A- 3). Letzterer umfasst 205 Grundwassermessstellen, wobei für zehn kein Beeinflussungstyp bestimmt werden konnte. Hier ist berücksichtigt worden, dass im vorherigen Berichtszeitraum nur die Messstellen des damaligen Grundmessnetzes und nicht des Messprogramms Nitrat ausgewertet wurden, während im aktuellen Berichtszeitraum die Messstellen beider Messnetze betrachtet wurden (insgesamt 230). Die Daten enthält Anhang A- 9.

Nach der struktureinheitenbezogenen Typisierung werden 30 % der Grundwassermessstellen als unbeeinflusst eingestuft. Den größten Anteil an beeinflussten Grundwassermessstellen weist Typ 5 „Nährstoffe“ mit 20 % auf, gefolgt vom Typ 3 „Metalle“ mit 16 % und Typ 6 „diffus“ mit ebenfalls 16 %. Beeinflussungen durch Versauerung, Schadstoffe oder Ionenaustauschwässer („Na-HCO₃-Typ“) treten bei ca. 5 % der Messstellen auf. Keiner der Grund-

wassermessstellen konnte eine Beeinflussung durch Versalzung nachgewiesen werden.

Die prozentualen Anteile der Grundwassermessstellen, die den Beeinflussungstypen „unbeeinflusst“, „Versauerung“ und „Nährstoffe“ zugeordnet wurden, sind vergleichbar mit der Auswertung 2001 – 2005. Unterschiede sind für den Typ 3 („Metalle“), der sich von 5 % auf 10 % erhöht hat sowie für den Typ 2 („Schadstoffe“) erkennbar, der jetzt anteilig bei 5 % liegt im Vergleich zu 2 % im vorherigen Bericht. Bei den Grundwassermessstellen des Typs „Metalle“ verhält sich vor allem der Parameter Arsen auffällig, der im Zeitraum 2006 – 2012 in 27 Messstellen über dem Prüfwert nach Hannappel (1996) lag. Teilweise begründet dies die Abnahme der Typen „Diffus“ und „Na-HCO₃“ (Ionenaustauschwässer), weil einige dieser Grundwassermessstellen in den Typ Metalle umgestuft wurden.

Die regionale Verteilung der ausgewiesenen Beeinflussungstypen für den vorliegenden Berichtszeitraum zeigt Abbildung 4-59. Im gesamten Land Brandenburg sind die Typen „unbeeinflusst“, „diffus“, „Schadstoffe“, „Nährstoffe“ und „Metalle“ relativ gleich verteilt. Lediglich eine leichte Häufung unbeeinflusster Grundwassermessstellen ist im Westen des Landes in den Grundwasserkörpern HAV_BP_1 und HAV_NU_2 zu finden. Auffällig ist, dass der Typ „Versauerung“ nicht nur auf den bergbaubeeinflussten Süden begrenzt ist, sondern auch in anderen Regionen auftritt. Der „Na-HCO₃-Typ“ wurde ausschließlich Grundwassermessstellen im zentralen und nördlichen Bereich des Landes zugeordnet.

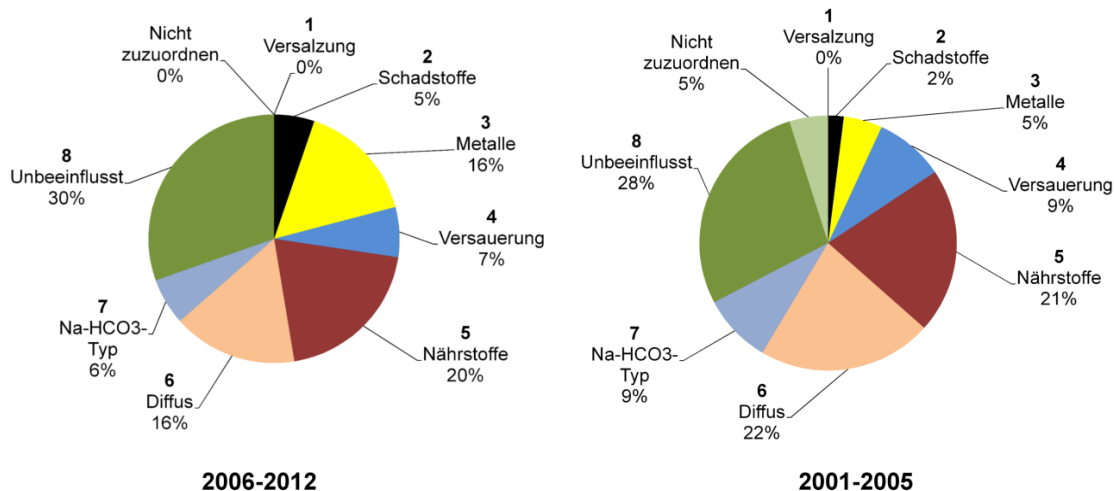


Abbildung 4-58. Vergleich der struktureinheitenbezogenen Beeinflussungstypen der Berichtszeiträume 2001 – 2005 und 2006 – 2012.

