

Grundwasserbeschaffenheitsbericht 2017

Grundwasser in Hessen, Heft 3



Grundwasser in Hessen

Grundwasserbeschaffenheitsbericht 2017

Wiesbaden, 2018

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

Impressum

Grundwasser in Hessen, Heft 3

ISSN 2364-9828

ISBN 978-3-89026-962-7

Grundwasserbeschaffenheitsbericht 2017

Redaktion: Renate Senner

Bearbeiter: Dr. Georg Berthold, Dr. Karl-Heinz Emmerich, Heike Greb, Mario Hergesell, Christoph Kludt, Dr. Bernd Leßmann, Constanze Lorenz-Hefner, Harald Rückert, Renate Senner, Jeannette Stüber-Renschin

Kartographie: Kevin Hartung, Michaela Hoffmann

Layout: ci company GmbH

Titelbild: © Giuseppe Porzani - Fotolia.com

Datengrundlagen: TK25 der Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation; GeoBasis-DE / Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2013

Herausgeber, © und Vertrieb:

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
Rheingaustraße 186, 65203 Wiesbaden

Telefon: 0611 6939-111

Telefax: 0611 6939-113

E-Mail: vertrieb@hlnug.hessen.de

www.hlnug.de

Nachdruck – auch auszugsweise – nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers.

Inhalt

Vorwort	5
1 Einleitung	6
2 Allgemeines zum Grundwasserhaushalt Hessens	7
2.1 Wasserkreislauf und Wasserhaushaltsgrößen	7
2.2 Grundwasserneubildung	9
2.3 Grundwasserleiter	12
2.4 Hydrogeologische Teilräume	13
3 Grundwasserbeschaffenheit in Hessen	14
3.1 Landnutzung	14
3.2 Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebiete	17
3.2.1 Trinkwasserschutzgebiete	17
3.2.2 Heilquellenschutzgebiete	18
3.3 Messnetze	20
3.3.1 Landesgrundwasserdienst (LGD)	20
3.3.2 Rohwasseruntersuchungsverordnung (RUV)	21
3.3.3 Monitoringmessnetz nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	21
3.3.4 EUA-Messnetz.....	21
3.4 Datenverarbeitung und Bereitstellung	23
4 Anorganische Wasserinhaltsstoffe	28
4.1 Hauptinhaltsstoffe (Kationen/Anionen)	28
4.2 Wasserhärte	30
4.3 Stickstoffverbindungen	32
4.3.1 Nitrat	32
4.3.2 Nitratuntersuchungen der Grund- und Rohwässer	32
4.3.3 Flächenhafte Darstellung der Nitratkonzentrationen	32
4.3.4 Untersuchung des Trends bei den Nitratkonzentrationen	38
4.3.5 EU-Nitratmessnetz zur Überwachung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser	42
4.3.6 Nitrifikation – Denitrifikation – Sauerstoffgehalte	45
4.3.7 Nitrit	49
4.3.8 Ammonium	51
4.4 Phosphat	54
4.5 Ausgewählte anorganische Spurenstoffe	59
4.5.1 Aluminium	62
4.5.2 Arsen	63
4.5.3 Barium	63
4.5.4 Bor	66
4.5.5 Chrom	67
4.5.6 Nickel	70

4.5.7 Strontium	70
4.5.8 Uran	73
4.5.9 Vanadium	75
4.5.10 Zink	75
4.5.11 Weitere Spurenstoffe	78
5 Organische Wasserinhaltsstoffe	79
5.1 Pflanzenschutzmittel	79
5.1.1 Einführung	79
5.1.2 Eintragspfade von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in die Gewässer	81
5.1.3 Pflanzenschutzmittelbefunde für das Jahr 2016	82
5.1.4 Zugelassene Pflanzenschutzmittelwirkstoffe	84
5.1.5 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe, bei denen ein Anwendungsverbot besteht.....	85
5.1.6 Nicht relevante Metabolite von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen	88
5.2 Arzneimittelrückstände	93
5.2.1 Einführung	93
5.2.2 Wirkung von Arzneimitteln	93
5.2.3 Eintragspfade in die aquatischen Systeme	93
5.2.4 Untersuchung in Hessen	94
5.2.5 Leitparameter für Arzneimittelwirkstoffe	94
5.2.6 Neuere Entwicklungen	95
5.2.7 Arzneimittelmessungen im HLNUG	96
5.3 Süßstoffe im Grundwasser	99
5.4 Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC).....	101
6 Mikrobiologische Parameter	107
6.1 Einführung	107
6.2 Ergebnisse	108
7 Mineral- und Heilwässer in Hessen	112
7.1 Herkunft und Definition der Begriffe Mineral- und Heilwasser	112
7.2 Bezeichnung/Klassifizierung von Wässern anhand ihrer Beschaffenheit	113
7.3 Ressourcenschutz	113
7.4 Entstehung und Vorkommen mineralisierter Wässer in Hessen	114
7.5 Vorkommen von mineralisierten Wässern, Solen, Sauerlingen und Thermalwässern in Hessen	116
7.5.1 Mineralisierte Wässer	116
7.5.2 Solevorkommen	119
7.5.3 Kohlensäurereiche Wässer - Sauerlinge	120
7.5.4 Thermalwässer	121
8 Grundwasserbeschaffenheit und WRRL	123
9 Zusammenfassung und Ausblick	128
10 Literaturverzeichnis	130
11 Abkürzungsverzeichnis	137

Vorwort



Liebe Leserin, lieber Leser,

in Hessen wird Trinkwasser fast ausschließlich aus Grundwasser gewonnen. Die systematische und flächendeckende Erfassung und Auswertung der Grundwasserbeschaffenheit ist deshalb eine unverzichtbare Grundlage für den

Grund- und somit auch für den Trinkwasserschutz. Tendenzen einer sich verändernden Grundwasserbeschaffenheit können nur durch eine möglichst flächendeckende Erfassung von Grundwasserdaten erkannt und bewertet werden.

Der Ihnen vorliegende Grundwasserbeschaffenheitsbericht 2017 ist eine Fortschreibung des Grundwasserbeschaffenheitsberichts 2012. Gleichzeitig setzt er auch neue Schwerpunkte, wie zum Beispiel die Mineral- und Heilwässer, und greift aktuelle Themen auf. Die grundlegende Struktur des Berichtes wurde zur besseren Vergleichbarkeit weitgehend beibehalten.

Die Fortschreibung gibt Ihnen aktualisierte Auskünfte zu geogenen und anthropogenen Einflussgrößen auf die Grundwasserqualität und ermöglicht es, weitergehende Vergleiche und damit Veränderungen im Grundwasser aufzuzeigen. Somit bietet der Grundwasserbeschaffenheitsbericht 2017 eine weiterführende Basis, um vorhandene Belastungen und schädliche Entwicklungen zu erkennen, damit gegebenenfalls entsprechende Maßnahmen eingeleitet bzw. bestehende fortgesetzt werden können.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die derzeit vorhandenen Belastungen des Grundwassers meist schon vor Jahren oder Jahrzehnten verursacht worden sind. Um in Bezug hierauf maßgebliche Verbesserungen der Grundwasserqualität zu erreichen, bedarf es somit Maßnahmen, die langfristig angelegt sein müssen. Oberstes Ziel im Sinne eines vorsorgenden Grundwasserschutzes muss jedoch die Vermeidung jeder Art von Grundwasserbelastung sein.

In den letzten Jahren ist die Belastung des Grundwassers mit Spurenstoffen in den Fokus der Öffentlichkeit gerückt. Ursache der Belastung sind zumeist Einträge von Oberflächengewässern in das Grundwasser. Der Eintrag in die Bäche und Flüsse findet überwiegend durch Kläranlagen statt. Eine weitere große Herausforderung bleibt die Belastung des Grundwassers mit Nitrat, das zum ganz überwiegenden Teil aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung stammt.

Die Beschaffenheit der Grundwässer in Hessen wird Ihnen in dem vorliegenden Bericht in möglichst allgemeinverständlicher Weise dargestellt, gleichzeitig werden dem Fachpublikum wertvolle Informationen zur Verfügung gestellt.

A handwritten signature in black ink that reads "Thomas Schmid". The signature is written in a cursive, slightly stylized script.

Prof. Dr. Thomas Schmid
Präsident des Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt
und Geologie

Einleitung

Grundwasser ist nach dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2009) das unterirdische Wasser, welches in unmittelbarer Berührung mit dem Boden oder dem Untergrund (Gesteinen) steht.

Hessen zeichnet sich durch eine große Vielfalt an Locker- und Festgesteinen aus. Die unterschiedliche Zusammensetzung dieser Gesteine spiegelt sich in der Beschaffenheit des Grundwassers wider. Unterschiedliche Grundwassertypen resultieren hieraus. Die Art der Landnutzung, z. B. durch Landwirtschaft oder Siedlungen, kann einen Einfluss auf die Beschaffenheit des Grundwassers haben. Das Grundwasser ist nachhaltig zu bewirtschaften, insbesondere mit dem Ziel bestehende und künftige Nutzungsmöglichkeiten für die öffentliche Wasserversorgung (Daseinsvorsorge) zu erhalten oder zu schaffen.

Eine strenge Überwachung sorgt dafür, dass das von den Wasserwerken ins öffentliche Netz eingespeiste Wasser von gleichbleibend hoher Qualität ist. Das Wasser erfüllt dabei die gesetzlichen Vorgaben der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2018). Das Trinkwasser muss danach so beschaffen sein, dass durch seinen Genuss oder Gebrauch eine Schädigung der menschlichen Gesundheit auszuschließen ist.

Das Grundwasser verdankt seine in der Trinkwasserverordnung geforderte Reinheit überwiegend den schützenden Deckschichten aus z. B. Sand, Kies oder anderen Gesteinsschichten. Deshalb gilt es im Vergleich zu oberirdischen Gewässern allgemein als gut geschützt gegenüber Verunreinigungen. Doch Reinigungs- und Rückhaltevermögen der überlagernden Deckschichten können stark variieren. Bei ungünstigen Standortgegebenheiten kann daher auch das Grundwasser anfällig gegenüber Verschmutzungen sein.

Ist Grundwasser einmal verschmutzt, muss es mit meist großem technischen und finanziellen Aufwand saniert werden. Solche Maßnahmen benötigen überwiegend längere Zeiträume. Daher kommt dem vorbeugenden Grundwasserschutz eine sehr große Bedeutung zu. Die systematische und flächendeckende Erfassung und Auswertung der Grundwasserbeschaf-

fenheit ist eine unverzichtbare Voraussetzung für einen erfolgreichen Grundwasserschutz. Wenn der vorbeugende Grundwasserschutz nicht ausreichen sollte, können Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit so frühzeitig erkannt und entsprechende Maßnahmen eingeleitet werden.

Zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit wird in Hessen seit dem Jahr 1984 ein Landesgrundwassermessnetz betrieben. Dieses inzwischen auf rund 400 Messstellen angewachsene Messnetz des Landesgrundwasserdienstes (LGD) spiegelt überwiegend die natürliche Grundwasserbeschaffenheit der unterschiedlichen hydrogeologischen Räume von Hessen wider. Zudem sind die Betreiber der Wassergewinnungsanlagen seit dem Jahr 1991 auf Grundlage der Rohwasseruntersuchungsverordnung (RUV 1991) gehalten, mindestens einmal im Jahr eine Analyse des geförderten Rohwassers vornehmen zu lassen (ca. 4 500 Messstellen). Beide Messnetze liefern zusammen einen umfangreichen Datenpool zur Grundwasserbeschaffenheit, welcher vom Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) zentral gesammelt und bewertet wird. Dieser Datenpool wurde für den hier vorliegenden Bericht verwendet. Sondermessnetze sind nicht Bestandteil des Berichtes. Mit dem Fachinformationssystem Grund- und Trinkwasserschutz Hessen (GruSchu) werden die Daten für die Öffentlichkeit bereitgestellt (<http://gruschu.hessen.de>).

Ergänzend zu den Inhalten des Grundwasserbeschaffenheitsberichts 2012 erfolgt in dem vorliegenden Bericht auch eine differenzierte Betrachtung der Mineral- und Heilwässer von Hessen. Hierbei werden Erläuterungen zum Auftreten und zur Entstehung der Mineral- und Heilwässer gegeben.

Auf Grund der aktuellen öffentlichen Diskussion, wird im vorliegenden Bericht dem Thema Stickstoffverbindungen besondere Beachtung geschenkt. In einigen Gebieten sind die Nitratkonzentrationen im Grundwasser so hoch, dass hierdurch Probleme für die dort vorhandene Trinkwasserversorgung bestehen bzw. zukünftig entstehen können.

2 Allgemeines zum Grundwasserhaushalt Hessens

2.1 Wasserkreislauf und Wasserhaushaltsgrößen

Rund 70 % der Erdoberfläche sind mit Wasser bedeckt. Jedoch ist nur etwa 2,5 % der globalen Wasserressource Süßwasser, wobei hiervon wiederum rund 69 % in Schnee und Eis gebunden und vor allem an den Polen vorhanden ist (GALLER 1999). Grundwasser ist vor diesem Hintergrund eine wertvolle Süßwasserressource, deren weitgehend uneingeschränkte Nutzung in Hessen keine Selbstverständlichkeit ist. Das hessische Trinkwasser stammt fast ausschließlich aus dem Grundwasser.

Ein großer Anteil des auf die Erde fallenden Niederschlags gelangt durch verschiedene Verdunstungsprozesse (Transpiration, Evaporation, Interzeption),

die am Boden, an bzw. durch Pflanzen oder über Wasserflächen stattfinden, direkt wieder in die Atmosphäre. Die nicht verdunsteten Niederschlagsanteile (Gesamtabfluss) gelangen teils als Direktabfluss (Summe aus Oberflächenabfluss und oberflächennahem Zwischenabfluss) mit einer geringen zeitlichen Verzögerung in die Oberflächengewässer. Der restliche Teil versickert und gelangt nach einer Passage durch die ungesättigte Gesteinszone mit einer deutlichen zeitlichen Verzögerung in den Grundwasserraum.

Auf der Grundlage korrigierter Niederschlagsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) fallen in Hessen im 30-jährigen Mittel (1971–2000) rund 845 mm Niederschlag pro Jahr. Durch die topographische Struktur des Landes mit Mittelgebirgen und Ebenen ist die Niederschlagsverteilung räumlich stark gegliedert (Abb. 2a).

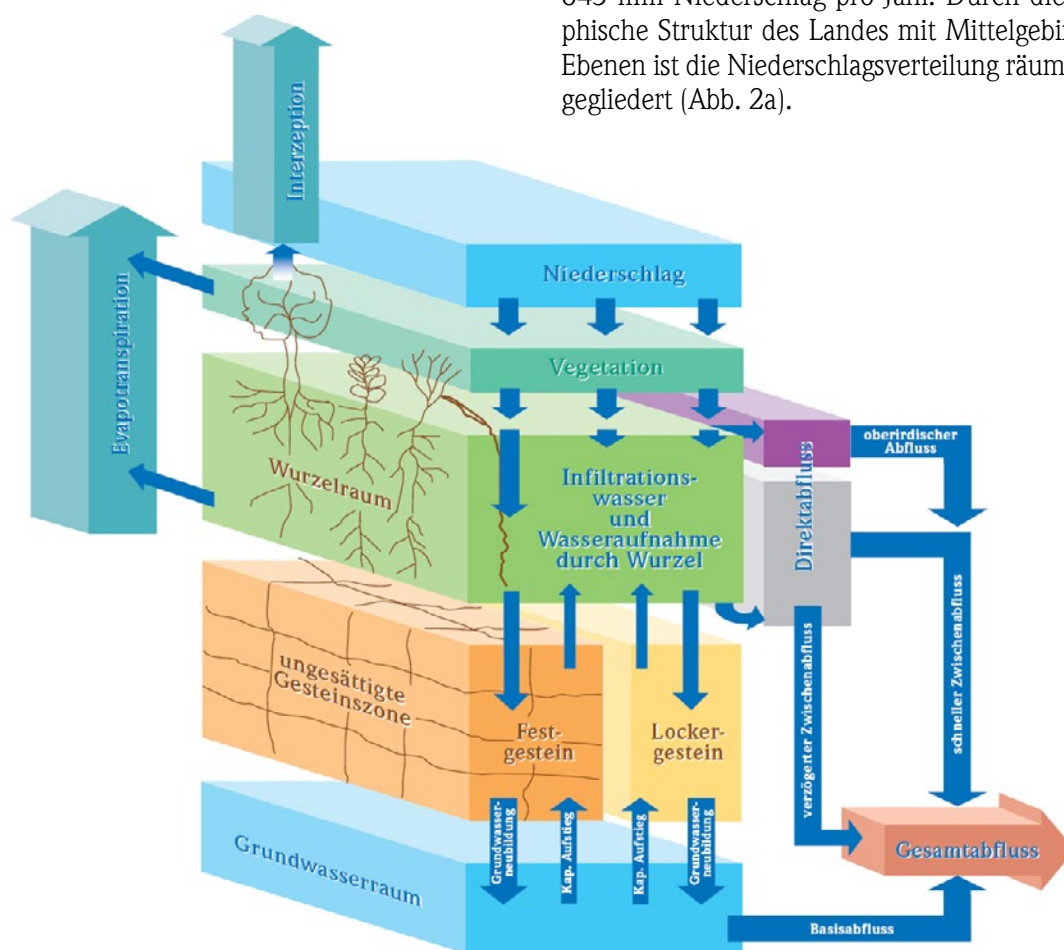


Abb. 1: Der terrestrische Wasserhaushalt (DÖRHÖFER et al., 2001)

Die größten mittleren jährlichen Niederschlagshöhen finden in den Höhenlagen der Mittelgebirge statt, während sich die Niederungen als relativ niederschlagsarm erweisen. Im Landesmittel verdunstet rund 70% des gefallenen Niederschlags (reale Verdunstung: 589 mm/a), die verbleibenden 30% sind als Gesamtabfluss (256 mm/a) an den verschiedenen Abflussprozessen beteiligt.

Bei der mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell GWN-BW (KLIWA 2017) ermittelten Verteilung der realen Verdunstung (Abb. 2b) fällt auf, dass diese in nicht bewaldeten Niederungen deutlich geringer als in bewaldeten Hochlagen der Mittelgebirge ist. Das liegt daran, dass in den Niederungen die Wasserverfügbarkeit für Verdunstungsprozesse geringer und der Verdunstungsanspruch bei Wäldern am höchsten ist. Mit abnehmendem Bodenwassergehalt nimmt die reale Verdunstung ab bzw. ab einem kritischen Bodenwassergehalt findet diese nicht mehr statt. Die räumliche Verteilung des Gesamtabflusses (Abb. 2c) resultiert aus der Überlagerung der Verteilungsmuster

des Niederschlags und der realen Verdunstung.

Der Einfluss von Orographie und Landnutzung ist deutlich zu erkennen. Vom Gesamtabfluss in Höhe von 256 mm/a entfallen 155 mm/a auf den Direktabfluss und 101 mm/a auf die Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag, d. h. nur 12% des Niederschlags wird zu Grundwasser.

Da mit zunehmender Reliefenergie die schnellen Abflusskomponenten (Oberflächen- und Zwischenabfluss) zunehmen, ist das Verteilungsmuster des Direktabflusses (Abb. 2d) erwartungsgemäß am stärksten durch die topographische Gliederung Hessens geprägt. Der Direktabfluss ist in den reliefierten Mittelgebirgsregionen am höchsten und in den reliefarmen Niederungen am niedrigsten. Im Hessischen Ried und der Untermain-Ebene findet mit Ausnahme der versiegelten Flächen (Siedlungsflächen) kein nennenswerter Direktabfluss statt. Hier entspricht der Gesamtabfluss im Wesentlichen der aus Niederschlag gebildeten Grundwasserneubildung.

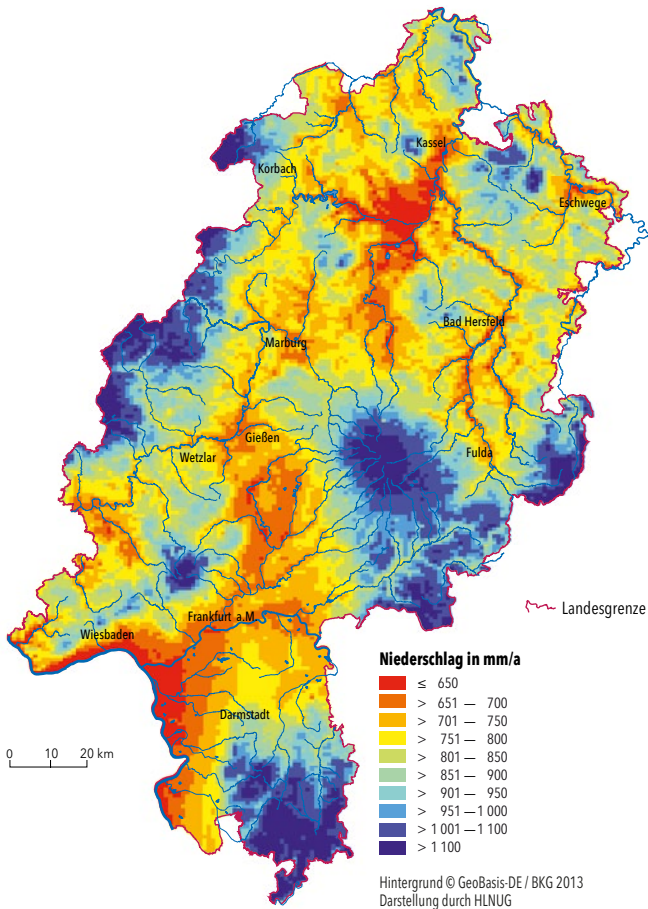


Abb. 2a: Korrigierter Niederschlag (30-jähriges Mittel 1971–2000)

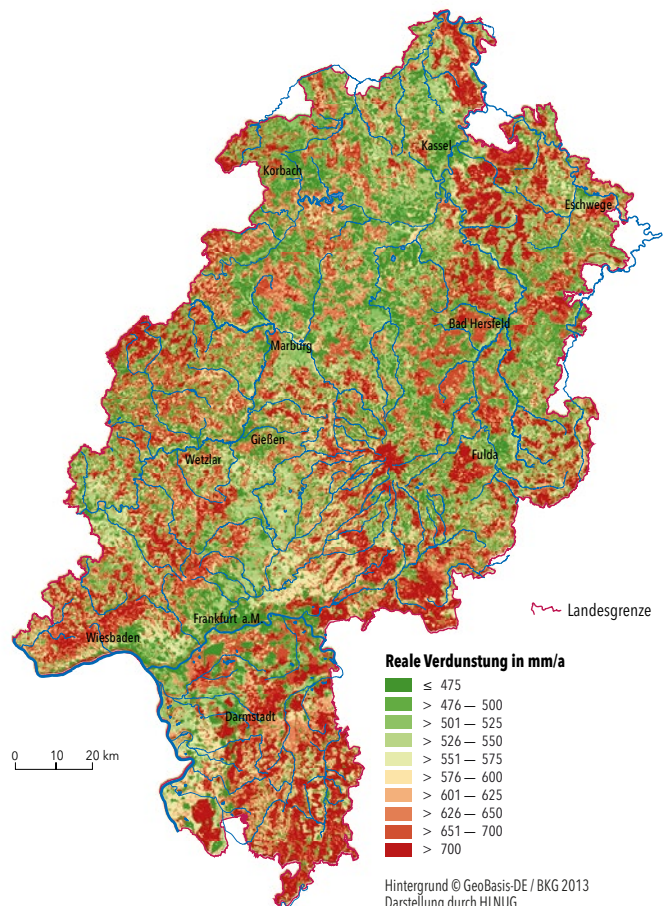


Abb. 2b: Reale Verdunstung (30-jähriges Mittel 1971–2000)

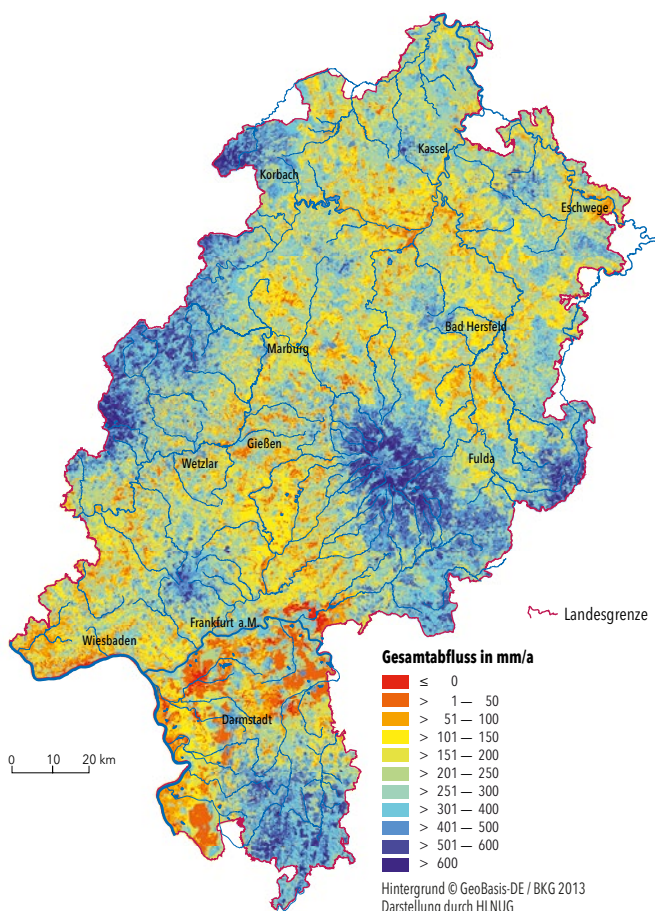


Abb. 2c: Gesamtabfluss (30-jähriges Mittel 1971–2000)

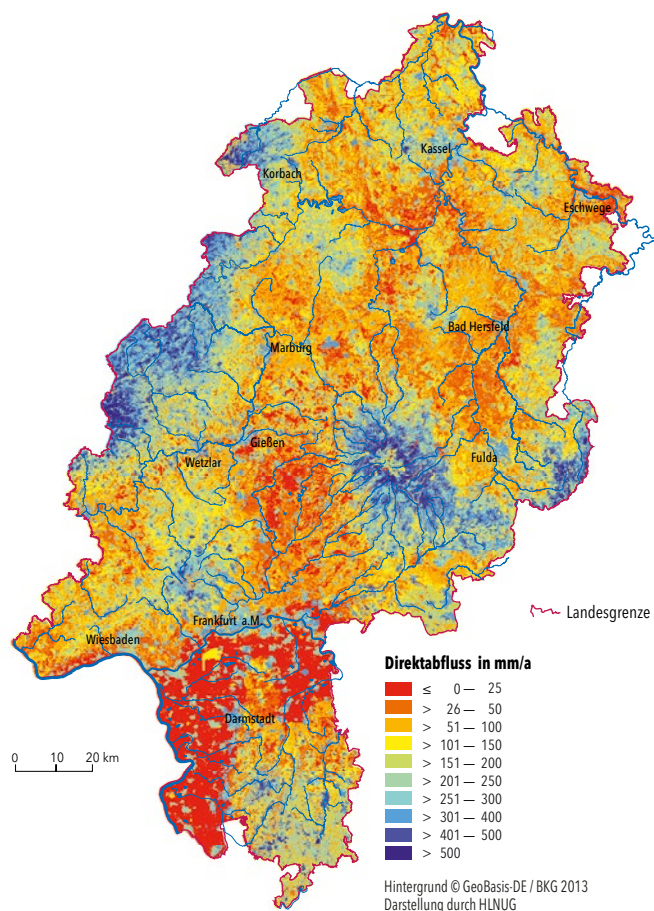


Abb. 2d: Direktabfluss (30-jähriges Mittel 1971–2000)

2.2 Grundwasserneubildung

Unter Grundwasserneubildung wird laut DIN 4049-3 der Zufluss von in den Boden infiltriertem Wasser zum Grundwasser verstanden. Die Grundwasserneubildung ist ein Maß für die natürliche Regenerationsfähigkeit der Grundwasserressource und deshalb eine wichtige hydrogeologische Kenngröße für die Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustands. Da in Hessen das Trinkwasser fast ausschließlich aus dem Grundwasser gewonnen wird, sind regional differenzierte Kenntnisse der Grundwasserneubildung besonders wichtig.

Die Grundwasserneubildung hat nicht nur einen Einfluss auf den mengenmäßigen Zustand, sondern auch auf die Beschaffenheit des Grundwassers. Die Menge an Wasser, die durch die Bodenpassage und die Gesteine in das Grundwasser gelangt, kann Einfluss auf die Konzentration von Stoffen im Grundwasser haben. Einerseits ist mit einer höheren Grundwasser-

neubildung ein verstärktes Auswaschen von Stoffen möglich, andererseits kann es durch eine erhöhte Grundwasserneubildung auch zu Verdünnungseffekten im Grundwasser kommen.

Als ein Teilprozess des terrestrischen Wasserkreislaufs (Kapitel 2.1) ist die Grundwasserneubildung von einer Vielzahl von Einflussgrößen abhängig. Neben den klimatischen Bedingungen (Niederschlag und Verdunstung) wird die Grundwasserneubildung durch die Landnutzung, die Bodenart, den geologischen Aufbau des Untergrunds, die Topographie, den Grundwasserflurabstand und durch die Lage zu oberirdischen Gewässern beeinflusst. Neben der Niederschlagsversickerung kann die Versickerung aus oberirdischen Gewässern zur Grundwasserneubildung beitragen. Zudem kann der unterirdische Zustrom aus Nachbargebieten das Grundwasserangebot erhöhen.

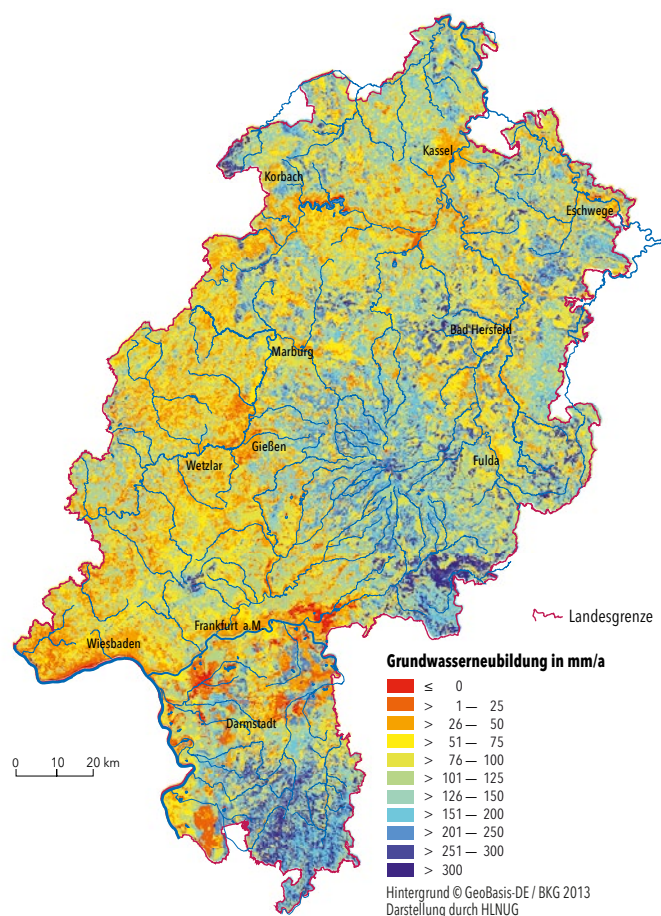


Abb. 2e: Grundwasserneubildung aus Niederschlag (30-jähriges Mittel 1971–2000)

In Hessen findet die Grundwasserneubildung überwiegend während des Winterhalbjahres statt, wenn die Verdunstung sowie der Wasserverbrauch durch die Vegetation gering sind und deshalb der Niederschlag größtenteils versickern kann.

Die mittlere jährliche Grundwasserneubildung aus Niederschlag ist für die Referenzperiode 1971–2000 in Abb. 2e als Übersichtskarte dargestellt. Aufgrund der vielen Einflussgrößen ist die Grundwasserneubildung durch ein sehr heterogenes Verteilungsmuster gekennzeichnet. Der Einfluss der Niederschlagsmenge ist deutlich zu erkennen. Regional und lokal treten allerdings andere Einflussgrößen in den Vordergrund.

So sind z. B. die niedrigeren Grundwasserneubildungsraten im Rheinischen Schiefergebirge auf die dort anzutreffenden geringen hydraulischen Durchlässigkeiten und Speicherkapazitäten des Gesteinsuntergrundes zurück zu führen.

Umgerechnet auf die Fläche Hessens werden im langjährigen Mittel (1971–2000) jährlich rund 2,13 Mrd. m³ Grundwasser neu gebildet. Demgegenüber werden im Mittel jährlich rund 407 Mio. m³ Grundwasser entnommen. Der Vergleich zeigt, dass im langjährigen Mittel hessenweit jährlich rund 5-fach mehr Grundwasser neu gebildet als gefördert wird. Allerdings ist die Grundwasserneubildung durch eine ausgeprägte jährliche und periodische Variabilität gekennzeichnet.

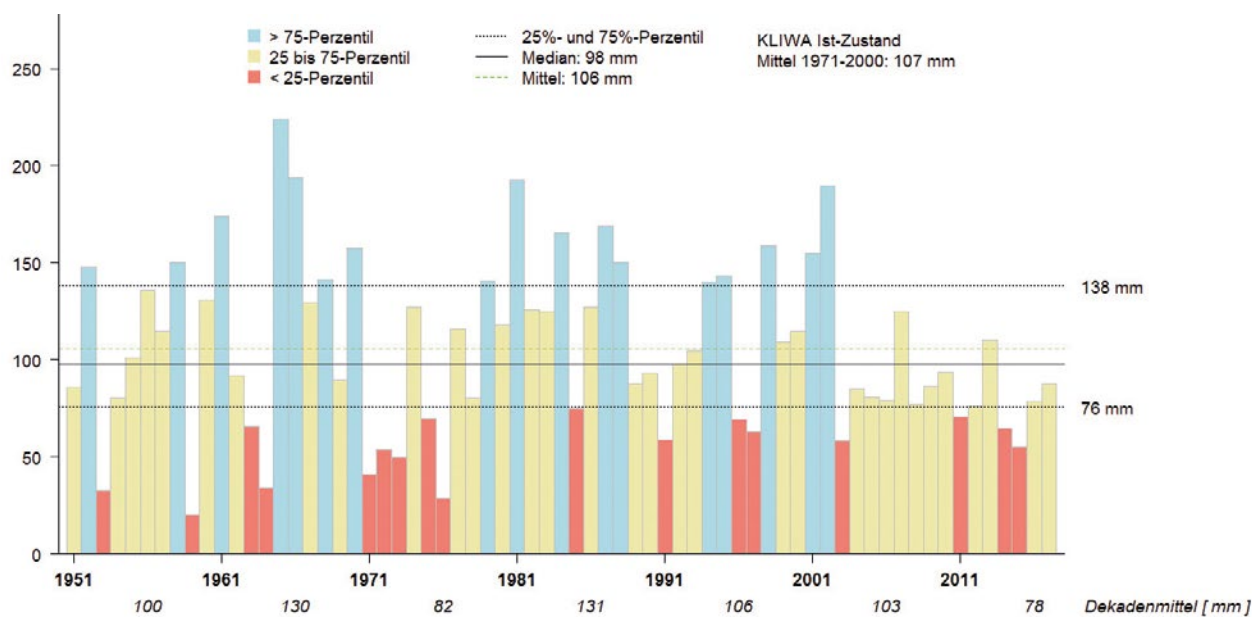


Abb. 3: Entwicklung der Grundwasserneubildung (KLIWA 2017, aktualisiert)

In Abb. 3 ist die Entwicklung der Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag von 1951 bis 2017 dargestellt (KLIWA 2017). Die Jahreswerte unterliegen extremen Schwankungen, der Schwankungsbereich beträgt mehr als 200 mm. Für die Grundwasserneubildung ist über den gesamten Betrachtungszeitraum kein einheitlicher Trend erkennbar. Auffällig ist, dass die bis zum Jahr 2003 zu beobachtende extreme jährliche Variabilität ab dem Jahr 2003 deutlich weniger ausgeprägt ist und die jährliche Grundwasserneubildung bis auf das Jahr 2007 unterhalb des langjährigen Mittelwertes liegt. Ausgeprägte Nassjahre wurden in Hessen seit 2003 nicht mehr beobachtet. Besonders die letzte halbe Dekade zeichnet sich durch sehr niedrige Grundwasserneubildungsraten aus.

In Abb. 4 ist die relative Änderung der Dekadenwerte der Grundwasserneubildung gegenüber dem vieljährigen Mittel (1951–2010) dargestellt. Auch beim Betrachten der Dekaden fällt kein einheitlicher Trend auf. Aber auch zwischen den Dekaden sind deutliche Schwankungen zu erkennen. Die Grundwasserneubildung reagiert hochgradig signifikant auf Änderungen des Niederschlags. Das wird beson-

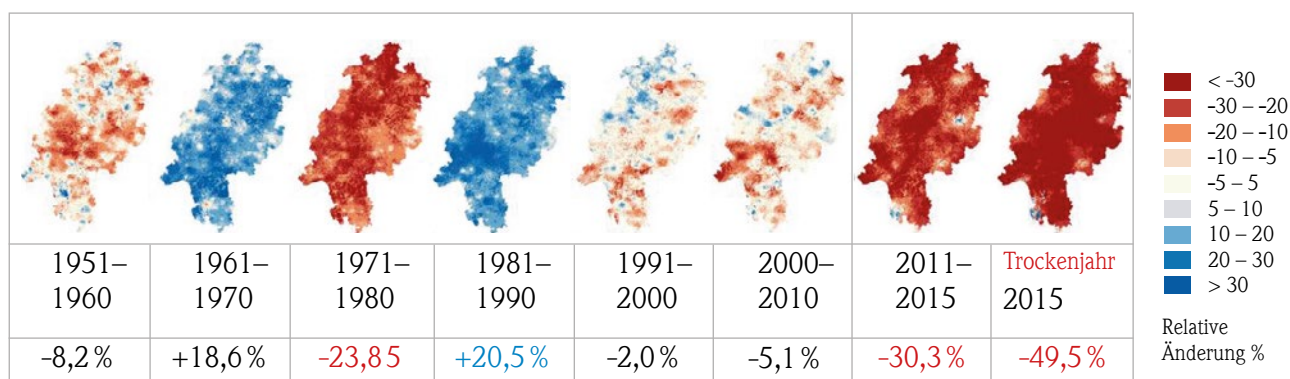


Abb. 4: Dekadische Variabilität der Grundwasserneubildung

bachtende extreme jährliche Variabilität ab dem Jahr 2003 deutlich weniger ausgeprägt ist und die jährliche Grundwasserneubildung bis auf das Jahr 2007 unterhalb des langjährigen Mittelwertes liegt. Ausgeprägte Nassjahre wurden in Hessen seit 2003 nicht mehr beobachtet. Besonders die letzte halbe Dekade zeichnet sich durch sehr niedrige Grundwasserneubildungsraten aus.

ders deutlich beim Betrachten der Trocken-Dekade 1971–1980 und der Feucht-Dekade 1981–1990. Die Differenz zwischen diesen beiden Dekaden beträgt rund 44%.

2.3 Grundwasserleiter

Grundwasser wird nach der DIN 4049 als unterirdisches Wasser definiert, das die Hohlräume der Lithosphäre zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegungsmöglichkeiten ausschließlich durch die Schwerkraft bestimmt wird. Es gibt Poren-, Kluft- und Karstgrundwasserleiter. In Nord- und Mittelhessen überwiegen Kluftgrundwasserleitersysteme, wie

z. B. im Rheinischen Schiefergebirge, im Vogelsberg und im Fulda-Werra-Bergland. In Südhessen sind neben Kluftgrundwasserleitersystemen, wie im Odenwald, im Spessart und im Taunus, auch großflächige Porengrundwasserleitersysteme vorhanden, z. B. im Hessischen Ried und in der Untermainebene.

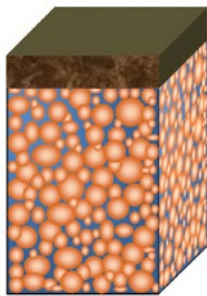


Abb. 5a: Porengrundwasserleiter

Porengrundwasserleiter sind nach DIN 4049-3 Grundwasserleiter im Locker- oder Festgestein, dessen durchflusswirksamer Hohlraum von Poren gebildet wird. Sie bestehen in Hessen zumeist aus locker gelagerten Sanden und Kiesen. Sie sind überwiegend ergiebige Grundwasserspeicher.