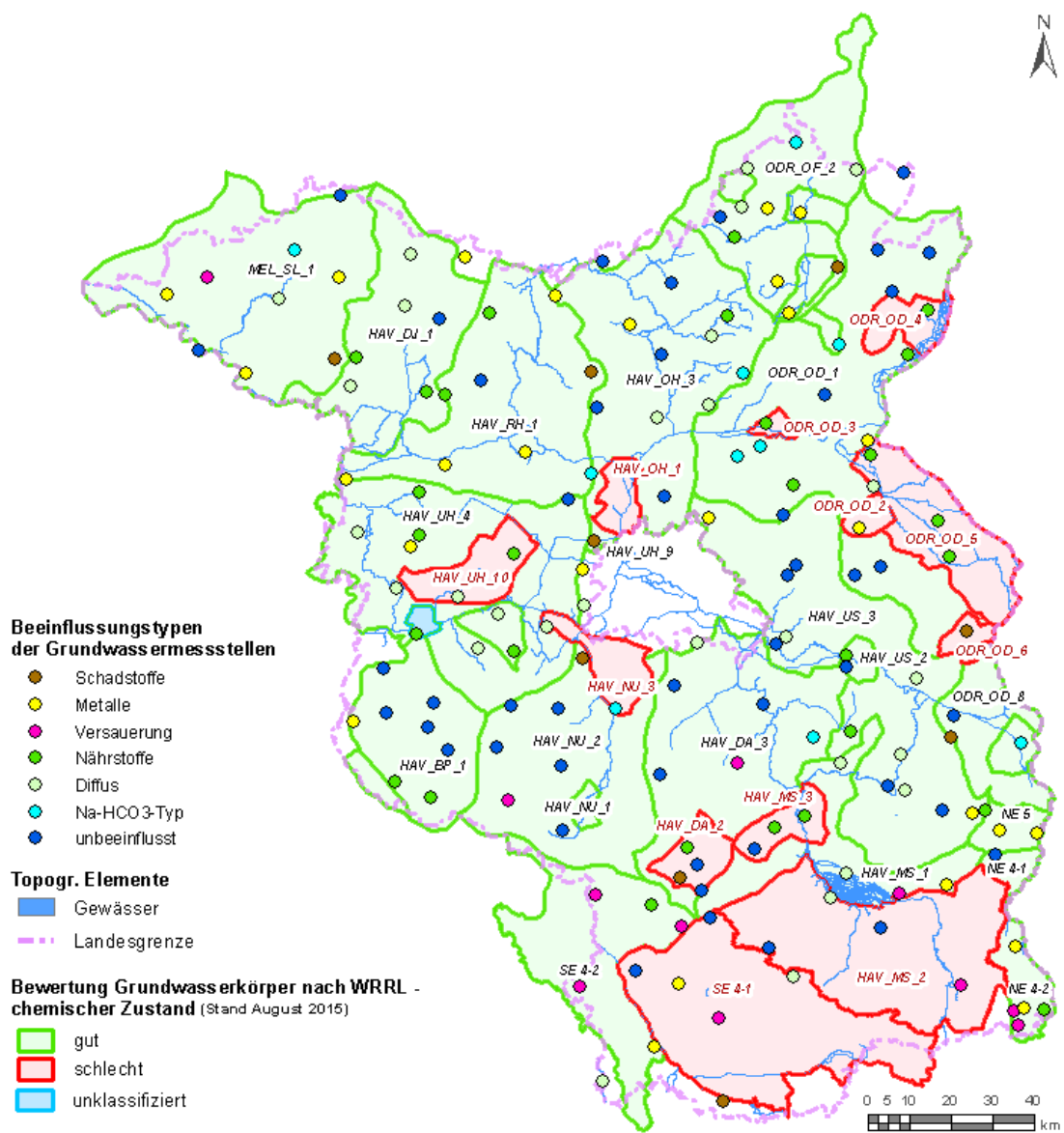


Abbildung 4-59. Regionale Verteilung der struktureinheitenbezogenen Beeinflussungstypen im Berichtszeitraum 2006 - 2012.

4.5.3 Vergleich der ursachenbezogenen und struktureinheitenbezogenen Typisierung

Um die anthropogene Beeinflussung des Grundwassers im Land Brandenburg über längere Zeiträume betrachten zu können, wird an dieser Stelle ein Vergleich zwischen der ursachenbezogenen und der struktureinheitenbezogenen Typisierung angestellt. Analog zu Kapitel 4.5.2 ist auch hier die unterschiedliche Datengrundlage zu berücksichtigen. In Tabelle 4-5 sind für die einzelnen struktureinheitenbezogenen Typen (1 - 8) die insgesamt 205 untersuchten Grundwassermessstellen aus dem vorherigen Berichtszeitraum 2001 – 2005 und deren Zuordnung zu einem der ursachenbezogenen Typen (0 – 4) dargestellt.

Demnach werden 130, das ist über die Hälfte der untersuchten Grundwassermessstellen, dem ursachenbezogenen Typ 0 („anthropogen unbeeinflusst“) zugeordnet. Neben solchen aus dem struktureinheitenbezogenen Typ 0 („unbeeinflusst“) gehören dazu auch Messstellen aus den Typen 2 – 7. Besonders

viele Grundwassermessstellen werden aus den Typen 6 („diffus“) und 7 („Na-HCO₃“) dem ursachenbezogenen Typ 0 zugeordnet. Dies beruht zum Teil auf der Ammoniumkonzentration, die nach der ursachenbezogenen Methodik auch bei Werten bis 3 mg/l unter bestimmten Voraussetzungen noch als anthropogen unbeeinflusst bewertet wird. Dem ursachenbezogenen Typ 1 („schadstoffbeeinflusst“) entspricht nur eine Grundwassermessstelle der struktureinheitenbezogenen Typisierung aus dem Typ 5 („diffus“). Für den Typ 2 („landwirtschaftlich beeinflusst“) gibt es dagegen mehr Zuordnungen, hauptsächlich aus dem struktureinheitenbezogenen Typ 5 („Nährstoffe“).

Insgesamt zeigt der Vergleich eine gute Übereinstimmung. Trotz der unterschiedlichen Herangehensweisen stellen beide Methoden eine detaillierte Bewertungsgrundlage für die Ursachenforschung zu anthropogenen Einflüssen auf die Grundwasserbeschaffenheit dar.

Tabelle 4-5. Anzahl der Grundwassermessstellen für jeden struktureinheitenbezogenen Beeinflussungstyp und deren Zuordnung zu den ursachenbezogenen Beeinflussungstypen (Daten aus dem vorherigen Berichtszeitraum 2001 - 2005, LUA 2007).

struktureinheitenbezogene Typen									ursachenbezogene Typen	
1 Versalzung	2 Schadstoffe	3 Metalle	4 Versauerung	5 Nährstoffe	6 Diffus	7 Na-HCO ₃	8 Unbeeinflusst	nicht zuzuordnen	Anzahl GWM	Typ
0	1	3	8	5	31	18	56	8	130	0 anthropogen unbeeinflusst
0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1 schadstoffbeeinflusst
0	3	4	6	33	8	0	1	2	57	2.x landwirtschaftlich beeinflusst
0	0	1	1	0	0	0	0	0	2	3.1 Versauerung infolge Bergbau
0	0	2	3	5	5	0	0	0	15	4 divers beeinflusst
0	4	10	18	43	45	18	57	10	205	Summe

5 Schlussfolgerungen und Ausblick



Der Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit 2006 – 2012 gibt einen Überblick zur hydrogeochemischen Situation im Land Brandenburg. Die in diesem Zeitraum erhobenen 8.202 Analysen von 1.460 Messstellen an 1.287 Standorten wurden statistisch ausgewertet und hinsichtlich einer anthropogenen Beeinflussung beurteilt. Berücksichtigt wurden bei der Auswertung auch die nach EG-Wasserrahmenrichtlinie in den chemisch guten oder schlechten Zustand eingestufteten Grundwasserkörper

des Landes.

Die folgenden wesentlichen Erkenntnisse wurden in dem Projekt gewonnen:

Für die Hauptkationen und -anionen sowie weitere wichtige Beschaffenheitsparameter konnten die charakteristischen Werteverteilungen ermittelt werden. Dies ermöglicht zukünftig eine bessere Einordnung der Analysendaten in den regionalen Kontext.

- Für jeden analysierten Parameter stehen für diesen Zeitraum detaillierte, landesweite Karten der Konzentrationen zur Verfügung, die auf der größten bisher untersuchten Datengrundlage beruhen. Auf Basis dieser Karten können Verteilungsmuster und Belastungsherde schneller identifiziert werden.
- Die Grundwasserverhältnisse im größten Teil des Landes sind eisen-/manganreduzierend und damit sauerstoffarm bei pH-Werten zwischen 7 und 8. Das 90-Perzentil der elektrischen Leitfähigkeit liegt je nach Flächennutzung zwischen 1.563 und 1.777 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Regional treten Überschreitungen der LUGV-Prüfwerte und Schwellenwertüberschreitungen der GrwV auf. Diese können anthropogener, aber auch geogener Herkunft sein. Durch den Aufstieg von salinarem Tiefenwasser sind in einigen Teilen Brandenburgs die Chlorid-, Sulfat- und Natriumkonzentrationen geogen bedingt erhöht. Daneben führt der Einsatz von Düngemitteln zu Prüfwertüberschreitungen von Ammonium, Kalium und Phosphat an Grünland- und Ackerlandstandorten. Aufgrund der reduzierenden Bedingungen sind die Nitratgehalte in diesen Gebieten häufig nicht signifikant erhöht. Überschreitungen des LUGV-Prüfwerts zeigt auch das Halbmetall Bor. Diese
- treten hauptsächlich im Bereich der ehemaligen Rieselfelder südlich von Berlin auf. Weitere hohe bis sehr hohe Konzentrationen, bedingt durch die Versauerung als Folge des Bergbaus, werden lokal für die Parameter Sulfat, Ammonium, Eisen, Mangan und Aluminium festgestellt.
- Belastungsschwerpunkte hinsichtlich der Grundwasserqualität stellen die Bergbauregion im Süden Brandenburgs, das landwirtschaftlich intensiv genutzte Oderbruch und die ehemaligen Rieselfelder im Süden von Berlin dar. An diesen Standorten kommt es verstärkt zu Schwellenwertüberschreitungen. Die ehemaligen Rieselfelder sind durch hohe Konzentrationen der Hauptkationen und -anionen sowie von Schwermetallen, Bor und hohen TOC-Gehalten gekennzeichnet. Im Oderbruch liegen hohe Sulfat-, Gesamtposphat-, Kalium-, Ammonium- und TOC-Konzentrationen vor, die hauptsächlich auf landwirtschaftliche Einträge zurückzuführen sind. Diese Feststellung wird verstärkt durch den Nachweis verschiedener Pflanzenschutzmittel, wie z. B. Fenuron, Isoproturon und Chloridazon und deren Metaboliten. Die Bergbauregion ist dagegen durch extrem hohe Sulfat-, und Ammoniumkonzentrationen sowie hohe Eisen-, Mangan- und Aluminiumkonzentrationen bei gleichzeitig sehr niedrigen Redoxpotenzialen und pH-Werten geprägt.
- Im Berichtszeitraum werden an 14 Grundwassermessstellen Überschreitungen der Schwellenwerte nach GrwV für Pflanzenschutzmittel festgestellt. Häufig werden auch die Metaboliten der Wirkstoffe nachgewiesen. Das am häufigsten verwendete Pflanzenschutzmittel Glyphosat und sein Metabolit AMPA werden nur in sehr geringen Konzentrationen im Grundwasser gefunden, da sie beide sehr gut abbaubar sind und an die Bodenmatrix adsorbieren. Darüber hinaus wurden 10 nicht relevante Metaboliten nachgewiesen, die aus Wirkstoffen entstehen, die bis auf Einzelfunde nicht im Grundwasser bestimmt wurden. In 40 % der in 2011/2012 untersuchten 333 Grundwassermessstellen wurde mindestens einer von neun

nicht relevanten Metaboliten nachgewiesen (AMPA ausgenommen).

- Die überwiegende Mehrheit der Konzentrationsganglinien zeigt keinen signifikanten Trend. Parameterbezogen betreffen steigende Trends etwa 3 – 5 % der Analysen und dominieren im Vergleich zu fallenden Trends für Bor, Kalium, ortho-Phosphat und Nitrat. Je Parameter werden für 1 – 11 % der untersuchten Analysen fallende Trends bestimmt, die besonders bei Ammonium mehr als doppelt so häufig sind wie steigende. Parameterübergreifend dominiert ein Konzentrationsanstieg gegenüber einem -abfall an Ackerland-, Siedlungs- und Waldstandorten, bei Messstellen mit Filtertiefen > 5 m und bei Grundwasserflurabständen > 2 m. Bei geringen Flurabständen < 2 m überwiegen sinkende Konzentrationen im Vergleich zu steigenden.
- Mithilfe der neu entwickelten Methodik der ursachenbezogenen Beeinflussungstypen konnte landesweit eine Einschätzung der Grundwasserbeeinflussung vorgenommen werden. Demnach sind 52 % der Grundwassermessstellen anthropogen unbeeinflusst oder kaum beeinflusst. Dagegen liegt für 34 % eine landwirtschaftliche Beeinflussung, für 4 % eine Beeinflussung durch bergbaubedingte Versauerung und für 3 % eine Beeinflussung durch Schadstoffe vor. Die restlichen 7 % der Messstellen zeigen diverse Beeinflussungen. Die anthropogenen Beeinflussungen nehmen generell mit der Filtertiefe ab. In einer Tiefe über 50 m ist der Typ „Versauerung infolge Bergbau“ die einzige anthropogene Beeinflussung, wobei die Anzahl der untersuchten Grundwassermessstellen in dieser Tiefe deutlich geringer ist.

Im Vergleich zu vorherigen Berichtszeiträumen liefert dieser Bericht die bisher größte Datengrundlage durch die Hinzunahme der Daten Dritter. Gravierende Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit wurden nicht festgestellt. Ein Vergleich der früheren und aktuellen Methodik zur Bewertung der Grundwasserbeeinflussung hat gezeigt, dass die Typisierungen vergleichbare Ergebnisse liefern.

Ausblick

Der vorliegende Bericht gibt für die meisten untersuchten Parameter charakteristische Werteverteilungen vor. An wenigen Standorten in Brandenburg ist die Datenlage jedoch noch nicht ausreichend, um eine repräsentative Auswertung vorzunehmen. Zusätzlich sind einige Zeitreihen untersuchter Parameter noch nicht aussagefähig genug. Um hier weitere Aussagen treffen zu können, ist die Weiterführung der Beprobung und eine belastungsorientierte Verdichtung des Messnetzes notwendig.

Die Überwachung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser sollte unter Berücksichtigung aller verwendeten Wirkstoffe intensiviert werden. Die Konzentrationsentwicklung der nicht relevanten Metaboliten ist weiter zu beobachten, da die meisten Grundwassermessstellen derzeit stark schwankende Gehalte anzeigen und die Belastungssituation des Grundwassers in Brandenburg anhand der wenigen Messwerte und der relativ geringen Anzahl untersuchter Messstellen noch nicht abschließend geklärt ist. Da in Brandenburg der Anbau von Mais und Raps für die Energiegewinnung in den letzten Jahren intensiviert wurde, empfiehlt es sich, die im Grundwasser mobilen Metaboliten des Mais-Herbizids S-Metolachlor und des Raps-Herbizids Metazachlor in Gebieten mit Energiepflanzenanbau verstärkt zu untersuchen, um die Entwicklung der bereits erkennbaren Grundwasserbeeinflussung weiter verfolgen zu können. Bislang wurden erst 9 der 339 Gebiete mit Biogasanlagen (Stand 2013) hinsichtlich der nicht relevanten Metaboliten bzw. 14 hinsichtlich PSM-Wirkstoffen und relevanten Metaboliten untersucht. Für gezielte Untersuchungen sollte auch beim Neubau von Grundwassermessstellen die Nähe zu Biogasanlagen berücksichtigt werden.