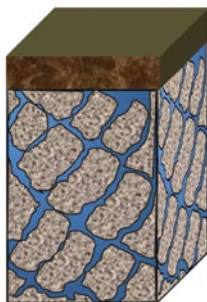


Abb. 5b: Kluftgrundwasserleiter

Kluftgrundwasserleiter sind Festgesteine, deren durchflusswirksamer Hohlraumanteil aus Klüften und anderen Trennfugen gebildet wird (DIN 4049-3). Das Wasser fließt durch die mehr oder weniger weiten Klüfte. In der Regel weisen Kluftgrundwasserleiter gegenüber Porengrundwasserleitern eine geringere Speicherfähigkeit auf.

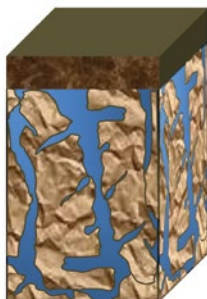


Abb. 5c: Karstgrundwasserleiter

Karstgrundwasserleiter sind Festgesteine, in denen Klüfte auf Grund von chemischen Lösungsvorgängen zu größeren, unterirdischen Hohlräumen aufgeweitet wurden. Sie sind typisch für wasserlösliche Gesteine wie Kalke, Dolomite und Gips/Anhydrit.

2.4 Hydrogeologische Räume

Nach den Kriterien Durchlässigkeit, geochemischer Gesteinstyp, Hohlraumart, Gesteinsart und Verfestigung wurden in Deutschland durch die Staatlichen Geologischen Dienste (SGD) hydrogeologische Großräume, Räume und Teilräume abgegrenzt.

Die hessische Landesfläche hat Anteile an fünf hydrogeologischen Großräumen, neun hydrogeologischen

Räumen und 25 hydrogeologischen Teilräumen. Die hydrogeologischen Abgrenzungen zu den unterschiedlichen hydrogeologischen Räumen beziehen sich dabei überwiegend auf die Eigenschaften bzw. die Beschaffenheit des oberen Grundwasserleiters. FRITSCHÉ et al. (2003) liefert eine umfassende Beschreibung der hydrogeologischen Teilräume in Hessen.

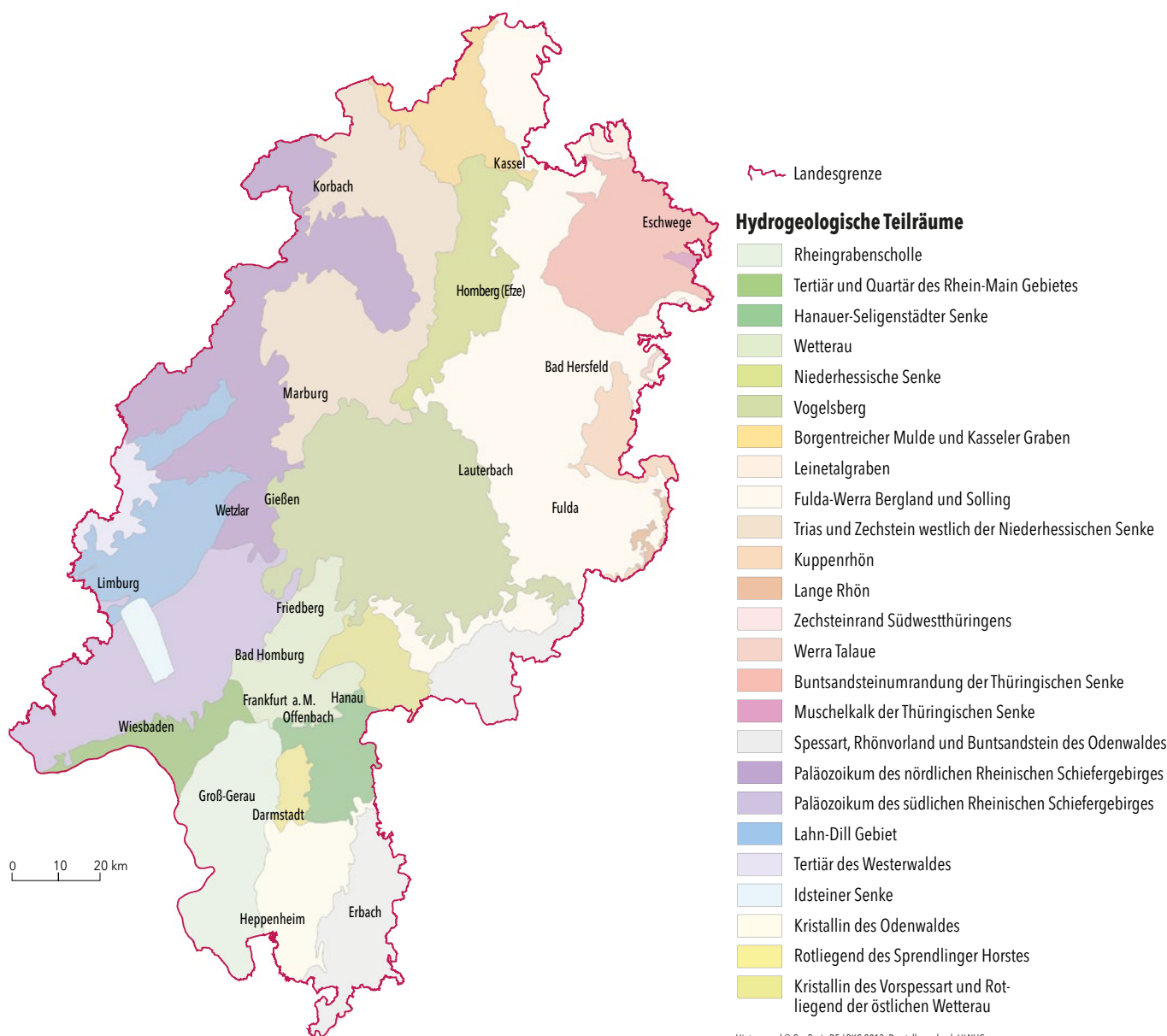


Abb. 6: Hydrogeologische Teilräume in Hessen (FRITSCHÉ et al. 2003)

3 Grundwasserbeschaffenheit in Hessen

3.1 Landnutzung

Die Landnutzung beeinflusst auf vielfältige Weise die Umwelt. Sie wirkt auf die Böden, den Wasserhaushalt (z. B. Höhe der Grundwasserneubildung), den oberflächennahen Abfluss, die Erosion sowie die Beschaffenheit von Gewässern. Neben direkten Umweltauswirkungen bestehen durch klimatische Einflüsse auch Wirkungen auf andere Umweltkompartimente. Beispielhaft sind hier die spürbaren Auswirkungen genannt, die urbane Räume oder Waldgebiete auf die Lufttemperatur und Luftfeuchte haben.

Die Landnutzung ist ein wichtiger Faktor, der Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit hat. Die Art und Intensität der jeweiligen Landnutzung können wichtige Hinweise auf eine mögliche Belastung des Grundwassers geben.

Knapp die Hälfte der hessischen Landesfläche wird landwirtschaftlich genutzt (rund 45 %). Der Waldanteil ist mit knapp 43 % der Landesfläche nur unwesentlich kleiner. Die Siedlungs- und Verkehrsfläche beträgt im landesweiten Durchschnitt knapp 12 %, wobei in den Ballungsräumen (z. B. Rhein-Main-Gebiet) der Anteil an Siedlungs- und Verkehrsflächen erheblich größer ist.

Der Rhein und die Weser teilen sich Hessen aus hydrologischer Sicht. Im hessischen Rheineinzugsgebiet, das mit rund 12 000 km² etwas mehr als die Hälfte der Landesfläche umfasst, leben mit ca. 4,8 Mio. Einwohnern annähernd 80 % der hessischen Bevölkerung (gut 6,2 Millionen). Das Wesereinzugsgebiet umfasst knapp 9 000 km². In der Tab. 1 werden die jeweiligen Flächennutzungen für die hydrologischen Einzugsgebiete aufgeführt. Für Hessen wird eine Ackerfläche von nahezu 6 000 km² ausgewiesen. Die Grünlandfläche beläuft sich auf ca. 3 500 km². Bei der Nutzungsform Wald ist der Mischwald mit rund 4 700 km² die vorherrschende Waldform, gefolgt von Nadelwald mit etwas mehr als 2 400 km². Innerhalb der Gewässereinzugsgebiete variieren die einzelnen Flächennutzungen. Generell ist für das Wesereinzugsgebiet eine stärkere ländliche Ausrichtung der Flächen als im Rheineinzugsgebiet (z. B. Ballungsraum Rhein-Main) zu ermitteln. Die im Rheineinzugsgebiet ausgewiesenen Siedlungs- und Verkehrsflächen sind mit gut 2 400 km² mehr als dreimal so groß, wie dies mit gut 700 km² für das Wesereinzugsgebiet der Fall ist.

Tab. 1: Übersicht über die Hauptlandnutzungsarten Hessens

Landnutzung (ATKIS)	Rhein (km ²)	Weser (km ²)	Hessen (km ²)	Anteil Hessen (%)
Laubwald	1 145	826	1 972	9,3
Nadelwald	1 295	1 115	2 410	11,4
Mischwald	2 791	1 917	4 708	22,3
Acker	3 134	2 828	5 962	28,3
Grünland	1 911	1 512	3 423	16,2
Sonderkultur	59	6	66	0,3
Siedlung, Verkehr	1 689	735	2 424	11,5
Gewässer	85	50	136	0,6
Gesamt	12 110	8 989	21 099	100,0

Landwirtschaft

Im Jahr 1999 gab es in Hessen noch rund 29 700 landwirtschaftliche Betriebe. Im Jahr 2016 (Stichtag 1. März 2016) waren es dagegen nur noch knapp 16 300 Betriebe. Von den verbliebenen Betrieben bewirtschafteten rund 12 % ihre Flächen entsprechend den Richtlinien des ökologischen Landbaus. Im Vergleich zur Landwirtschaftszählung 2010 stieg diese Fläche um ein knappes Viertel (18 000 ha) auf 90 700 ha.

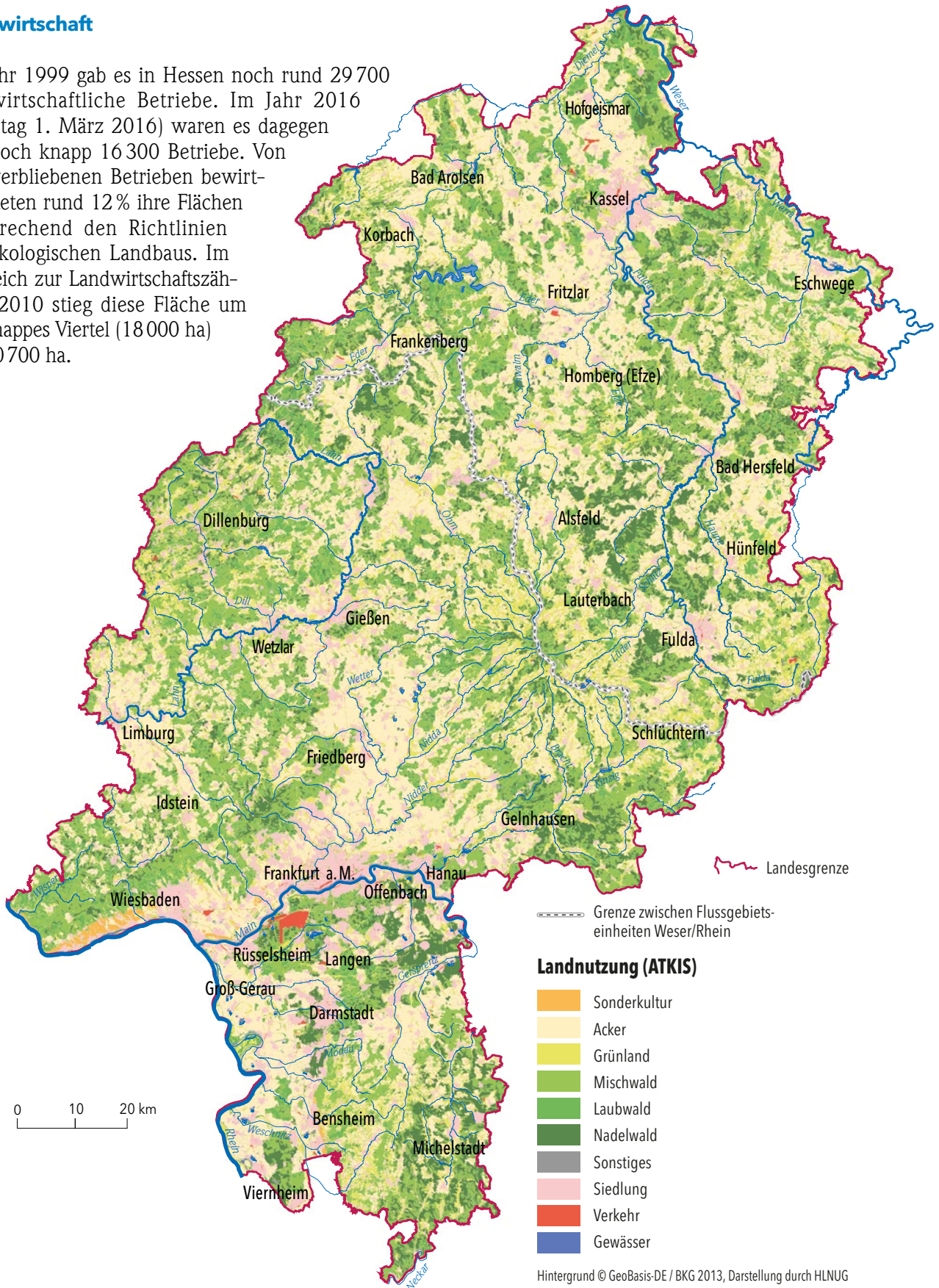


Abb. 7: Flächennutzung in Hessen (Stand August 2018)

Weiterhin gibt es 1 750 Gartenbaubetriebe. Sie bewirtschafteten 93 700 ha landwirtschaftliche Nutzfläche. 12 000 ha dieser Fläche wurden gartenbaulich genutzt. Hierzu gehören der Obstanbau, Gemüse, Blumen- und Zierpflanzenflächen, Baumschulflächen sowie Flächen mit Heil-, Duft- und Gewürzkräutern. Schwerpunkt war der Anbau von Gemüse mit 76 %, gefolgt vom Obstbau mit 18 % (HSL 2016).

In den klimatisch besonders begünstigten Regionen Hessens (z. B. Rheingau, Bergstraße) gibt es Sonderkulturen wie den Weinbau. Im Hessischen Ried werden verstärkt Marktfrüchte wie z. B. Spargel, Erdbeeren und Salat angebaut. In Mittel- und Nordhessen sind Ackerland und Grünlandnutzung die vorherrschende Nutzungsform. Die Wetterau zeichnet sich mit ihren mächtigen Lößstandorten als guter Ackerbaustandort aus. In den südhessischen (z. B. Odenwald), den nordwesthessischen (z. B. Waldeck-Frankenberg, Lahn-Dill-Gebiet) sowie osthessischen Mittelgebirgslagen (z. B. Werra-Meißner-Kreis, Schwalm-Eder-Gebiet) sind in der Regel für die landwirtschaftliche Produktion weniger ertragsfähige Räume anzutreffen.

Neben den Anbauverhältnissen ist der Viehbesatz eine wichtige Größe bei der Abschätzung eines möglichen Belastungspotenzials für das Grundwasser. So kann z. B. für die Rinder- und Schweinehaltung eine Aussage über die jährliche Stickstoff- und Phosphatausscheidung getroffen werden. Aus der Anzahl der Tiere ergibt sich eine erste Abschätzung zum Anfall an Wirtschaftsdünger in einer Region. Als Wirtschaftsdünger werden überwiegend organische Dünger wie Gülle, Jauche, Gärreste und Mist bezeichnet.

Grünland hat aus Sicht des qualitativen Grundwasserschutzes Vorteile gegenüber den Ackerflächen, da durch eine geschlossene Grasnarbe die Gefahr des Nitrataustrags geringer ist. Gegenüber der Landnutzung „Wald“ hat Grünland den Vorteil einer höheren Grundwasserneubildungsrate. Vor allem in Nadelwäldern ist die Verdunstung erhöht und damit die Grundwasserneubildung verringert.

Wald

Die Waldfläche in Hessen beträgt gut 9 000 km² und umfasst somit über 43 % der Landesfläche. Gebiete mit hohen Waldanteilen sind die Mittelgebirgslandschaften wie Odenwald, Spessart, Taunus, das nörd-

liche hessische Schiefergebirge sowie das Weserbergland. Bei der Nutzungsform Wald ist der Mischwald die vorherrschende Waldform, gefolgt vom Nadelwald.

Aufgrund der verhältnismäßig großen Kronenoberfläche der Wälder werden durch den sogenannten Auskämmeffekt der Baumkronen verstärkt luftgetragene Schadstoffe in die Wälder eingetragen, und zwar wesentlich mehr, als dies bei Freiflächen der Fall ist. Laub- und Mischwälder zeichnen sich im Vergleich zu reinen Nadelwäldern durch geringere anthropogene Stoffeinträge und somit durch eine verminderte Gefahr von Stoffausträgen ins Grundwasser aus.

Während der Sulfateintrag in das Grundwasser unter Waldgebieten seit Ende der 1980er Jahre stark zurückgegangen ist, bewegen sich die Stickstoffeinträge auf einem gleichbleibenden, deutlich zu hohen Niveau. So liegt der Stickstoffeintrag in den Waldökosystemen auch aktuell über dem Stickstoffbedarf der Bäume und Waldbodenpflanzen. Durch den Rückgang des Schwefeleintrags ist der anorganische Stickstoffeintrag (NH₄-N + NO₃-N) mit Anteilen zwischen 76 % und 86 % der Hauptverursacher der nach wie vor zu hohen Gesamtsäurebelastung (HMUELW 2016).

Aus diesen Gründen kommt der Beobachtung der Grundwässer unter Waldgebieten eine wichtige Bedeutung zu.

Siedlung

Die qualitative Beeinflussung des Grundwassers unter Siedlungsflächen unterliegt vielfältigen Einflüssen. Haupteinflussfaktoren sind die Flächennutzungen durch Siedlungen, Straßen sowie Industrie und Gewerbe. Streusalzeinsätze, der Gebrauch von Pflanzenschutzmitteln in Grünanlagen und Kleingärten können so z. B. im Grundwasser nachgewiesen werden. Auch die Einsickerung von Abwasser aus undichten Abwasserkanälen in das Grundwasser kann hierbei ein Einflussfaktor auf die Grundwasserbeschaffenheit sein. Allgemeine Leitparameter, die eine Belastung des Grundwassers unter urbanen Räumen anzeigen, sind u. a. eine erhöhte elektrische Leitfähigkeit und eine erhöhte Borkonzentration sowie das Vorhandensein von organischen Spurenstoffen wie z. B. Arzneimittelrückständen und PFC-Verbindungen.

Insgesamt ist die Landnutzung eine wesentliche Grundlage zur Abschätzung des Gefährdungspotenzials für das Grundwasser. Diese Risikoabschät-

zung kann auf Grundlage von leicht zugänglichen Daten (topografische Daten, Bevölkerungs- und Agrarstatistik u. a.) durchgeführt werden.

3.2 Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebiete

In Hessen werden Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebiete ausgewiesen, in denen bestimmte Handlungen und Nutzungen verboten bzw. eingeschränkt sind. Ein Wasserschutzgebiet umfasst grundsätzlich das gesamte Einzugsgebiet einer Wassergewinnungsanlage.

1 659 Trinkwasserschutzgebiete und 25 Heilquellenschutzgebiete sind derzeit ausgewiesen. Weitere 221 Trinkwasserschutzgebiete und 7 Heilquellenschutzgebiete befinden sich im Verfahren zur Ausweisung. Daraus ergibt sich eine Fläche von rund 40 % (8 219 km²) der Landesfläche (Stand 1.10.2018).

3.2.1 Trinkwasserschutzgebiete

Die Festsetzung von Trinkwasserschutzgebieten mit der jeweiligen Wasserschutzgebietsverordnung stellt ein klassisches Instrument des vorbeugenden Grundwasserschutzes in den Einzugsgebieten der öffentlichen Wasserversorgung dar. Die Wasserschutzgebietsverordnungen beinhalten u. a. Ver- und Gebote in den einzelnen Schutzzonen der Trinkwasserschutzgebiete, in denen bestimmte Handlungen und Nutzungen verboten bzw. eingeschränkt sind. Hierdurch kann z. B. die Ausbringung von Stickstoff und Pflanzenschutzmitteln in den landwirtschaftlichen Nutzflächen geregelt und dadurch der Eintrag in das Grundwasser verhindert oder minimiert werden.

Das DVGW-Regelwerk – Arbeitsblatt W 101 (DVGW 2006) zeigt Kriterien dafür, wie und mit welcher Zoneneinteilung und mit welchen Schutzanordnungen dies erreicht werden kann. Im HLNUG erfolgt die zentrale Erfassung und Darstellung der festgesetzten und im Verfahren befindlichen Wasserschutzgebiete in enger Zusammenarbeit mit den Regierungspräsidenten.

Ein Trinkwasserschutzgebiet umfasst grundsätzlich das gesamte Einzugsgebiet einer Wassergewinnungsanlage. Da die Gefahr schädigender Einflüsse mit der Annäherung an den Fassungsbereich zunimmt, werden in der Regel drei Zonen (I, II und III) unter-

schieden, in denen die Schutzanforderungen zum Fassungsbereich (Zone I) hin ansteigen.

Zone I (Fassungsbereich)

Die Zone I im Nahbereich der Wassergewinnungsanlage soll gewährleisten, dass das Grundwasser in diesem Bereich vor jeglichen Verunreinigungen und Beeinträchtigungen geschützt ist. Die Zone I ist daher durch eine Einzäunung vor unbefugtem Betreten zu sichern. Nach dem DVGW-Arbeitsblatt W 101 soll die Ausdehnung der Zone I in der Regel bei Brunnen allseits mindestens 10 m und bei Quelfassungen in Richtung des zuströmenden Grundwassers mindestens 20 m betragen. Eine Flächennutzung, gleich welcher Art, ist in der Zone I nicht zugelassen.

Zone II (Engere Schutzzone)

Die Zone II soll den Schutz des Grundwassers vor Verunreinigungen durch pathogene Mikroorganismen (z. B. Bakterien, Viren, Parasiten und Wurmeier) gewährleisten, die bei geringer Fließdauer und -strecke zu der Wassergewinnungsanlage gefährlich sind. Daher soll die Zone II den Bereich der Umgebung der Wassergewinnungsanlage abdecken, in dem das Grundwasser 50 Tage oder weniger bis zum Erreichen der Fassung benötigt. Nach dem DVGW-Arbeitsblatt W 101 sollte für die Bestimmung der 50-Tage-Linie zunächst die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers ermittelt werden.

Zone III (Weitere Schutzzone)

Die Zone III soll den Schutz vor weitreichenden Beeinträchtigungen, insbesondere vor nicht oder nur schwer abbaubaren chemischen oder radioaktiven Verunreinigungen gewährleisten. In der Regel umfasst die Zone III das gesamte unterirdische Einzugsgebiet der Wassergewinnungsanlage.

Einen Anhalt zur Bestimmung der Größe des benötigten Einzugsgebiets lässt sich aus der maximal genehmigten jährlichen Entnahmerate und aus der für das Gebiet anzunehmenden mittleren Grundwasserneubildungsspende ableiten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass das im Einzugsgebiet neugebildete

Grundwasser nicht zu 100 % der Wassergewinnungsanlage zuströmt. Durch diese Ableitung lässt sich die benötigte minimale Größe eines Trinkwasserschutzgebiets abschätzen. Die tatsächliche Größe des Wasserschutzgebiets bzw. des Einzugsgebiets der Wassergewinnungsanlage wird jedoch primär durch die Fließrichtung des die Wassergewinnungsanlage anströmenden Grundwassers bestimmt.

Die Zone III kann in eine Zone IIIA und eine Zone IIIB aufgeteilt werden.

Nitratklassen

Die in Hessen zur Trinkwassernutzung geförderten Grundwässer haben zu einem Teil erhöhte Nitratkonzentrationen. Nach der Trinkwasserverordnung liegt der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser bei 50 mg/l. Wasser, das den Grenzwert überschreitet, darf nicht als Trinkwasser genutzt werden. Um einen Anstieg der Nitratkonzentrationen im Trinkwasser zu verhindern bzw. eine Trendumkehr zu erreichen, sind in den entsprechenden Wasserschutzgebieten Maßnahmen umzusetzen. Die Art der Maßnahmen hängt auch von der Höhe der Nitratkonzentrationen ab. Dabei werden drei Klassen unterschieden:

Klasse A:

Wasserschutzgebiete mit Nitratkonzentrationen im Rohwasser der zu schützenden Wassergewinnungsanlagen kleiner 15 mg/l

Klasse B:

Wasserschutzgebiete mit Nitratkonzentrationen im Rohwasser der zu schützenden Wassergewinnungsanlage von 15 bis 25 mg/l

Klasse C:

Wasserschutzgebiete mit Nitratkonzentrationen im Rohwasser der zu schützenden Wassergewinnungsanlage von größer 25 mg/l

Entsprechend der Einstufung gelten mehr oder weniger strenge Auflagen für die landwirtschaftliche Landnutzung. In der ganz überwiegenden Zahl der Wasserschutzgebiete, die zur Klasse C gehören, gehen der Wasserversorger und die im Wasserschutzgebiet wirtschaftenden Landwirte eine Kooperation ein.

3.2.2 Heilquellenschutzgebiete

Heilquellenschutzgebiete sollen den quantitativen und qualitativen Schutz der Heilquellen mit ihren erschlossenen oder natürlich zutage tretenden Grundwässern gewährleisten (siehe auch Kapitel 7).

Der quantitative Schutz soll gewährleisten, dass die Schüttung oder Ergiebigkeit nicht gemindert oder der individuelle Charakter der Heilquelle nicht verändert wird. Dabei wird je nach Tiefe der Eingriffe in den Untergrund und nach dem Ausmaß der anthropogen verursachten Veränderung der Oberfläche oder Druckfläche des sonstigen Grundwassers zwischen Zone B (Äußere Zone) und Zone A (Innere Zone) unterschieden. Nach der LAWA-Richtlinie (LAWA 1998) sind für alle Heilquellenschutzgebiete beide Zonen auszuweisen.

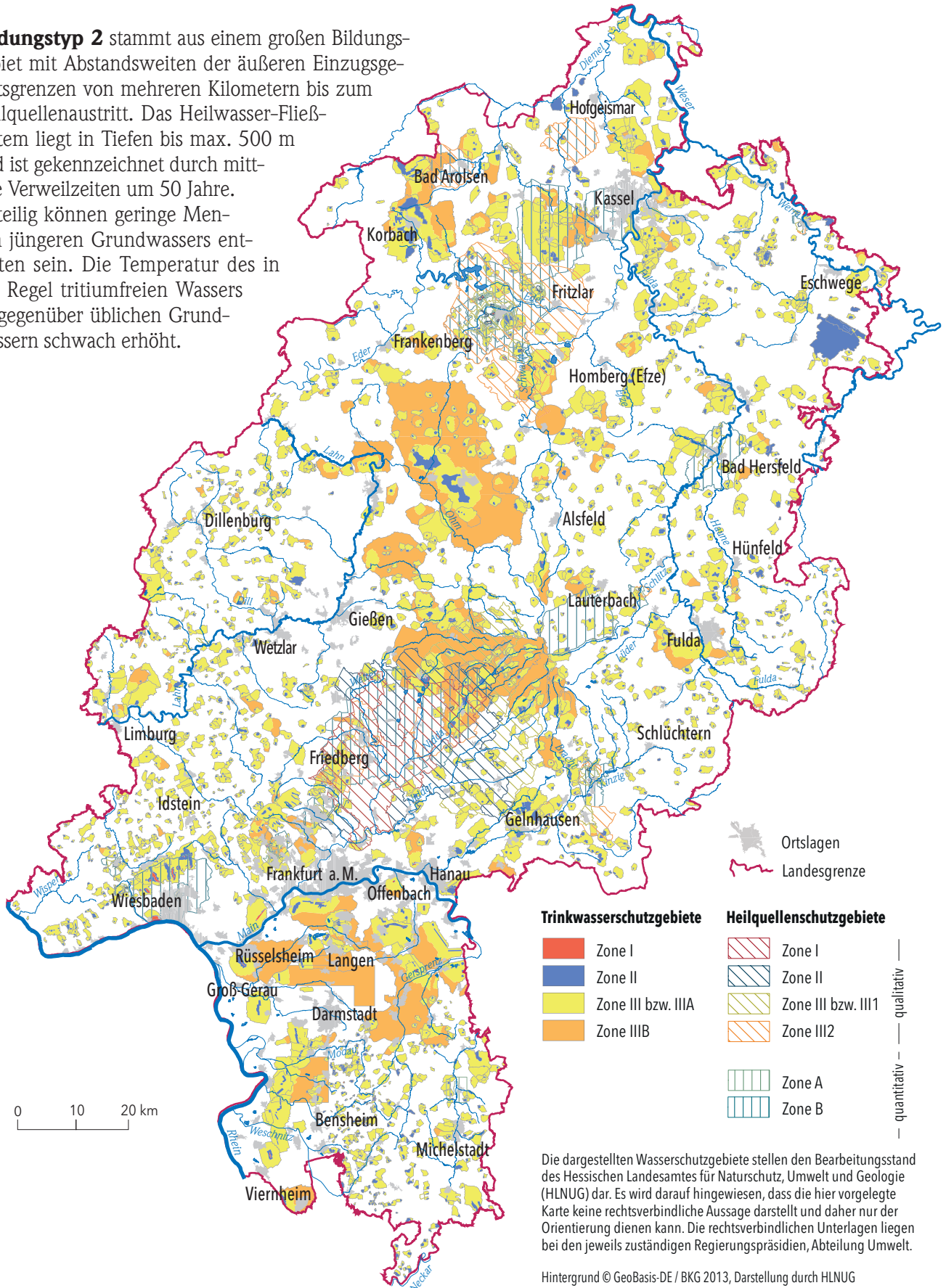
Der qualitative Schutz soll eine chemische und hygienische Verunreinigung verhindern. Die Schutzzonen unterteilen sich entsprechend der Trinkwasserschutzgebiete in den Fassungsbereich (Zone I), die engere Schutzzone (Zone II) und die weitere Schutzzone (Zone III). Die qualitativen Zonen II und III werden bei Bedarf für ein Heilquellenschutzgebiet, die Zone I wird immer ausgewiesen.

Bildungstypen

Nach der LAWA-Richtlinie (LAWA 1998) werden Heilquellen in Abhängigkeit von der Größe des Bildungsgebiets, der Tiefe und der Überdeckung des Heilwasser-Fließsystems, der mittleren Verweilzeit des Heilwassers im Untergrund, dem Nachweis von Tritium und der Temperatur der Heilwässer in drei verschiedene Bildungstypen unterteilt:

Bildungstyp 1 weist ein sehr großes Bildungsgebiet mit Abstandsweiten der äußeren Einzugsgebietsgrenzen über 10 km und einem über 500 m in die Tiefe reichenden Heilwasser-Fließsystem auf. Seine Überdeckung gewährleistet ein von anderen Fließsystemen unbeeinträchtigt Strömen in den Formationswasserleitern. Die mittlere Verweilzeit im Untergrund beträgt 50 Jahre und mehr. Die Temperaturen der Heilwässer sind im Vergleich zu üblichen Grundwässern deutlich erhöht. Das Wasser ist tritiumfrei.

Bildungstyp 2 stammt aus einem großen Bildungsgebiet mit Abstandswerten der äußeren Einzugsgebietsgrenzen von mehreren Kilometern bis zum Heilquellenaustritt. Das Heilwasser-Fließsystem liegt in Tiefen bis max. 500 m und ist gekennzeichnet durch mittlere Verweilzeiten um 50 Jahre. Anteilig können geringe Mengen jüngeren Grundwassers enthalten sein. Die Temperatur des in der Regel tritiumfreien Wassers ist gegenüber üblichen Grundwässern schwach erhöht.



Die dargestellten Wasserschutzgebiete stellen den Bearbeitungsstand des Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) dar. Es wird darauf hingewiesen, dass die hier vorgelegte Karte keine rechtsverbindliche Aussage darstellt und daher nur der Orientierung dienen kann. Die rechtsverbindlichen Unterlagen liegen bei den jeweils zuständigen Regierungspräsidenten, Abteilung Umwelt.

Hintergrund © GeoBasis-DE / BKG 2013, Darstellung durch HLNUG

Abb. 8: Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebiete (Stand Okt. 2018)

Bildungstyp 3 verfügt über ein kleines bis mittelgroßes Bildungsgebiet von einigen 100 Metern um die Austrittsstelle. Sein Fließsystem liegt meist in geringen Tiefen von weniger als 100 m. Der Anteil an jüngerem Grundwasser ist hoch. Bei mittleren Verweilzeiten von maximal 30–50 Jahren ist Tritium vorhanden. Die Temperatur des Heilwassers entspricht weitgehend den ortsüblichen Grundwassertemperaturen. Zwischen den Bildungstypen kann es Übergänge geben, so dass sich einzelne Heilquellen

nicht eindeutig einem Bildungstyp zuordnen lassen. In diesen Fällen sind besondere Aussagen zur Abgrenzung der Schutzzonen und zu den Schutzmaßnahmen zu treffen.

Wie bei den Trinkwasserschutzgebieten erfolgt die zentrale Erfassung und Darstellung der festgesetzten und im Verfahren befindlichen Heilquellenschutzgebiete in Zusammenarbeit mit den Regierungspräsidien im HLNUG.

3.3 Messnetze

Die zur Bewertung der Grundwasserbeschaffenheit herangezogene Datenbasis bezieht sich auf unterschiedliche Messnetze, die trotz verschiedener Zielvorgaben Bestandteil des landesweiten Grundwassermonitorings sind. Hierbei handelt es sich im Wesentlichen um das Messnetz des Landesgrundwasserdienstes und um Wassergewinnungsanlagen, die überwiegend der öffentlichen Trinkwasserversorgung dienen.

Beide Datenpools werden im HLNUG gepflegt und in der Grund- und Rohwasserdatenbank Hessen (GruWaH) zusammengeführt. Daneben gibt es noch Messprogramme und Messstellen auf Grundlage der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; Richtlinie 2000).

3.3.1 Landesgrundwasserdienst (LGD)

Um die Qualität des Grundwassers zu überwachen, wird durch das HLNUG und die Regierungspräsidien ein landeseigenes, flächendeckendes Grundwassermessnetz betrieben. Mit Ausnahme des Hessischen Rieds wurde die Lage der Messstellen so gewählt, dass sie möglichst naturgemäße und damit weitgehend anthropogen unbeeinflusste Grundwässer erschließen. Weiterhin schließen die Grundwassermessstellen und Quellen räumliche Lücken zwischen den Messstellen der Wasserversorgungsunternehmen.



Abb. 9: Grundwassermessstelle des LGD im Frankfurter Stadtwald

Die regionale Messstellendichte wird von der Notwendigkeit der Grundwasserüberwachung bei der Gewinnung von Grundwasser bestimmt, daher ist z. B. in dem für die Grundwassergewinnung wichtigen Hessischen Ried eine höhere Messstellendichte anzutreffen. Das Messnetz des Landesgrundwasserdienstes für die Grundwasserqualität umfasst über 400 Messstellen, davon sind etwa 86 % Grundwassermessstellen und 14 % Quellen.

3.3.2 Rohwasseruntersuchungsverordnung (RUV)

Um die Qualität des zur Trinkwassergewinnung geförderten bzw. gefassten Grundwassers zu überwachen, werden zur Ergänzung des landeseigenen Messnetzes Rohwässer der Trinkwassergewinnung untersucht. Untersuchungspflichtig sind die Wasserversorger.

Die Grundlagen sind die Verordnung über die Untersuchung des Rohwassers von Wasserversorgungsanlagen RUV vom 19.05.1991 sowie die Verwaltungsvorschrift zur Durchführung der Rohwasseruntersuchungsverordnung (RUV 1991). Eine Untersuchungspflicht besteht, wenn Wasser zur Trinkwassergewinnung genutzt wird oder zu anderen Zwecken Trinkwasserqualität haben muss (z. B. Nahrungs- und Genussmittelherstellung). Wasserversorgungsanlagen, deren Gesamtwasserentnahme jährlich mehr als 1 000 m³ beträgt, unterliegen dieser Untersuchungspflicht gemäß RUV. In der RUV ist ein Mindestumfang der zu untersuchenden anorganischen und organischen Parameter festgelegt.

Standardmäßig sind einmal im Jahr Rohwasserproben zu nehmen und zu analysieren. Nitrat ist in der Regel viermal im Jahr zu untersuchen. In begründeten Ausnahmefällen kann mit Zustimmung der zuständigen Behörde vom Umfang der Untersuchungspflicht oder den vorgeschriebenen Abständen zwischen den Untersuchungen abgewichen werden.

Das Messnetz der RUV umfasst rund 4 500 Messstellen. Die Analyseergebnisse des Rohwassers werden an das HLNUG übermittelt und in der Roh- und Grundwasserdatenbank (GruWaH) erfasst. In den letzten Jahren wurde verstärkt eine Digitalisierung des Datenflusses vorangetrieben. So bietet das HLNUG diverse Import-Schnittstellen zur Datenübertragung der Rohwasserdaten an. Dabei werden die Analysen direkt von den Laboratorien an das HLNUG weitergeleitet. Anschließend werden die Daten automatisiert in die GruWaH eingelesen.

Die Aufgabe der Unteren Wasserbehörden, die Plausibilität und Vollständigkeit der Analysen zu gewährleisten, bleibt auch auf diesem Weg erhalten. Im Fachinformationssystem Grund- und Trinkwasserschutz Hessen (Kapitel 4.3) stehen die Daten den Wasserbehörden, Ingenieurbüros, der allgemeinen Öffentlichkeit und den Wasserversorgungsunternehmen zur Verfügung.

3.3.3 Monitoringmessnetz nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Ein weiteres hessisches Grundwasseruntersuchungsprogramm wurde auf Grundlage der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) eingerichtet. Zur Erfüllung der Anforderungen der WRRL wurden rund 440 Messstellen (WRRL-Monitoring) aus den bestehenden Messnetzen ausgewählt, deren Grundwässer in ihrer Beschaffenheit repräsentativ für die jeweiligen Grundwasserkörper sind.

Die Messstellendichte richtet sich nach den lokalen Gegebenheiten. In Grundwasserkörpern, die im Sinne der WRRL nicht im „guten chemischen Zustand“ sind, werden mehrere Messstellen zur Überwachung des qualitativen Grundwasserzustands herangezogen, während in überwiegend anthropogen unbeeinflussten Grundwasserkörpern in der Regel zwei bis drei Messstellen zur Überwachung ausgewählt wurden.

3.3.4 EUA-Messnetz

Die Bundesländer überwachen mit landeseigenen Messnetzen den Grundwasserzustand. Für die regelmäßige Berichterstattung an die Europäische Umweltagentur (EUA) über den Zustand des Grundwassers in Deutschland wurden von den Bundesländern repräsentative Messstellen ausgewählt und zu einem EUA-Grundwassermessnetz zusammengefasst. Dieses Messnetz wurde 2015/2016 überarbeitet und bundesweit von rund 800 auf etwa 1 200 Messstellen erweitert. In Hessen liegen 71 Messstellen. Im neuen EUA-Messnetz sind die meisten Messstellen des alten EUA-Grundwassermessnetzes und des ehemaligen EU-Nitratmessnetzes enthalten (UBA 2016, siehe auch Kapitel 4.3.5).