Weiterführende Auswertungen hinsichtlich der Genese oder Beeinflussung der Grundwässer wurden durchgeführt. Darüber hinaus gibt es jedoch auch noch offene Fragen zu hydrochemischen Zusammenhängen, die weitere Untersuchungen erfordern. Für eine Bearbeitung solcher Fragen bietet dieser Bericht eine aussagefähige Grundlage.

6 Literaturverzeichnis

- Amt der Steiermärkischen Landesregierung, 2005.** Sickerwasserversuche an der Forschungsstation Wagna zur Untersuchung der Verlagerung des Herbizids Glyphosat in der ungesättigten Bodenzone. Dokumentation zum Thema Gewässerschutz, 66 S.
- BASF, 2013.** Gebrauchsanleitung für BASAGRAN®DP, Empfehlung für den Einsatz von Bentazon. BASF.
- Brose, D., Hermsdorf, A., Berner, K. und Pawlitzky, M., 2015.** Grundwasser. In: Stackebrandt, W., Franke, D. (Hrsg.). Geologie von Brandenburg. Schweizerbart XVIII, ISBN 978-3-510-65295-2, 806 S.
- BUNR (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 2000.** Entwicklung von Erfassungs- und Auswertungsverfahren für Grundwasserzustandsdaten zur Erfüllung internationaler Berichtspflichten des Bundes gegenüber der EU. Umweltforschungsplan. Wasserforschung. Forschungsbericht 29823241.
- BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit), 2013.** Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland, Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2012 (korrigierte Version Dezember 2013).
- Deutscher Wetterdienst, 2014.** Climate Data Centers. Monatswerte des Niederschlags des Landes Brandenburg von 1881 - 2015.
- DIN 38402-62, 2014.** Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Allgemeine Angaben (Gruppe A) – Teil 62: Plausibilitätskontrolle von Analysendaten durch Ionenbilanzierung (A 62).
- DVWK, 1999.** Methoden zur Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit. DVWK-Schriften 125, Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, 103 S.
- GCI GmbH, 2012.** Grundwassergleichenpläne Frühjahr und Herbst 2011 für den oberen genutzten Grundwasserleiter (HGWL) im Land Brandenburg. Erarbeitet im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.), Abteilung Ökologie, Naturschutz und Wasser, Abschlussbericht, 44 S. (unveröffentlicht).
- GCI GmbH, 2013.** Land Brandenburg - Karten des Grundwasserflurabstandes und der Verweilzeit des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung des Hauptgrundwasserleiters. Erarbeitet im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.), Abteilung Ökologie, Naturschutz und Wasser, Abschlussbericht, 78 S. (unveröffentlicht).
- Hannappel, S., 1996.** Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer. Dissertation. Berliner geowissenschaftliche Abhandlungen, Reihe A: Geologie und Paläontologie 182, 151 S.
- Hermsdorf, A., 2010.** Überblick über die Grundwasserversalzung im Land Brandenburg und ihre Spezifikation für die Binnensalzstellen, Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 19 (1,2).
- HÜK200 HGW, 2014.** Hintergrundwerte. Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000 der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und des Staatlichen Geologischen Dienstes Deutschland. Zugriff am 24.08.2015.
- InVeKos, 2014.** Daten des integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems für das Land Brandenburg.
- Jahnke, C., 2011.** Genetische Interpretation erhöhter Ammoniumkonzentrationen zur Überprüfung der Grundwassergüte und der Analyse anthropogener und geogener Einflüsse in den Grundwasserkörpern Oderbruch, Prenzlau, Schwedt und Schlepzig. Erarbeitet im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.), Abteilung Ökologie, Naturschutz und Wasser. Abschlussbericht Teil A, 123 S. (unveröffentlicht).
- Jahnke, C., 2013.** Genetische Interpretation erhöhter Ammoniumkonzentrationen zur Überprüfung der Grundwasser-



sergüte und der Analyse anthropogener und geogener Einflüsse in den Grundwasserkörpern Oderbruch, Prenzlau, Schwedt und Schlepzig – Bewertung im Landesmaßstab. Erarbeitet im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.), Abteilung Ökologie, Naturschutz und Wasser. Abschlussbericht Teil C, 69 S. (unveröffentlicht).

- Jahnke, C., 2014.** Genetische Interpretation erhöhter Ammoniumkonzentrationen zur Überprüfung der Grundwassergüte und der Analyse anthropogener und geogener Einflüsse. Detailbewertung der Grundwasserkörper „at risk“. Erarbeitet im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.), Abteilung Ökologie, Naturschutz und Wasser. Abschlussbericht Teil B, 123 S. (unveröffentlicht).
- Kiefer, J. und Sturm, S., 2007.** Pflanzenschutzmittel in Grund- und Oberflächenwässern Deutschlands - Befunde und Eintragspfade. Vortrag im DVGW-PK „Landbewirtschaftung und Gewässerschutz“ am 18.01.2007. Projektkennzeichen W 1/02/05.
- Lamprecht, S., 2013.** Pflanzenschutzmittelrückstände in Grund- und Oberflächenwasser – Aktuelle Belastungssituation in Niedersachsen; relevante und nicht relevante Metaboliten; Beurteilung der Relevanz im Pflanzenschutz- und Trinkwasserrecht; Risikomanagement; Vortrag im Rahmen der Informationsveranstaltung „Wasserschutz und Pflanzenschutz“ in Verden am 05.03.2013.
- Landtag Brandenburg, 2012.** Rückstände des Wirkstoffs Glyphosat in Lebens- und Futtermitteln sowie im Wasser durch Sikkation (Reifebeschleunigung von Feldfrüchten durch Pestizideinsatz), Antwort der Landesregierung auf die Kleine Anfrage 2053, Drucksache 5/5853, 7 S. (unveröffentlicht).
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1993.** Grundwasser. Richtlinien für Beobachtung und Auswertung. Teil 3 – Grundwasserbeschaffenheit. Ad-hoc Arbeitskreis „Grundwasserbeschaffenheits-Richtlinie“. Woesste Druck + Verlag, Essen, 58 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 2004.** Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser. Düsseldorf, Kulturbuch-Verlag, 33 S.
- LBGR (Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe), 2010.** GEBAH - Genetische Bewertung von Analysen der Hydrosphäre. Software für die Überwachung und Auswertung hydrogeochemischer Daten zur Beurteilung des Vorliegens und der Intensität eines salinaren Stoffeintrags in Gewässer und Grundwasser. GCI GmbH.
- Lemke, G., 2014.** Pflanzenschutzmittelbefunde im Grundwasser von Mecklenburg-Vorpommern. Vortrag auf der Fachtagung „Risiken und Nebenwirkungen von Wirkstoffen in Pflanzenschutzmitteln“ am 16.10.2014 in Güstrow.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg), 1996a.** Basisbericht zur Grundwassergüte des Landes Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Titelreihe Nr. 15, Potsdam, 57 S.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg) 1996b.** Grundwassergütebericht 1992 bis 1995 des Landes Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Titelreihe Nr. 16, Potsdam, 57 S.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg), 2002.** Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit 1995 bis 2000 im Land Brandenburg. Studien und Tagungsberichte (ISSN 0948-0838), Band 41, Potsdam, 49 S.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg), 2007.** Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit im Land Brandenburg für den Zeitraum 2001 bis 2005. Studien und Tagungsberichte (ISSN 0948-0838), Band 55, Potsdam, 103 S.
- LUBW (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg), 2012.** Grundwasserüberwachungsprogramm – Ergebnisse der Beprobung. Karlsruhe, 80 S.
- LUGV (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz), 2011.** Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Beiträge des Landes Brandenburg zu den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder für den Zeitraum 2010 - 2015. Bericht, 196 S.

- LUGV (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz), 2012a.** Pflanzenschutzmittel in der Umwelt. Erhebung von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffmengen im Land Brandenburg für das Jahr 2009 und ein Vergleich zu den Recherchen von 1998/99, 2001 und 2003. Fachbeitrag Heft 124, Potsdam, 74 S.
- LUGV (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz), 2012b.** Hintergrundwerte für die ortho-Phosphatkonzentration im Grundwasser des Landes Brandenburg (unveröffentlicht).
- LUGV (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz), 2015a.** Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Beiträge des Landes Brandenburg zu den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder für den Zeitraum 2015 - 2021. Bericht (unveröffentlicht).
- LUGV (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz), 2015b.** Mittelwert der Chloridkonzentrationen in der Oder von 2005 – 2014. Referat W14.
- Mattheß, G., 1994.** Die Beschaffenheit des Grundwassers. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 499 S.
- MELUR (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein), 2012.** Pflanzenschutzmittelfunde im Grundwasser, Bericht, 7 S..
- Merten, O., 2003.** Versauerungserscheinungen in quartären Lockergesteinsgrundwasserleitern unter besonderer Berücksichtigung atmosphärischer Stoffeinträge - Dissertation Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik, In: Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte (ISSN 0948-0838), Band 45, Potsdam, 104 S.
- Michalski B., Stein B., Niemann L., Pfeil R. und Fischer R., 2004.** Beurteilung der Relevanz von Metaboliten im Grundwasser im Rahmen des nationalen Zulassungsverfahrens für Pflanzenschutzmittel. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes 56 (3): 53-59.
- Möhler F., Dinse S. und Hermsdorf, A., 2014.** Grundwassergleichenplan für Brandenburg – Interpolation mittels Kriging mit externer Drift. Grundwasser 19: 189-199.
- Moll, B. und Quadflieg A., 2014.** Aktualisierung der Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Wasser und Abfall, Ausgabe 3: 10-14.
- Ottow, J.C.G., 1981.** Mechanism of bacterial iron-reduction in flooded soils. Proceedings of symposium on paddy soils, p. 330 - 343.
- Pfützner, B., 2012.** Aktualisierung der Abflussspendenkarte der mittleren Abflüsse im Land Brandenburg bis zum Jahr 2010. Erstellt im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Abteilung Ökologie, Naturschutz und Wasser. Digitale Karte.
- Rechlin, B., 1997.** Zur Anwendung des Hydrogeochemischen Genesemodells der Wässer in den GWLK des Landes Brandenburg, Bbg. Geowiss. Beiträge 1, Kleinmachnow.
- Rechlin, B., 2008.** Eine Methode zur konzentrationsunabhängigen Früherkennung von Salzwasserintrusionen in süßwasserführenden Grundwasserleitern und Oberflächengewässern, Bbg. Geowiss. Beiträge 15, Kleinmachnow, Cottbus.
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P. 2010.** Lehrbuch der Bodenkunde. Neu bearbeitet von Blume, H. P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K. und Wilke, B.-M. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 569 S.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen), 2015.** Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Kurzfassung. Sondergutachten. KOMAG mbh Berlin.
- Stackebrandt, W. und Manhenke, V., 2002.** Atlas zur Geologie von Brandenburg im Maßstab 1:1.000.000. LGRB Kleinmachnow.

- UBA (Umweltbundesamt), 2003.** Bewertung der Anwesenheit teil- oder nicht bewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht - Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit beim Umweltbundesamt. Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz 46: 249-251. Springer Medizin Verlag.
- UBA (Umweltbundesamt), 2008.** Trinkwasserhygienische Bewertung stoffrechtlich nicht relevanter Metaboliten von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln im Trinkwasser. Empfehlungen des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit beim Umweltbundesamt. Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz 51: 797-801. Springer Medizin Verlag.
- UBA (Umweltbundesamt), 2012.** Gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) für nicht relevante Metaboliten (nrM) von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln (PSM) - Fortschreibungsstand 31.01.2012. Zugriff am 01.04.2014, http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/trinkwassertoxikologie/tabelle_gow_nrm.pdf.
- Wisotzky, F., 2011.** Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung. Grundlagen, Anwendungen und Problemlösungen. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 443 S.
- Wolter, R., 2014.** Die Belastungen des Grundwassers mit Spurenstoffen in Deutschland - Vortrag im Rahmen der Tagung Grundwasserprobenahme und -monitoring am 21.11.2014 in Neuseddin.

Rechtsvorschriften

- BbGWG (Brandenburgisches Wassergesetz) 2012.** Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Brandenburg Teil I – Nr. 20 vom 24. April 2012
- PflSchG (Pflanzenschutzgesetz, Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen)** des Bundesministeriums für Justiz und Verbraucherschutz vom 6. Februar 2012 (BGBl. I S. 148, 1281), zuletzt durch Artikel 4 des Gesetzes vom 2. Dezember 2014 (BGBl. I S. 1928) geändert.
- Richtlinie 98/83/EG** des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Trinkwasser für den menschlichen Gebrauch.
- Richtlinie 2000/60/EG** des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie) vom 22.12.2000, Luxemburg.
- Richtlinie 2006/118/EG** des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung (Tochterrichtlinie der Wasserrahmenrichtlinie). Europäische Union, Brüssel.
- GrwV, 2010. Verordnung zum Schutz des Grundwassers** vom 09.11.2010 (Grundwasserverordnung). Bundesministeriums der Justiz, Berlin. Seit 16.11.2010 in Kraft. Dient der Umsetzung der Richtlinien 2000/60/EG, 2006/118/EG und 2009/90/EG.
- OGewv, 2011. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429).**
- TrinkwV, 2013. Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.** (Trinkwasserverordnung). Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. August 2013 (BGBl. I S. 2977), die durch Artikel 4 Absatz 22 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.
- Verordnung (EG) Nr. 1107/2009** des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und zur Aufhebung der Richtlinien 79/117/EWG und 91/414/EWG des Rates.
- WHG. Wasserhaushaltsgesetz** vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 15. November 2014 (BGBl. I S. 1724) geändert worden ist.

Anhang

Anhang A- 1. Übersicht der ausgewerteten Parameter und der jeweils häufigsten Bestimmungsgrenze (BG).