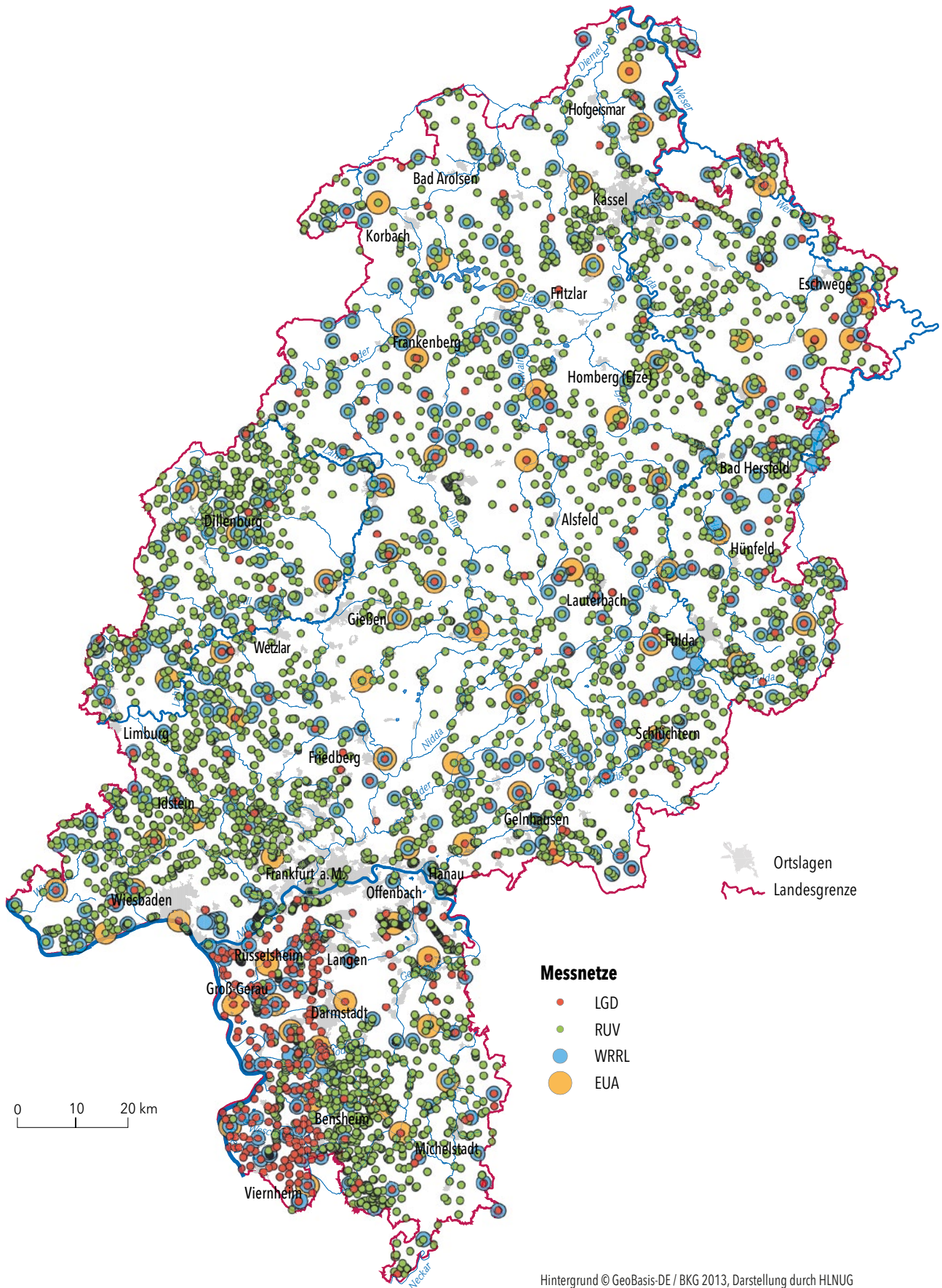


Abb. 10: Darstellung der wichtigsten Grundwasser-Messnetze

3.4 Datenverarbeitung und Bereitstellung

Die jährlich erhobenen Grundwasserdaten werden automatisiert via Schnittstellen oder durch manuelle Eingabe in die hessische Roh- und Grundwasserdatenbank (GruWaH) eingestellt. Diese zentrale Datenbank des Landes Hessen gewährleistet eine Übersicht über alle relevanten Grundwasseranalysen. Über Schnittstellen können z. B. die Analysendaten der Betreiber von Wasserversorgungsanlagen oder des Landesbetriebes Hessisches Landeslabor (LHL) in die GruWaH importiert werden.

Die GruWaH hält Daten zu fast 12 000 hessischen Messstellen mit rund 360 000 Proben bereit. Die Summe der Einzelanalysen in der Datenbank liegt bei weit über 6 Millionen (Stand August 2017). Dabei können über 1 200 unterschiedliche Parameter erfasst werden.

Zur Auswertung dieser Daten steht Fachinformationssystem Grund- und Trinkwasserschutz Hessen (GruSchu) zur Verfügung.

Fachinformationssystem Grund- und Trinkwasserschutz Hessen (GruSchu)

Die GruSchu ermöglicht die Darstellung und Auswertung der Grund- und Rohwassermessstellen, sowie der Messstellen des Landesgrundwasserdienstes. Auch zu Wassergewinnungsanlagen und Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebieten können detaillierte Informationen abgerufen werden. Standortbeurteilungen für die Errichtung von Erdwärmesonden und Basisdaten zu hydrogeologischen Räumen und weiteren Schutzgebieten stehen ebenfalls zur Verfügung.

Die GruSchu ist erreichbar unter:
<http://gruschu.hessen.de>

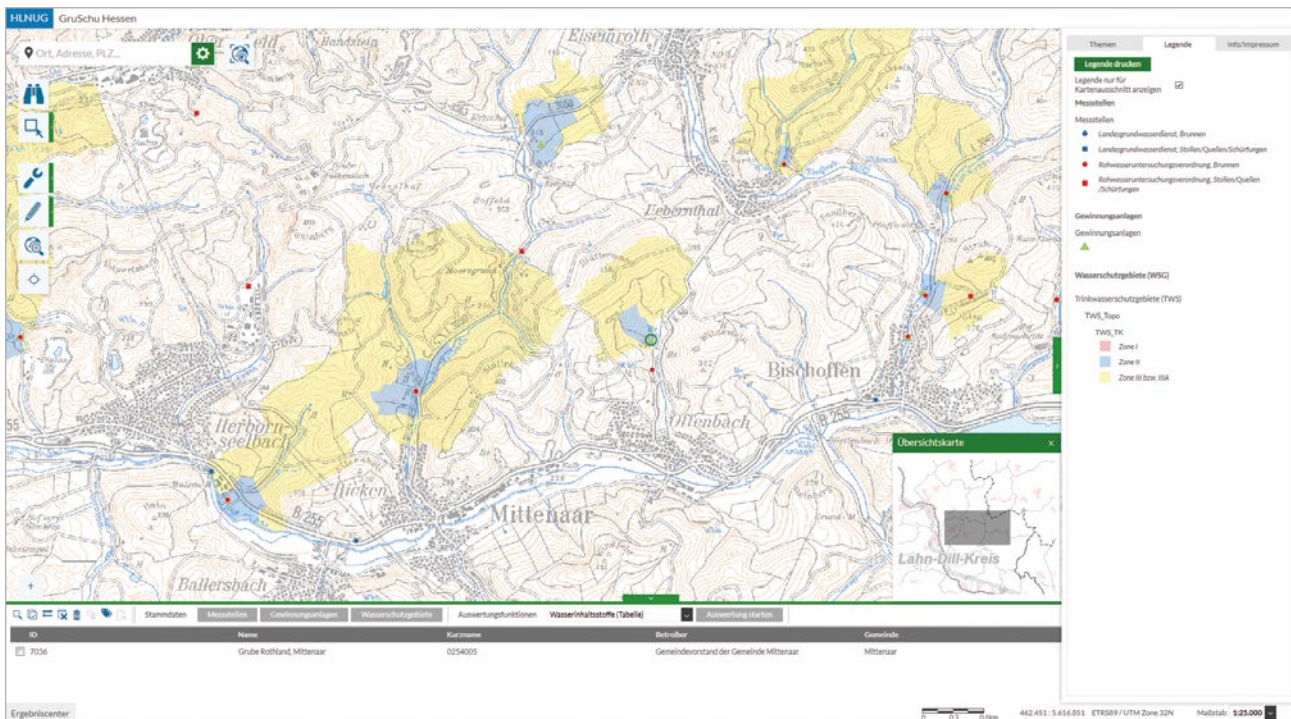


Abb. 11: Fachinformationssystem Grund- und Trinkwasserschutz Hessen (GruSchu)

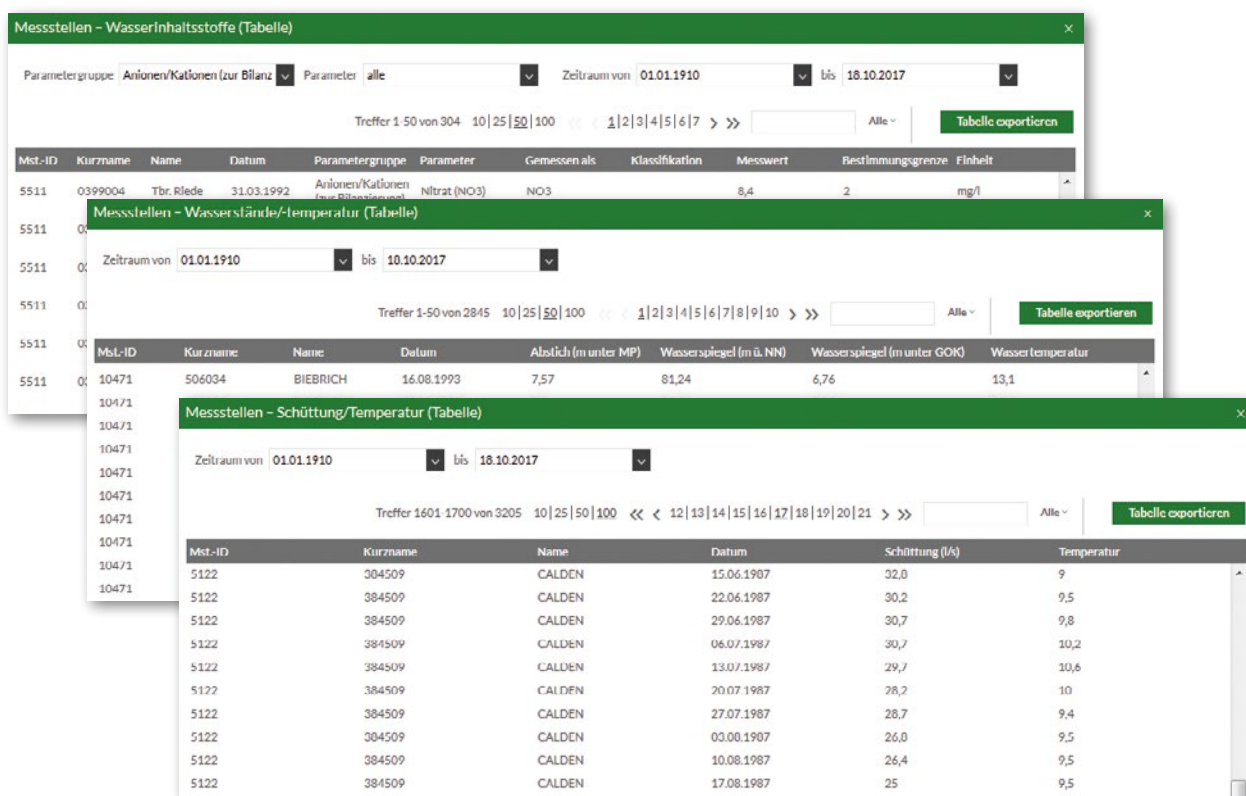


Abb. 12: Tabellarische Auswertungen zu Wasserinhaltsstoffen/Wasserständen/Schüttungen

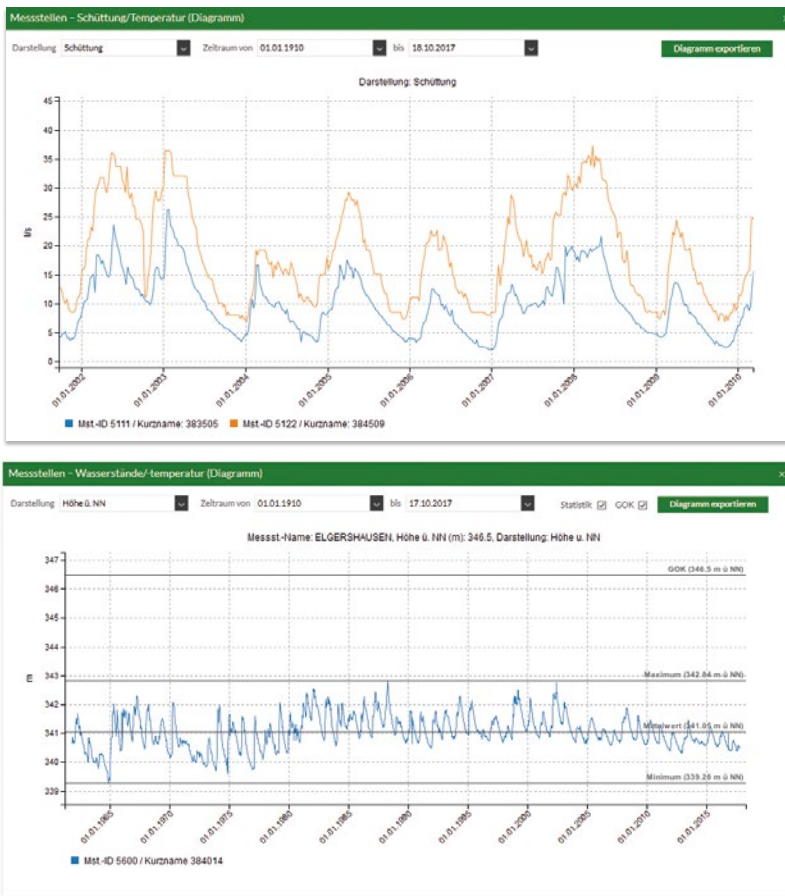
Es gibt umfangreiche Auswertungsfunktionen zu den qualitativen und quantitativen Grundwasserdaten. So können die Daten einer oder mehrerer Messstellen sowohl tabellarisch als auch grafisch dargestellt werden.

Zeitreihendiagramme erlauben die gleichzeitige Darstellung von bis zu 10 Messstellen und können als Bilder exportiert werden.

Tabellen können bis zu 50 000 Einzelergebnisse beinhalten und lassen einen Datenexport zur Weiterverwendung in Tabellenkalkulationsprogrammen zu.



Abb. 13: Diagramm-Auswertung qualitativer Grundwasserdaten (Wasserinhaltsstoffe)



Bei den qualitativen Grundwasserdaten bietet sich der Messstellenvergleich einzelner Parameter an.

Die Diagramme zu den quantitativen Grundwasserdaten der Messstellen des Landesgrundwasserdienstes können zusätzlich auch statistische Kenngrößen anzeigen. Das Diagramm „Wasserstände“ bietet zudem noch die Anzeige der Geländeoberkante an. Dies dient zum Verdeutlichen des Bezugs der Tiefe des Grundwassers zur Geländeoberfläche (Flurabstand).

Abb. 14: Diagramm-Auswertungen quantitativer Grundwasserdaten (Schüttung und Wasserstände)

Statistische Auswertungen bieten dem Anwender eine schnelle und sichere Darstellung der gängigen

Kenngrößen. Sie sind sowohl für die qualitativen als auch quantitativen Daten ausführbar.

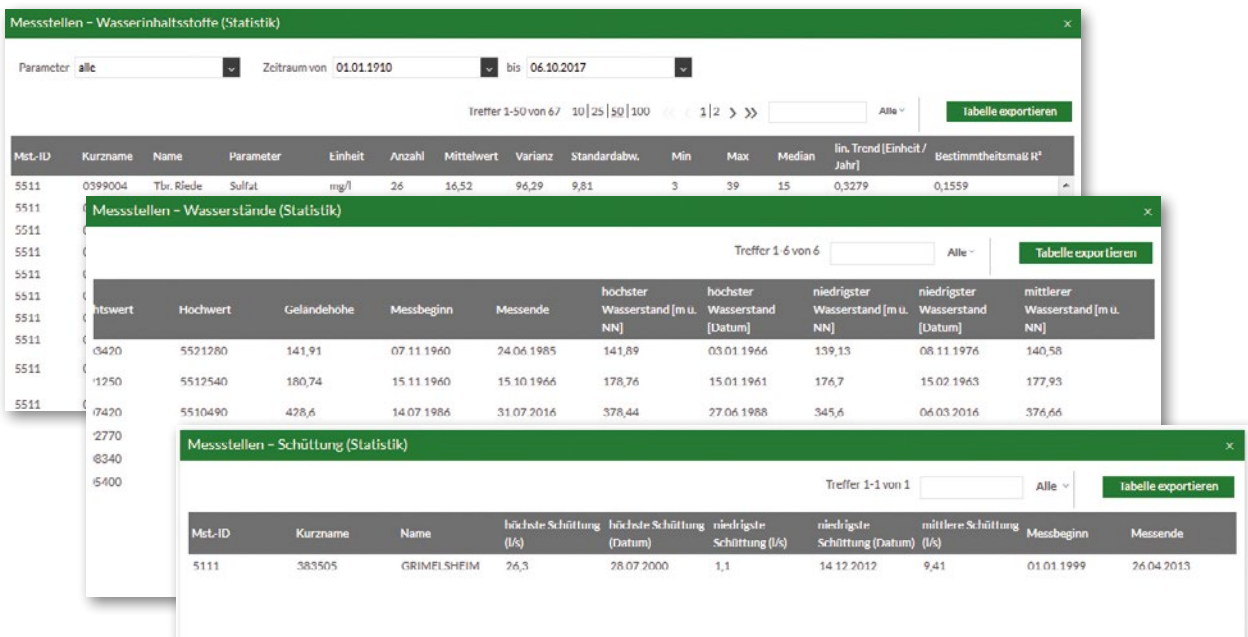


Abb. 15: Auswertungen zur Statistik (Wasserinhaltsstoffe/Wasserstände/Schüttung)

Bei hydrochemischen Fragestellungen wurde Wert auf die graphische Auswertung der Äquivalenzkonzentrationen der Hauptionen gelegt. Im Kreisdiagramm lassen sich Messstellen miteinander vergleichen.

Im Balkendiagramm hingegen lässt sich die zeitliche Entwicklung einer Messstelle darstellen.

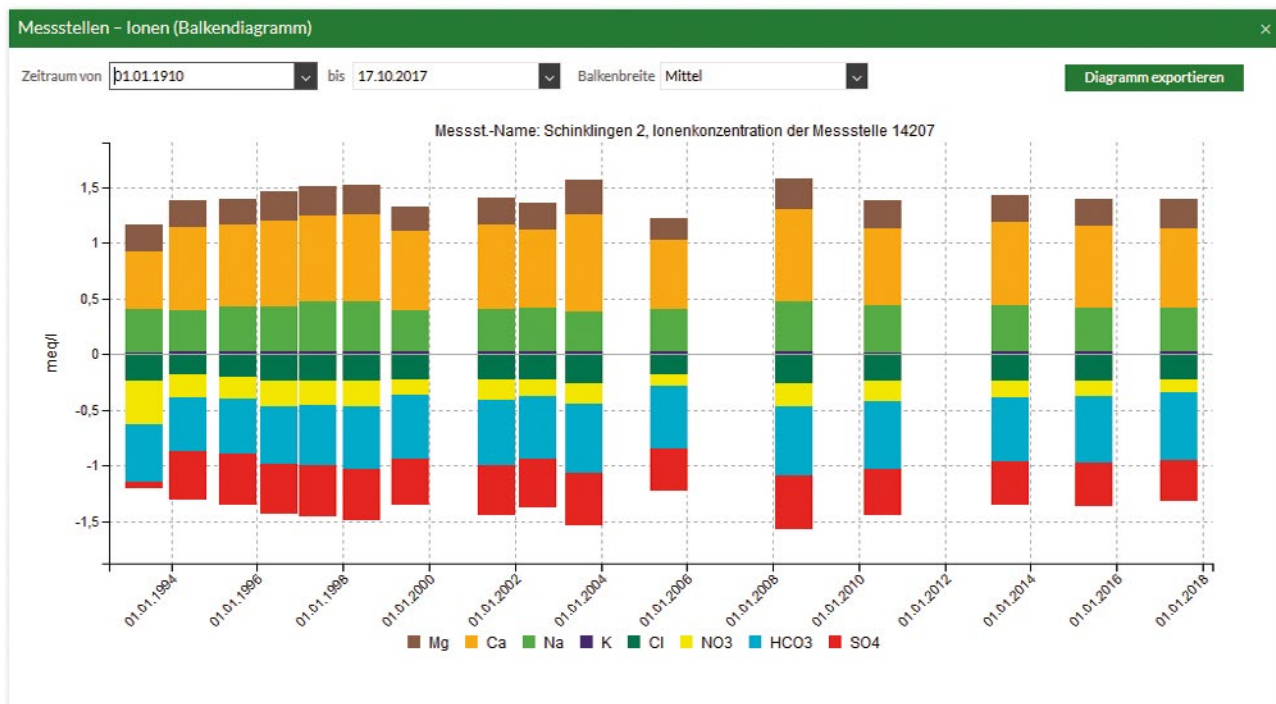
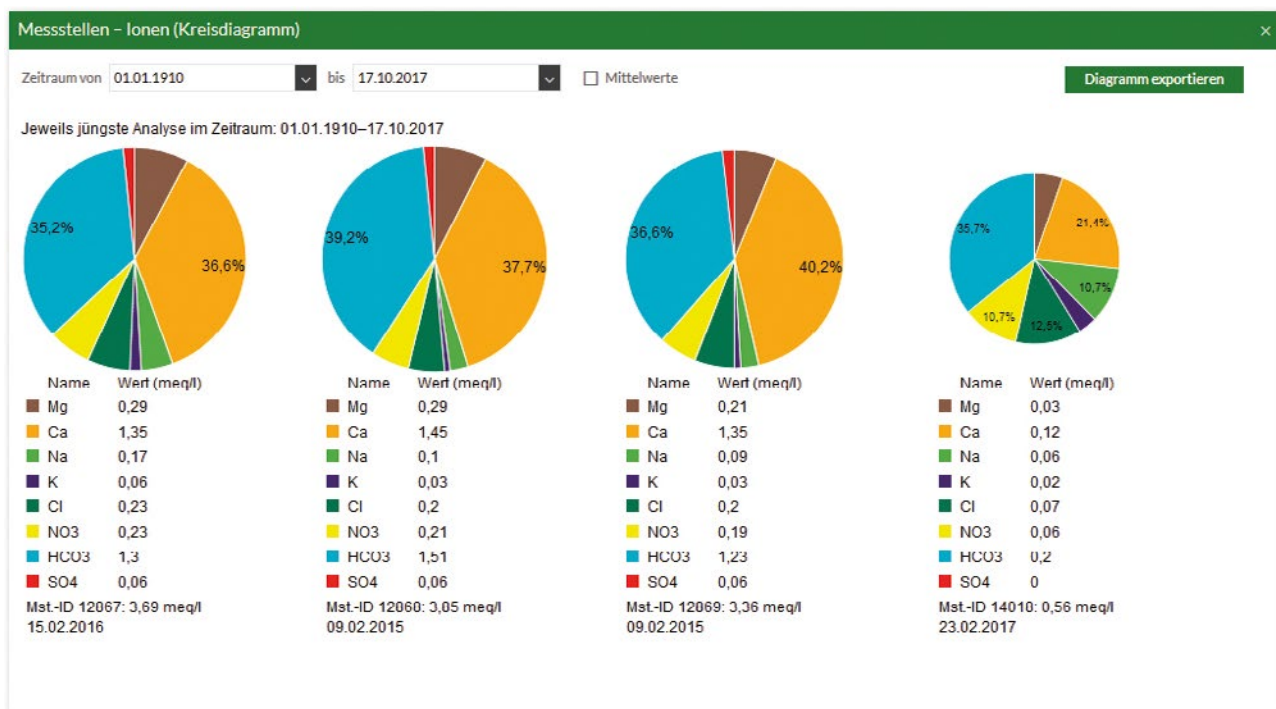


Abb. 16: Auswertungen von Ionen (Kreisdiagramm/Balkendiagramm)

Für fachliche Auswertungen können zudem Piper- und Schoeller-Diagramme abgebildet werden. Das Piper-Diagramm ermöglicht die Darstellung der Verhältnisse zwischen den Kationen und den Anionen,

aber auch der Anionen bzw. Kationen untereinander. Im Schoeller-Diagramm werden die Werte in einem semilogarithmischen Vertikaldiagramm dargestellt.

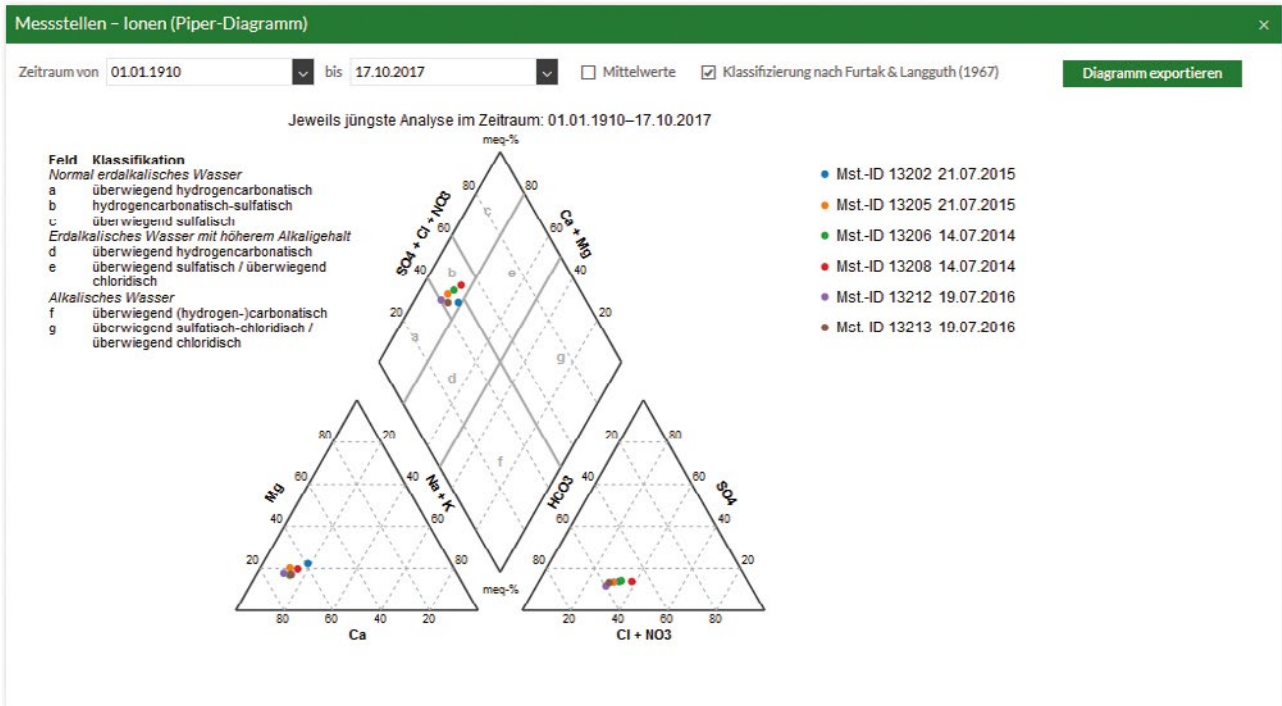


Abb. 17: Piper-Diagramm

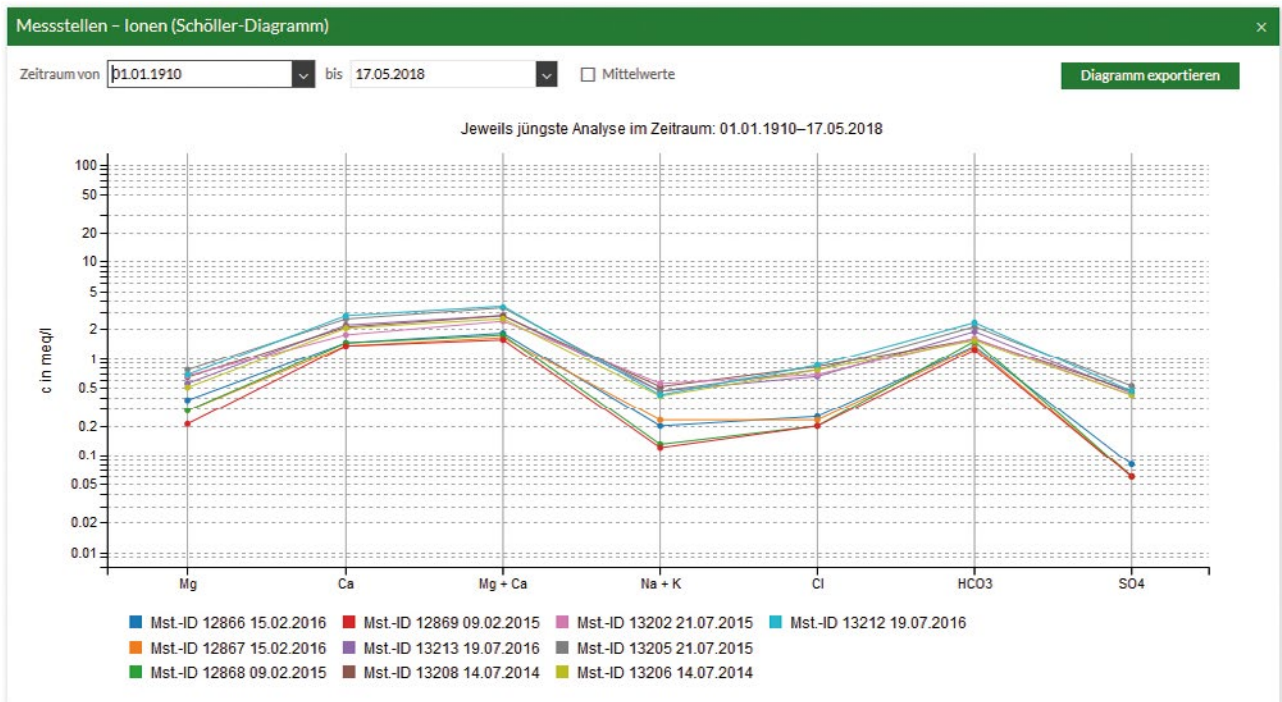


Abb. 18: Schoeller-Diagramm

4 Anorganische Wasserinhaltsstoffe

4.1 Hauptinhaltsstoffe (Kationen/Anionen)

Die Kationen Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium sowie die Anionen Hydrogencarbonat, Sulfat, Nitrat und Chlorid bilden in der Regel bei den gelösten Ionen die Hauptbestandteile der Grundwässer. Außer Nitrat sind diese Parameter als überwiegend natürliche Bestandteile anzusehen.

Um anthropogene Beeinflussungen erkennen zu können, ist es entscheidend, die geogenen bzw. natürlichen Stoffkonzentrationen zu kennen. Die Ionenkonzentrationen werden vornehmlich durch die hydrogeologische Herkunft und die Landnutzung im Einzugsgebiet bestimmt. Dieser Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit ergibt unterschiedliche Konzentrationsmuster der Grundwässer.

Die Grundwässer in der **Rheingrabenscholle** zeichnen sich durch verhältnismäßig hohe Stoffkonzentrationen aus. Durch die dort vorkommenden hohen Calciumkonzentrationen werden hohe Wasserhärten hervorgerufen. Wo sulfat- und pyrithaltige Sedimente anzutreffen sind, weisen die Grundwässer in den quartären Sedimenten hohe Sulfatkonzentrationen auf. Vorwiegend durch die intensive landwirtschaftliche Landnutzung haben die oberflächennahen Grundwässer hohe bis sehr hohe Nitratkonzentrationen. Bei Nitratreinträgen und gleichzeitigem Vorhandensein von Pyrit (Eisen-Schwefel-Verbindung [FeS₂]) kommt es zum Nitratabbau (Denitrifikation). Dieser Nitratabbau geht mit steigenden Sulfatkonzentrationen einher.

Im **Kristallin des Odenwaldes** ist eine geringere Gesamtmineralisation aufgrund der geringen Löslichkeit der kristallinen Gesteine festzustellen. Die Anteile an Sulfat und Calcium sind gering, Nitrat ist vorhanden.

Im **Buntsandstein des Odenwaldes** ist das Grundwasser gleichfalls durch sehr niedrige Stoffkonzentrationen geprägt. Die Hydrogencarbonatanteile sind geringer als im Kristallin. Der Buntsandstein wird überwiegend durch Silikate geprägt, die die generell geringe Gesamtmineralisation bedingen.

Die **Thüringische Senke** ist geprägt durch Buntsandstein und karbonatisch-sulfatische Gesteine. Die Grundwässer zeigen daher höhere Härten. Die Konzentrationen von Calcium und Sulfat sind erhöht.

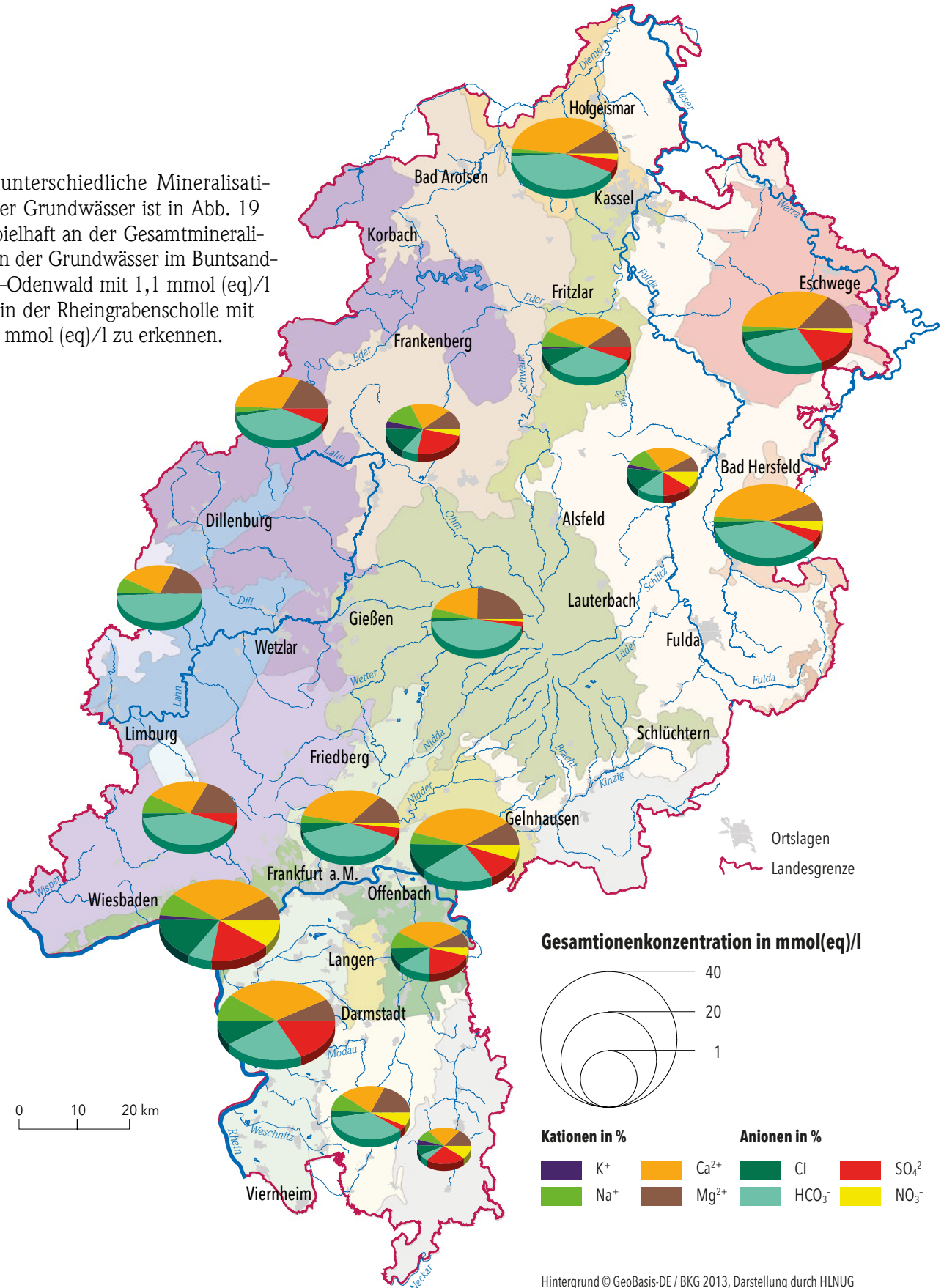
Das Gebiet der **Kuppenrhön** ist geprägt durch Grundwasserleiter des Buntsandsteins mit verbreitetem Vorkommen von Muschelkalk, daher überwiegen in diesen Grundwässern Calcium- und Hydrogencarbonatanteile.

Die Grundwässer des **Buntsandsteins im Fulda-Werra-Bergland** sind schwach mineralisiert. Der Anteil an Natrium- und Chloridionen deutet auf Steinsalz im Untergrund hin.

Die Grundwässer des **Vogelsberges**, der überwiegend aus Vulkangesteinen besteht, sind schwächer mineralisiert und weicher. Bei den Kationen zeigt sich oft ein größerer Anteil von Magnesium gegenüber Calcium. Als Anion überwiegt deutlich das Hydrogencarbonat. Dies trifft auch auf den **Westerwald** zu.

Das **Rheinische Schiefergebirge** im Westen Hessens beinhaltet mehrere hydrogeologische Teilräume. Überwiegend lösungsarme Grundwässer herrschen vor. Im Taunus und hierbei besonders am Taunussüdrand ist z. T. mit aufsteigenden mineralisierten Tiefgrundwässern zu rechnen.

Die unterschiedliche Mineralisation der Grundwässer ist in Abb. 19 beispielhaft an der Gesamtmineralisation der Grundwässer im Buntsandstein-Odenwald mit 1,1 mmol (eq)/l und in der Rheingraben-scholle mit 35,7 mmol (eq)/l zu erkennen.



Hintergrund © GeoBasis-DE / BKG 2013, Darstellung durch HLNUG

Abb. 19: Beispielhafte Grundwassertypen für die hydrogeologischen Teilräume. Die Größe der Kreisdiagramme steht in Relation zur Menge der gelösten Inhaltsstoffe.

4.2 Wasserhärte

Wasser nimmt aus der Luft und bei der Sickerraumpassage Kohlensäure auf und erhält dadurch eine leicht lösliche Wirkung. Trifft es dann im Untergrund auf wasserlösliche Gesteine, löst es Mineralstoffe heraus und kann sich dadurch aufhärten.

Die Gesamthärte ist ein hydrochemisches Maß für den Gehalt an Calciumoxid (CaO) und Magnesiumoxid (MgO) im Wasser. Diese Verbindungen sind schwer wasserlöslich und fallen beim Erwärmen meist als Karbonate aus. Die Karbonathärte zeigt den Anteil an Calcium und Magnesium auf, für den eine äquivalente Konzentration an Hydrogencarbonat vorhanden ist (HÖLTING & COLDEWEY 2013).

Hohe Gesamthärten treten von Natur aus überall dort auf, wo der betroffene Grundwasserleiter entweder aus Karbonatgestein (Mergel-, Kalk-, Dolomitstein) besteht, Gips und Anhydrit vorkommen oder aber das Bindemittel bei Locker- und Festgesteinen karbonatisch ist.

Die niedrigste Gesamthärte in Hessen weisen die Grundwässer aus dem Buntsandstein des Odenwalds auf, da dieser überwiegend silikatisch gebundene Sandsteinfolgen enthält. Gleichfalls niedrige Gesamthärten werden im Spessart und dem Schlüchtern Becken angetroffen. Die Grundwässer im Taunus, der fast ausschließlich durch unterdevonische Schichten gekennzeichnet ist, weisen ebenfalls sehr geringe Härtegrade auf. Die Grundwässer aus den Quartär- und Tertiärregionen (z. B. Oberrheingraben) weisen meist höhere Gesamthärten auf. Eine Ausnahme stellt hier die Hanau-Seligenstädter Senke dar, in der vom Main aufgeschüttete, fast karbonatfreie Sande und Kiese dominieren. Entsprechend niedrig ist die mittlere Gesamthärte der Grundwässer.

Gebiete mit harten Grundwässern haben ein höheres Pufferungsvermögen gegenüber pH-Verschiebungen durch Säureinträge.

Gebiete mit weichen Grundwässern verfügen dagegen über kein bzw. nur ein geringes Puffervermögen und sind empfindlich gegenüber Säureinträgen. Die wichtigsten Säurebildner sind Schwefel- und Stickstoffverbindungen, die aus Verbrennungsprozessen stammen.

Wälder können wegen ihrer großen Kronenoberfläche, die Luftschadstoffe „auskämmt“, durch luftgetragene Stoffeinträge, verglichen mit Freiflächen, stärker belastet sein. Diese anhaltenden Einträge wirken sich auf die Ökosysteme und die Grundwasserqualität vor allem in Waldgebieten mit geringem Puffervermögen gegenüber Säureinträgen aus.

Da die Härte einen großen Einfluss auf die Verwendung der Wässer hat, sind verschiedene Härtebereiche definiert. Wasserversorger müssen deshalb nach § 9 des Wasch- und Reinigungsmittelgesetzes (WRMG 2007) die Härtebereiche des Trinkwassers für ihre einzelnen Versorgungsgebiete veröffentlichen. Nach dem Wasch- und Reinigungsmittelgesetz wird die Härte des Wassers in die drei Härtebereiche weich, mittel und hart unterteilt. Die Angabe der Gesamthärte (Stoffmengenkonzentration) erfolgt entsprechend den Vorgaben der Europäischen Union in mmol/l. Die Angabe in °dH (Grad deutscher Härte) ist weiterhin üblich.