Parameter	Maß- einheit	Häufigste BG
Elektrische Leitfähigkeit (25°C)	µS/cm	
pH-Wert	[]	
Redoxpotential (E _H)	mV	
Redoxspannung	mV	
Sauerstoff	mg/l	0,1
Aluminium (gesamt)	µg/l	3
Ammonium	mg/l	0,05
Arsen (gesamt)	µg/l	0,5
Blei (gesamt)	µg/l	0,1
Bor (gesamt)	µg/l	5
Cadmium (gesamt)	µg/l	0,1
Calcium (gelöst)	mg/l	
Chlorid	mg/l	0,1
Eisen (gelöst)	mg/l	0,1
Eisen (gesamt)	mg/l	0,1
Hydrogenkarbonat	mg/l	15,3
Kalium (gelöst)	mg/l	0,25
Magnesium (gelöst)	mg/l	1
Mangan (gelöst)	mg/l	0,01
Mangan (gesamt)	mg/l	0,01
Natrium (gelöst)	mg/l	2,5
Nitrat	mg/l	0,1
Ortho-Phosphat	mg/l	0,06
Phosphor gesamt (als PO ₄)	mg/l	0,02
Sulfat	mg/l	1
TOC	mg/l	0,5
Quecksilber (gesamt)	µg/l	0,1

Anhang A- 2. Übersicht der zwischen 2006 und 2012 untersuchten Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (W) sowie deren relevanten (rM) und nicht relevanten Metaboliten (nrM). Die Metaboliten sind grau hinterlegt. Dargestellt sind der Zulassungszeitraum, der Inlandsabsatz in 2012 in Tonnen sowie das hauptsächliche Einsatzgebiet und allgemeine Informationen (BVL 2013).

Art des PSM	Wirkstoff / Metabolit	Zulassung	Inlandsabsatz in 2012 (t)	hauptsächliches Einsatzgebiet / Informationen zu PSM-Wirkstoffen und Metaboliten	GOW (UBA 2012) µg/l
W	1,2-Dichlorethan	1988 Verbot	-	ehemaliges Herbizid	
W	2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure (2,4,5-T)	<1966-1985	-	ehem. Herbizid im Forst, in Kombination mit andere Herbiziden für Getreide, Weiden/Wiesen	
W	2,4-DB	<1966-1992	-	ehemaliges Herbizid	
W	2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	seit 1966	25 - 100	Herbizid, u. a. für Getreide, Mais, Kern- und Steinobst (v. a. in Kombination mit Dicamba)	
W	4,4-DDT	<1966-1988	-	ehemaliges Insektizid	
rM	4,4-DDD			Metabolit des nicht mehr zugelassenen Insektizids DDT	
rM	4,4-DDE			Metabolit des nicht mehr zugelassenen Insektizids DDT	
W	α-Hexachlorcyclohexan (α-HCH)	<1966-1977	-	ehemaliges Insektizid	
W	Aldrin	<1966-1983	-	ehemaliges Insektizid	
W	Atrazin	1971-1990	-	ehemaliges Herbizid für Mais, auf Bahngleisen	
rM	<i>Desethylatrazin</i>			Metabolit des nicht mehr zugelassenen Herbizids Atrazin	
rM	<i>Desisopropylatrazin</i>			Metabolit der nicht mehr zugelassenen Herbizide Atrazin bzw. Simazin	
W	Azinphosethyl	<1966-1992	-		
W	Azinphosmethyl	1971-1994	-		
W	α-Endosulfan	<1966-1994	-		
W	β-Endosulfan	<1966-1994	-		
W	Bentazon	seit 1972	25 - 100	Herbizid im Acker- u. Gemüsebau, in Kombination mit Terbutylazin für Mais, in Kombination mit Dichlorprop für Getreide	
W	Bromoxynil	seit 1971	250 - 1.000	Herbizid für Mais	
W	Chloridazon	seit 1966	100 - 250	Herbizid für Zuckerrüben, Futterrüben	
nrM	<i>Desphenyl-Chloridazon</i>			nrM des Herbizids Chloridazon	3
nrM	<i>Methyl-Desphenyl-Chloridazon</i>			nrM des Herbizids Chloridazon	3
W	Chlortoluron	seit 1971	250 - 1.000	Herbizid für Getreide	
W	Dichlorprop (2,4-Dichlorprop)	<1966-1992	-	ehemaliges Herbizid für Getreide	
W	Dichlorvos	<1966-2007	-		
W	Diflufenican	seit 1966	250 - 1.000	Herbizid für Getreide	
W	Dimethachlor	seit 1975	25 - 100	Herbizid für Raps	

nrM	<i>Dimethachlorsäure</i>			nrM des Herbizids Dimethachlor	3
nrM	<i>Dimethachlorsulfonsäure</i>			nrM des Herbizids Dimethachlor	3
W	Dimethoat	seit 1966	100 - 250	Insektizid für Gemüseanbau	
W	Diuron	1971-2007	-	ehem. Herbizid, häufig auf Gleisanlagen eingesetzt	
W	Fenitrothion	1971-1994	-		
W	Fenoprop (2,4,5-TP)	1971-1974	-		
W	Fenuron	<1966-1994	-	ehem. Herbizid gegen breitblättriges Unkraut, häufig für Rübenkulturen eingesetzt	
W	Fluroxypyr	seit 1986	100 - 250	Herbizid für Getreide, Mais, Wiesen/Weiden	
W	Glyphosat	seit 1975	2.500 - 10.000	Breitbandherbizid für Getreide, Mais, auf Brachen, Wiesen/Weiden, entlang von Straßen, Bahngleisen; außerdem zugelassenes Sikkationsmittel v. a. von Getreide, Kartoffeln, Raps und Hülsenfrüchten (= Krautabtötung zur Terminierung des Ernteablaufes);	
rM	AMPA			nrM des Herbizids Glyphosat	-
W	Heptachlor	<1966-1981	-	ehemaliges Insektizid	
W	Isoproturon	seit 1975	1.000 - 2.500	Herbizid für Getreide	
W	Lindan (HCH, gamma)	<1966-1997, Verbot 2003	-	ehemaliges Insektizid	
W	Malathion	<1966-1994	-		
W	MCPA	seit 1971	250 - 1.000	Herbizid für Getreide, Wiesen/Weiden	
W	MCPB	<1966-1992	-	ehem. Herbizid für Getreide, Gemüse, Wiesen/Weiden	
W	Mecoprop (MCP-Prop) Mecoprop-P (MCP-P)	1971-1992 seit 1978	100 - 250	Herbizid für Getreide (Nachlaufherbizid)	
W	Metazachlor	seit 1981	250 - 1.000	Herbizid für Raps, Kohl, Rüben, Rettich	
nrM	<i>Metazachlorsäure</i>			nrM des Herbizids Metazachlor	1
nrM	<i>Metazachlorsulfonsäure</i>			nrM des Herbizids Metazachlor	3
W	S-Metolachlor/ Metolachlor	1976-2003 seit 2001	250 - 1.000	Herbizid für Mais, Lupine; Metolachlor seit 2001 nur als S-Metolachlor zugelassen	
nrM	(S-)Metolachlor Metabolit NOA 413173			nrM von S-Metolachlor und Metolachlor	1
nrM	(S-)Metolachlorsäure			nrM von S-Metolachlor und Metolachlor	3
nrM	(S-)Metolachlor-sulfonsäure			nrM von S-Metolachlor und Metolachlor	3
W	Metribuzin	seit 1972	25 - 100	Herbizid für Getreide, Tomaten, Kartoffel, Spargel	
W	Parathionethyl	1971-2002	-	ehem. Herbizid für Getreide, Mais, Gemüse	

W	Parathionmethyl	1971-2003	-	ehem. Herbizid für Getreide, Mais, Gemüse
W	Pendimethalin	seit 1975	250 - 1.000	Herbizid für Getreide, Mais, Gemüse
W	Pirimicarb	seit 1971	25 - 100	Insektizid für Getreide
W	Quinmerac	seit 1994	100 - 250	Herbizid für Raps, Rüben
W	Simazin	1971-1990; 1997-1998	-	ehem. Herbizid für Getreide und Mais, Breitbandherbizid auf nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen
W	Terbuthylazin	seit 1971	1.000 - 2.500	Herbizid für Mais
rM	<i>Desethylterbuthylazin</i>		-	Metabolit des Herbizids Terbuthylazin
W	Trifluralin	1971-2008	-	

Anhang A- 3. Prüfwerte zur Abgrenzung der Beeinflussungstypen je hydrogeologischer Struktureinheit (verändert nach LUA 2007). Der Typ "Schadstoffe" wurde mit vier verschiedenen Varianten ermittelt. Variante D wurde bei der Zuordnung des Typs der GWM ausgewählt. Die Reihenfolge entspricht der Reihenfolge der Zuordnung zu den Beeinflussungstypen.

Parameter	Einheit	Neubildung	Indir. Neubil.	Durchfluss	Entlastung
Versalzung					
Chlorid	mg/l			> 142	> 142
Cl/Na				> 1/ < 1,3	> 1/ < 1,3
SO ₄ /Cl				< 1	< 1
Schadstoffe					
Schadstoffe (PAK, LHKW, Aromaten, PSM)	Variante A	Niedrigste Bestimmungsgrenze			
	Variante B	Höchste Bestimmungsgrenze			
	Variante C	Grenzwert Trinkwasserverordnung			
	Variante D	Grenzwert Trinkwasserverordnung und Geringfügigkeitsschwellen bzw. Besorgniswerte für Schadstoffgehalte im Grundwasser			
Metalle					
Al	µg/l	175,00	175,00	175,00	175,00
As	µg/l	3,1	3,1	3,1	3,1
B	µg/l	188,33	188,33	188,33	188,33
Cd	µg/l	0,41	0,41	0,41	0,41
Cr	µg/l	2,80	2,80	2,80	2,80
Cu	µg/l	9,30	9,30	9,30	9,30
Hg	µg/l	0,38	0,38	0,38	0,38
Ni	µg/l	11,10	11,10	11,10	11,10
Pb	µg/l	6,23	6,23	6,23	6,23
Zn	µg/l	112,00	112,00	112,00	112,00
Versauerung					
pH		< 6,5	< 6,5	< 6,5	< 6,5
Nährstoffe					
Nitrat	mg/l	> 10	> 12	> 1,7	< 6,5
Nitrit	mg/l	> 0,2	> 0,34	> 0,3	> 0,22
Ammonium	mg/l	> 1,0	> 1,2	> 1,5	> 2,6
Ortho-Phosphat	mg/l	> 0,3	> 0,5	> 0,6	> 0,54
K/Na	mg/l	> 0,35	> 0,38	> 0,24	> 0,37
Diffus					
Leitfähigkeit	µS/cm	> 740	> 852	> 917	> 904
Chlorid	mg/l	> 58	> 77	> 99	> 85
Sulfat	mg/l	> 120	> 167	> 117	> 176
Ammonium	mg/l	> 0,7	> 0,7	> 1,0	> 1,4
Kalium	mg/l	> 5,0	> 6,6	> 6,2	> 6,9
Na-HCO ₃ -Typ					
HCO ₃ -(Ca + Mg)		> 1	> 1	> 1	> 1

Anhang A- 4. Übersicht der statistischen Kennwerte für die untersuchten Parameter. Perzentile über dem Prüfwert des LUGV sind rot eingefärbt.

Parameter (alphabetisch sortiert)	Prüf- wert LUGV	Maß- einheit	Anzahl	Anzahl Werte < BG	Min.	Mittel- wert	Max.	STABW	5- Perz.	10- Perz.	25- Perz.	50- Perz.	75- Perz.	90- Perz.	95- Perz.
Aluminium (gesamt)		µg/l	2.802	792	<3	34,4	4.360,0	179,6	<3	<3	<3	5,3	12,0	31,0	76,0
Ammonium	0,5	mg/l	6.246	445	<0,05	0,73	120,00	2,77	<0,05	<0,05	0,08	0,19	0,62	1,40	2,70
Arsen (gesamt)		µg/l	2.405	879	<0,5	3,4	321,0	16,1	<0,5	<0,5	<0,5	0,6	2,0	5,6	11,1
Blei (gesamt)		µg/l	2.286	639	<0,1	1,1	96,4	5,3	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,5	1,8	4,2
Bor (gesamt)	150	µg/l	5.347	198	<5	109	1.900	210	6	9	18	43	91	220	530
Cadmium (gesamt)		µg/l	2.314	1.725	<0,1	0,2	18,0	0,8	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,5
Calcium (gelöst)		mg/l	6.275	0	3	117	737	70	38	49	72	104	150	192	220
Chlorid	50	mg/l	6.287	0	0	48	1.300	62	6	8	15	32	59	104	138
Eisen (gelöst)		mg/l	2.538	172	<0,1	17,4	2.460,0	108,3	<0,1	<0,1	0,1	1,6	5,5	22,0	50,0
Eisen (gesamt)		mg/l	6.280	280	<0,1	10,7	2.480,0	73,0	0,0	0,0	0,4	2,0	5,6	18,0	31,2
Hydrogenkarbonat		mg/l	6.262	31	<15,3	236	1.470	133	31	79	142	225	317	420	476
Kalium (gelöst)	7	mg/l	6.275	8	<0,25	8,2	286,0	14,0	0,8	1,0	1,7	3,3	9,0	20,0	32,0
El. Leitfähigkeit (25°C)	800	µS/cm	6.329	0	58	759	7.810	464	255	324	464	689	937	1.256	1.479
Magnesium (gelöst)		mg/l	6.284	1	<1	13	559	17	3	4	7	11	16	22	29
Mangan (gelöst)		mg/l	2.783	52	<0,01	0,8	50,0	2,0	0,003	0,02	0,1	0,3	0,7	2,0	3,4
Mangan (gesamt)		mg/l	4.997	34,0	<0,01	0,6	50,0	1,4	<0,01	<0,01	0,1	0,2	0,5	1,2	2,6
Natrium (gelöst)		mg/l	6.285	1	<2,5	28	533	34	5	7	10	17	30	62	101
Nitrat	2	mg/l	6.051	1.778	<0,1	13,3	329,0	35,9	<0,1	<0,1	<0,1	0,2	3,1	45,0	83,4
Phosphat-ortho		mg/l	5.558	1.302	<0,06	0,25	16,00	1,04	0,01	0,01	0,02	0,04	0,10	0,31	0,87
Phosphor (gesamt) (PO ₄) ^a	0,3	mg/l	5.161	277	<0,02	0,80	40,17	1,78	0,03	0,05	0,11	0,26	0,68	1,93	3,37
pH-Wert		[]	5.049	0	2,2	7,2	11,7	0,7	5,8	6,3	6,9	7,3	7,5	7,8	8,0
Quecksilber (gesamt)		µg/l	1.985	1.572	<0,1	0,03	0,8	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1
Redoxpotential E _H		mV	3.395	0	-235	179	600	104	43	66	104	160	234	335	380
Sauerstoff		mg/l	6.200	1.538	<0,1	0,8	11,5	1,8	0,03	0,1	0,1	0,1	0,4	2,0	4,7
Sulfat	130	mg/l	6.287	55	<1	156	6.900	277	7	17	57	111	193	271	341
TOC		mg/l	5.831	20	<0,5	6,2	290,0	11,9	0,9	1,1	1,7	3,4	6,8	12,0	17,0
Zink gesamt		mg/l	4.432	876	<1	0,3	270,0	5,0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