Tab. 2: Härtestufen nach dem „Wasch- und Reinigungsmittelgesetz“ (WRMG 2007)

Härtebereich	Gesamthärte (Stoffmengenkonzentration) in mmol/L	Gesamthärte in ° dH
weich	< 1,5	< 8,4
mittel	1,5–2,5	8,4–14,0
hart	> 2,5	> 14,0

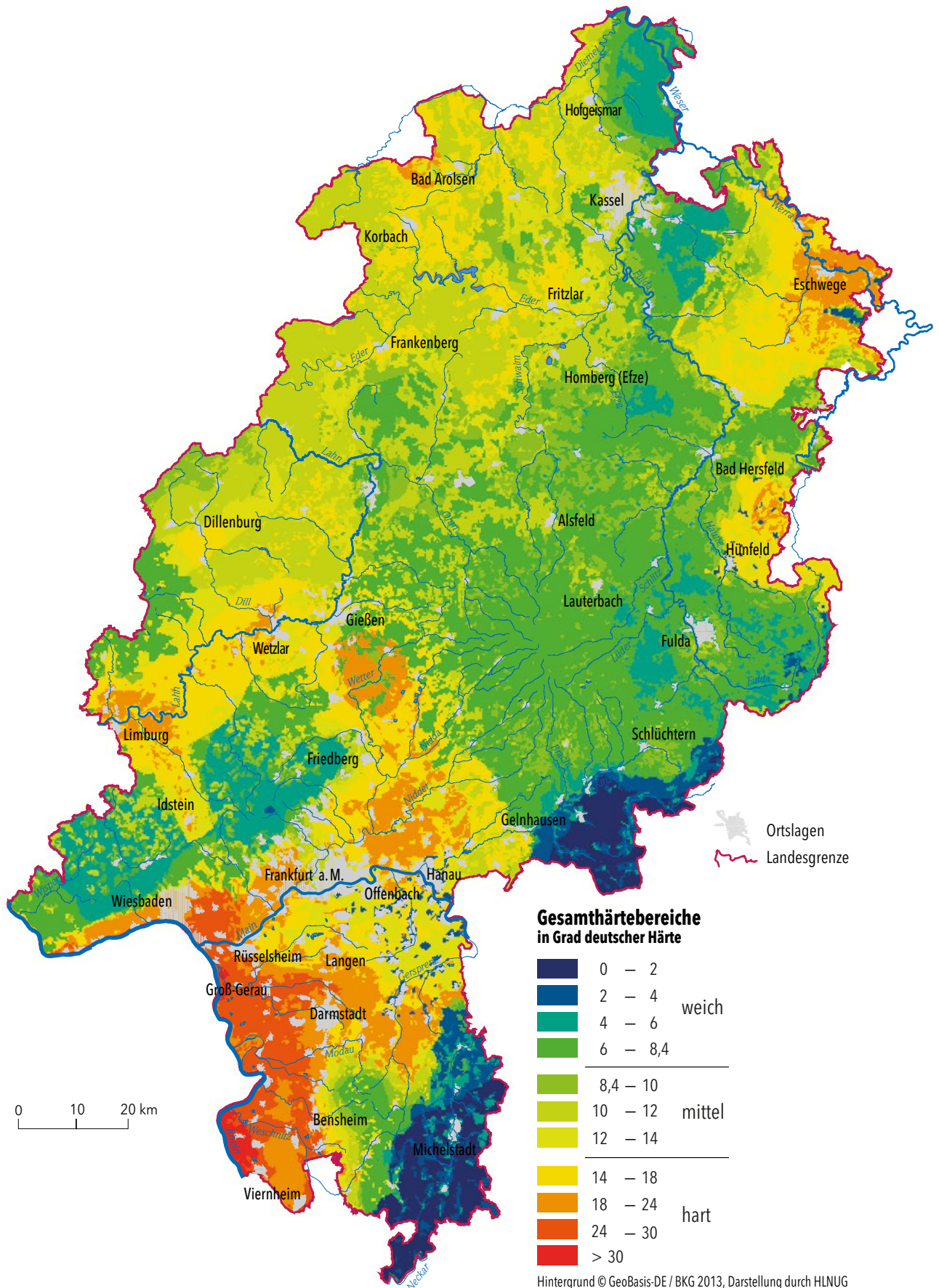


Abb. 20: Regionalisierte Darstellung der Gesamthärte des Grundwassers unter Verwendung von Grundwasser-Messdaten aus dem Zeitraum 2015–2017

4.3 Stickstoffverbindungen

4.3.1 Nitrat

Nitrate kommen u. a. durch die landwirtschaftliche Nutzung über Mineraldünger und organische Nährstoffträger, wie beispielsweise Mist, Gülle und Gärreste, in die Umwelt. Zudem werden in den Böden organische Stickstoffverbindungen durch biologische Prozesse unter Anwesenheit von Sauerstoff in einem mehrstufigen Prozess zu Nitrat oxidiert. Diese Prozesse zeigen sich stark abhängig von den jeweiligen Bodeneigenschaften (Bodenart, Gehalt an organischer Substanz u. a.) sowie der Witterung. Da die Bodentemperatur und die Bodenfeuchte diese Prozesse maßgeblich steuern, besteht ein direkter Zusammenhang zur jeweiligen Witterung.

Elementarer Stickstoff (N_2), der 78 % unserer Luft ausmacht, ist kaum reaktiv und kann von den meisten Lebewesen nicht genutzt werden. Im Unterschied dazu geht reaktiver Stickstoff (z. B. das Gas Ammoniak (NH_3), Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-)), vielfältige Bindungen mit organischen und anorganischen Stoffen ein.

Die Verfügbarkeit reaktiven Stickstoffs steuert und begrenzt wie kein anderes Element das Pflanzenwachstum. Der nicht von den Pflanzen genutzte reaktive Stickstoff wird als Nitrat in das Grundwasser ausgewaschen und kann damit unser Trinkwasser gefährden. Durch Umsetzungsprozesse von Nitrat im Boden (Denitrifikation) kann es zur Bildung von Lachgas (N_2O) kommen, das ein klimarelevantes Gas ist und somit zum Klimawandel verstärkt beiträgt.

Die wichtigsten Ursachen für erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind diffuse Stickstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung. Aber auch atmosphärische Stickstoffeinträge (Stickstoffdeposition), die ihre Ursachen sowohl im Kraftfahrzeugverkehr, der Industrie, der Hausfeuerung aber auch zu großen Teilen aus der Landwirtschaft haben, tragen zur Deposition bei.

Die Nitratbelastung des Grundwassers geht oft einher mit einem hohen Tierbesatz und damit einem hohen Aufkommen von Wirtschaftsdüngern (z. B. Gülle, Mist, etc.), aber auch bestimmte Kulturen (Weinbau, Gemüse u. a.) bedingen oft erhöhte Nitratkonzentrationen in den Grundwässern. Problematisch aus Sicht des Grundwasserschutzes sind vor allem

Düngegaben kurz vor der Ernte, da der Stickstoff von den Pflanzen nur noch in geringem Maße verwertet werden kann. Dieser Stickstoff, überwiegend in Form von Nitrat, ist extrem auswaschungsgefährdet.

Der Grenzwert für Trinkwasser beträgt nach der TrinkwV (2018) 50 mg/l. In einigen Gebieten sind die Nitratkonzentrationen im Grundwasser so hoch, dass hierdurch Probleme für die dort vorhandene Trinkwasserversorgung bestehen. Im Körper kann aus Nitrat Nitrit gebildet werden, das bei Kleinkindern zu einer lebensbedrohlichen Methämoglobinämie führen kann. Außerdem kann Nitrat in kanzerogene Nitrosamine und Nitrosamide umgebildet werden (STUHRMANN 2000).

4.3.2 Nitratuntersuchungen der Grund- und Rohwässer

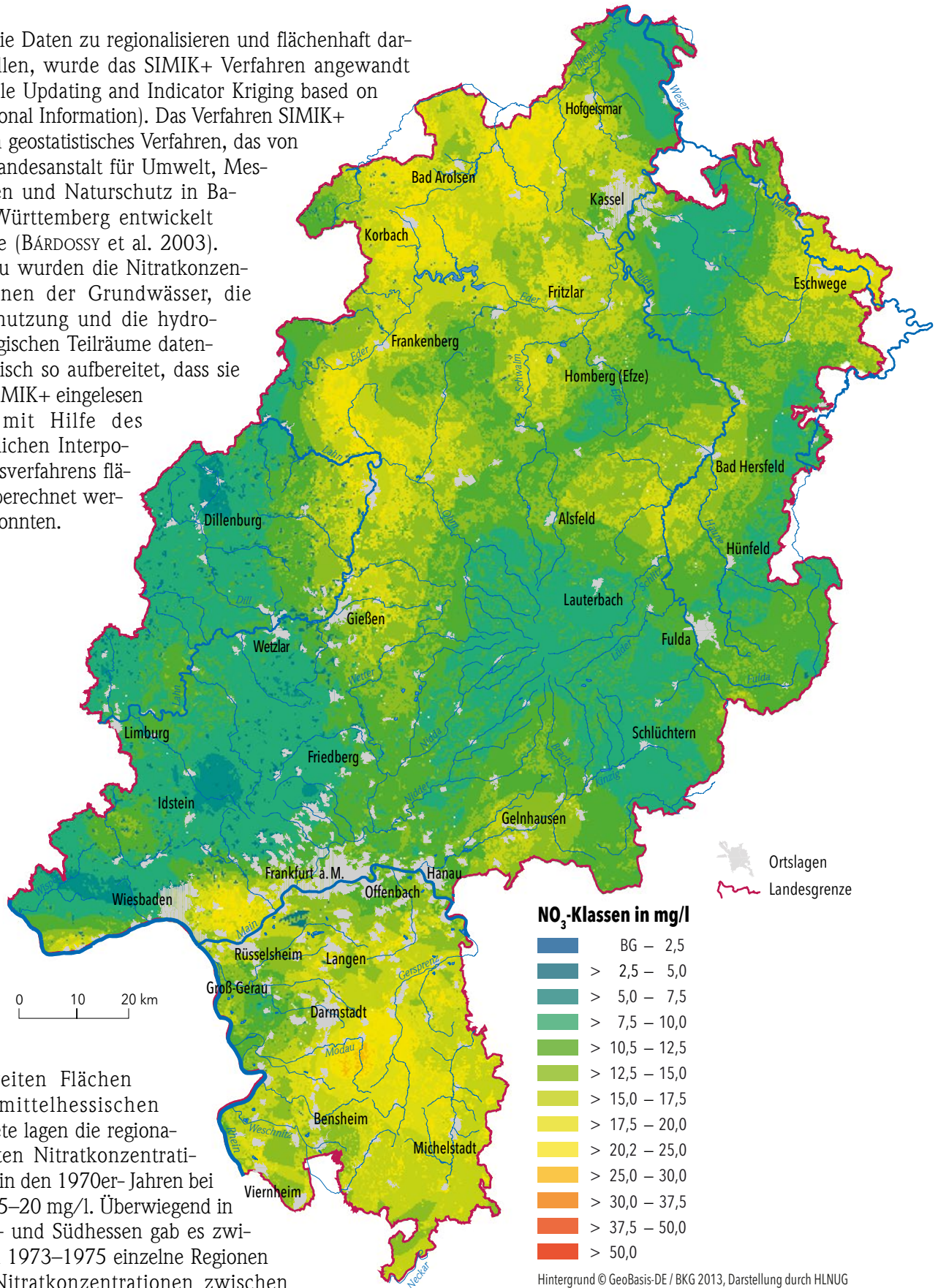
Auf Grundlage der Rohwasseruntersuchungsverordnung (RUV) sind Betreiber von Wasserversorgungsanlagen verpflichtet, das geförderte Grundwasser nach den Bestimmungen der RUV untersuchen zu lassen (siehe Kapitel 3.3.2). Zusammen mit dem Messnetz des Landesgrundwasserdienstes kann daher auf ein dichtes und weitgehend konsistentes Messstellennetz zugegriffen werden. Für die Zeit vor 1991 ergibt sich eine größere Varianz der Messwerte, da die Anzahl der Messstellen häufiger variiert hat und insgesamt geringer war.

Um eine allgemeine Aussage über die Entwicklung der Nitratkonzentrationen in hessischen Grund- und Rohwässern zu bekommen, wurden aus den Nitrat-Langzeitmessreihen Messwerte selektiert, regionalisiert und flächenhaft dargestellt.

4.3.3 Flächenhafte Darstellung der Nitratkonzentrationen

Die Grundwasserbeschaffenheit und auch die Nitratkonzentrationen können kleinräumig sehr unterschiedlich sein. Für einen landesweiten Überblick ist es deshalb von Nutzen, die punktuellen Messungen zu regionalisieren, um einen flächenhaften Überblick der Nitratkonzentrationen und damit Belastungsschwerpunkte zu erhalten. Zu beachten ist jedoch, dass hiermit nur das großräumige Belastungsniveau dargestellt werden kann, nicht aber kleinräumige Belastungszustände oder Einzelmesswerte.

Um die Daten zu regionalisieren und flächenhaft darzustellen, wurde das SIMIK+ Verfahren angewandt (Simple Updating and Indicator Kriging based on additional Information). Das Verfahren SIMIK+ ist ein geostatistisches Verfahren, das von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz in Baden-Württemberg entwickelt wurde (BÁRDOSY et al. 2003). Hierzu wurden die Nitratkonzentrationen der Grundwässer, die Landnutzung und die hydrogeologischen Teilräume datentechnisch so aufbereitet, dass sie mit SIMIK+ eingelesen und mit Hilfe des räumlichen Interpolationsverfahrens flächig berechnet werden konnten.



In weiten Flächen der mittelhessischen Gebiete lagen die regionalisierten Nitratkonzentrationen in den 1970er-Jahren bei rund 5–20 mg/l. Überwiegend in Nord- und Südhessen gab es zwischen 1973–1975 einzelne Regionen mit Nitratkonzentrationen zwischen 20–30 mg/l.

Abb. 21: Regionalisierte Nitratkonzentrationen der Jahre 1973–1975

Im weiteren zeitlichen Verlauf nahmen die Nitratkonzentrationen erheblich zu, so dass es in den Jahren 1993–1995 zu einer flächigen Nitratverteilung kam, die in einigen Gebieten Konzentrationen über 50 mg/l aufzeigen.

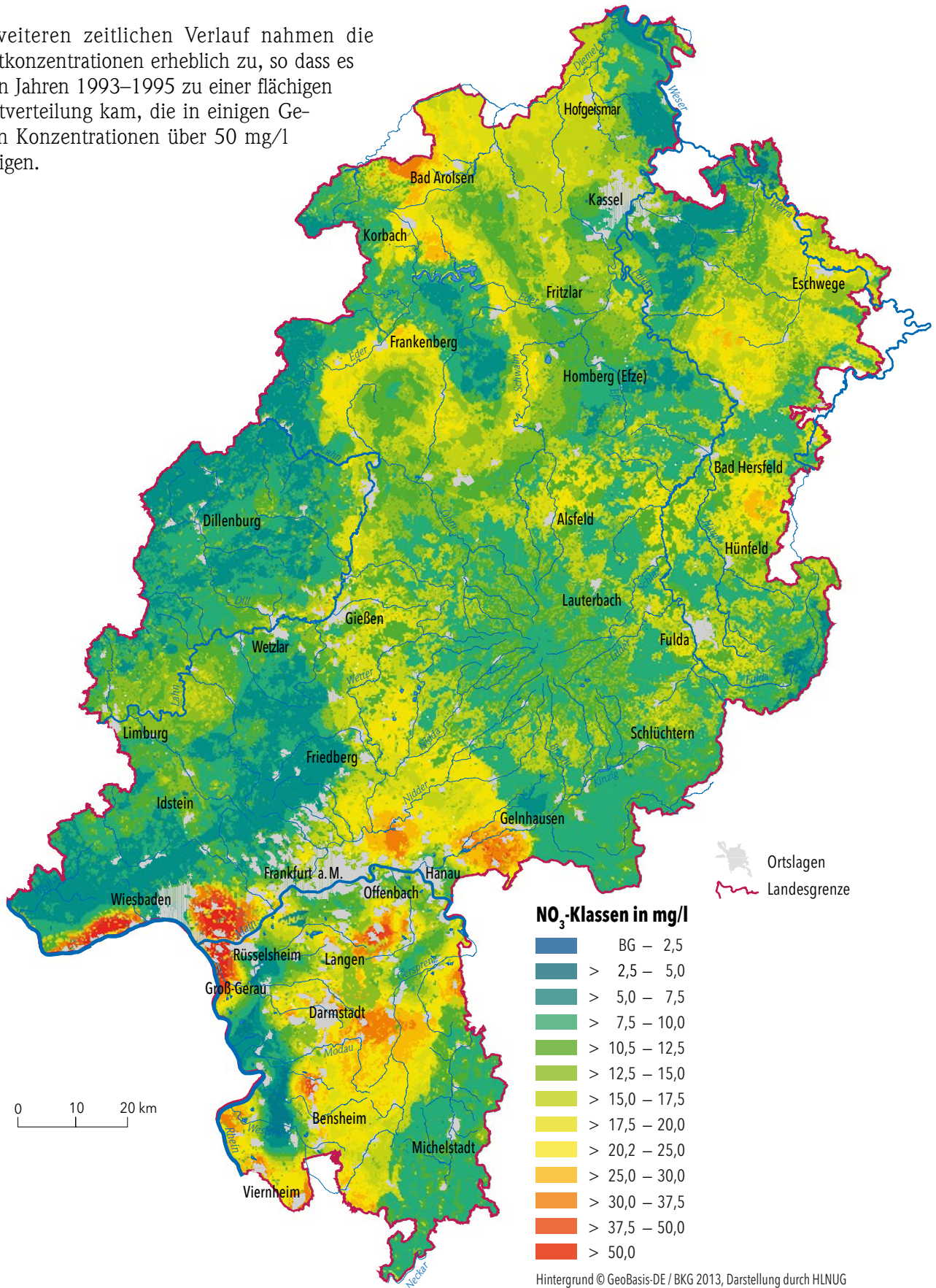
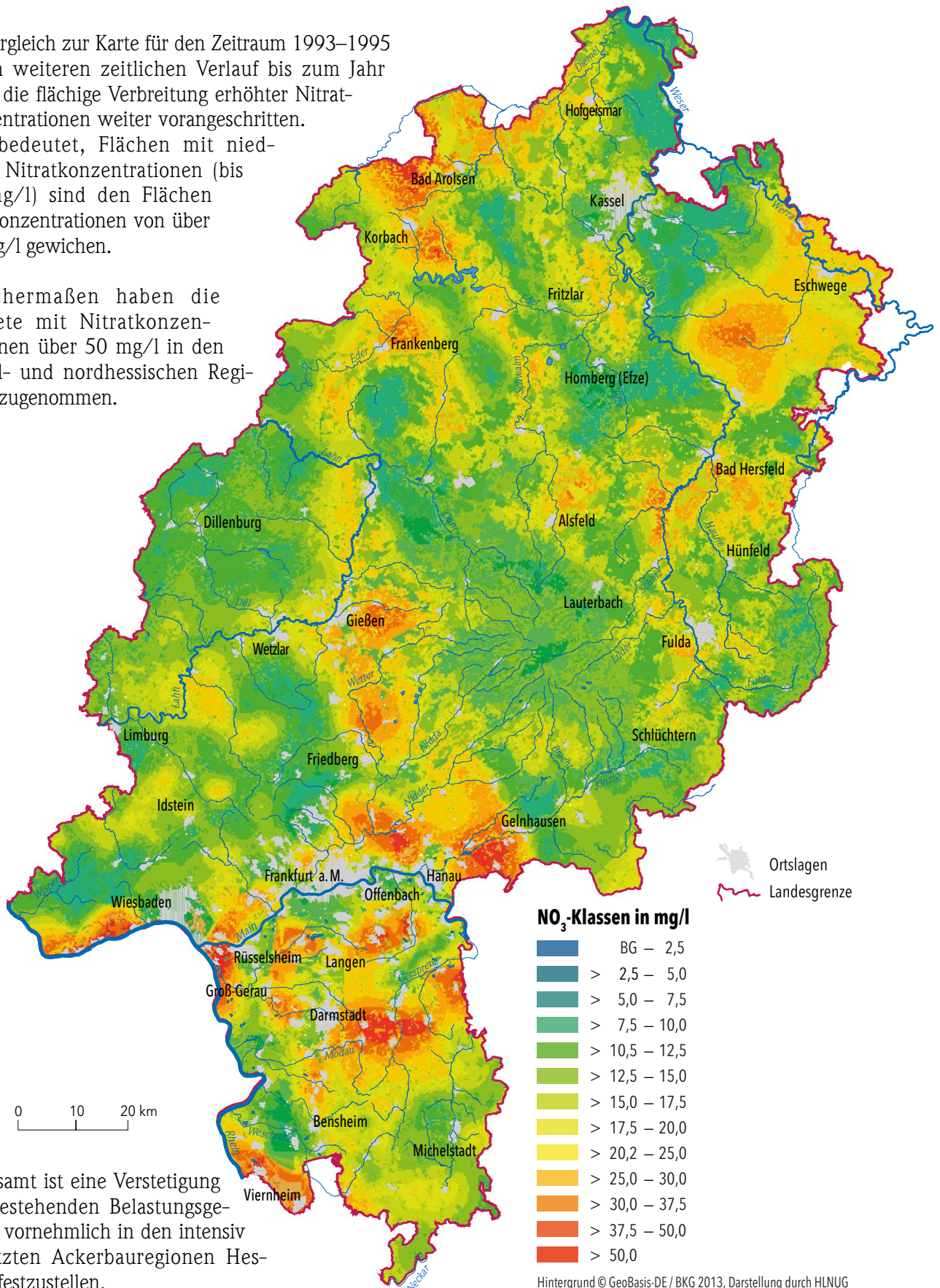


Abb. 22: Regionalisierte Nitratkonzentrationen der Jahre 1993–1995

Im Vergleich zur Karte für den Zeitraum 1993–1995 ist im weiteren zeitlichen Verlauf bis zum Jahr 2011 die flächige Verbreitung erhöhter Nitratkonzentrationen weiter vorangeschritten. Das bedeutet, Flächen mit niedrigen Nitratkonzentrationen (bis 15 mg/l) sind den Flächen mit Konzentrationen von über 20 mg/l gewichen.

Gleichermaßen haben die Gebiete mit Nitratkonzentrationen über 50 mg/l in den mittel- und nordhessischen Regionen zugenommen.



Insgesamt ist eine Verstärkung der bestehenden Belastungsgebiete, vornehmlich in den intensiv genutzten Ackerbauregionen Hessens, festzustellen.

Abb. 23: Regionalisierte Nitratkonzentrationen der Jahre 2009–2011

Wie aus Abb. 23 ersichtlich haben Bereiche mit extrem hohen Nitratkonzentrationen abgenommen, da insbesondere in landwirtschaftlichen Flächen erste Maßnahmen ergriffen worden sind, um hohe Nitratreinträge zu reduzieren (z. B. Kooperationen, Beratung der Landwirte). Auch sind einige Wassergewinnungsanlagen mit hohen Nitratbelastungen im Grundwasser vom Versorgungsnetz genommen worden und waren dadurch nicht mehr in Rahmen der RUV untersuchungspflichtig.

Weiterhin sind einige Gebiete mit reduzierenden Grundwasserverhältnissen erkennbar, bei denen, trotz der vorhandenen hohen Stickstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung, Nitratkonzentrationen < 5 mg/l analysiert werden (z. B. im Hessischen Ried, Abb. 23). Durch das reduzierende Milieu im Grundwasserleiter wird Nitrat durch Mikroorganismen (Denitrifikanten) abgebaut und somit zeigen sich hier geringere Nitratkonzentrationen bzw. treten nitratfreie Grundwässer auf. Aufgrund dieser Umsetzungsprozesse sind oft erhöhte Ammoniumkonzentrationen im Grundwasser festzustellen (Kapitel 4.3.8).

Der Rheingau, Teile des Hessischen Rieds, die Hanau-Seligenstädter Senke, der Vorspessart, die Wetterau und die westliche Niederhessische Senke sind Gebiete, in denen verbreitet hohe Nitratkonzentrationen anzutreffen sind. In den meisten dieser Gebiete

sind zugleich intensive landwirtschaftliche Einflüsse zu beobachten, die einen erhöhten Stickstoffeintrag in die Böden und Grundwässer mit sich bringen. Besonders in den Gebieten mit Sonderkulturanbau sind sehr hohe Konzentrationen zu verzeichnen.

Wie aus Abb. 24 ersichtlich wird, treten weiterhin höhere Nitratkonzentrationen (≥ 25 mg/l Nitrat) vor allem in durch den Ackerbau bzw. Weinbau geprägten Regionen auf. In Waldgebieten, aber auch in den Grünlandgebieten der Mittelgebirgsregionen, sind deutlich niedrigere Nitratkonzentrationen vorzufinden. Aus „Waldwässern“ liegen diese meist unter 10 mg/l Nitrat, typische Nitratkonzentrationen für Grünland liegen zwischen 15 und 20 mg/l Nitrat.

Wenn in ackerbaulich geprägten Einzugsgebieten extrem niedrige Nitratkonzentrationen (< 5 mg/l Nitrat) auftreten, ist dies ein Hinweis auf die dort stattfindende Denitrifikation, die für den Nitratabbau sorgt. In diesen Grundwässern können dann z. B. steigende Sulfat- bzw. Hydrogencarbonatkonzentrationen gemessen werden, welche die Grundwasserbeschaffenheit ebenfalls negativ beeinflussen. Diese Vorgänge spielen vor allem im Hessischen Ried und abgeschwächt in Teilen der Wetterau eine Rolle. Es ist deutlich erkennbar, dass sich vor allem im Ried Bereiche mit hohen und geringen Nitratkonzentrationen lokal abwechseln, obwohl die Art der Flächenbewirtschaftung keine derartige Veränderung erfährt.

Für die Regionalisierung der Nitratkonzentrationen in den Jahren 2014–2016 lagen rund 2770 Datensätze vor. Das sind rund 400 weniger als bei der letzten Regionalisierung. Da weiterhin Messstellen bzw. Gewinnungsanlagen wegen erhöhter Nitratwerte stillgelegt wurden, besteht die Gefahr, dass sich die Nitratsituation in einigen Gebieten besser darstellt als sie tatsächlich ist. Insgesamt kann festgestellt werden, dass sich die generelle Nitratsituation in den letzten fünf Jahren wenig verändert hat.

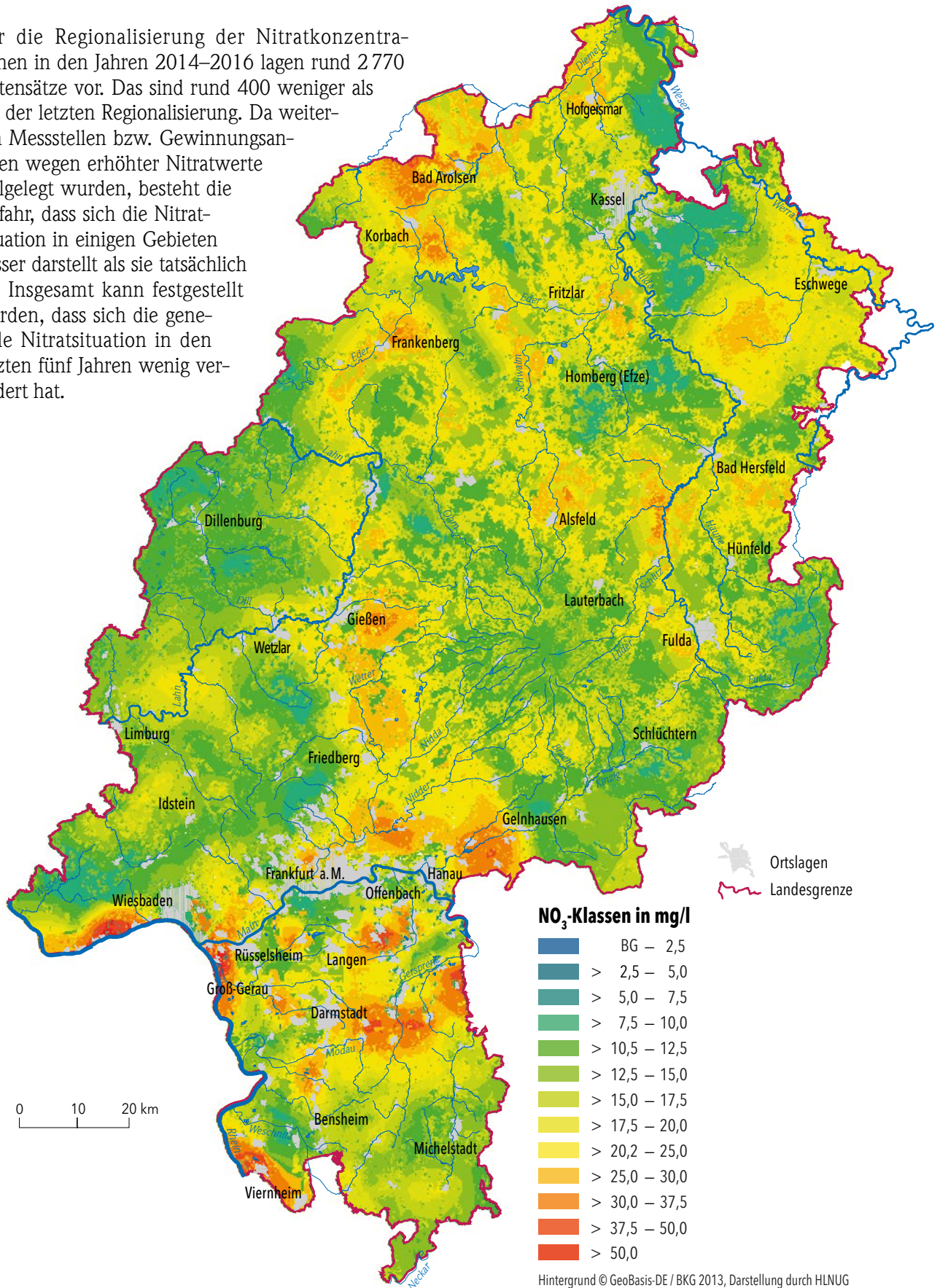


Abb. 24: Regionalisierte Nitratkonzentrationen der Jahre 2014–2016

4.3.4 Untersuchung des Trends bei den Nitratkonzentrationen

Neben dem Aufzeigen der derzeitigen landesweiten „Nitratsituation“ in Kapitel 4.3.3 ist auch die punktbezogene zeitliche Entwicklung seit Inkrafttreten der WRRL (2000) von Interesse.

Es hat sich gezeigt, dass in den meisten Fällen die Verwendung von linearen Funktionen die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen in geeigneter Weise beschreibt. Auch die Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung – GrwV 2010) verweist bezüglich der Ermittlung von Trends auf die lineare Regression (Anlage 6 zu § 10 Absatz 1, GrwV).

Das R^2 ist „das“ Gütemaß der linearen Regression. Es zeigt an, wie gut die unabhängige Variable geeignet ist, die Varianz der abhängigen Variable zu erklären. Das R^2 liegt immer zwischen 0 % (keinerlei Zusammenhang) und 100 % (optimale Anpassung des Modells).

Je nach Disziplin sind unterschiedliche Größen des R^2 üblich. Es bleibt zu erwähnen, dass ein Modell mit geringem R^2 nicht nutzlos sein muss, da die Alternative dazu oft gar kein Modell darstellt, was einem R^2 von 0 entspricht. Im übertragenen Sinne bedeutet das, dass eine systematische Prognose auf Basis eines Modells mit beschränktem R^2 oft schon besser ist, als eine unsystematische Planung die ausschließlich auf „Bauchgefühl“ setzt. Generell ist die Aussagekraft von Modellen mit geringem R^2 nicht zwangsläufig schlecht (PFLIEGER, 2014).

Von einem steigenden Trend wird gesprochen, wenn ein festgelegtes Bestimmtheitsmaß (R^2) überschritten wird und die zeitliche Veränderung der Nitratkonzentrationen größer als Null ist. Bei fallenden Trends liegen die zeitlichen Veränderungen unter Null.

Es wurde bei der weiteren Auswertung der Nitratganglinien der Schwerpunkt auf diejenigen Grund- und Rohwässer gelegt, deren mittlere Nitratkonzentrationen mehr als 25 mg/l Nitrat betragen. Mit diesem Selektionsschritt verbunden ist eine Fokussierung auf Grund- und Rohwässer, die überwiegend durch die ackerbauliche Nutzung beeinflusst werden.

Bei einer Konzentration auf diejenigen Grund- und Rohwässer, die im Mittel Nitratkonzentrationen von ≥ 25 mg/l aufweisen und damit deutlich anthropogen überprägt sind, ergeben sich nachfolgende Sachverhalte, die in der Tab. 3 zusammengestellt sind:

Tab. 3: Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen von Grund- und Rohwässern, deren Nitratkonzentrationen größer 25 mg/l betragen, bei Heranziehen eines Bestimmtheitsmaßes (R^2) von $\geq 0,40$.

Zeitliche Entwicklung (Startjahr 2000)	Anzahl	Anteil in %
Keine gerichtete Veränderung	448	75
Fallender Trend auf Basis eines R^2 von $\geq 0,40$	99	16
Steigender Trend auf Basis eines R^2 von $\geq 0,40$	52	9

Drei Viertel aller Nitratganglinien weisen keine gerichteten Veränderungen auf. 16 % der Grund- und Rohwässer weisen einen fallenden Trend auf. Dies bedeutet, dass bei Grund- und Rohwässern, die durch die landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst sind, nur in wenigen Fällen von einer Verbesserung der Belastungssituation auszugehen ist. Die räumliche Verteilungssituation der zeitlichen Nitratentwicklung der insgesamt 599 betrachteten Grund- und Rohwässer wird in der nachfolgenden Abb. 25, unter Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Nutzungseignung, illustriert.

Als Kartenhintergrund wurde in Abb. 25 die „agrarsstrukturelle Vorplanung“ (entspricht der natürlichen Standorteignung für landbauliche Nutzungen) gewählt. Die landwirtschaftlich genutzte Feldflur in Hessen umfasst rund 40 % des Landesgebietes und erreicht damit den gleichen Flächenanteil wie der Wald.

Die Standortnutzungseignung liefert Grunddaten für die Planung künftiger agrarischer Landnutzung. Vor allem aber ist sie unabhängig von der kurzfristig veränderbaren (aktuellen) Realnutzung, längerfristig gültig und erlaubt einen Vergleich der landwirtschaftlichen Nutzflächen untereinander. Die natürliche Nutzungseignung von Flächen für den Landbau wird in 3 Hauptgruppen als Ackereignung (gut, mittel und gering) und Grünlandseignung (gut, mittel und gering) ermittelt.

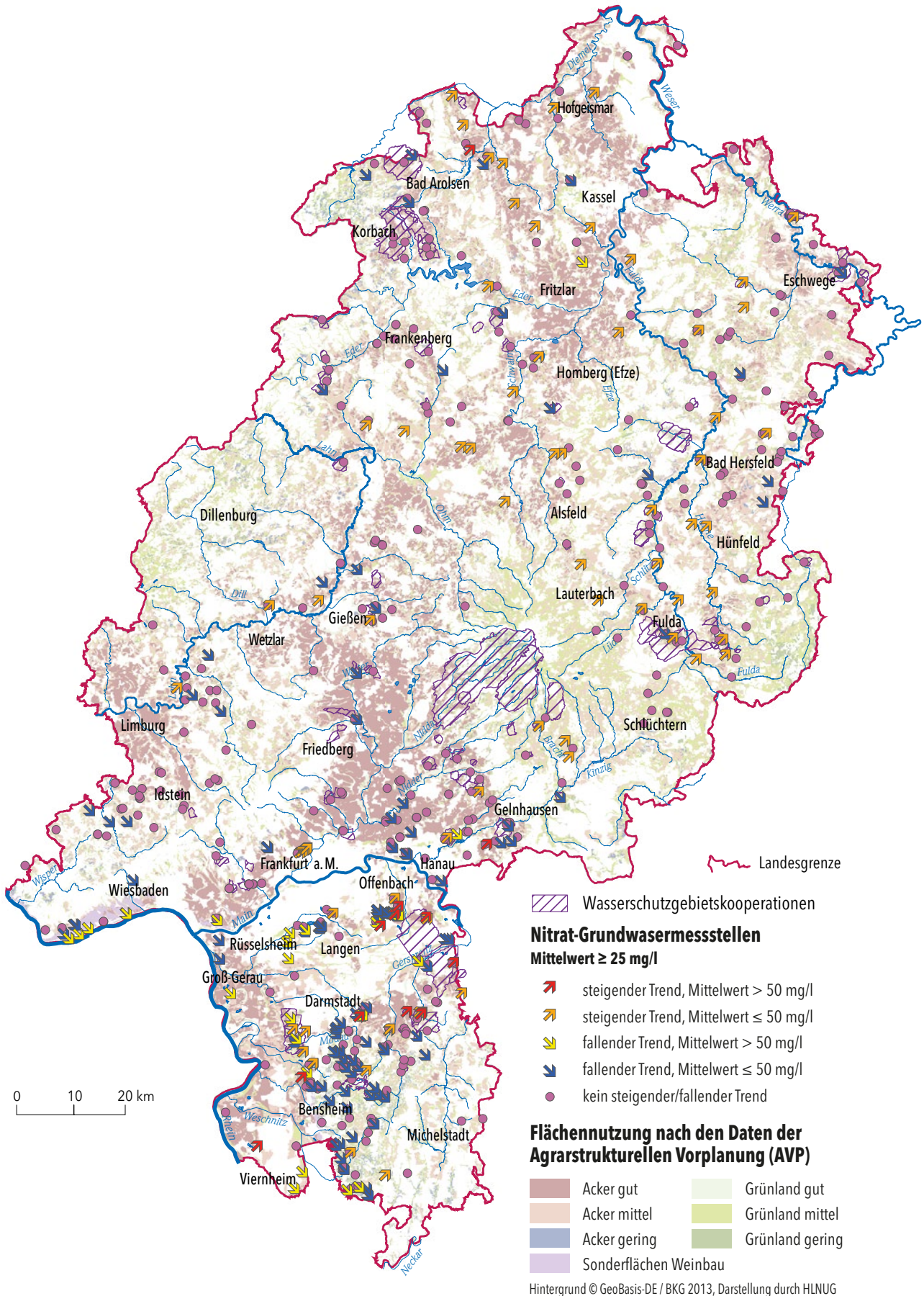


Abb. 25: Selektierte Nitrat-Trendmessstellen, auf Grundlage der beschriebenen statistischen Kriterien

Die Standortnutzungseignung gibt daher Auskunft über die sich aus den natürlichen Bedingungen ergebenden optimalen landbaulichen Nutzungsmöglichkeiten. Gebiete, für die eine „gute“ ackerbauliche Nutzungseignung ausgewiesen wird, werden auch sehr intensiv ackerbaulich genutzt (z. B. Südhessen, Bereich Groß-Umstadt, Wetterau, Rheingau und Kassler Graben).

In Abb. 25 werden ausschließlich Messstellen von Grund- und Rohwässern dargestellt, die Nitratkonzentrationen ≥ 25 mg/l aufweisen. Deutlich zu erkennen ist, dass sich mit wenigen Ausnahmen, alle Messstellen in den Gebieten mit der Ackereignung „gut“ und Ackereignung „mittel“ befinden.

Gleichfalls wird deutlich, dass in den Gebieten mit guter Ackereignung oft steigende Nitratkonzentrationen zu beobachten sind.

Fallende Nitratkonzentrationen, meist unter 50 mg/l, sind lokal in Mittel- und Nordhessen anzutreffen. Besonderheit hierbei ist eine Bündelung in den Mittelgebirgsregionen. Sie zeichnen sich häufig durch eine überwiegende Flächennutzung durch Wald- und Grünland aus. Die landwirtschaftliche Nutzung ist weniger intensiv als in den Gebieten der reinen Ackerbaustandorte. Gleichfalls haben die Mittelgebirgsregionen in den letzten Jahrzehnten einen Strukturwandel erfahren, der besonders die Landwirtschaft betrifft. In diesen Regionen hat sich die Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe in den letzten Jahrzehnten deutlich reduziert. Damit verbunden ist häufig auch eine Extensivierung der Landbewirtschaftung, die wiederum einen positiven Einfluss auf die Entwicklung der Nitratkonzentrationen ausübt.

Die aktuelle Entwicklung der hessischen Landwirtschaft wurde in der Pressemitteilung des Hessischen statistischen Landesamtes „Wie steht es um die hessische Landwirtschaft? – Erste Ergebnisse der Agrarstrukturserhebung 2016 (13.12.2016)“ herausgegeben (HSL 2016).