^a Gesamtposphor als PO₄ angegeben

Anhang A- 5. Anteile der Grundwassermessstellen (GWM) deren aktuellster Nachweis von nicht relevanten Metaboliten im Berichtszeitraum 2006 – 2012 über ½ GOW oder über dem GOW liegen; Grundwassermessstellen aus dem Überblicksweisen Monitoring (Grundmessnetz und Messprogramm Nitrat).

#	Parameter	GOW	Anzahl GWM	Anzahl GWM nrM > BG	Anteil GWM nrM > BG	Anzahl GWM nrM > GOW	Anteil GWM nrM > GOW	max. Wert
		µg/l			%		%	µg/l
1	AMPA	-	43	7	16	-	-	0,211
2	Desphenylchloridazon	3	102	5	5	1	1	9,43
3	Dimethachlorsäure	3	100	0	0	0	0	0
4	Dimethachlorsulfonsäure	3	100	19	19	2	2	5,49
5	Metazachlorsäure	1	100	26	26	6	6	2,51
6	Metazachlorsulfonsäure	3	102	40	39	6	5,9	20,61
7	Methyl-Desphenylchloridazon	3	105	4	4	0		1,78
8	S-Metolachlor-Metabolit NOA 413173	1	30	16	53	1	3,3	1,2
9	S-Metolachlorsäure	3	100	15	15	0		3
10	S-Metolachlorsulfonsäure	3	102	37	36	3	2,9	30,27

Anhang A- 6. Anteile der Grundwassermessstellen (GWM) deren aktuellster Nachweis von nicht relevante Metaboliten im Berichtszeitraum 2006 – 2012 über ½ GOW oder über dem GOW liegen; Grundwassermessstellen aus dem Operativen Monitoring.

#	Parameter	GOW	Anzahl GWM	Anzahl GWM nrM > BG	Anteil GWM nrM > BG	Anzahl GWM nrM > GOW	Anteil GWM nrM > GOW	max. Wert
		µg/l			%		%	µg/l
1	AMPA	-	237	120	51	-	-	0,86
2	Desphenylchloridazon	3	236	19	8	0		1,57
3	Dimethachlorsäure	3	236	22	9	1	0,4	4,7
4	Dimethachlorsulfonsäure	3	236	24	10	1	0,4	3,26
5	Metazachlorsäure	1	236	57	24	13	5,5	5,4
6	Metazachlorsulfonsäure	3	236	61	26	8	3,4	10
7	Methyl-Desphenylchloridazon	3	236	7	3	0	0	1,15
8	S-Metolachlor-Metabolit NOA 413173	1	236	79	33	7	3	5,3
9	S-Metolachlorsäure	3	236	131	56	2	0,8	10,2
10	S-Metolachlorsulfonsäure	3	236	55	23	2	0,8	5,57

Anhang A- 7. Trendentwicklungen ausgewählter Parameter. Prozentuale Anteile und Anzahlen an Ganglinien je Parameter.

#	Parameter	Anzahl Gang- linien bzw. GWM	Anteil fallender Trend (%)	Anteil steigender Trend (%)	Anteil ohne Trend (%)	Anzahl fallender Trend	Anzahl fallend nach steigendem Trend	Anzahl steigender Trend	Anzahl steigend nach fallen- dem Trend	Ganglinien ohne Trend
1	Al (µg/l)	246	2,8	2,0	95,1	7		4	1	234
3	Bor (µg/l)	406	3,7	9,6	86,7	15		38	1	352
4	Cl (mg/l)	432	9,7	13,2	77,1	38	4	49	8	333
5	K (mg/l)	432	3,2	9,3	87,5	14		36	4	378
6	El. Leitfähigkeit (µS/cm)	432	9,7	15,5	74,8	36	6	51	16	323
2	NH ₄ (mg/l)	432	7,2	2,8	90,0	27	4	9	3	389
7	NO ₃ (mg/l)	431	3,0	4,6	92,3	12	1	18	2	398
12	O ₂ (mg/l)	432	1,4	3,2	95,4	6		12	2	412
8	o-PO ₄ (mg/l)	398	1,0	6,3	92,7	4		13	12	369
9	P (PO ₄) (mg/l)	404	2,2	2,2	95,5	9		8	1	386
10	pH-Wert	420	0,7	2,4	96,9	1	2	9	1	407
11	Redoxpotenzial (mV)	428	0,9	0,5	98,6	4		2		422
13	SO ₄ (mg/l)	432	11,1	10,9	78,0	44	4	42	5	337
14	TOC (mg/l)	426	2,6	6,8	90,6	11		28	1	386
	Summe:	5.751				228	21	319	57	5.126

Anhang A- 8. Prozentuale Anteile der Beeinflussungstypen nach der ursachenbezogenen Typisierung.

Typ		GWM	
0	anthropogen unbeeinflusst	671	52 %
1	schadstoffbeeinflusst	42	3 %
2.1	landwirtschaftlich beeinflusst mit Überschreitung Qualitätsnorm	99	8 %
2.2	landwirtschaftlich beeinflusst ohne Überschreitung Qualitätsnorm	182	14 %
2.3	landwirtschaftlich beeinflusst, Anzeichen	148	11 %
3.1	Versauerung infolge Bergbau	56	4 %
4	Divers beeinflusst	89	7 %
Summe GWM:		1.287	100 %

Anhang A- 9. Vergleich der struktureinheitenbezogenen Beeinflussungstypen des Berichtszeitraumes 2001 - 2005 und 2006 - 2012.

Beeinflussungstyp	Anzahl GWM 2006 - 2012		Anzahl GWM 2001 - 2005		Differenz
	%	%	%	%	
1 Versalzung	0	0	0	0	0
2 Schadstoffe	12	5	4	2	8
3 Metalle	36	16	10	5	26
4 Versauerung	15	7	18	9	-3
5 Nährstoffe	46	20	43	21	3
6 Diffus	37	16	45	22	-8
7 Na-HCO ₃ -Typ	14	6	18	9	-4
8 Unbeeinflusst	70	30	57	28	13
Nicht zuzuordnen	0	0	10	5	-10
Summe	230		205		25

**Ministerium für Ländliche Entwicklung,
Umwelt und Landwirtschaft
des Landes Brandenburg**

Landesamt für Umwelt Brandenburg

Seeburger Chaussee 2

14476 Potsdam OT Groß Glienicke

Tel.: 033201 442-171

Fax: 033201 43678

E-Mail: infoline@lugv.brandenburg.de

www.lugv.brandenburg.de