Im Jahr 1999 waren noch 29 700 landwirtschaftliche Betriebe in Hessen zu verzeichnen. Im Jahr 2016 gab es dagegen nur noch 16 259 Betriebe, wobei die Betriebsgröße eine ständige Zunahme erfahren hat.

Insgesamt ging jedoch die Ackerfläche in den letzten Jahren leicht zurück. Diese Veränderungen betreffen die strukturschwächeren Mittelgebirgsregionen in besonderem Maße und haben zwangsläufig auch Auswirkungen auf die Umweltkompartimente.

Zu erkennen ist ebenfalls ein Rückgang der Nitratkonzentrationen im Bereich des hessischen Weinbaus. Die Reduktion der Nitratkonzentrationen geht auf das Wirken der dortigen Kooperationen zurück. Gleiches gilt für den Bereich der Untermainebene im Raum Mörfelden-Walldorf. Allerdings liegen dort die Nitratkonzentrationen häufig noch oberhalb des Grenzwertes nach Trinkwasserverordnung von 50 mg/l Nitrat.

Nicht alle bestehenden Wasserschutzgebietskooperationen weisen diese positive Entwicklung auf. In einigen Kooperationen haben die Grundwässer trotz langjähriger Beratung der Landwirte immer noch steigende bzw. stagnierende Nitratkonzentrationen. Dies ist vor allem in Gebieten mit intensiver Ackernutzung der Fall. Hier werden in der Regel auch hohe Rest- N_{\min} -Gehalte¹ in den Böden gemessen. Fallende Nitratkonzentrationen in den Grundwässern sind daher in diesen Regionen erst nach einem markanten und nachhaltigen Rückgang der Herbst- N_{\min} -Gehalte zu erwarten.

Hinsichtlich der räumlichen Verteilung ist ein deutlicher Zusammenhang zur ackerbaulichen Nutzungseignung zu erkennen. In Gebieten mit intensiver Ackernutzung und somit höherem Düngeraufkommen sind oft steigende Nitratkonzentrationen anzutreffen. Diese intensiv genutzten Regionen kristallisieren sich immer stärker als „Belastungsgebiete“ heraus.

Daneben können sich Struktureffekte, wie die Abnahme von landwirtschaftlichen Betrieben in Mittelgebirgsregionen, mit der damit verbundenen Extensivierung der Flächennutzung, positiv auf die Entwicklung der Nitratkonzentrationen auswirken. In einigen Regionen lassen sich die Nitratrückgänge auf die Tätigkeit der landwirtschaftlichen Beratung zurückführen. Dies ist allerdings nicht in allen Kooperationsprojekten der Fall.

¹ Der Rest- N_{\min} -Gehalt ist das Maß für die Nitratkonzentration im Bodenwasser (0–90 cm Bodentiefe).

Da die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen durch das Urteil des Europäischen Gerichtshofes bzgl. einer nicht ausreichenden Umsetzung der Nitratrichtlinie eine außerordentliche Bedeutung erlangt hat, wurden weitere Methoden zur Beurteilung der zeitlichen Entwicklung von Nitratkonzentrationen in den hessischen Grund- und Rohwässern angewandt².

Bei der Bearbeitung von Wasserschutzgebieten kommen den angetroffenen Nitratkonzentrationen der Grund- und Rohwässer eine richtungweisende Rolle zu. Werden Konzentrationen > 25 mg/l angetroffen, führt dies zu einer Einstufung in die Klasse C, die verschiedene Auflagen (z. B. Kartierung der Nitrat- auswaschungsgefährdung) beinhaltet.

Für 700 Messstellen mit mehr als 25 mg/l Nitrat wurden für jedes einzelne Jahr die mittleren Nitratkonzentrationen pro Messstelle und in einem zweiten Rechenschritt ein Jahresmittelwert auf Grundlage der gemittelten Nitratkonzentrationen aller Messstellen für ein Jahr berechnet.

Durch die Betrachtung nur derjenigen Grund- und Rohwässer, deren Nitratkonzentrationen > 25 mg/l betragen, erfolgte gleichzeitig ein Ausschluss der sogenannten „Waldwässer“, die überwiegend Nitratkonzentrationen < 10 mg/l aufweisen. Zusätzlich werden bei dieser Variante der Auswertung Grundwässer, deren Nitratkonzentrationen durch stattfindende Denitrifikationsprozesse stark vermindert sind, nicht berücksichtigt. Somit wird die zeitliche Entwicklung maßgeblich durch die landwirtschaftliche Flächenbewirtschaftung beeinflusst.

Die zeitliche Betrachtung der Auswertung beginnt mit dem Jahr 2000, in dem die WRRL eingeführt wurde.

Wie aus Tab. 4 hervorgeht, steigen die mittleren Nitratkonzentrationen über die Zeit an. Innerhalb der betrachteten 16 Jahre beläuft sich dieser, über alle betroffenen Messstellen gemittelte Anstieg, jedoch nur auf rund 3 mg/l Nitrat.

Tab. 4: Zeitliche Entwicklung der gemittelten Nitratkonzentrationen ausgewählter hessischer Grund- und Rohwässer (> 25 mg/l Nitrat)

Jahr	Mittlere Nitratkonzentration (n=700) aller Grund- und Rohwässer > 25 mg/l in mg/l Nitrat	Vertrauensbereich (±) in mg/l Nitrat
2000	38,1	1,2
2001	38,1	1,2
2002	37,3	1,1
2003	39,2	1,4
2004	37,0	1,1
2005	36,7	1,1
2006	36,7	1,1
2007	37,8	1,3
2008	37,4	1,2
2009	39,1	1,6
2010	39,6	1,7
2011	40,1	2,0
2012	40,8	2,1
2013	40,9	2,0
2014	40,9	2,0
2015	39,9	1,8
2016	41,1	2,2

² <https://www.bmu.de/meldung/zum-urteil-des-europaeischen-gerichtshofs-zur-nitratrichtlinie-erklaert-das-bundesumweltministerium/>

Wie aus Abb. 26 zu entnehmen ist, zeigt sich eine (mehr oder weniger) kontinuierlich ansteigende mittlere Nitratkonzentration. Die jährliche Erhöhung der mittleren Nitratkonzentrationen beläuft sich auf 0,24 mg/l und fällt damit relativ gering aus.

Derzeit werden bereits vielfältige Maßnahmen umgesetzt, die mittelfristig die Trendumkehr bewirken sollen. So werden Landwirte in den WRRL-Maßnahmenräumen durch externe Beratungsbüros bzw. WRRL-Maßnahmenträger hinsichtlich einer gewässerschutzorientierten landwirtschaftlichen Flächenbewirtschaftung beraten. Diese Intensivberatung wird außerhalb der WRRL-Maßnahmenräume durch eine Grundberatung von der Officialberatung des Landesbetriebes Landwirtschaft Hessen ergänzt. Dabei werden insbesondere Maßnahmen empfohlen, die eine bedarfsgerechte, aber gleichzeitig gewässerschutz-

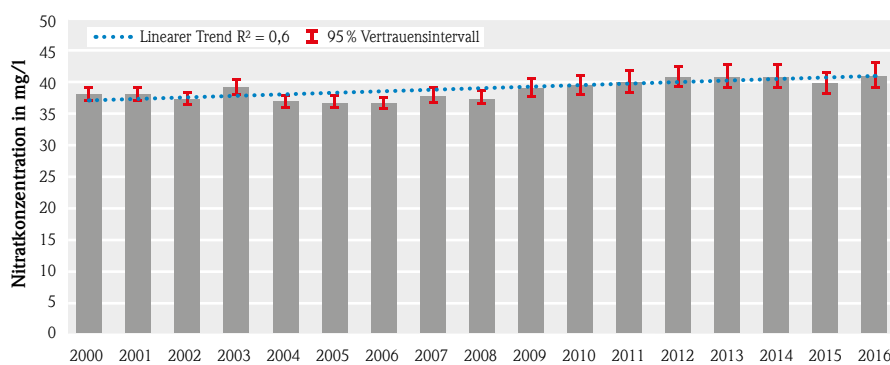


Abb. 26: Zeitliche Entwicklung der mittleren jährlichen Nitratkonzentrationen ausgewählter hessischer Grund- und Rohwässer (> 25 mg/l Nitrat)

orientierte Stickstoffdüngung ermöglichen. Inhaltlich werden unter anderem vegetationsbegleitende Maßnahmen und Maßnahmen zum Nacherntemanagement angeboten. Beim Nacherntemanagement soll z. B. durch Zwischenbegründung verhindert werden, dass Stickstoffüberschüsse, die von der Hauptkultur bis zur Ernte nicht aufgenommen wurden, aus dem Boden in das Grundwasser verlagert werden.

Zusätzlich werden ordnungsrechtliche Instrumente eingesetzt. So werden Wasserschutzgebiete ab einem Nitratgehalt von 25 mg/l mit landwirtschaftlichen Ge- und Verboten zum Schutz von Trinkwassergewinnungsanlagen ausgewiesen. Die Wasserversorger gleichen hierbei Maßnahmen monetär aus, die über die Maßnahmen der bundeseinheitlichen rechtlichen Vorschriften (=Düngeverordnung – DüV 2017) hinausgehen.

Hessenweit betrachtet ergeben alle bisherigen Maßnahmen (Anpassung des Düngerechtes bzw. Einhaltung der vorgeschriebenen Regelungen, Trinkwasserschutzgebietskooperationen und Maßnahmen im Zuge der Umsetzung der WRRL) nur ganz lokal erkennbare Abnahmen der Nitratkonzentrationen. Derzeit ist landesweit eher von einer Stagnation bzw. leichter Zunahme der Nitratkonzentrationen auszugehen.

4.3.5 EU-Nitratmessnetz zur Überwachung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser

Nitrat aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung belastet europaweit das Grundwasser. Nach Artikel 5 (6) der EG-Nitratrichtlinie (91/676/EWG) ist es das Ziel, die Wirksamkeit von Aktionsprogrammen zur Verminderung der Nitratreinträge zu überprüfen (EU-Kommission 2010). Mitgliedstaaten, die – wie Deutschland – den Artikel 5 in ihrem gesamten Gebiet anwenden, überwachen die Nitratkonzentrationen der Gewässer (Oberflächengewässer und Grundwasser) an ausgewählten Messstellen, an denen der Grad der Nitratverunreinigung der Gewässer aus landwirtschaftlichen Quellen festgestellt werden kann.

In der Nitratrichtlinie ist vorgeschrieben, dass bei der Auswahl der Messstellen ein Zusammenhang zwischen der Nitratbelastung der Gewässer und der landwirtschaftlichen Nutzung bestehen soll. Daher wurden für die Berichterstattung aus dem EUA-Messnetz (EUA = Europäische Umwelt Agentur, siehe auch Kapitel 3.3.4) nur diejenigen Messstellen ausgewählt, in deren Einzugsgebiet die Nutzungseinflüsse von

- Acker,
- Grünland und
- Sonderkulturen

auf das Grundwasser in den Grundwassermessstellen dominieren.

Diese Messstellen wurden zu einem „Teilmessnetz Landwirtschaft“ zusammengefasst, nachfolgend als „EU-Nitratmessnetz“ bezeichnet.

Es beschreibt repräsentativ den Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers (BMUB 2016). Das EU-Nitratmessnetz hat bundesweit 697 Messstellen, davon liegen 34 Messstellen in Hessen (Abb. 27). Nachfolgend werden die Ergebnisse der hessischen Messstellen des EU-Nitratmessnetzes dargestellt.

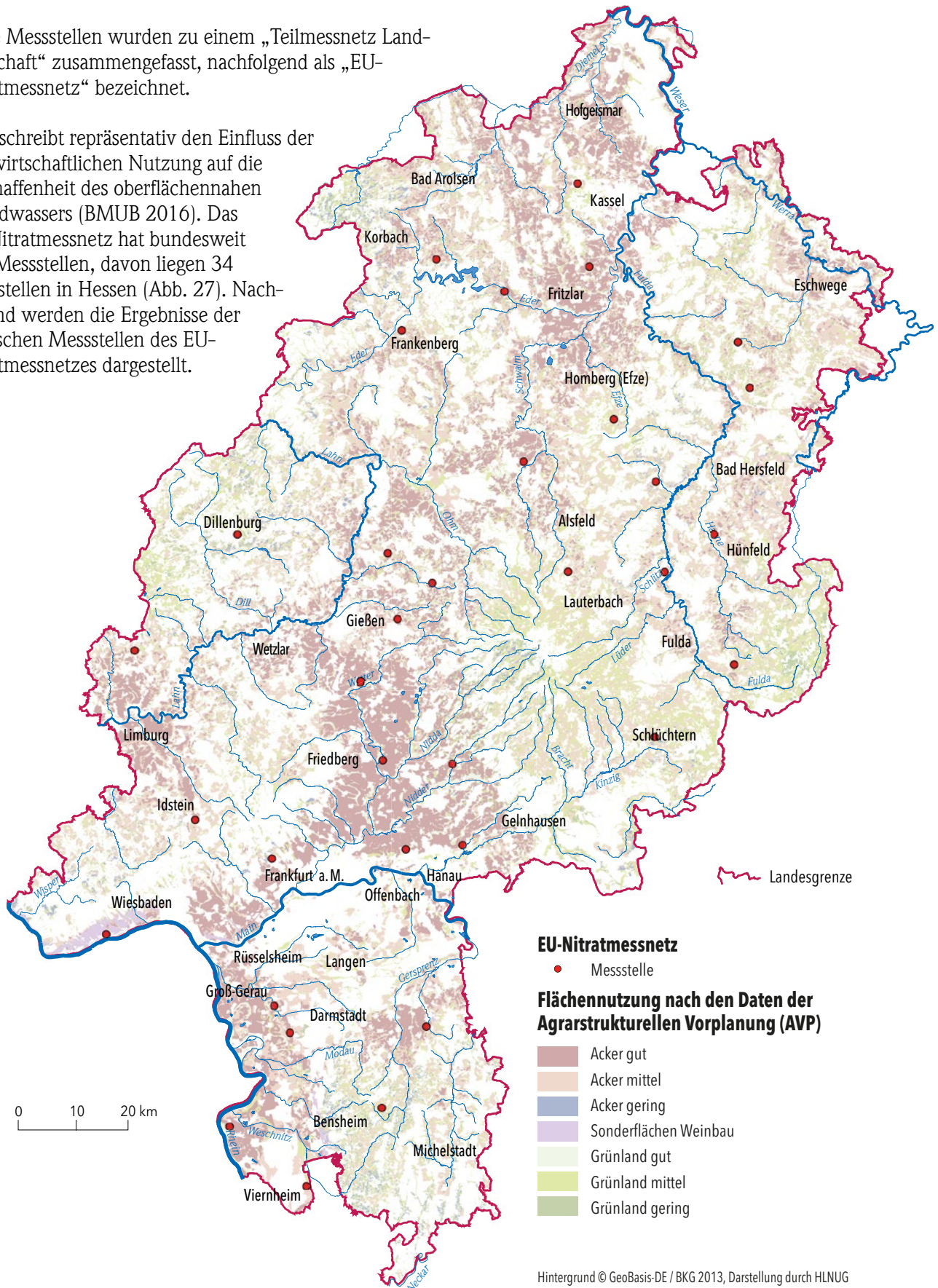


Abb. 27: EU-Nitratmessnetz zur Überwachung der Nitratkonzentrationen

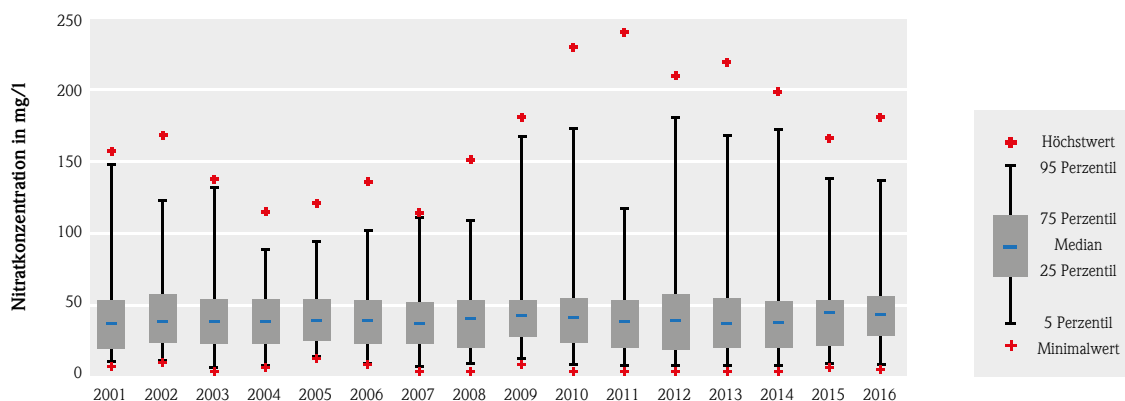


Abb. 28: Nitratkonzentrationen von hessischen Grundwässern des EU-Nitratmessnetzes

Abb. 29: Kennwerte der Boxplot-Darstellung

Die Nitratkonzentrationen veränderten sich seit 2001 im Median und 75-Perzentil relativ wenig. Die letzten beide Jahre lag der Median etwas höher. Bei den Höchstwerten konnten in den letzten Jahren an einigen Messstellen Konzentrationen von über 150 mg/l festgestellt werden. Das 75-Perzentil verläuft stetig bei etwa 50 mg/l, was bedeutet, dass bei rund 25% der Messstellen stetig Nitratkonzentrationen von über 50 mg/l festgestellt werden können. Eine landesweite signifikante Tendenz zu fallenden oder steigenden Nitratkonzentrationen ist, in den von landwirtschaftlichen Einflüssen dominierenden Messstellen, nicht erkennbar.

Andere hingegen haben einen signifikant abfallenden Trend (Abb. 30). Alle Messstellen haben gemeinsam, dass sie in Gebieten liegen, in denen Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoffeinträge stattfinden. Teils liegen die Einzugsgebiete auch in WSG-Kooperationen. Weitere Untersuchungen müssen die Ursachen für diese unterschiedlichen Entwicklungen klären.

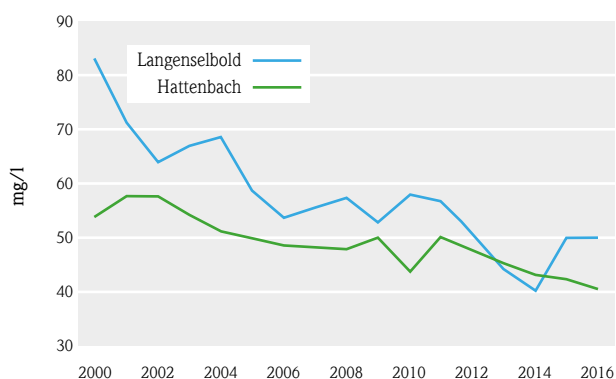


Abb. 30: Ausgewählte Messstellen mit Grundwässern, die einen fallenden Nitratrend aufweisen

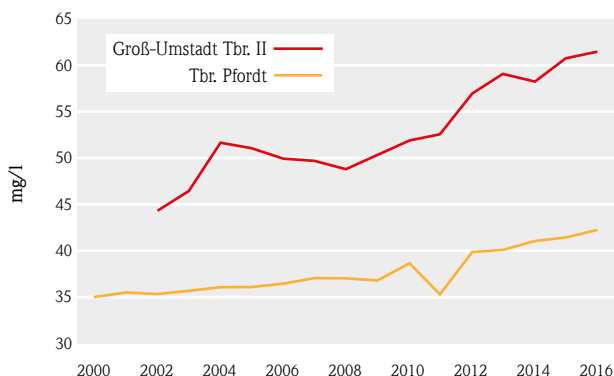


Abb. 31: Ausgewählte Messstellen mit Grundwässern, die einen steigenden Nitratrend aufweisen

Die Entwicklung der Nitratkonzentrationen stellt sich dennoch in einzelnen Messstellen sehr unterschiedlich dar. Beispielsweise zeigen die Grundwässer von zwei Messstellen einen signifikant steigenden Trend im Beobachtungszeitraum (Abb. 31).

Da die diffuse Belastung des Grundwassers mit Nitrat überwiegend durch die Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft resultiert, sind Maßnahmenprogramme erforderlich, die sich auf eine grundwasserschutzorientierte Landwirtschaft konzentrieren. Aufgrund der im Rahmen der WRRL ergriffenen Maßnahmen gibt es in Hessen sogenannte „WRRL-Maßnahmenräume“, in denen die grundwasserschutzorientierte landwirtschaftliche Beratung im Vordergrund steht. Hiermit soll u. a. eine Reduzierung der Stickstoffeinträge in Boden und Grundwasser erreicht werden.

4.3.6 Nitrifikation - Denitrifikation - Sauerstoffgehalte

Mehr als 95 % der im Boden vorhandenen Stickstoff-Verbindungen befinden sich in der Regel im Oberboden (sog. A-Horizont). Anorganisch gebundener Stickstoff ist teilweise als Ammonium in verschieden gut austauschbarer Form an Tonminerale gebunden. Die in der Bodenlösung befindlichen Nitrat (NO_3^-)- und Nitrit (NO_2^-)-Ionen sowie das austauschbare Ammonium (NH_4^+) bilden den pflanzenverfügbaren Stickstoff-Anteil und werden durch Mineralisierung organischer Materie bzw. durch Stickstoff-Einträge dem Boden zugeführt.

Der Stickstoff-Kreislauf im Boden verläuft fast ausschließlich über mikrobielle Vorgänge. Aus den im Oberboden vorliegenden organischen Stickstoff-Verbindungen werden durch Mikroorganismen NH_4^+ - und NO_3^- -Ionen freigesetzt. Dieser Vorgang wird als Mineralisierung bezeichnet. Er stellt die natürliche Auffüllung des N_{min} -Vorrates (in mineralisierter bzw. Nitratform vorliegender Stickstoff) im Boden dar. NO_3^- ist in der gesättigten und ungesättigten Zone sehr mobil, da es als Anion nicht am Bodenkörper sorbiert wird.

Nitrifikation

Die Nitrifikation läuft im Allgemeinen so schnell ab, dass sowohl die Ammonium- als auch die Nitritkonzentrationen in der Bodenlösung sehr gering sind. Der N_{min} -Vorrat besteht dann im Wesentlichen aus dem leicht auswaschbaren Nitrat. In Abhängigkeit von der Krumenstärke und dem Humusgehalt sind zwischen 2 000 und 9 000 kg N pro ha in der organischen Substanz des obersten Bearbeitungshorizontes gebunden. Dieser durch regelmäßige Bodenbearbeitung beeinflusste Bodenschicht wird oft auch als Ackerkrume bezeichnet. Bei einer Krumenstärke von z. B. 30 cm ergeben sich bei einem mittleren Raumgewicht von 1,5 kg/l für die Ackerkrume pro ha 4 500 t trockener Boden. Bei einem Humusgehalt von 2 % und einem durchschnittlichen C/N-Verhältnis von 12 sind somit rund 7 500 kg N pro ha enthalten. Bei einer mittleren jährlichen Mineralisierungsrate von 2 % würde die jährlich freigesetzte natürliche N_{min} -Menge rund 150 kg/ha N betragen. Bei geringeren Humus- und N-Gehalten würde sich dieser Betrag entsprechend verringern (BLUME 2004).

Die Abschätzung der standortspezifischen Stickstoffnachlieferung ist auch heute noch ein offener Punkt bei der Düngebedarfsempfehlung. Ohne adäquate Berücksichtigung der Stickstoffnachlieferung des Bodens kommt es zwangsläufig zu erhöhten Düngebedarfsempfehlungen. Damit verbunden sind erhöhte Nitratmengen, die potentiell auswaschungsgefährdet sind. Die Stickstoff-Mineralisation wird durch den Bodenwassergehalt und die Bodentemperatur gesteuert. Diese Witterungseinflüsse sind bei der Prognose der Stickstoff-Nachlieferung zu berücksichtigen.

Denitrifikation

Unter Denitrifikation im eigentlichen Sinne wird die Reduktion oxidiertes Stickstoffverbindungen wie Nitrat (NO_3^-) und Nitrit (NO_2^-) zu den gasförmigen Produkten Stickstoffmonoxid (NO), Distickstoffoxid (N_2O) und elementarer Stickstoff (N_2) verstanden. Denitrifikationsprozesse in Böden sind die Hauptquelle von atmosphärischem N_2O (Lachgas) und verursachen ungefähr 57 % der globalen Emission.

Die Denitrifikation läuft unter anaeroben Verhältnissen ab, wobei Bakterien wie Pseudomonas oder Achromobacter bei Sauerstoffmangel fähig sind, NO_2^- oder NO_3^- -Sauerstoff anstelle von elementarem Sauerstoff als Wasserstoffakzeptor bei enzymatischen Oxidationsreaktionen zu verwerten. Die Reduktion von NO_3^- führt zu gasförmigem NO_2 , N_2O und N_2 . In geringer Menge wird auch NH_3 gebildet. Denitrifikationsfördernde Faktoren sind der Mangel an gelöstem Sauerstoff im Bodenwasser, schlechte Bodendurchlüftung, leicht zersetzbare organische Substanzen, die von den Bakterien zum Aufbau ihrer Körpersubstanz benötigt werden und hohe NO_3^- -Gehalte. Wie alle biologischen Prozesse ist auch die Denitrifikation temperaturabhängig. Sie hat ein Minimum bei 0° C und ein Maximum bei über 40° C.

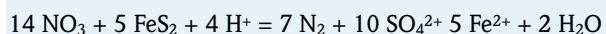
Je nach Art der ablaufenden Denitrifikation entstehen als Reaktionsprodukte Sulfat (SO_4^-), Hydrogencarbonat (HCO_3^-) und/oder zweiwertiges Eisen (Fe_2^+) bzw. Mangan (Mn_2^+), die im reduzierten Milieu in Lösung gehen können. Diesen Reaktionsprodukten kommt ebenfalls eine Bedeutung zu, da sie zu einer unerwünschten Aufhärtung des Wassers führen. Die entsprechenden Rohwässer neigen daher immer zur Ausfällung von Eisen- und Manganverbindungen.

Einfluss der Denitrifikation auf die Wasserqualität (NIEDERER 2014):

- Die aus Sulfiden freigesetzten Eisen- und Mangankonzentrationen können im Grundwasser hohe Konzentrationen erreichen.
- Die aus dem Pyrit freigesetzten Eisen(II)-Ionen können zur Verockerung von Brunnen führen.
- Die Sulfatkonzentrationen können sukzessive ansteigen.

Organisch gebundener Kohlenstoff und Pyrit stellen die wichtigsten Reduktionsmittel dar. Als Oxidationsmittel kommen Sauerstoff (im reduzierenden Milieu nur in geringen Mengen vorhanden), Nitrat und Sulfat in Frage. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet. Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so wird von autotropher Denitrifikation gesprochen.

Ist ein Grundwasser sauerstoffarm, kann das mit dem Sickerwasser in den Grundwasserleiter eingetragene Nitrat während der Verweilzeit im Grundwasserleiter bei Anwesenheit von organischen Kohlenstoffverbindungen und/oder Schwefel-Eisenverbindungen (Pyrit) zu molekularem Stickstoff (N₂) reduziert werden. Der wichtigste Teilschritt der autotrophen Denitrifikation verläuft nach der Reaktionsgleichung:



Entsprechend dieser Reaktion verbraucht 1 kg Nitrat zur vollständigen Denitrifikation 0,69 kg Pyrit. Bei der Denitrifikation von Nitrat entsteht als Endprodukt überwiegend Stickstoffgas, das wieder zum Bestandteil der Atmosphäre wird. Als Ergebnis der Denitrifikation entweicht also elementarer Stickstoff sowie als Zwischenprodukt N₂O (Lachgas) aus dem Boden. Der enge Zusammenhang zwischen Düngung und Ammoniumkonzentration der Luft ergibt sich auch aus dem Jahresgang der NH₄-Konzentrationen in der Luft. Jeweils im Frühjahr, also zum Zeitpunkt intensiver Düngemaßnahmen, werden überdurchschnittlich hohe Ammoniumkonzentrationen nachgewiesen (BLUME 2004).

Für die Beurteilung eines landwirtschaftlichen Einflusses auf das Grundwasser ist daher nicht nur die aktuelle Belastung mit Nitrat von Interesse, sondern auch die Frage, ob ein Stickstoffeintrag stattfindet und eventuell vergleichsweise geringe Nitratge-

halte das Ergebnis einer ablaufenden Denitrifikation sind. Diese Frage ist auch deshalb von Bedeutung, da der Vorgang der Denitrifikation mit dem Abbau des Vorrates an oxidierbaren Stoffen im Grundwasserleiter verbunden und somit nicht unerschöpflich ist. Bei einem nur geringen Denitrifikationspotenzial und einem gleichzeitig stattfindenden Nitratreintrag, besteht dann die Gefahr eines Nitratdurchbruchs auch in das tiefere Grundwasser. Die Denitrifikation führt zu einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Stoffdepots (Pyrit) im Grundwasserleiter. Bei Erschöpfung des Denitrifikationspotentials ist daher mit einem sukzessiven Anstieg der Nitratkonzentrationen zu rechnen.

Sauerstoffgehalte

Freier Sauerstoff ist auf die Assimilationsleistung von grünen Pflanzen zurückzuführen. Man findet freien Sauerstoff in der Atmosphäre und in gelöster Form in den Gewässern, vor allem in den Ozeanen.

Die Bodenluft steht mit der atmosphärischen Luft im Austausch, wobei die Sauerstoffkonzentration meist zur Tiefe hin abnimmt. Aufgrund mikrobieller Sauerstoffzehrung kann es auch in gut durchlüfteten Böden zu Sauerstoffdefiziten kommen. Meist geht der Sauerstoffgehalt in bzw. unterhalb schlecht durchlässigen Böden und Stauhorizonten durch den fehlenden Gasaustausch gegen Null.

Die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser nimmt mit steigender Temperatur sowie mit steigendem Gehalt an gelösten Substanzen ab. Die Sättigungskonzentration beträgt bei 0 °C 14,6 mg O₂/l, bei 15 °C beträgt sie 10 mg O₂/l und bei 20 °C sinkt sie auf 9,1 mg O₂/l ab. Grundwässer werden in sauerstoffhaltige und nahezu sauerstofffreie (reduzierte) Grundwässer eingeteilt. Vor allem in oberflächennahen Grundwässern werden häufig gelöste Sauerstoffkonzentrationen von 6 bis 12 mg/l angetroffen.

Als Reduktionsmittel ist im Grundwasserraum neben anorganischen Substanzen (z. B. Pyrit) vor allem organisches Material an der Sauerstoffzehrung beteiligt. Der Übergang vom aeroben Milieu mit freiem Sauerstoff zum anaeroben Milieu, ohne merkliche Mengen an freiem Sauerstoff, erfolgt sobald der Sauerstoffnachschub aus der Atmosphäre unterbunden ist. Ist im Grundwassersystem genügend organisches Material vorhanden, folgen dem Verbrauch des gelösten Sauerstoffs verschiedene Redoxreaktionen.

Tab. 5: Sauerstoffgehalte in hessischen Grundwässern

Sauerstoffkonzentration in mg/l	Messstellenanzahl (Häufigkeit)	Prozent	Prozent (kumuliert)
≤ 2,0	504	14,2	14,2
> 2,0 bis 4,0	364	10,2	24,4
> 4,0 bis 6,0	475	13,4	37,8
> 6,0 bis 8,0	794	22,3	60,1
> 8,0 bis 10,0	1 006	28,3	88,4
> 10,0	411	11,6	100,0

Diese Redox-Prozesse werden in der Regel durch Mikroorganismen katalysiert, die damit ihren Energie- und Sauerstoffbedarf decken. Somit bedingen tonige Deckschichten und erhöhte Gehalte an organischer Substanz auch in oberflächennahen Grundwässern anaerobe Verhältnisse.

Als Folge der sauerstoffzehrenden Bedingungen ist in einem Grundwasserkörper üblicherweise eine Abnahme des Redoxpotentials mit der Tiefe festzustellen. Die elektrochemische Veränderung mit der Tiefe lässt sich aus dem Fehlen von freiem Sauerstoff, dem Vorhandensein von Eisen(II)- und Mangan(II)-Verbindungen, dem Auftreten von NO_2^+ und NH_4^+ im Zusammenhang mit dem Verschwinden von NO_3^- beurteilen.

Der niedrige Sauerstoffgehalt in Grundwässern ist oft die Folge von chemischen und physikalischen Prozessen, die zu einem Aufzehren des Sauerstoffs führen. Da die überwiegende Zahl der Reaktionen, an denen Sauerstoff beteiligt ist, durch Mikroorganismen katalysiert werden, sind diese Reaktionen abhängig von deren Populationsdichte, dem Nährstoffangebot und der Temperatur und weisen daher große Schwankungsbreiten auf.

Bei Sauerstoffgehalten unterhalb von 2 mg O_2 /l wird ein Grundwasser als „reduziert“ bezeichnet. Reduzierte Grundwässer sind vor allem in Lockergesteinsgrundwasserleitern anzutreffen, während oxidierte Grundwässer vor allem für Festgesteine typisch sind (WENDLAND & KUNKEL 1999). Ammonium kann somit als Indikator für nitratreduzierende Verhältnisse im Grundwasserleiter unter ackerbaulicher Nutzung verwendet werden.

Für die Auswertung wurden die Sauerstoffgehalte pro Messstelle ab dem Jahr 2014 bis Mitte 2018 herangezogen und zu einem Mittelwert pro Messstelle zusammengefasst. Insgesamt flossen 3 560 Analysen von Grundwässern bzw. Grundwassermessstellen in die Auswertung ein. Rund 14 % aller hessischen Grundwässer sind als „reduziert“ zu bezeichnen, da deren Sauerstoffgehalte kleiner als 2 mg/l betragen. Weitere 10 % weisen geringe Sauerstoffgehalte zwischen 2 und 4 mg/l auf. Die Mehrheit der hessischen Grundwässer weisen jedoch Sauerstoffgehalte größer 6 mg/l auf.

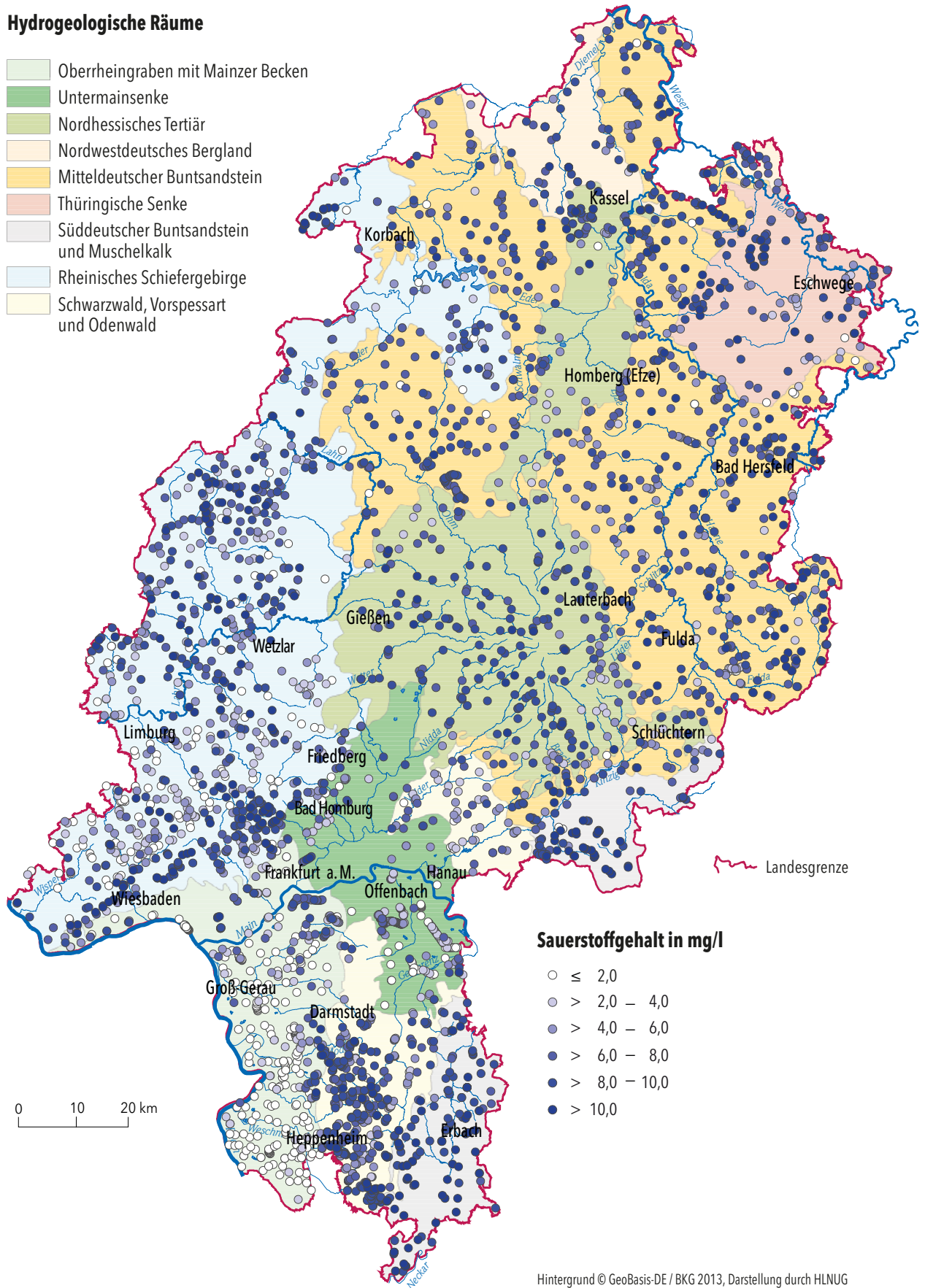
Tab. 6: Sauerstoffgehalte in hessischen Grundwässern in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Räumen

Hydrogeologischer Raum	Statistische Kennzahlen in mg/l		
	25 Perzentil	Median	75 Perzentil
Mitteldeutscher Buntsandstein	6,2	7,6	8,9
Nordhessisches Tertiär	7,0	8,3	9,2
Nordwestdeutsches Bergland	7,4	8,2	9,7
Oberrheingraben mit Mainzer Becken	0,3	1,1	4,3
Rheinisches Schiefergebirge	3,8	6,7	9,2
Schwarzwald, Vorspessart und Odenwald	5,2	7,5	8,8
Süddeutscher Buntsandstein und Muschelkalk	8,9	9,7	10,5
Thüringische Senke	6,8	8,4	9,9
Untermainsenke	1,6	3,3	5,4

Durch die räumliche Zuordnung der Grundwässer zu hydrogeologischen Räumen in Abb. 32 wird deutlich, dass besonders geringe Sauerstoffkonzentrationen in den Lockergesteinsbereichen (Porengrundwasserleitern) „Oberrheingraben mit Mainzer Becken“ und in der „Untermainsenke“ sowie in den Festgesteinen des „Rheinischen Schiefergebirges“ auftreten.

Hydrogeologische Räume

- Oberrheingraben mit Mainzer Becken
- Untermainsenke
- Nordhessisches Tertiär
- Nordwestdeutsches Bergland
- Mitteldeutscher Buntsandstein
- Thüringische Senke
- Süddeutscher Buntsandstein und Muschelkalk
- Rheinisches Schiefergebirge
- Schwarzwald, Vorspessart und Odenwald



Hintergrund © GeoBasis-DE / BKG 2013, Darstellung durch HLNUG

Abb. 32: Sauerstoffkonzentrationen hessischer Grundwässer (Mittelwerte pro Messstelle ab 2014)

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentrationen wird durch die hydrogeologischen Rahmenbedingungen gesteuert. In den Lockergesteinsbereichen bzw. Porengrundwasserleitern (Hessisches Ried und Rhein-Main-Ebene) werden extrem geringe Sauerstoffkonzentrationen angetroffen. In vielen Tallagen werden ebenfalls häufig geringe Sauerstoffkonzentrationen vorgefunden, bedingt durch die dort anzutreffenden kolluvialen Sedimente³. Hohe Sauerstoffkonzentrationen sind in den Mittelgebirgsregionen (meist Klufgrundwasserleiter) anzutreffen. Eine Ausnahme bildet das Rheinische Schiefergebirge, dessen Tonschiefer zum Teil organische Substanz und Pyrit enthalten, was zu reduzierenden Milieubedingungen führen kann.

Werden die räumliche Verteilung der Ammoniumkonzentrationen mit der Verteilung der Sauerstoffkonzentrationen verglichen, wird deutlich, dass hohe Ammoniumkonzentrationen nur in Regionen mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen anzutreffen sind, die gleichzeitig eine landwirtschaftliche Nutzung erfahren. Denitrifikationsprozesse sind gekoppelt an reduzierende Bedingungen sowie dem Vorhandensein von merklichen Nitratmengen in der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter.

4.3.7 Nitrit

Die Stickstoffverbindungen Ammonium, Nitrit und Nitrat gelten als Maß für die Stickstoffbelastung eines Wassers. Wenn in einem mit Stickstoffverbindungen belasteten Grundwasser reduzierende Verhältnisse vorliegen, äußert sich dieses in hohen Ammonium- und niedrigen Nitratwerten. Diese Nitratreduktion wird v. a. durch Bakterien und Pilze bewirkt. Die Mikroben reduzieren im sauerstoffarmen Milieu das Nitrat zunächst zu Nitrit, welches dann mikrobiell zu elementarem Stickstoff-Gas abgebaut werden kann. Andere Bakterien bilden aus Nitrit durch Reduktion Ammonium-Ionen. Nitrit tritt also als Zwischenprodukt bei der mikrobiellen Umwandlung von Ammonium (Nitrifikation) und Nitrat (Denitrifikation) auf. Sofern diese Reaktionen vollständig abgeschlossen sind, enthält Wasser kein Nitrit bzw. nur sehr geringe Nitritkonzentrationen.

Im unbeeinflussten, sauerstoffreichen Grundwasser ist es genau umgekehrt: Hier werden Ammonium- und Nitrit-Ionen durch Stickstoffbakterien zu Nitrat

oder Stickstoff oxidiert. Das Verhältnis Ammonium - Nitrit - Nitrat gibt somit Auskunft über die elektrochemischen Verhältnisse der Wässer.

Nitrit gilt also als wichtiger Verschmutzungsindikator, durch den eine noch nicht abgeschlossene Nitrifikation angezeigt wird. Im normalen Nitrifikationsablauf ist das Nitrit nur kurzlebig und demzufolge meist in nur geringen Konzentrationen zu beobachten. Die bakterielle Oxidation des Ammoniums erfolgt hauptsächlich durch die beiden Bakterienstämme Nitrosomonas und Nitrobacter.

Wenn im Boden und in den oberen Schichten ausreichend Sauerstoff vorhanden ist, kommt es hier auch zur Oxidation des Ammoniums zu Nitrit und Nitrat. Nitrit ist dabei nur eine Zwischenstufe. Wenn also Nitrit vorhanden ist, deutet dies immer auf frische Kontaminationen hin, da es sonst vollständig zu Nitrat umgewandelt wird.

Bei der Reaktion von Nitrit mit Aminosäuren können kanzerogene Nitrosamine gebildet werden. Der Schwellenwert für Nitrit in der Verordnung zum Schutz des Grundwassers (2017) sowie der Grenzwert für Nitrit in der Trinkwasserverordnung (2016) wurde jeweils auf 0,5 mg/l festgesetzt.

Für die Auswertung wurden die Nitritkonzentrationen ab dem Jahr 2014 bis 2018 herangezogen und zu einem Mittelwert pro Messstelle zusammengefasst. Insgesamt flossen Analysen von 3 636 Grundwässern bzw. Grundwassermessstellen in die Auswertung ein.

Tab. 7: Nitritkonzentrationen in hessischen Grundwässern

Nitritkonzentration in mg/l	Messstellenanzahl (Häufigkeit)	Prozent	Prozent kumuliert
< BG	3256	89,5	89,5
BG bis 0,1	354	9,7	99,3
> 0,1 bis 0,25	18	0,5	99,8
> 0,25 bis 0,5	5	0,1	99,9
> 0,5	3	0,1	100,0

³ Eine durch Erosion, überwiegend durch Wasser, aber auch Wind, verursachte und durch anthropogenen Einfluss entstehende mehrere Meter mächtige Schicht von Lockersedimenten.

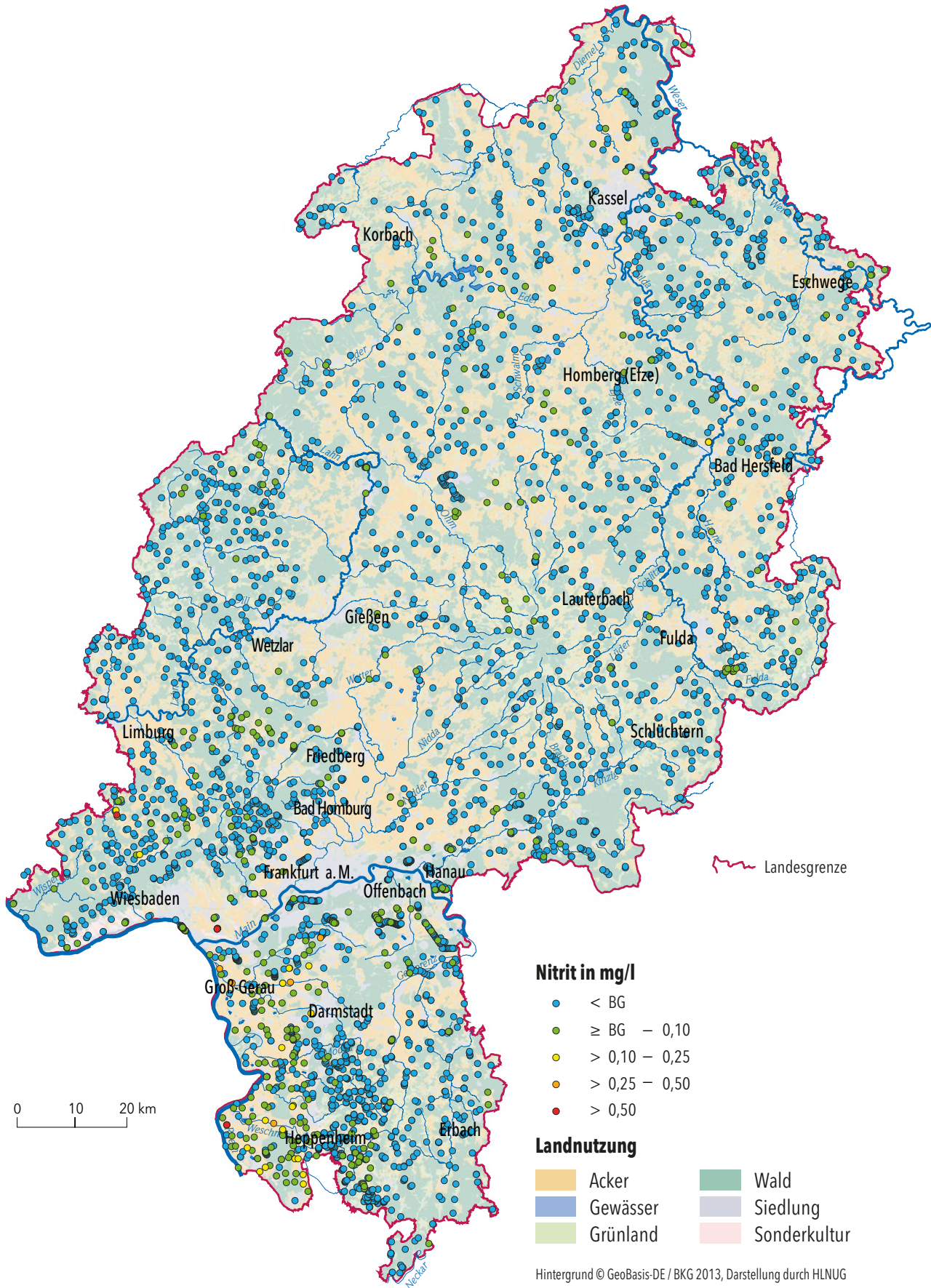


Abb. 33: Nitritkonzentrationen hessischer Grundwässer (Mittelwerte pro Messstelle ab 2014)

Die Häufigkeitsverteilung der Nitritkonzentrationen hessischer Grundwässer zeigt klar auf, dass Nitrit nicht bzw. nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden kann. In knapp 90 % aller Grundwässer konnte kein Nitrit nachgewiesen werden. In weiteren knapp 10 % aller Grundwässer werden geringe Spuren von Nitrit ($< 0,1$ mg/l) detektiert. Der Schwellenwert der Verordnung zum Schutz des Grundwassers von $0,5$ mg/l Nitrit wird nur bei 3 Grundwässern überschritten.

Es wird deutlich, dass sich höhere Nitritkonzentrationen überwiegend im Hessischen Ried (Porengrundwasserleiter „Oberrheingraben mit Mainzer Becken“) und in der angrenzenden Untermainsenke befinden. In diesen Gebieten herrschen reduzierende Verhältnisse in den Grundwasserleitern und gleichzeitig findet durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung dieser Gebiete ein anhaltender Eintrag von Stickstoffdüngern statt. Somit sind die Grundvoraussetzungen für mögliche Denitrifikationsprozesse gegeben. Die in diesen Regionen gehäuft auftretenden erhöhten Nitritkonzentrationen belegen zudem eindeutig, dass ein andauernder Eintrag von Stickstoffverbindungen in diese Grundwässer stattfindet.

Gleichfalls ist festzustellen, dass erhöhte Nitritkonzentrationen überwiegend in landwirtschaftlich genutzten Arealen anzutreffen sind. Dies bedeutet jedoch, dass die landwirtschaftlich bedingten Stickstoffeinträge in Form des Nitrates in weiten Gebieten (überall dort wo reduzierende Verhältnisse anzutreffen sind) durch die ablaufenden Denitrifikationsprozesse kaschiert werden.

Geringe Sauerstoffkonzentrationen und erhöhte Ammonium- und Nitritkonzentrationen sind eindeutige Anzeiger für stattfindende Stickstoffausträge aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen. Damit gewinnt der Erhalt dieses Denitrifikationspotentials eine entscheidende Bedeutung bei der Umsetzung von Maßnahmen zur Reduzierung von diffusen Stickstoffeinträgen.

4.3.8 Ammonium

Ammonium verhält sich in vielen seiner Verbindungen ähnlich wie Kalium. Dies liegt in erster Linie daran, dass die Ionenradien von Kalium und Ammonium ähnlich groß sind. Im Boden werden hohe

Konzentrationen von fixiertem Ammonium in den Tonmineralien festgestellt, die nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2017) im Bereich von 80 bis 900 mg/kg (N) liegen können.

Die Emissionen von Ammoniak (NH_3) in die Luft stammen heute zu ca. 90 % aus der Tierhaltung in der Landwirtschaft (Stallluft, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern). In der Luft wird es rasch zu Ammonium-Verbindungen umgewandelt, die zu einer Eutrophierung von Vegetation und Gewässern führen und indirekt als Säurebildner die Versauerung verstärken (Waldschäden).

Wenn Ammonium aus dem Boden in einen Grundwasserleiter ausgewaschen wird, dann wird es entweder oxidiert oder adsorbiert. Dies ist der Grund dafür, dass in Grundwässern Ammonium entweder nicht oder nur in ganz geringen Konzentrationen festgestellt wird.

Reduzierende Grundwasserleiter enthalten in ihren obersten Schichten meist noch etwas Sauerstoff. Derjenige Anteil des Ammoniums, der diese Schicht auf seinem Weg nach unten überwinden kann, ohne oxidiert zu werden, kann adsorbiert werden. In besonders gelagerten Fällen (intensive Landbewirtschaftung, reduzierende Verhältnisse) kann eine lineare Abhängigkeit der Konzentration an gelöstem Ammonium vom landwirtschaftlichen Einfluss beobachtet werden (KÖLLE 2017).

Unter anaeroben Verhältnissen im Grundwasserleiter kann das Ammonium nicht mehr nitrifiziert werden. Falls also merkliche Ammoniumkonzentrationen in den Grundwässern auftreten, sind entweder die

- Mineralisation von organischer Substanz im Untergrund mit entsprechender Ammoniumbildung,
- eine nicht vollständige Nitrifizierung des eingetragenen Ammoniums in die ungesättigte Zone bzw. in den Grundwasserleitern oder
- eine Nachlieferung von adsorbierten Ammonium (z. B. Tonmineralien) in der wässrigen Phase (Sickerwasser oder Grundwasser) als chemische Gleichgewichtsreaktion

der Auslöser.

In der Regel zeigen somit flächenhaft auftretende Ammoniumkonzentrationen den Einfluss einer intensiven Landnutzung an.

Ammonium und Nitrit sind an belasteten Standorten nicht selten relevante Parameter. Oft treten diese Parameter im Bereich von Deponien und Grundwasserschadensfällen in Erscheinung. Aufgrund des biologischen Abbaus organischen Materials unter anaeroben Bedingungen (z. B. Deponiekörper) entsteht Ammonium und als Zwischenprodukt Nitrit. Ammonium und Nitrit sind in der Altlasten- und Abfallgesetzgebung geregelt. Falls Ammonium und/oder Nitrit an einem Standort als einzige Parameter eine Belastung des Grundwassers verursachen, stellt sich die Frage nach der Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen, da Ammonium und Nitrit in Anwesenheit von Sauerstoff nach kurzer Fließzeit im weiteren Abstrom des Standortes wieder abgebaut werden.

Quantitative Bedeutung hat das Ammoniumbildungspotential durch den Abbau von organischem Material, welches durch zwei Prozesse bestimmt wird:

- Abbau von stickstoffreichen Verbindungen wie Proteinen (Ammonifikation),
- Oxidation von organischem Material unter anaeroben (sauerstoffarmen) Bedingungen; hier erfolgt eine Reduktion von Nitrat zu Ammonium via Nitrit (Nitrat-Reduktion).

Ammoniumsituation in den hessischen Grundwässern

Für die Auswertung wurden die Ammonium-Mittelwerte pro Messstelle aus den Jahren 2014 bis 2018 herangezogen. Insgesamt flossen 3650 Grundwässer in die Auswertung ein.

Annähernd drei Viertel aller Grundwässer weisen keine Ammoniumrückstände auf. Weitere 19% enthalten nur Spuren an Ammonium, so dass rund 92% aller Grundwässer hinsichtlich ihrer Ammoniumkonzentrationen als unauffällig zu bezeichnen sind.

Allerdings weisen knapp 6% aller Grundwässer deutliche Rückstände an Ammonium auf, wobei etwas über 2% der Grundwässer den Orientierungswert nach der Grundwasserverordnung von 0,5 mg/l Ammonium überschreiten.

Wie aus der Kartendarstellung hervorgeht liegen die Ammoniumgehalte der hessischen Grundwässer zum überwiegenden Teil unter der Bestimmungsgrenze bzw. in einem Konzentrationsbereich unter 0,1 mg/l.

Tab. 8: Häufigkeitsverteilung der Ammoniumkonzentrationen hessischer Grundwässer

Ammoniumkonzentration in mg/l	Messstellenanzahl (Häufigkeit)	Prozent	Prozent kumuliert
< BG	2 658	72,8	72,8
≥ BG bis 0,1	698	19,1	91,9
> 0,1 bis 0,25	133	3,6	95,6
> 0,25 bis 0,5	84	2,3	97,9
> 0,5	77	2,1	100,0

Erhöhte Ammoniumkonzentrationen treten überwiegend im Hessischen Ried und in der Rhein-Main-Ebene, inklusive des Rheingaus, auf. Hier sind ausgedehnte Gebiete bekannt, in denen ein merkliches Denitrifikationspotential vorhanden ist (HLUG 2015a; HLUG 2015b). Die reduktiven Verhältnisse, gepaart mit stattfindenden Denitrifikationsprozessen der durch die Landwirtschaft eingetragenen Stickstoffverbindungen, bedingen zusammen flächenhaft erhöhte Ammoniumkonzentrationen.

Im Hessischen Ried stellt zudem die Infiltration von abwasserbelastetem Oberflächenwasser über die Gewässersohle in das Grundwasser eine weitere Eintragsquelle dar. Somit können im Interaktionsbereich „Oberflächenwasser – Grundwasser“ erhöhte Ammoniumkonzentrationen auch durch die Infiltration von Oberflächenwasser bedingt sein.

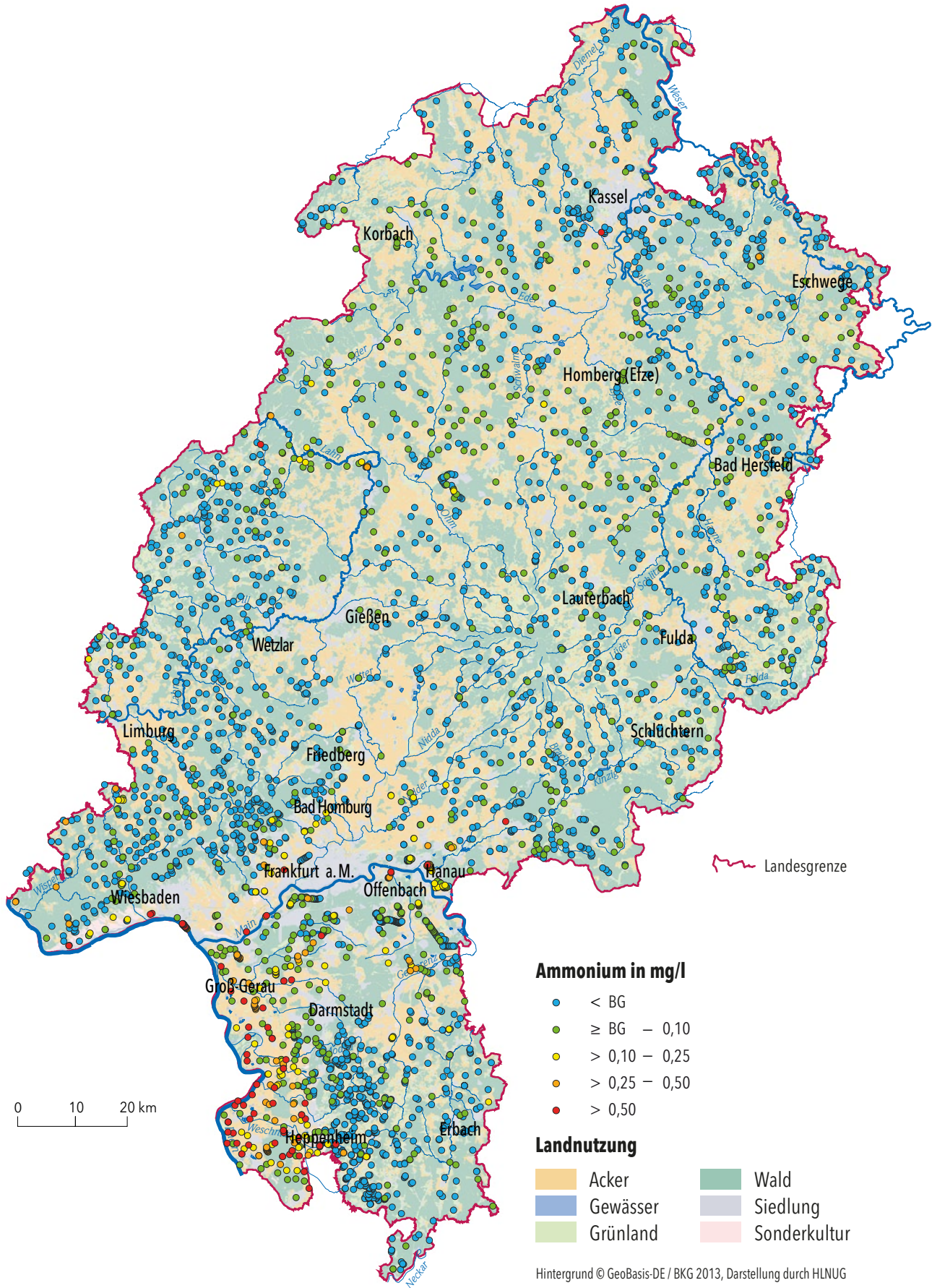


Abb. 34: Ammoniumkonzentrationen hessischer Grundwässer (Mittelwerte pro Messstelle ab 2014)

4.4 Phosphat

Phosphat hat eine elementare Bedeutung für das Leben. Es ist Bestandteil der Nukleinsäuren und spielt eine Hauptrolle beim molekularen Energietransport.

Hinsichtlich Phosphor und Phosphorverbindungen existieren unterschiedliche chemische Bezeichnungen, die ineinander umgerechnet werden können. Während für Gewässer vor allem der verfügbare Phosphor (P), meist angegeben als Phosphat (PO_4^{3-} bzw. in der Literatur vereinfacht verwendet PO_4) von Bedeutung ist, sind in der landwirtschaftlichen Praxis Angaben in $\text{mg P}_2\text{O}_5/100 \text{ g Boden}$ üblich.

Phosphor ist weit verbreitet und findet sich u. a. in dem Phosphatmineral Apatit, das in zahlreichen vulkanischen Gesteinen, aber auch in sekundären Schwermineraleisen vertreten ist. Die Löslichkeit von Apatit ist vom pH-Wert abhängig und nimmt vom alkalischen Bereich mit zunehmender Azidität der Lösung zu (DVWK 1996). Relativ hohe P-Gehalte haben Magmatite und Tonsteine, geringere Sandsteine und Karbonatgesteine.

In Grundwassersystemen tritt Phosphor weitgehend als schwerlösliches anorganisches Phosphat, insbesondere als Eisen- und Calciumphosphat sowie in organischen Komplexen auf. Die Löslichkeit ist stark abhängig vom pH-Wert. Das Maximum pflanzenverfügbaren Phosphates ist bei pH-Werten von 5,5 bis 6,5 zu erwarten. Der pH-Wert regelt somit entscheidend die Pflanzenverfügbarkeit und auch die Löslichkeit des Phosphates (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2017).

Der Phosphorinput in das Grundwassersystem hat im wesentlichen drei Quellen: Düngemittel, Phosphate in organischer Substanz sowie die Freisetzung aus Gesteinen. Da der Phosphor in der organischen Substanz schon als Phosphat vorliegt, wird dieses bei einer Mineralisierung lediglich hydrolytisch freigesetzt. Sauerstoffhaltige Grundwässer weisen nach HÖLL (1986) überwiegend sehr geringe Phosphatkonzentrationen ($< 0,03 \text{ mg/l PO}_4\text{-P}$) auf.

SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2017) beschreiben eine generelle Gefährdung intensiv bewirtschafteter Böden gegenüber der P-Verlagerung. Bei landwirtschaftlich genutzten Böden wird die Auswaschung

maßgeblich durch einen höheren Gehalt an leicht mobilisierbaren Phosphorverbindungen und eine häufig höhere Sickerrate erhöht. Das durch Düngung zugefügte Phosphat wird im Oberboden angereichert und – zwar in geringen Mengen, jedoch kontinuierlich – in die Tiefe verlagert. Auch PRASUHN (2006) weist auf Untersuchungen hin, die hohe Auswaschungsverluste aus mit P überversorgten Böden zeigen. Auswaschungsgefährdet sind insbesondere sandige Böden (geringer Anteil an Sorbenten, größere Poren), Moorböden (wenige oder fehlende Sorbenten), bindige Böden v. a. unter Grünland (Makroporenfluss über Wurzelbahnen und Risse) und grundwassernahe und stauwasserbeeinflusste Böden mit zeitweise oder ständig reduzierenden Bedingungen. Die Bodenart steuert über die Wasserdurchlässigkeit und die spezifische Oberfläche die Sorption des Phosphates. Analog zum P-Gehalt sind unter natürlichen Bedingungen auf tonigeren Standorten höhere pflanzenverfügbare Phosphatgehalte zu erwarten als auf sandigeren. MOORE et al. (1993) und TETZLAFF (2006) führen als entscheidende Einflüsse auf die P-Auswaschung die Sickerwasserrate, das Sorptionsvermögen des Bodens, die Landnutzung, die Verweilzeit des Sickerwassers und den Grundwasserflurabstand sowie P-Gehalt des Bodens auf. GEBEL et al. (2010) weisen auf den möglichen Einfluss der Bodenbearbeitung (konventionell/konservierend) hin.

Mit dem Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahre 2000 und der EU-Meerestategie (MSRL) im Jahre 2008 ist das Ziel des guten chemischen und ökologischen Zustands der Gewässer auch für Phosphor definiert. Da die P-Einträge aus dem nichtlandwirtschaftlichen Bereich (insbesondere der kommunalen Abwässer) in den letzten Jahrzehnten überproportional reduziert werden konnten, hat der Anteil der Landwirtschaft an der Eutrophierung der Gewässer, trotz der Reduzierung der P-Bilanzüberschüsse in den Ackerbauregionen, im Verlauf der zurückliegenden zwei Jahrzehnte relativ an Bedeutung gewonnen. Die Langfristigkeit der negativen Nachwirkungen langjährig hoher P-Bilanzüberschüsse nicht nur auf den erosionsbedingten P-Austrag, sondern auch auf den P-Austrag mit dem Sickerwasser, ist inzwischen wissenschaftlich zuverlässig abgesichert (z. B. VERLOOP et al. 2010).

In der Grundwasserverordnung wird ein Schwellenwert von 0,5 mg/l o-PO₄ (Ortho-Phosphat) genannt. Dies entspricht einer o-PO₄-P-Konzentration von 0,163 mg/l im Grundwasser. Dies bedeutet, dass bei einer durchschnittlichen Grundwasserneubildung von rund 100 l/m² bereits eine Auswaschung bzw. Eintrag von 0,163 kg PO₄-P pro ha und Jahr zum Erreichen des Schwellenwertes nach der Grundwasserverordnung führt.

Für die vorliegende Auswertung wurden die Phosphatgehalte pro Messstelle ab dem Jahr 2014 bis 2018 herangezogen und zu einem Mittelwert pro Messstelle zusammengefasst. Insgesamt flossen Analysen von 3563 Grundwässern in die Auswertung für die Gesamt-Phosphatkonzentrationen und Analysen von 1256 Grundwässern für die Betrachtung der jeweiligen Ortho-Phosphatkonzentrationen ein. Die Werteangaben beziehen sich immer auf den Phosphat-P-Gehalt.

Tab. 9: Häufigkeitsverteilung der Gesamt-Phosphatkonzentrationen in hessischen Grundwässern

Gesamt-Phosphatkonzentration in mg/l PO ₄ -P	Messstellenanzahl (Häufigkeit)	Prozent	Prozent kumuliert
< BG	1 450	40,7	40,7
≥ BG bis 0,1	1 775	49,8	90,5
> 0,1 bis 0,163	200	5,6	96,1
> 0,163 bis 0,25	90	2,5	98,6
> 0,25 bis 0,5	36	1,0	99,6
> 0,5	12	0,3	100,0

Der überwiegende Anteil aller Grundwässer enthält keine bzw. nur sehr geringe Spuren an Phosphat-P. In knapp der Hälfte aller Grundwässer werden keine Spuren von Phosphat nachgewiesen. In weiteren fast 50 % aller Grundwässer sind geringe Rückstände zu finden.

Wie aus der Tab. 10 hervorgeht, überschreitet nur ein kleiner Anteil von Grundwässern (2,6 %) die Schwelle der Grundwasserverordnung von 0,163 mg/l Ortho-Phosphor (bzw. 0,5 mg/l Ortho-Phosphat).

Tab. 10: Häufigkeitsverteilung der Ortho-Phosphatkonzentrationen in hessischen Grundwässern

Ortho-Phosphatkonzentration in mg/l o-PO ₄ -P	Messstellenanzahl (Häufigkeit)	Prozent	Prozent kumuliert
< BG	467	37,2	37,2
≥ BG bis 0,1	700	55,7	92,9
> 0,1 bis 0,163	56	4,5	97,4
> 0,163 bis 0,25	23	1,8	99,2
> 0,25 bis 0,5	8	0,6	99,8
> 0,5	2	0,2	100,0

Die überwiegende Mehrzahl aller Grundwässer weisen keine bzw. nur geringe Mengen an Ortho-Phosphat auf.

Allgemein ist zu sagen, dass der größte Teil des (Gesamt)Phosphates in anorganischer gelöster Form, zumeist als Ortho-Phosphat, vorliegt. Insgesamt gesehen unterscheiden sich jedoch beide Phosphatfraktionen nicht sehr stark hinsichtlich der Höhe ihrer Konzentrationen.

In Abb. 35 werden die statistischen Verteilungsgrößen bezüglich der Phosphat-P-Konzentrationen in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Einheiten aufgezeigt. Der Oberrheingraben mit dem Mainzer Becken, das Nordhessische Tertiär und das Mitteldeutsche Buntsandsteingebiet weisen den höchsten Anteil an höheren Phosphat-P-Konzentrationen auf. Die geringsten Gehalte liegen im Rheinischen Schiefergebirge vor.

Alle anderen hydrogeologischen Räume weisen ähnliche Verteilungsmuster hinsichtlich ihrer Phosphat-P-Konzentrationen auf, die sich meist auf niedrigem Niveau bewegen (< 0,03 mg/l Phosphat-P). Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sich die unterschiedlichen hydrogeologischen Bedingungen der verschiedenen hydrogeologischen Räume nicht in unterschiedlichen Phosphat-P-Konzentrationen bzw. deren Verteilungsmuster bemerkbar machen.

Die in der Literatur beschriebene Verteilung der Phosphat-P-Konzentrationen mit relativ hohen Phosphat-P-Gehalten in Magmatiten und Tonsteinen und geringeren Phosphat-P-Gehalten in Sand- und Karbonatgesteine wird in hessischen Grundwässern nicht in dieser Klarheit sichtbar.

Die von SCHLEYER & KERNDORFF (1992) postulierten geogenen Normalbereiche für Phosphat-Konzentrationen

von Grundwässern in Abhängigkeit ihrer geologischen Herkunft steht allerdings im Einklang zu den hessischen Ergebnissen. Bei diesen Autoren werden auch für Lockersedimenten die höchsten Phosphat-P-Konzentrationen genannt.

Hinsichtlich ihrer hydrogeologischen Herkunft gibt es eine Zweiteilung bei den Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen (Abb. 36).

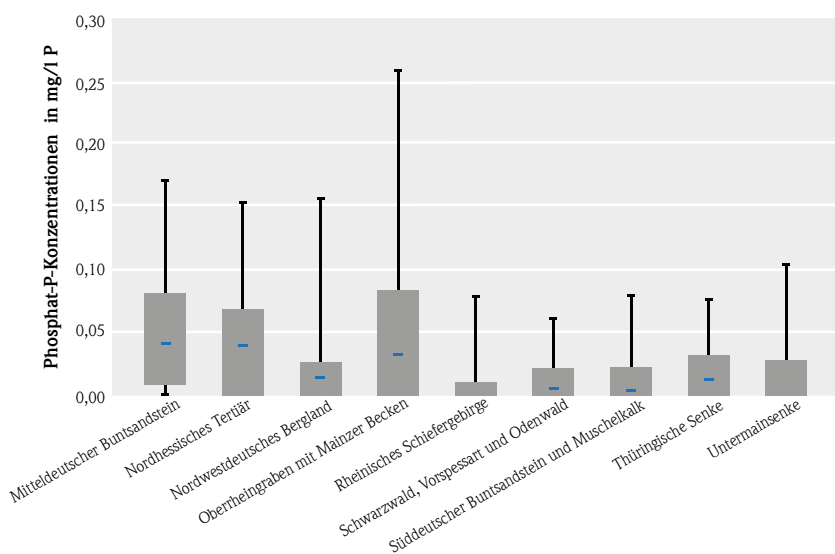


Abb. 35: Statistische Verteilung der Phosphat-P-Konzentrationen der hessischen Grundwässer in Abhängigkeit ihrer hydrogeologischen Herkunft (Um die relevanten Kennwerte des Boxplots besser erfassen zu können, wurde auf eine Darstellung der Extremwerte verzichtet. Zur Erläuterung der Kennwerte siehe Abb. 29 in Kapitel 4.3.5.)

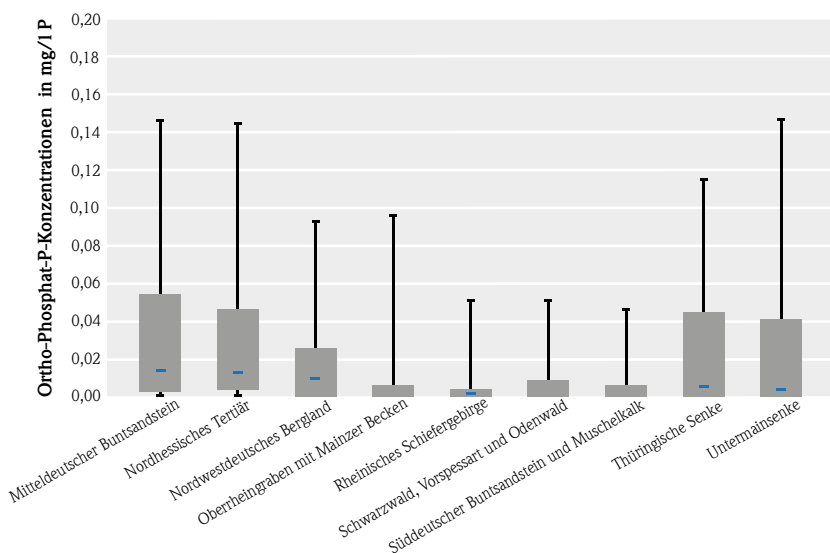


Abb. 36: Statistische Verteilung der Ortho-Phosphat (P)-Konzentrationen der hessischen Grundwässer in Abhängigkeit ihrer hydrogeologischen Herkunft (Um die relevanten Kennwerte des Boxplots besser erfassen zu können, wurde auf eine Darstellung der Extremwerte verzichtet. Zur Erläuterung der Kennwerte siehe Abb. 29 in Kapitel 4.3.5.)

Im Oberrheingraben, der hinsichtlich der Phosphat-P-Konzentrationen die Spitzenstellung einnimmt, liegen hinsichtlich der gelösten Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen mit dem Rheinischen Schiefergebirge, dem Vorpessart/Odenwald und dem Süddeutschen

Buntsandstein nur noch sehr geringe Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen vor (Abb. 37). Somit sind für die Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen andere Verteilungsmuster wie für die Phosphat-P-Konzentrationen gegeben.

Hydrogeologische Räume

- Oberrheingraben mit Mainzer Becken
- Untermainsenke
- Nordhessisches Tertiär
- Nordwestdeutsches Bergland
- Mitteldeutscher Buntsandstein
- Thüringische Senke
- Süddeutscher Buntsandstein und Muschelkalk
- Rheinisches Schiefergebirge
- Schwarzwald, Vorspessart und Odenwald

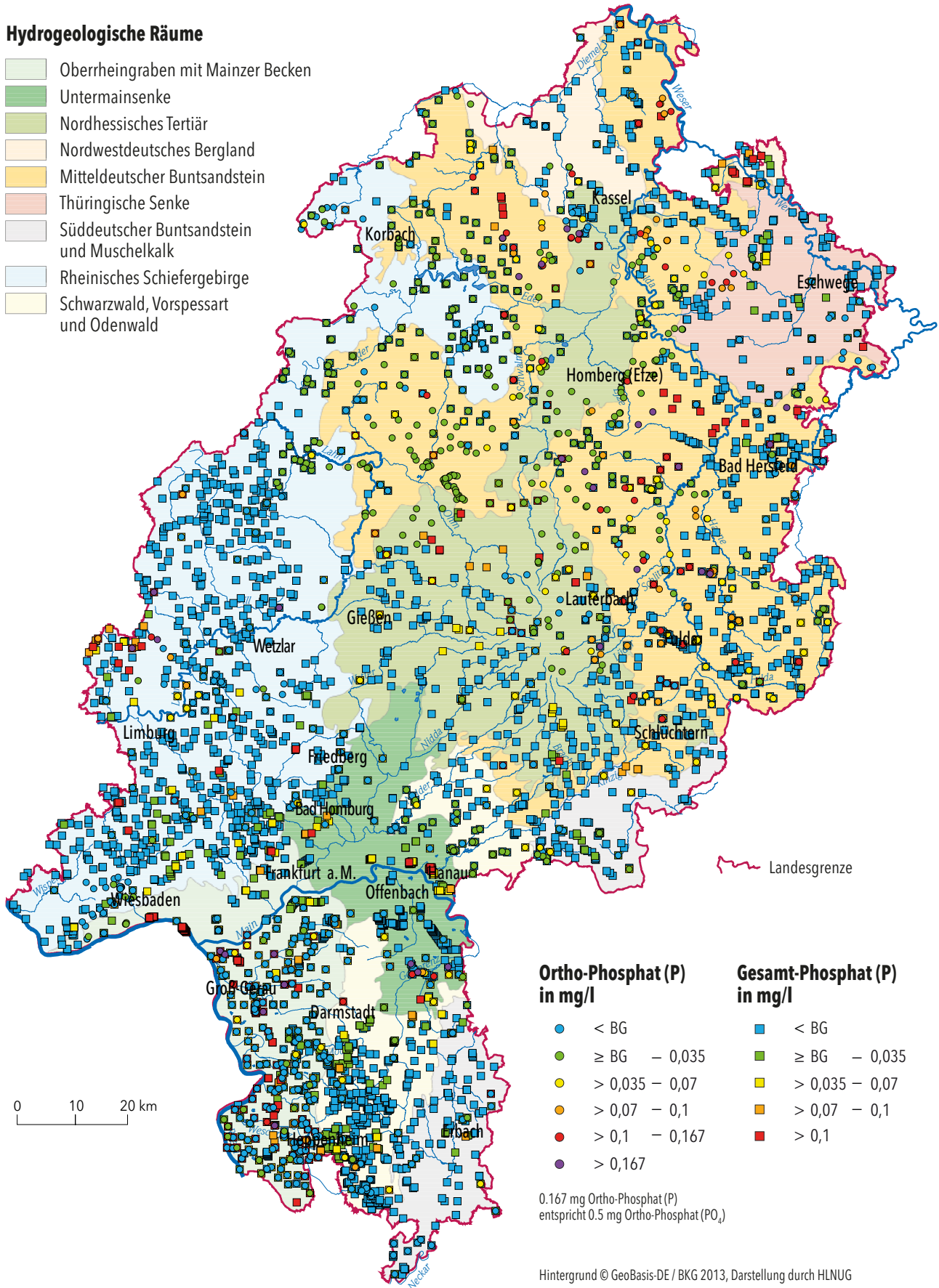


Abb. 37: Räumliche Verteilung der Ortho-Phosphat (P)- und Gesamtphosphat (P)-Konzentrationen vor dem Hintergrund der hydrogeologischen Räume (Mittelwerte pro Messstelle ab 2014)

Die räumliche Verteilung der Ortho-Phosphat-P- und Phosphat-P-Konzentrationen zeigt Häufungen von höheren Konzentrationen im Oberrheingraben und dem Mitteldeutschen Buntsandsteingebiet an. Ansonsten ist erkennbar, dass sich innerhalb der hydrogeologischen Räume in unmittelbarer Nachbarschaft hohe und niedrige Phosphat-P- bzw. Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen befinden können. Neben dem hydrogeologischen Inventar müssen damit noch andere Faktoren, wie die landwirtschaftliche Nutzung, auf die Höhe der Phosphat-P-Konzentrationen einwirken.

In Abb. 38 und Abb. 39 sind die Grundwässer ihrer überwiegenden Landnutzung (Einzugsbereich der Messstellen) zugeordnet (bei einem Flächenanteil von mind. 50%). „Mischung“ bezeichnet Grundwässer ohne eine dominierende Nutzungsart.

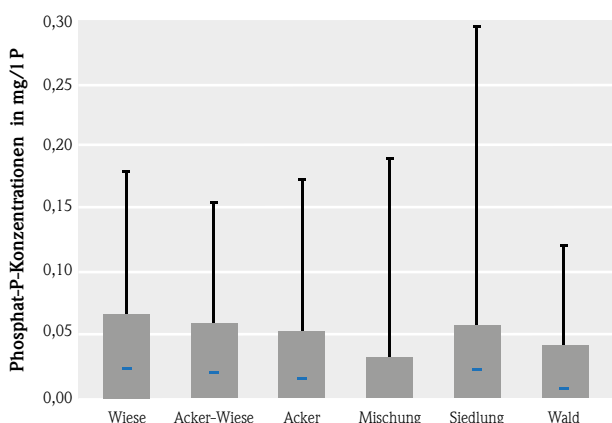


Abb. 38: Phosphat-P-Gehalte hessischer Grundwässer, gruppiert nach der überwiegenden Landnutzung im Einzugsbereich der Messstellen (Um die relevanten Kennwerte des Boxplots besser erfassen zu können, wurde auf eine Darstellung der Extremwerte verzichtet. Zur Erläuterung der Kennwerte siehe Abb. 29 in Kapitel 4.3.5.)

Die Häufigkeitsverteilungen der Phosphat-P-Konzentrationen zeigen leicht höhere Konzentrationen für die Nutzungsklassen „Wiese“ und den Nutzungsmix „Acker und Wiese“. Nur unwesentlich geringer fallen die Phosphat-P-Konzentrationen in Siedlungsgebieten aus. Neben der Nutzungsklasse „Mischung“ weisen vor allem die Grundwässer aus Waldgebieten leicht niedrigere Phosphat-P-Konzentrationen auf.

Die Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen liegen, verglichen mit den Phosphat-P-Konzentrationen,

deutlich geringer. Grundwässer mit überwiegender Wiesennutzung weisen die höchsten Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen auf. Weiterhin liegen für die Grundwässer aus Waldgebieten höhere Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen vor.

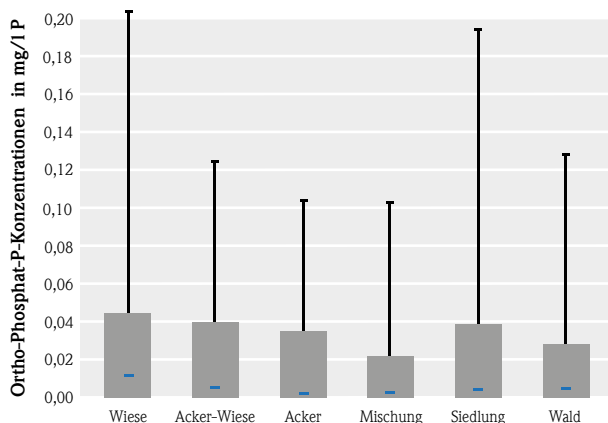


Abb. 39: Ortho-Phosphat-P-Gehalte hessischer Grundwässer, gruppiert nach der Landnutzung (Um die relevanten Kennwerte des Boxplots besser erfassen zu können, wurde auf eine Darstellung der Extremwerte verzichtet. Zur Erläuterung der Kennwerte siehe Abb. 29 in Kapitel 4.3.5.)

Der Schwellenwert der Grundwasserverordnung von 0,163 mg/l Ortho-Phosphat-P wird jedoch nur in der Nutzungsform „Wiese“ häufiger und abgeschwächt in der Nutzungsform „Siedlung“ überschritten. Aber auch hier überschreitet nur ein kleiner Prozentsatz (rund 7%) den Schwellenwert der Grundwasserverordnung.

Die reinen Nutzungsformen „Acker“ und „Siedlung“ zeichnen sich im Gegensatz zu den Phosphat-P-Konzentrationen durch geringere Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen aus. Ihre Verteilungsmuster sind vergleichbar mit der Nutzungsform „Mischung“. Zu erwarten wäre eine höhere Häufigkeit an merklichen Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen bei der Ackernutzung, da auf diesen Flächen regelmäßig Phosphatdünger zum Einsatz kommen. Meist weisen jedoch die reinen Ackerstandorte ausgeglichene bzw. leicht alkalische Bodenreaktionen auf. Im Gegensatz dazu weisen Wiesenstandorte meist einen deutlich geringeren Boden-pH-Wert auf, die oft im leicht sauren Bereich angesiedelt sind. Die reinen Nutzungsformen „Acker“ und „Siedlung“ zeichnen sich im Gegensatz zu den Phosphat-P-Konzentrationen durch geringere Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen aus.

Ihre Verteilungsmuster sind vergleichbar mit der Nutzungsform „Mischung“. Zu erwarten wäre eine höhere Häufigkeit an merklichen Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen bei der Ackernutzung, da auf diesen Flächen regelmäßig Phosphatdünger zum Einsatz kommen. Meist weisen jedoch die reinen Ackerstandorte ausgeglichene bzw. leicht alkalische Bodenreaktionen auf. Im Gegensatz dazu weisen Wiesenstandorte meist einen deutlich geringeren Boden-pH-Wert auf, die oft im leicht sauren Bereich angesiedelt sind. Da die Phosphatlöslichkeit mit sinkenden pH-Werten zunimmt, dürften die höheren Konzentrationen an Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen auf diesen Wirkungsmechanismus zurückzuführen sein. Ein ähnliches Verhalten wird wahrscheinlich auch für die Grundwässer aus Waldgebieten vorliegen. Waldbö-

den zeichnen sich oft durch merklich saure Milieubedingungen aus. Anders als bei den Wiesenstandorten erfolgen in den Wäldern keine regelmäßigen Düngemaßnahmen, die pflanzenverfügbare Phosphatverbindungen in die Flächen bringen, um die Phosphatentzüge der Wiesen auszugleichen. Dies könnte die Sonderstellung der Wiesenstandorte hinsichtlich der Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen erklären.

Festzuhalten ist, dass weniger als 3 % aller Grundwässer den Schwellenwert der Grundwasserordnung überschreiten und diese Überschreitungen einem Mix aus hydrogeologischem Hintergrund, Bodeneigenschaften und Landnutzungstyp verbunden mit der Phosphatdüngung geschuldet ist.

4.5 Ausgewählte anorganische Spurenstoffe

In der Regel werden als Spurenstoffe solche anorganischen Wasserinhaltsstoffe bezeichnet, die Konzentrationen in Mikro- und Nanogramm pro Liter aufweisen.

Spurenstoffe haben z. T. für den menschlichen Organismus eine wichtige Funktion. Sie können jedoch auch ein erhöhtes Toxizitätspotenzial aufweisen (EBERMANN & ELMADFA 2011), das von Art und Konzentration sowie vom Zusammentreffen verschiedener Spurenstoffe abhängig sein kann.

Viele Spurenstoffe sind Metalle und kommen in der Lithosphäre und somit auch im Grundwasser geogen vor. Über die Atmo- und Biosphäre werden Stoffe in den Boden und ins Grundwasser eingetragen. Verstärkt werden diese Prozesse durch den zunehmenden Eingriff des Menschen in den Naturhaushalt. Mit zunehmender Industrialisierung kommt ein verstärkter atmosphärischer Eintrag von Spurenstoffen hinzu.

Der Höhepunkt der anthropogen bedingten atmosphärischen Spurenstoffeinträge in Böden in Mitteleuropa lag in der letzten Hälfte des 20. Jahrhunderts. Deutlich zeigt sich der Rückgang Anfang der 1990er Jahre, mit Ausnahmen für Zink und Kupfer. Ursächlich hierfür ist vor allem die Abnahme von Emissionen der Schwerindustrie in den neuen Bundesländern seit dem Jahr 1989, sowie die sukzessive Einführung strengerer Umweltstandards.

Durch landwirtschaftliche Bodennutzung werden dem Boden mit der Ernte ständig Stoffe entzogen. Diesem Stoffentzug tritt man durch Düngung entgegen. Mineralische Dünger (z. B. N-P-K-Dünger), Wirtschaftsdünger (z. B. Gülle, Dung) und Sekundärrohstoffdünger (z. B. Klärschlamm, Kompost) führen zu einem Eintrag von anorganischen Spurenstoffen in den Boden. Allerdings ist in den letzten 20 Jahren der Schwermetall-Eintrag durch Mineraldünger um über 70 % zurückgegangen (BayStMUGV, HMULV & TMLNU 2008).

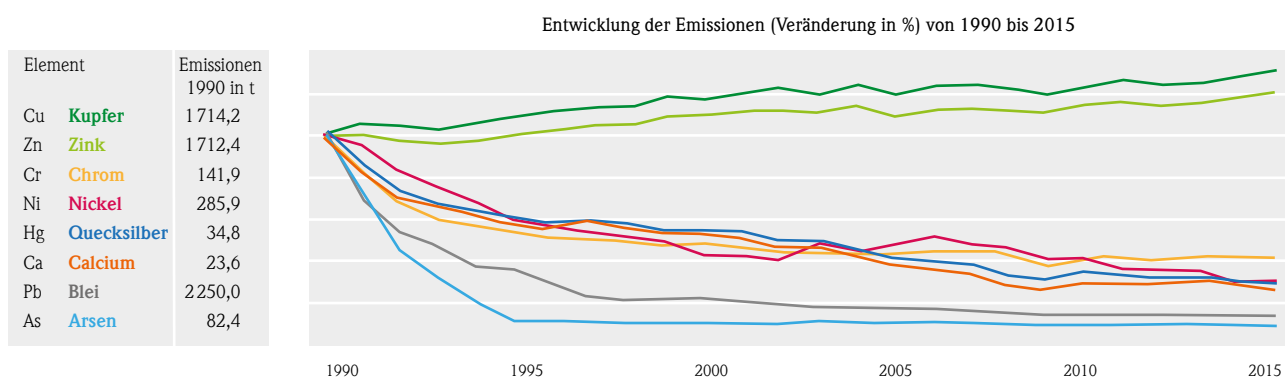


Abb. 40: Entwicklung der Emissionen von anorganischen Spurenstoffen in Deutschland von 1990 bis 2015 (in Prozent, UBA 2018b)

Punktuelle Quellen für anorganische Spurenstoffe sind Mülldeponien, Kläranlagen, Klärschlamm und Verbrennungsanlagen; Lineare Quellen sind u. a. Verkehrswege. Vereinzelt gibt es in Hessen Altlastenstandorte, die als Punktquellen zu erhöhten Schwermetallkonzentrationen im Grundwasser führen. Die bekannten relevanten Fälle befinden sich in Sanierungsprogrammen.

Metalle sind persistent und können langfristig im Boden und der ungesättigten Zone angereichert werden. Die meisten Metalle gehen im Erdreich in die Oxidform über und binden sich dort reversibel an organischer Bodensubstanz oder Tonminerale. Wenn das Filter- und Puffervermögen der Böden überschritten wird, werden die Schadstoffe wieder freigesetzt. Dies geschieht insbesondere bei sauren Bodenverhältnissen und/oder skelettreichen, sandigen Böden recht schnell.

Bei Böden mit gutem Filter- und Puffervermögen kann es Jahrzehnte dauern bis das System „überläuft“. Dadurch kann es dazu kommen, dass Schadstoffe im Grundwasser zunehmen, obwohl der Eintrag abnimmt.

Die grundwasserleitenden Gesteine im Einzugsgebiet einer Wassergewinnungsanlage können einen großen Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit haben. So können z. B. in gabbroid-basaltischen Gesteinen die Elemente Cobalt, Chrom, Nickel und Vanadium, in granitischen Gesteinen die Elemente Barium, Lithium, Blei und Uran sowie in Schwarzschiefern die Elemente Kupfer, Blei, Uran und Zink beachtlich angereichert sein (FAUTH et al. 1985).

Des Weiteren bestimmen lokal die Säurekapazität und die Gesamthärte der Grundwässer die Aufnahmefähigkeit für Protonen und damit die Löslichkeit von Metallen.

Für toxische, persistente und bioakkumulierbare Spurenstoffe wurden in Deutschland durch die Grundwasserverordnung – deren Grundlage die europäische Grundwasserrichtlinie ist – sogenannte Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) eingeführt. Dabei handelt es sich um Konzentrationen, bei deren Unterschreitung und Exposition über die Nahrungskette von keiner Gefährdung auszugehen ist. Für einige Stoffe sind Grenzwerte nach der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2018) verfügbar, die zusätzlich zur Beurteilung herangezogen werden.

Schwermetallgehalte in mg/kg Trockensubstanz
als arithmetischer Mittelwert (Gesteine)

As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
18	0,02	83	14		33	17	60
<3	0,12	399	56		249	6	108
4	0,03	18	4		8	11	11
2	0,07			0,08			
6	0,08	7	4		4	5	10

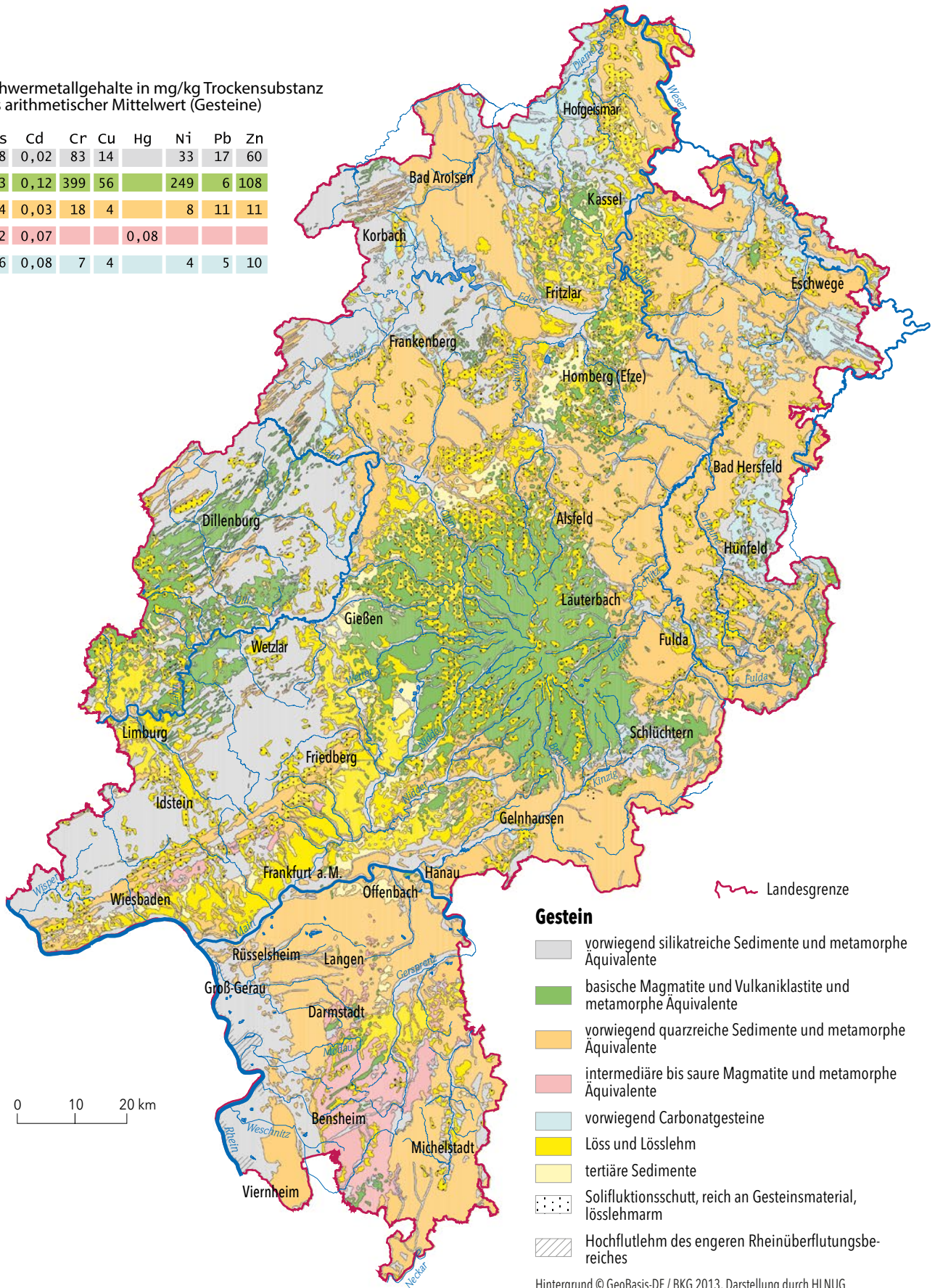


Abb. 41: Hintergrundgehalte umweltrelevanter Schwermetalle in Gesteinen und Böden (ROSENBERG & SABEL 1996)

4.5.1 Aluminium

Aluminium (Al) ist ein in der Natur allgegenwärtiges Leichtmetall. Aluminium kommt aufgrund seiner Reaktionsfreudigkeit fast nur als Verbindung vor. Im Boden ist Aluminium an Tonminerale gebunden und zentraler Bestandteil des Puffersystems. Unter einem pH-Wert von 5 geht es in Lösung und kann unter diesen Bedingungen in höheren Konzentrationen in das Grundwasser gelangen. Die Aluminiumkonzentration im Grundwasser ist damit vom Säuregehalt abhängig. Das z. B. durch den sauren Regen gelöste Al_3^+ -Ion gilt als pflanzentoxisch und wird als eine Ursache für das „Waldsterben“ angesehen.

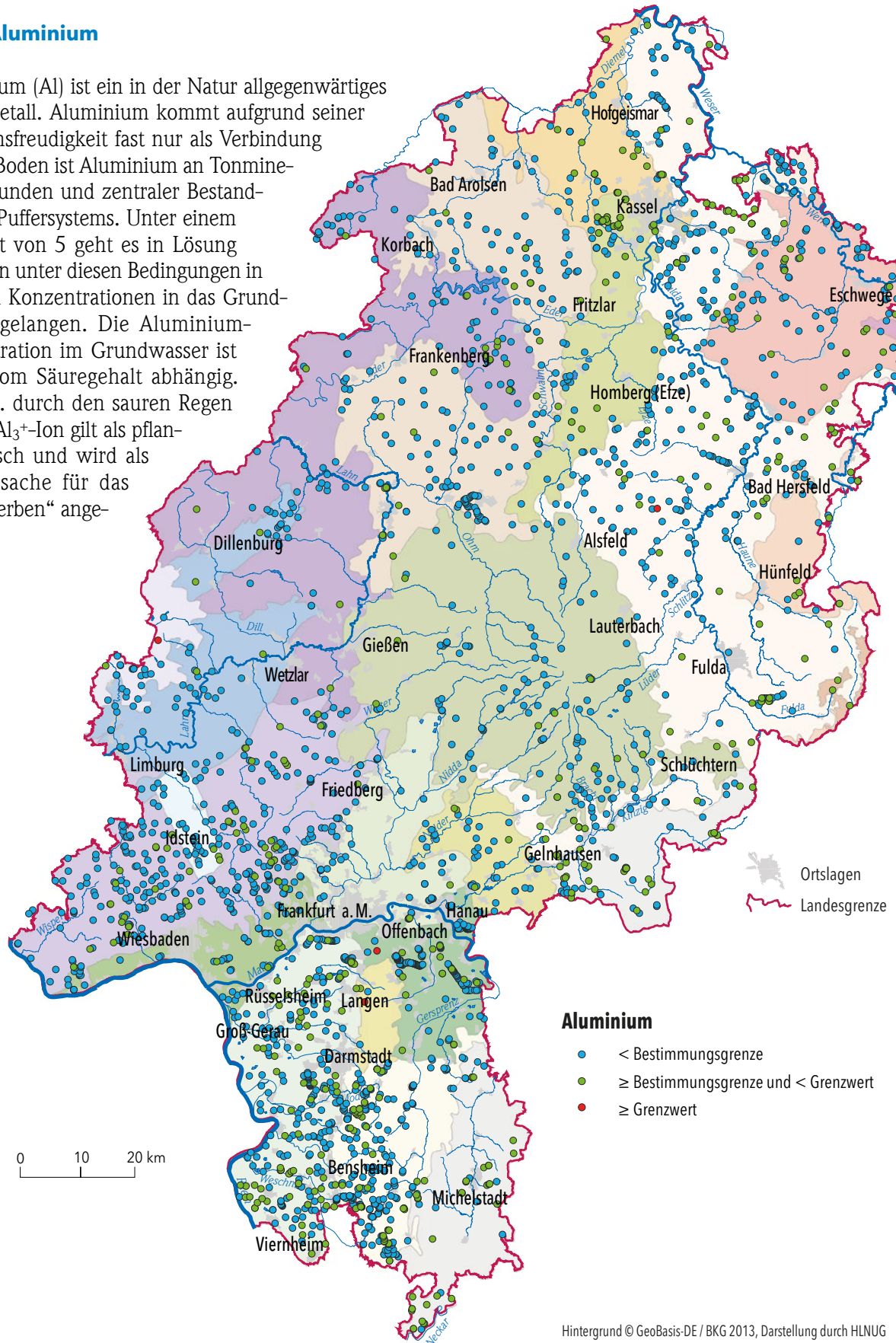


Abb. 42: Aluminiumkonzentrationen in Grundwasserproben der Jahre 2012–2018 (Darstellung des jeweils aktuellsten Messwertes einer Messstelle)

Kartenhintergrundlegende der hydrogeologischen Teilräume für alle Karten in diesem Kapitel siehe Abb. 6 in Kapitel 2.4.

Bei den pH-Werten, die in der Regel in natürlichen Grundwasserkörpern vorherrschen, hydrolisieren die Aluminiumverbindungen zu Aluminiumhydroxid. In Kläranlagen werden Aluminiumionen zur Ausfällung von Phosphat eingesetzt.

Inwieweit Aluminium für den Menschen schädlich ist, ist umstritten. Aluminiumionen schädigen vor allem durch die Bindung an Phosphat; das bedeutet, sie beeinflussen den Phosphatstoffwechsel. (WISCHMEIER-BAYER & BAYER 1995; MERIAN 1991; BIRKE et al. 2006).

Der Grenzwert nach der TrinkwV (2018) und der Wert als Indikatorparameter in der EG-Trinkwasser-richtlinie liegt bei 200 µg/l; 3,5% der untersuchten Proben liegen darüber.

Die höchsten Aluminiumkonzentrationen in hessischen Grundwässern sind insbesondere in Buntsandsteingebieten in Verbindung mit niedrigen pH-Werten anzutreffen, z. B. im Buntsandstein des Odenwaldes.

Niedrige Aluminiumkonzentrationen überwiegen, wenn die geologische Verfügbarkeit gering ist und/oder die pH-Werte der Grundwässer im basischen Bereich liegen. Niedrige Konzentrationen finden sich deshalb z. B. im Gebiet mit Muschelkalkverbreitung sowie im vulkanischen Vogelsberg.

4.5.2 Arsen

Arsen (As) ist ein Halbmetall. Arsen tritt in der Umwelt am häufigsten als Sulfid auf und kommt als Nebenprodukt in vielen Erzen vor. Ursächlich für höhere Konzentrationen von Arsenverbindungen im Grundwasser sind die Auswaschungen aus arsenhaltigen Erzen. Arsen ist im Gegensatz zu den meisten Metallen unter reduzierenden Bedingungen besser löslich als unter oxidierenden.

Alle löslichen Arsenverbindungen sind giftig. Toxisch wirkt vor allem Arsen trioxid aus der Metallgewin-

nung und aus Pflanzenschutzmitteln. Arsen trioxid wird als Schädlingsbekämpfungs- und Desinfektionsmittel eingesetzt und gelangt so in die Nahrungskette (MERIAN 1991; BIRKE et al. 2006).

Der Grenzwert für Arsen nach TrinkwV (2018) und der neuen EG-Trinkwasserrichtlinie beträgt 10 µg/l. Er entspricht dem aktuellen Geringfügigkeitsschwellenwert der LAWA (2017). In Hessen wurde in 8,3% der Grundwasserproben Arsen über 10 µg/l gefunden, dies betrifft aber nur wenige Messstellen.

Das Auftreten von Arsen steht überwiegend im Zusammenhang mit der geogenen Verfügbarkeit, dem pH-Wert und den reduzierenden Bedingungen im Grundwasser.

4.5.3 Barium

Barium (Ba) gehört zu den Erdalkalimetallen und wird vor allem in den Mineralen Schwerspat (Baryt bzw. Bariumsulfat; wasserunlöslich) und Witherit (Bariumcarbonat; schwerlöslich im Wasser) gefunden. Barium ähnelt in seinen chemischen Eigenschaften dem Calcium und wird häufig in Feldspäten und Glimmern im Kristallgitter als isomorpher Ersatz eingebaut.

Die wasserunlöslichen Bariumverbindungen sind für den Menschen ungiftig. Alle löslichen Bariumverbindungen sind dagegen für den Menschen und für Wasserorganismen giftig, kommen aber in natürlicher Form kaum vor (BIRKE et al. 2006).

Zweiwertiges Barium wirkt toxisch, da es die physiologischen Wirkungen des Calciums „simulieren“ kann und Signale weitergibt, die den Stoffwechsel negativ beeinflussen können (EBERMANN & ELMADFA 2011).

Der derzeit angewandte Geringfügigkeitsschwellenwert (GFS) für Barium im Grundwasser liegt bei 175 µg/l. 23% der in Hessen im Zeitraum von 2011–2017 gemessenen Werte liegen über dem GFS-Wert.

Erhöhte Arsenkonzentrationen sind in der Regel geogen bedingt und insbesondere im Kristallin des Vorspessarts und Odenwalds, im Rotliegend der östlichen Wetterau und im Nord- und Osthessischen Buntsandstein anzutreffen. Auch im Bereich von quartären Bach- und Fluss-Sedimenten kann es zu erhöhten Arsenkonzentrationen kommen. Dadurch sind erhöhte Einzelfunde in den Grundwässern der ehemaligen Auen des Alt-Neckars und Mäandern des Rheins im Hessischen Ried möglich.

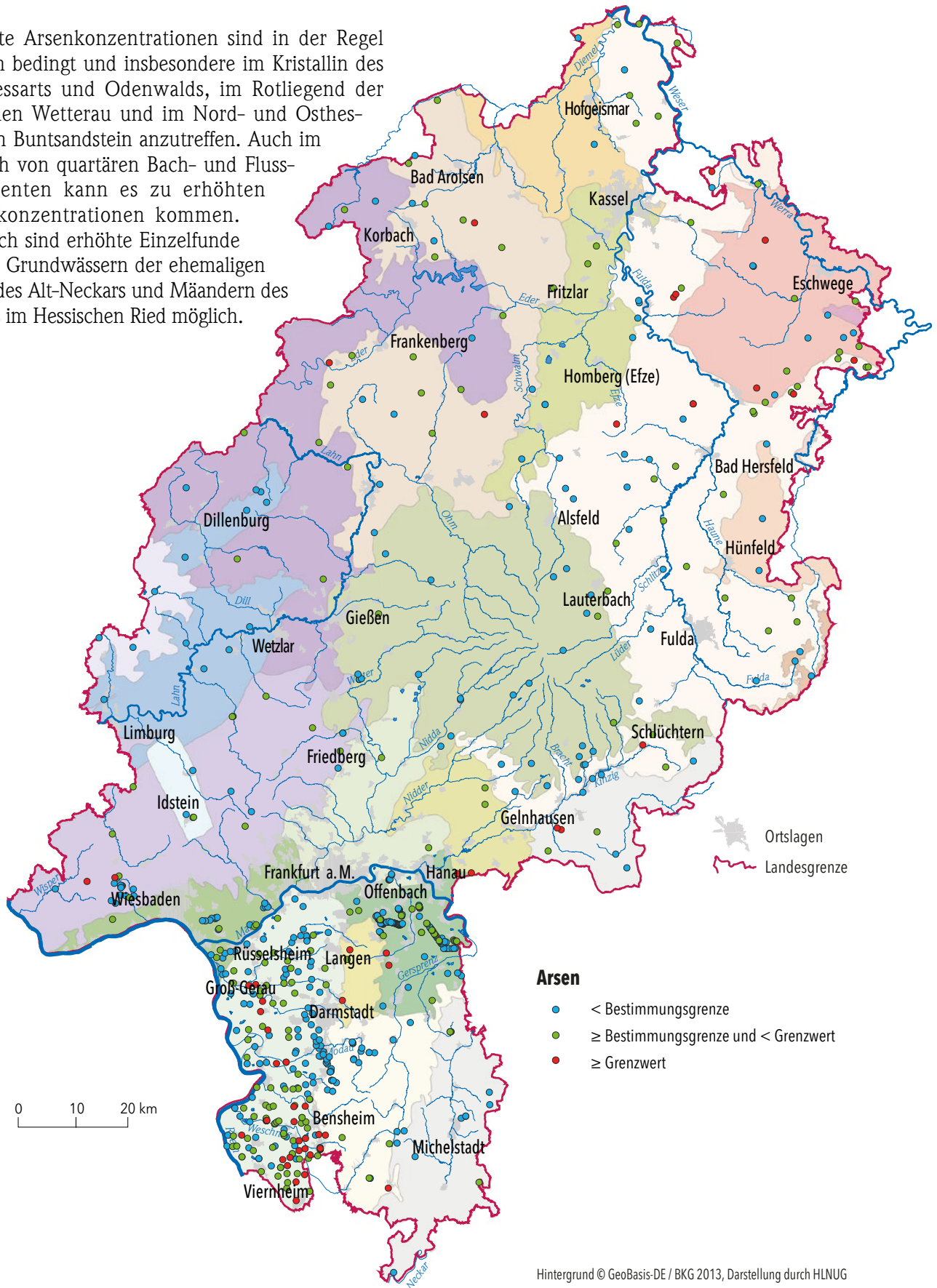
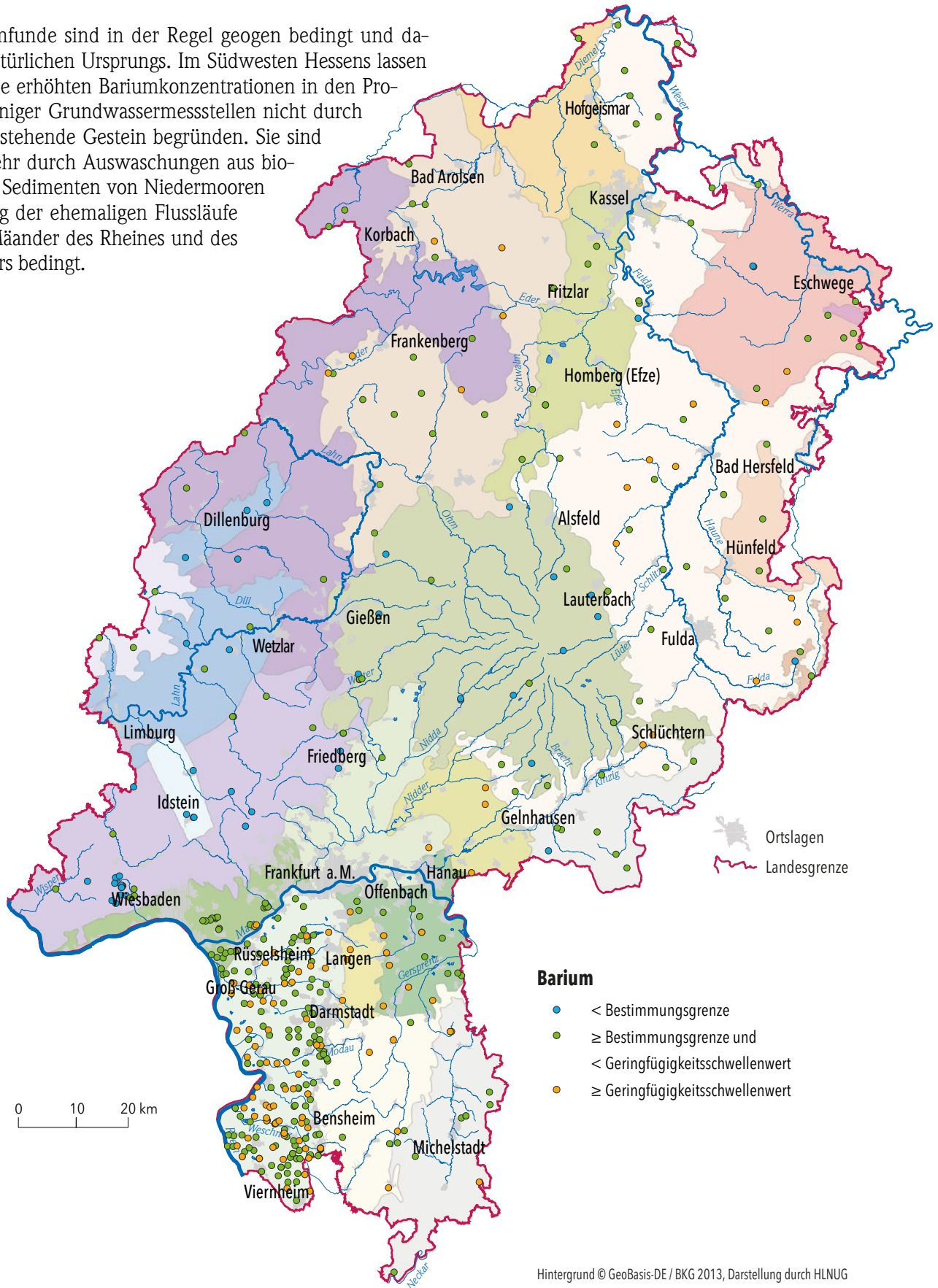


Abb. 43: Arsenkonzentrationen in Grundwasserproben der Jahre 2012–2018 (Darstellung des jeweils aktuellsten Messwertes einer Messstelle)

Bariumfunde sind in der Regel geogen bedingt und damit natürlichen Ursprungs. Im Südwesten Hessens lassen sich die erhöhten Bariumkonzentrationen in den Proben einiger Grundwassermessstellen nicht durch das anstehende Gestein begründen. Sie sind vielmehr durch Auswaschungen aus biogenen Sedimenten von Niedermooren entlang der ehemaligen Flussläufe und Mäander des Rheines und des Neckars bedingt.

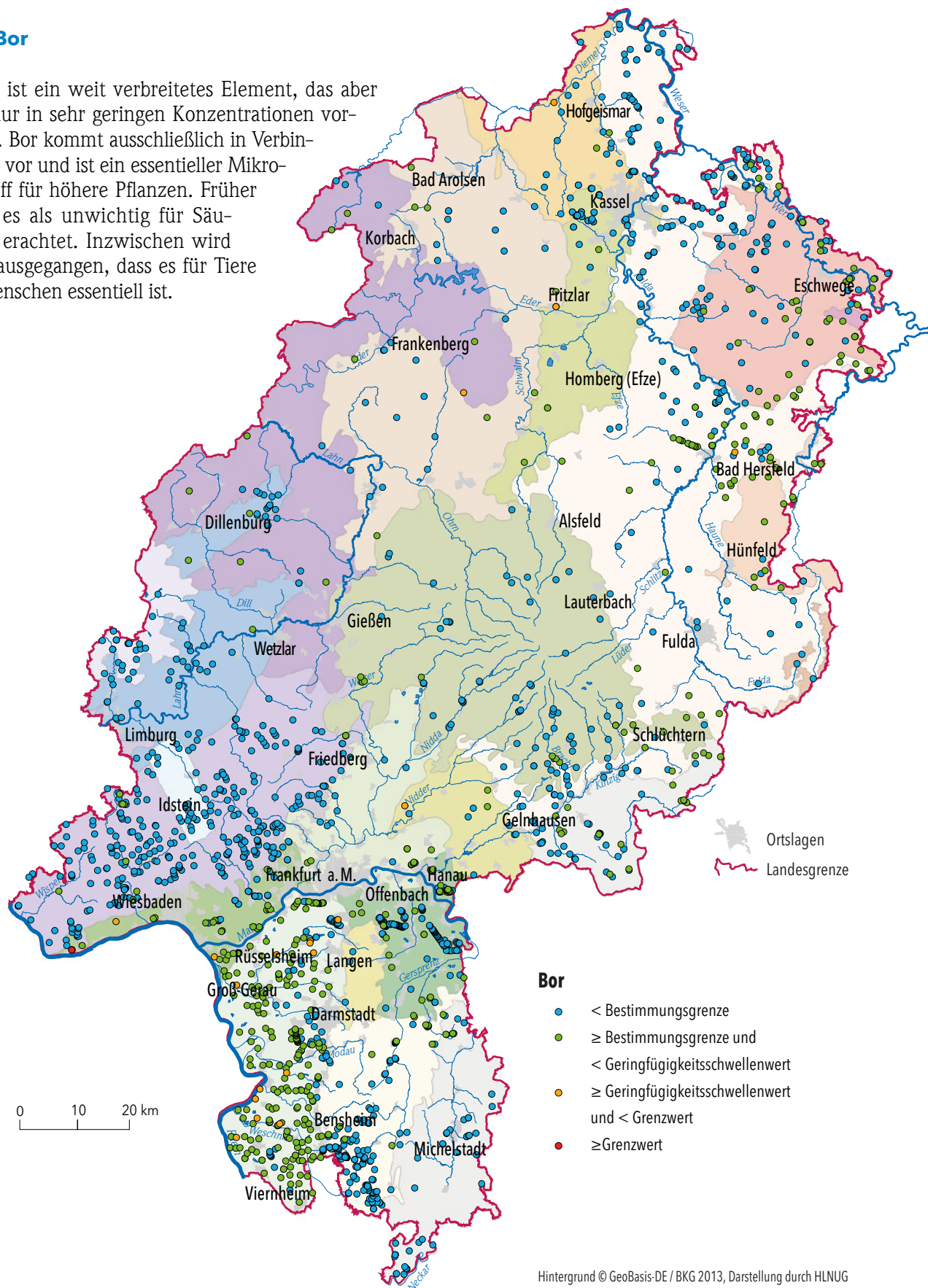


Hintergrund © GeoBasis-DE / BKG 2013, Darstellung durch HLNUG

Abb. 44: Bariumkonzentrationen in Grundwasserproben der Jahre 2012–2018 (Darstellung des jeweils aktuellsten Messwertes einer Messstelle)

4.5.4 Bor

Bor (B) ist ein weit verbreitetes Element, das aber meist nur in sehr geringen Konzentrationen vorkommt. Bor kommt ausschließlich in Verbindungen vor und ist ein essentieller Mikro-nährstoff für höhere Pflanzen. Früher wurde es als unwichtig für Säugetiere erachtet. Inzwischen wird davon ausgegangen, dass es für Tiere und Menschen essentiell ist.



Hintergrund © GeoBasis-DE / BKG 2013, Darstellung durch HLNUG

Abb. 45: Borkonzentrationen in Wasserproben der Jahre 2012–2018 (Darstellung des jeweils aktuellsten Messwertes einer Messstelle)

Nach Schätzungen stammen etwa zwei Drittel des in der Umwelt vorhandenen Bors aus anthropogenen Quellen (LFU 2001). Bor wird vor allem durch Wasch- und Reinigungsmittel in die Gewässer eingetragen. Es kann über undichte Abwasser- und Abfallanlagen sowie durch Infiltration von Oberflächengewässern in das Grundwasser gelangen. Wegen seiner meist geringen geogenen Konzentration ist Bor ein geeigneter Indikator für anthropogene Beeinflussungen des Grundwassers. Für die Wasserwirtschaft ist die Verwendung von Perboraten in Waschmitteln als Bleichmittel von Bedeutung. Diese gelangen als Borate in die Abwässer und dienen somit als nicht-fäkale Abwasserindikatoren. In Klärschlämmen werden Borate angereichert (KÖLLE 2017).

Oft treten erhöhte Borkonzentrationen in Gebieten mit hoher Besiedlungs- und Industrialisierungsdichte auf. Da einige Düngemittel borhaltig sind, können auch unter landwirtschaftlich gedüngten Flächen erhöhte Borkonzentrationen auftreten.

Der Grenzwert für Bor nach der Trinkwasserverordnung liegt bei 1 000 µg/l (= 1 mg/l), der GFS bei 180 µg/l. Bei 1,4% der Messwerte wird der GFS-Wert überschritten. Den Grenzwert der TrinkwV überschreiten 6 Messwerte, die aber alle von der gleichen Entnahmestelle im Rheingau stammen. 70,6% der Werte liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

In Hessen zeigen sich Borgehalte über 100 µg/l im Grundwasser hauptsächlich im Hessischen Ried und im Rheingau (Abb. 45), da hier die Besiedlungsdichte und die landwirtschaftliche Düngung relativ hoch sind. Gleichzeitig gibt es im Hessischen Ried ein Bach-, Kanal- und Grabensystem, das einen erhöhten Abwasseranteil aus Kläranlagen und Mischwasserentlastungen mit sich führt. Daraus kann Bor in das Grundwasser infiltriert werden und erklärt Borkonzentrationen über 100 µg/l. Borkonzentrationen über 40–50 µg/l sprechen für einen anthropogenen Einfluss (z. B. Abwasser).

4.5.5 Chrom

Chrom (Cr) ist in geringen Mengen ein lebensnotwendiges Spurenelement. Dreiwertiges Chrom ist Bestandteil des Glucosestoffwechsels, ein Mangel kann zu Diabetes, Arteriosklerose, Wachstumsstörungen und Augenlinsentrübung führen. Jedoch ist

das vier- und sechswertige Chrom giftig. Im metallischen Zustand wird es im täglichen Umgang in Form von Beschichtungen von Alltagsgegenständen, wie verchromten Autofelgen oder Sanitärarmaturen, eingesetzt. In die Umwelt kann Chrom im Zusammenhang mit industriellen Produktionsprozessen, wie beispielsweise bei der Legierung von Stahl oder bei der Lederherstellung, gelangen. Atmosphärische Einträge stammen aus der Verbrennung fossiler Energieträger (BIRKE et al. 2006).

Chrom kommt im Wasser in verschiedenen Oxidationsstufen vor. Die beiden stabilen Oxidationsstufen des Chroms, dreiwertiges Chrom [Cr(III)] und sechswertiges Chrom [Cr(VI)], weisen dabei merkliche Unterschiede in ihrer Mobilität und Toxizität auf. Im Unterschied zum dreiwertigen Chrom, das wenig toxisch wirkt und eine hohe Affinität zur Adsorption besitzt, hat sechswertiges Chrom eine große toxi-kologische Bedeutung (POHLING 2015, KUNKEL et al. 2004).

Der derzeit angewandte Geringfügigkeitsschwellenwert der LAWA für Gesamt-Chrom im Grundwasser liegt bei 3,5 µg/l. Der Grenzwert der TrinkwV liegt mit 50 µg/l deutlich darüber.

Die Verteilung von Chrom im Grundwasser wird in erster Linie vom Gestein beeinflusst. Der Grenzwert der TrinkwV wurde in keiner Messung überschritten.

In einem Sondermessprogramm des HLNUG wurden im Jahr 2014 hessenweit 417 repräsentativ ausgewählte Grundwasserproben genommen und auf Cr(VI) analysiert.

Bei rund 52% der untersuchten Grundwasserproben konnte Cr(VI) nachgewiesen werden. Die höchste Konzentration wurde mit 8,4 µg/l festgestellt.

Die vorliegenden positiven Befunde von Cr(VI) im Grundwasser sind nahezu ausnahmslos geogen bedingt und können plausibel den in Hessen verbreiteten Magmatiten (tertiäre Vulkanite in Mittel- und Nordhessen, devonische und karbonische Metavulkanite im rheinischen Schiefergebirge und Gabbros und Amphibolite im Odenwald) zugeordnet werden.

Chrom ist ein weitverbreitetes, lithophiles Übergangsmetall, das in vielen Mineralien vorkommt. Chrom tritt in relativ hohen Konzentrationen in Silikatmineralen auf. Hohe geogene Chromgehalte sind in basischen Magmatiten zu finden. Eine Anreicherung kann außerdem in tertiären Lateriten als Fe-Cr-Oxid erfolgen, z. B. im Vogelsberg.

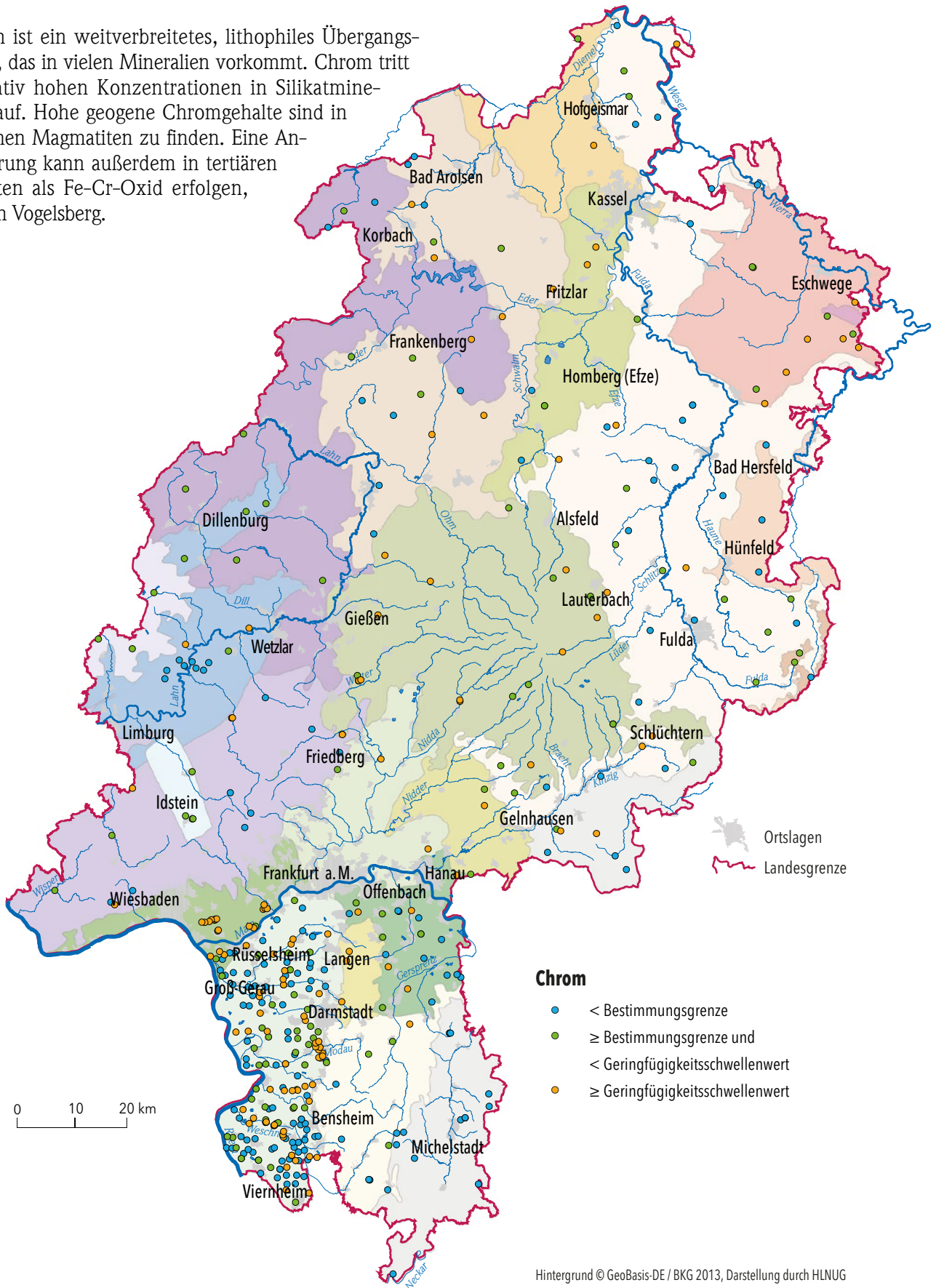


Abb. 46: Gesamt-Chromkonzentrationen in Grundwasserproben der Jahre 2012–2018 (Darstellung des jeweils aktuellsten Messwertes einer Messstelle)

Chrom (VI) in mg/l

- ≤ BG
- > BG – 0,1
- > 0,1 – 0,3
- > 0,3 – 1,6
- > 1,6 – 4,6
- > 4,6 – 8,4

Zechstein-Konglomerat
(Liefergebiet
Rheinisches Schiefergebirge)

Zechstein-Konglomerat
(Liefergebiet
Rheinisches Schiefergebirge)

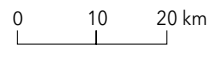
Basalte

Metavulkanite

Gabbros, Amphibolite
(metamorphe Basalte)

Gabbros, Amphibolite
(metamorphe Basalte),
Eintrag in Schwemmkegel

Gabbros, Amphibolite
(metamorphe Basalte)



- Perm**
- Zechstein
 - Rotliegend
- Karbon**
-
- Devon**
- Oberdevon
 - Mitteldevon
 - Unterdevon
- Silur, Ordovizium**
-
- Magmatische Gesteine**
- Vulkanite (Tertiär)
 - Plutonite (Karbon)
 - Vulkanite (Devon – Karbon)
- Metamorphe Gesteine**
- Metamorphite (Ordovizium – Karbon)
 - Metavulkanite (Silur)

- Landesgrenze
- Quartär**
- Holozän
 - Pleistozän
- Tertiär**
-
- Jura**
-
- Trias**
- Keuper
 - Muschelkalk
 - Buntsandstein
- Verwerfung

Datengrundlage: Geologie vereinfacht nach der Geologischen Übersichtskarte von Hessen 1 : 300 000 (GÜK 300)

Abb. 47: Zusammenhang zwischen magmatischen Gesteinen und Chrom(VI)-Konzentrationen im Grundwasser (BG = Bestimmungsgrenze)

Die Cr(VI)-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Redox-Spannung zeigen, dass Cr(VI) zwischen 100–600 mV stabil im Grundwasser vorliegt. Durch den Eintrag von Nitrat-Stickstoff, überwiegend aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung, können sich die Redox-Verhältnisse (reduzierendes/oxidierendes Milieu) ändern und sich so auf die Löslichkeit und die Konzentrationen von Cr(VI) im Grundwasser auswirken, d. h. Cr(VI)-Verbindungen werden unter anaeroben Bedingungen zu Cr(III)-Verbindungen reduziert. Der umgekehrte Prozess ist in einem oxidierenden Milieu auch möglich.

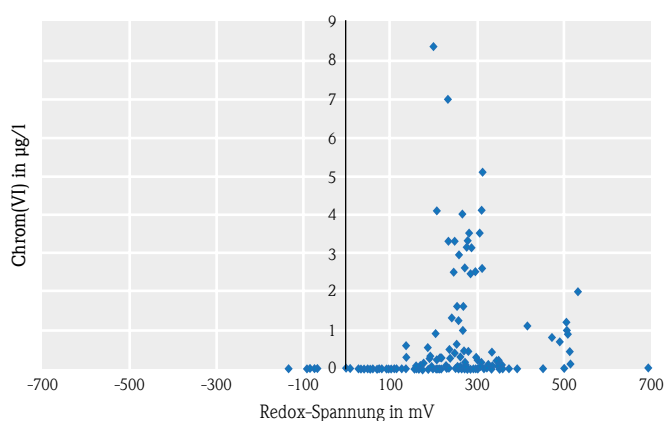


Abb. 48: Chrom(VI)-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Redox-Spannung

4.5.6 Nickel

Nickel (Ni) ist ein Schwermetall, das im Rahmen der WRRL als prioritär gefährlich eingestuft wird. Es gilt als kanzerogen und keim-schädigend. Die EU-Grundwasserrichtlinie schreibt vor, dass die Mitgliedsstaaten Maßnahmen ergreifen müssen, um u. a. die Einleitung von Nickel in Grundwässer zu verhindern.

Deutschland produziert kein Nickel, importiert aber große Mengen zur Herstellung von Edelstahlsorten. In der EU ist Deutschland der größte Nickelverbraucher. Über die chemische Industrie und das Recycling gelangt es in die Umwelt (ANDRULEIT et al. 2017).

Erhöhte geogene Nickelkonzentrationen sind im oberflächennahen Grundwasser vornehmlich in Verbreitungsgebieten mit quarzreichen und karbonatarmen Böden und Gesteinen zu finden. Aufgrund der schwachen pH-Pufferkapazität des Untergrunds herrschen niedrige pH-Werte in diesen Grundwässern vor, die zu einer Desorption von Nickel führen können.

Der Geringfügigkeitsschwellenwert für Nickel im Grundwasser liegt bei 7 µg/l. Die TrinkwV legt 20 µg/l als Grenzwert fest.

Über 90 % der gemessenen Werte liegen unter dem GFS-Wert. 0,9 % überschreiten den Grenzwert. Der Mittelwert aus 3780 Analysen von hessischen Grundwässern liegt bei 2,0 µg/l.

4.5.7 Strontium

Strontium (Sr) ist ein weit verbreitetes Erdalkalimetall, das wegen seiner Reaktionsfreudigkeit in der Natur aber nicht elementar, sondern nur in Verbindungen vorkommt. Strontium kommt in geringen Mengen im menschlichen Körper vor, ist aber nicht essentiell. Am häufigsten liegt es in Form von Sulfaten und Carbonaten vor. Strontium gilt als nicht toxisch. Lediglich Strontiumchromat ist wegen des toxischen Chroms gesundheitsrelevant, seine Verwendung ist jedoch stark reglementiert und eingeschränkt, so dass es kein Risiko darstellt.

Die radioaktiven Strontium-Isotope ^{85}Sr , ^{89}Sr und ^{90}Sr treten nicht natürlich auf, sie entstehen bei der Atomspaltung. Strontium ist gut pflanzenverfügbar und gelangt dadurch auch in die Nahrungskette. Die Wirkung von Strontiumverbindungen beruht auf dessen Homologie zu Calcium. Strontium kann Calcium in den meisten chemischen Prozessen ersetzen. In Gebieten mit hohen Anteilen von karbonatischen und silikatisch-/karbonatischen Gesteinen treten im Grundwasser höhere Strontiumkonzentrationen auf.

Höhere Strontiumgehalte sind in den Gebieten mit einem hohen Anteil von karbonatischen und silikatisch-karbonatischen Gesteinen zu finden. Eine Ausnahme bildet das Lahn-Dill-Gebiet, in dem neben den überwiegenden unterkarbonischen Schiefern und Grauwacken auch Massenkalkzüge des Devons vorkommen. Im Massenkalk existieren jedoch zu wenig Grundwassermessstellen, so dass diese sich statistisch nicht bemerkbar machen.

Bei Strontium lagen sieben Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Der Mittelwert lag bei 377 µg/l. Grenzwerte und Geringfügigkeitsschwellenwerte gibt es nicht.

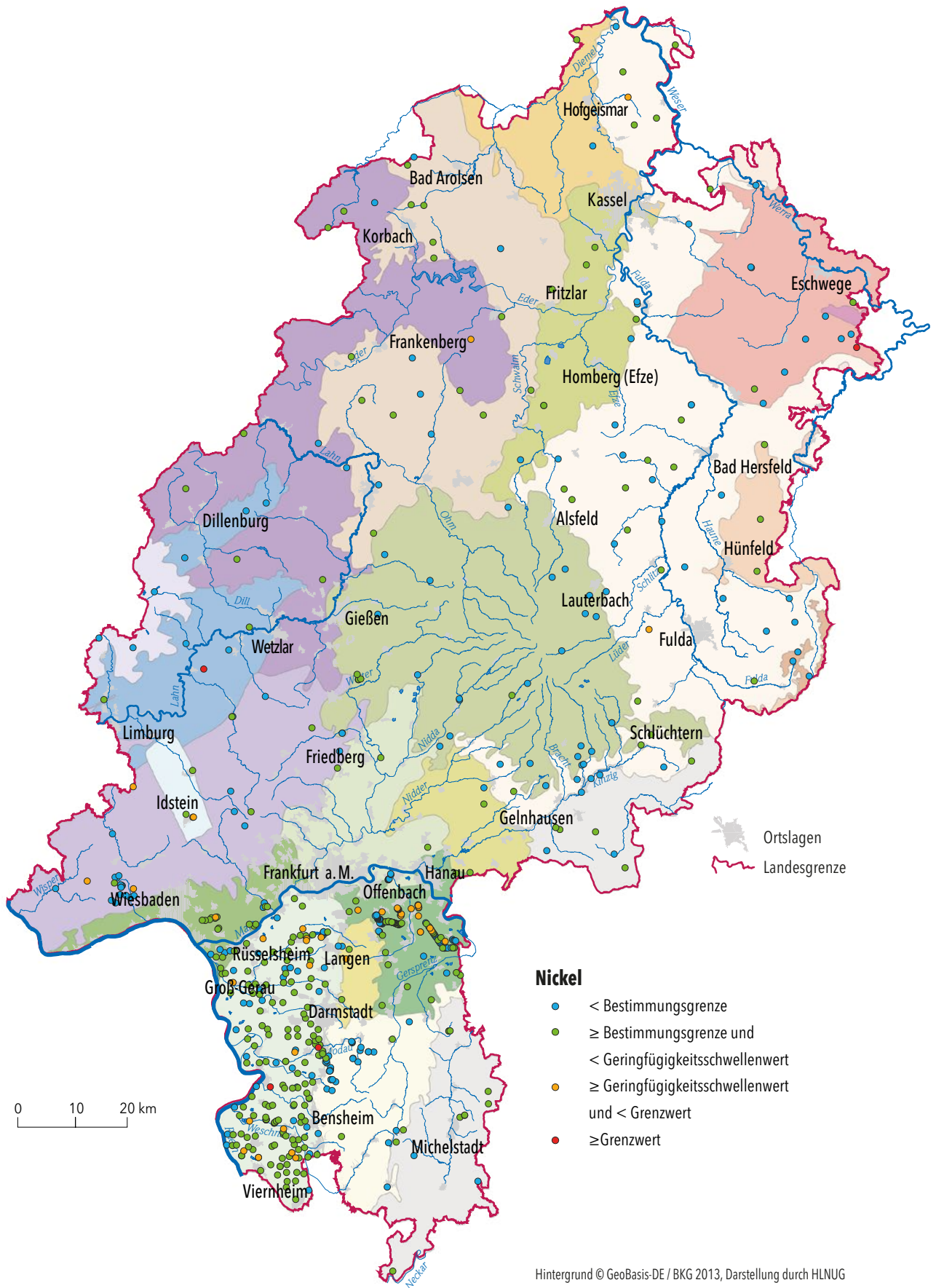


Abb. 49: Nickelkonzentrationen in Wasserproben der Jahre 2012–2018 (Darstellung des jeweils aktuellsten Messwertes einer Messstelle)

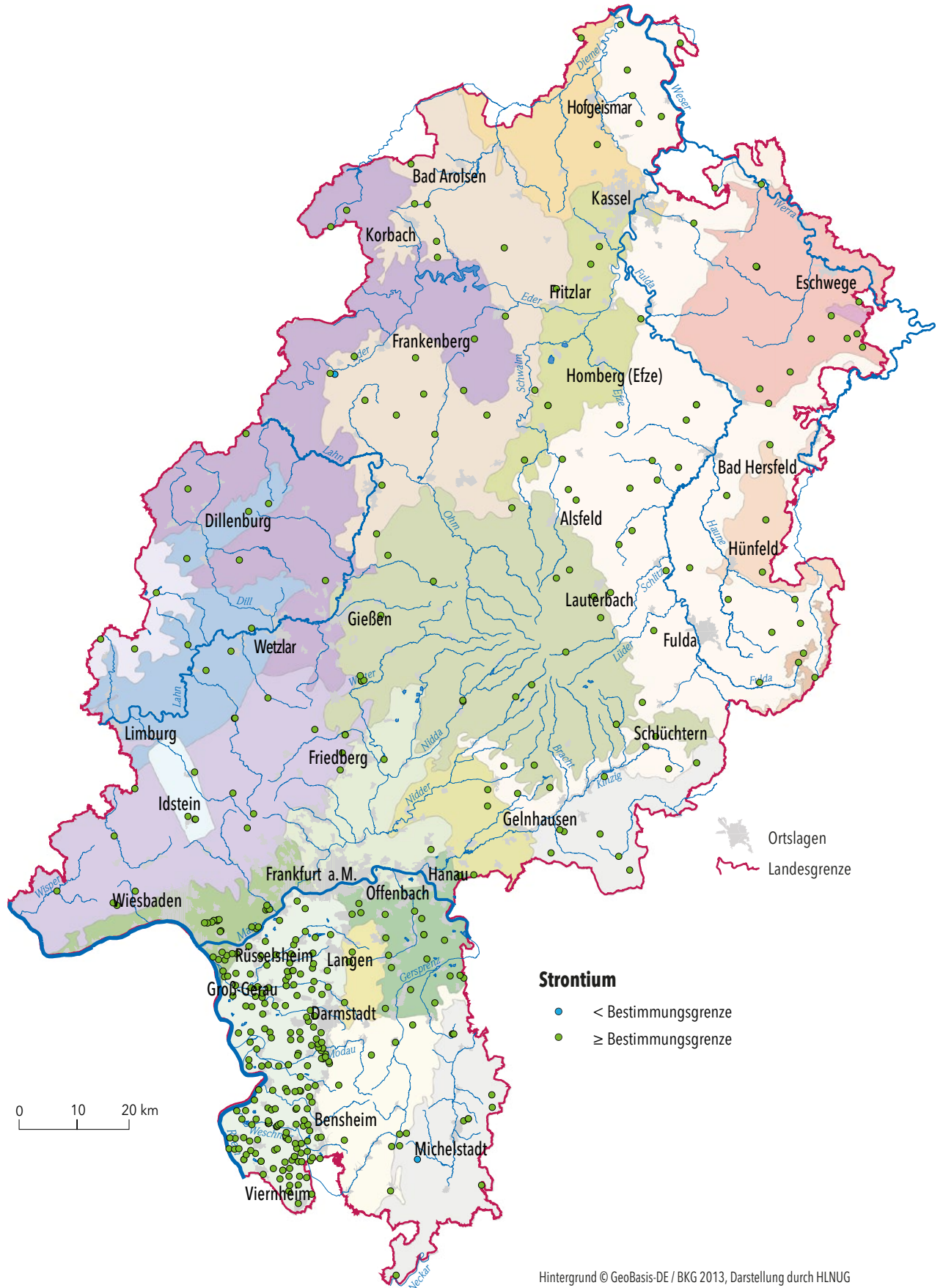


Abb. 50: Strontiumkonzentrationen in Wasserproben der Jahre 2012–2018 (Darstellung des jeweils aktuellsten Messwertes einer Messstelle)

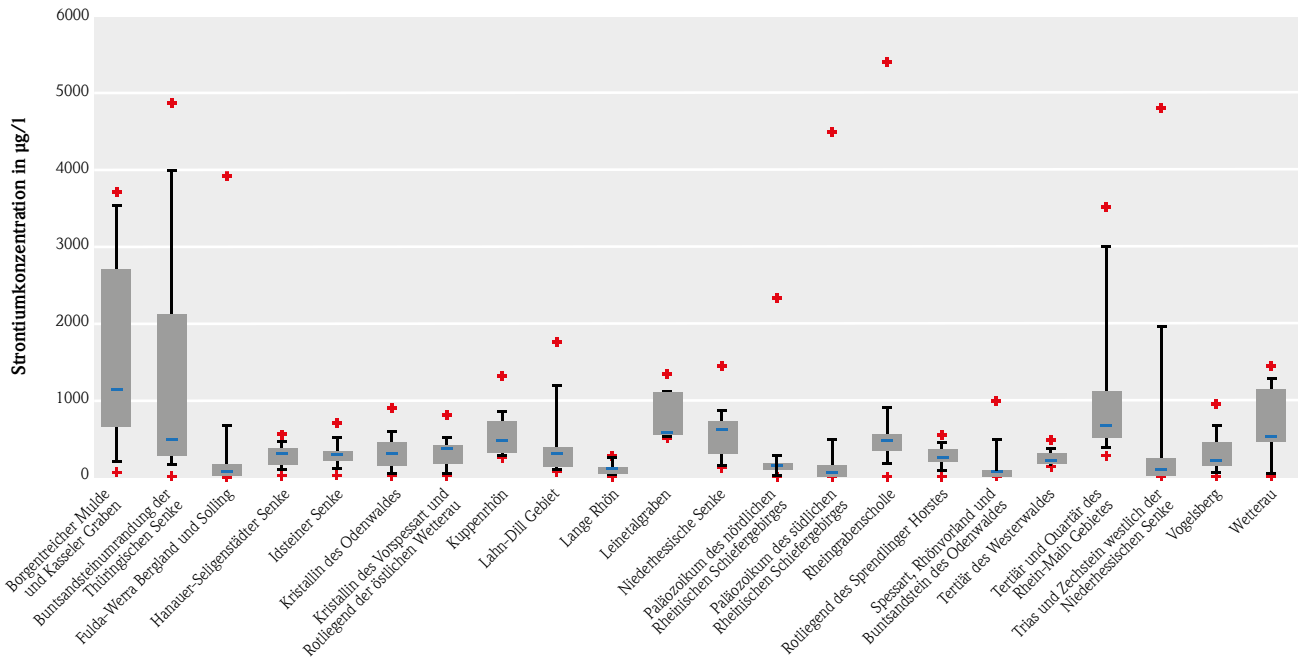


Abb. 51: Strontiumkonzentrationen in den hydrogeologischen Teilräumen Hessens (ca. 6 900 Messwerte seit Beginn der Messungen beim HLNUG, zur Erklärung der Kennwerte siehe Abb. 29 in Kapitel 4.3.5)

4.5.8 Uran

Uran (U) ist ein Metall, das in Form instabiler radioaktiver Isotope existiert, die unterschiedliche Zerfallszeiten aufweisen. Es setzt sich aus den drei Hauptisotopen ^{238}U (99,3%), ^{235}U (0,7%) und ^{234}U (0,05%) zusammen. Urananreicherungen können in Sedimentgesteinen mit einem hohen organischen Anteil, in Phosphatlagerstätten, in Kohlen und in Graniten auftreten. Mineralische Düngemittel können in Abhängigkeit vom Phosphatgehalt beachtliche Mengen an Uran enthalten.

Pflanzen können Uran aus der Bodenlösung aufnehmen und im pflanzlichen Gewebe akkumulieren. Im Boden finden Immobilisierungsprozesse statt, wobei besonders die Bindung an Tonminerale und die organische Substanz eine Rolle spielen. Unter reduzierenden Bedingungen liegt Uran als Uran (IV) vor, welches weniger mobil ist als Uran (VI). Uran (IV) bildet relativ schwer lösliche Minerale und kann deshalb besser zurückgehalten werden (BIRKE et al. 2006).

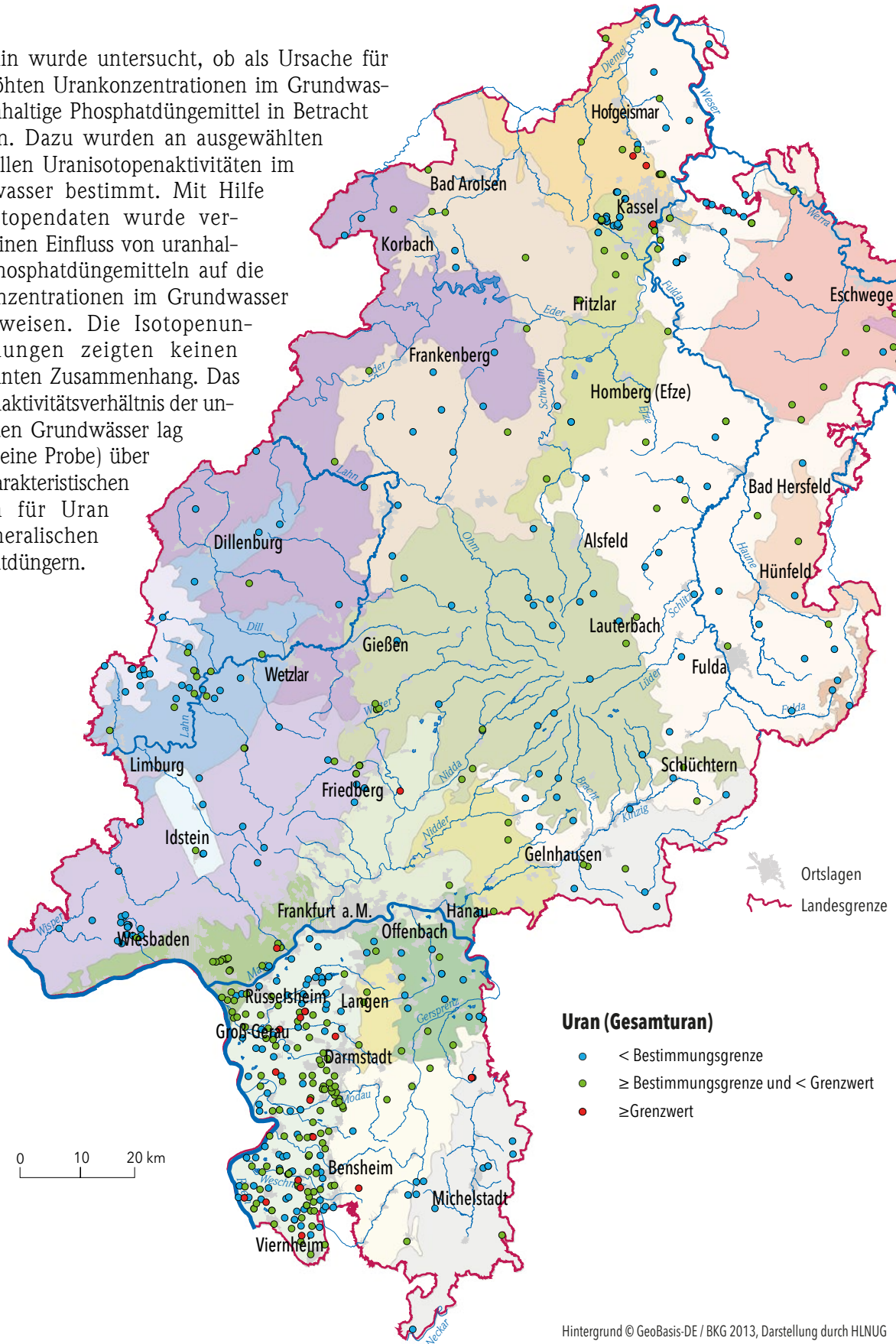
LUDWIG & BERTHOLD (2010) untersuchten Urankonzentrationen in anthropogen möglichst unbeeinflussten Grundwässern in Hessen. Um einen möglichen Uraneintrag durch Düngemittel zu belegen wurden 2013 neben Grundwasserproben auch Bodenproben

genommen. Weder das Isotopenverhältnis noch die Tiefenprofile im Boden konnten einen verstärkten Eintrag durch Düngemittel untermauern.

Bei rund 2,9% der untersuchten Grundwässer liegen die ermittelten Urankonzentrationen oberhalb des Trinkwassergrenzwertes von 10 µg/l. Konzentrationen > 10 µg/l treten überwiegend im Bereich des Oberrheingrabens, im Spremlinger Horst und in der südlichen Wetterau sowie in Nordhessen im Bereich Kassel-Eschwege auf (Abb. 52). Diese können häufig mit Gesteinen in Verbindung gebracht werden, die von Natur aus erhöhte Urankonzentrationen aufweisen. Nach ersten Erkenntnissen können aber auch quartäre Torfablagerungen in den Lockergesteinen des Oberrheingrabens höhere Urankonzentrationen in den Grundwässern bedingen.

In Nordhessen stehen die gefundenen Urankonzentrationen offenbar im Zusammenhang mit Gesteinen des Mittleren Buntsandsteins. Eine mögliche Ursache könnte der erhöhte Urangehalt eines Ton- und Tonsteinhorizontes der Oberen Hardeggen-Folge, dem obersten Abschnitt des Mittleren Buntsandsteins sein (LUDWIG 1961). Die Urankonzentrationen im Grundwasser werden im Wesentlichen durch Gesteinsauswaschungen in den Grundwasserleitern und den vorherrschenden Redox-Bedingungen bestimmt.

Weiterhin wurde untersucht, ob als Ursache für die erhöhten Urankonzentrationen im Grundwasser uranhaltige Phosphatdüngemittel in Betracht kommen. Dazu wurden an ausgewählten Messstellen Uranisotopenaktivitäten im Grundwasser bestimmt. Mit Hilfe der Isotopendaten wurde versucht, einen Einfluss von uranhaltigen Phosphatdüngemitteln auf die Urankonzentrationen im Grundwasser nachzuweisen. Die Isotopenuntersuchungen zeigten keinen signifikanten Zusammenhang. Das Isotopenaktivitätsverhältnis der untersuchten Grundwässer lag (bis auf eine Probe) über dem charakteristischen Bereich für Uran aus mineralischen Phosphatdüngern.



Hintergrund © GeoBasis-DE / BKG 2013, Darstellung durch HLNUG

Abb. 52: Urankonzentrationen in Wasserproben der Jahre 2012–2018 (Darstellung des jeweils aktuellsten Messwertes einer Messstelle)

4.5.9 Vanadium

Vanadium (V) ist für einige Tierarten ein essentielles Element, das aber auch negative Einflüsse auf die Reproduktion und auf die Mortalität der Nachkommenschaft haben kann. Wirkungen konnten außerdem hinsichtlich des Cholesterinspiegels beobachtet werden. Beim Menschen ist diese Wirkung nicht eindeutig nachgewiesen (EBERMANN & ELMADFA 2011).

Vanadium ist in der Lithosphäre weit verbreitet. Der größte Teil des Vanadiums findet sich in Spuren in Mineralen, dabei vor allem in mafischen Magmatiten wie Pyroxenen und Amphibolen (MATTESS 1994). Die Konzentration im Grundwasser wird vom Gestein bestimmt.

Der Geringfügigkeitsschwellenwert für Vanadium liegt bei 4 µg/l.

Chrom und Vanadium zeigen ähnliche räumliche Verteilungsmuster. Folgende hydrogeologischen Teilräume weisen erhöhte Konzentrationen auf; hier werden auch die GFS-Werte überschritten (Abb. 53):

- tertiäre Basalte des Westerwalds, der Langen Rhön, des Vogelsbergs, der Niederhessischen Senke,
- Rotliegend des Sprendlinger Horstes, Rotliegend der östlichen Wetterau,
- tertiäre sedimentäre Speichergesteine, insbesondere der Rheingrabenscholle.

4.5.10 Zink

Zink (Zn) zählt zu den Übergangsmetallen und ist ein in der Erdkruste relativ häufig vorkommendes Element. Zink tritt nicht elementar, sondern als Sulfat, Sulfid, Carbonat, Silicat oder Oxid auf, häufig vergesellschaftet mit Blei oder Cadmium. Zink findet sich überwiegend in gebundenen Erzen, in Hessen gibt es keine bedeutenden Vorkommen. An Straßenrändern sammelt sich Zinkoxid aus dem Reifenabrieb. Außerdem wird Zink in vielen Metallprodukten, Farben und manchen Düngemitteln eingesetzt und kann so in die Umwelt gelangen. Weitere Quellen sind fossile Brennstoffe sowie Klärschlamm. Nicht unerhebliche Zink-Mengen können durch Düngung mit Schweinegülle eingetragen werden (BAYSTMUGV, HMULV & TMLNU 2008).

Die Zinkkonzentrationen in den hessischen Grundwässern liegen zu zwei Drittel unter der Bestimmungsgrenze. Geogen bedingt kommt es aber auch zur Überschreitung des GFS-Wertes (4,2 %).

Nickel und Zink zeigen ähnliche räumliche Verteilungsmuster und sind überwiegend in folgenden hydrogeologischen Teilräumen zu finden (Abb. 54):

- tertiäre Sedimente mit Salzwassereinfluss (insbesondere der Rheingrabenscholle),
- Rheinisches Schiefergebirge,
- Buntsandsteinumrandung der Thüringischen Senke.

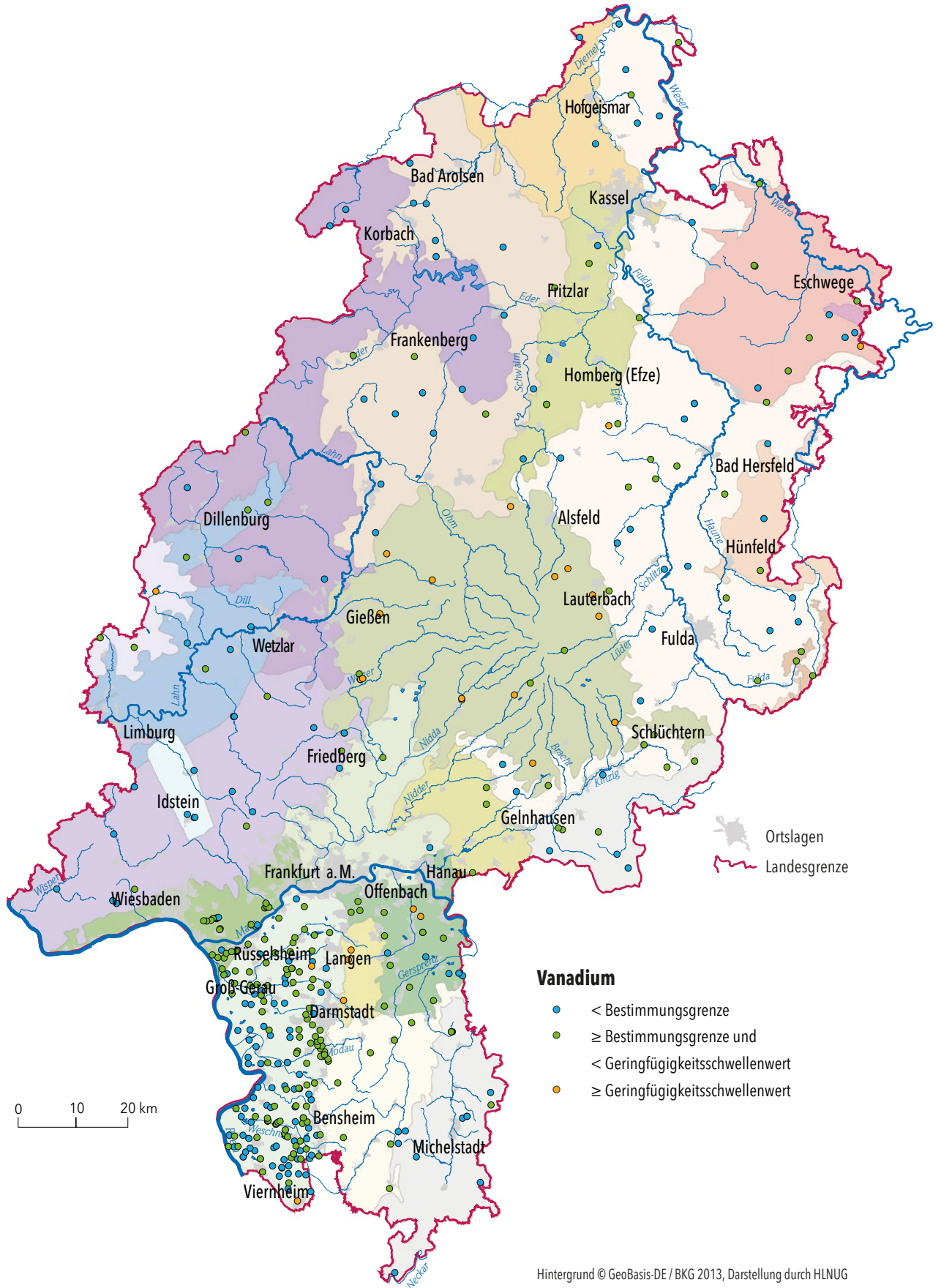


Abb. 53: Vanadiumkonzentrationen in Wasserproben der Jahre 2012–2018 (Darstellung des jeweils aktuellsten Messwertes einer Messstelle)

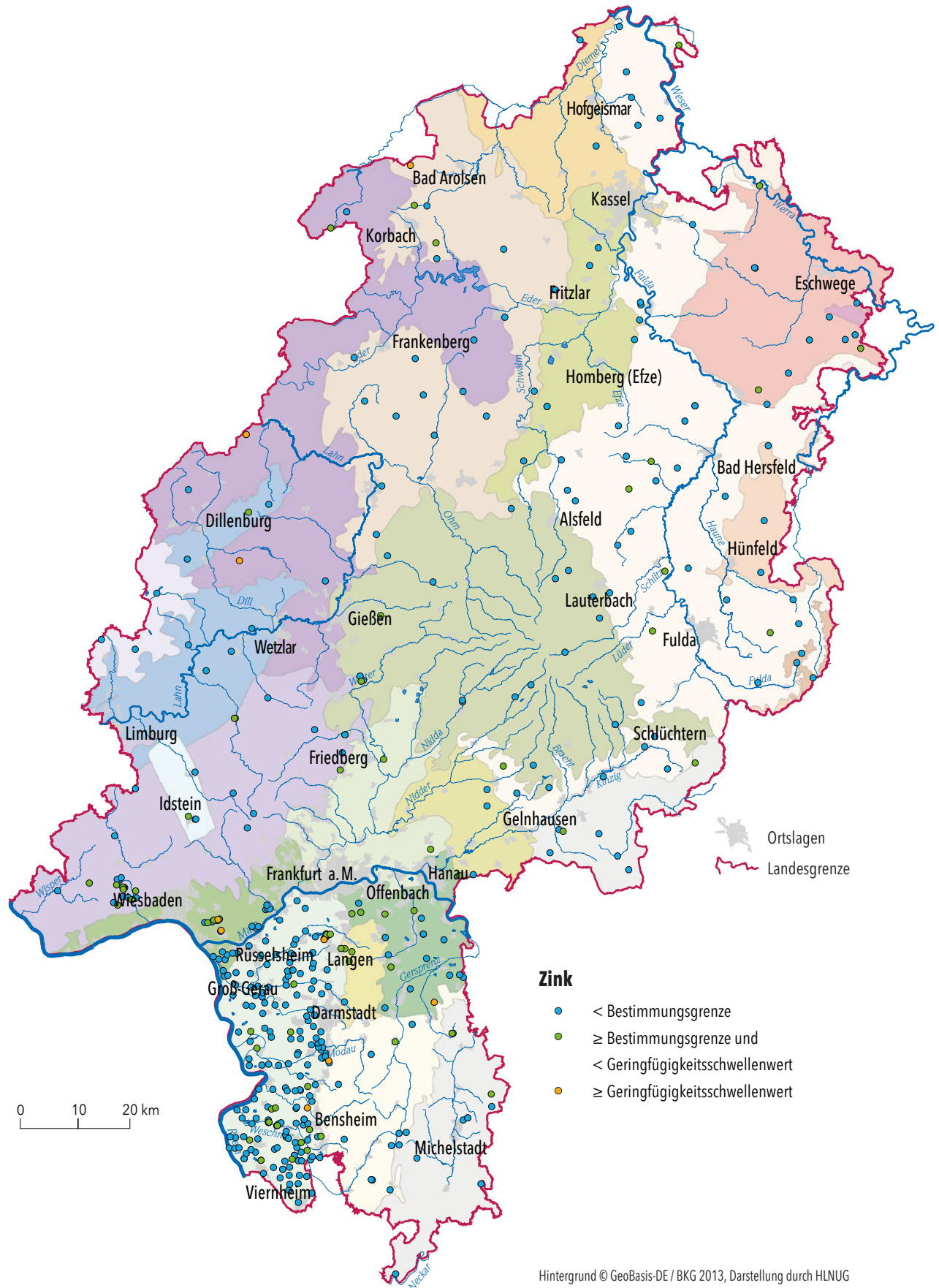


Abb. 54: Zinkkonzentrationen in Wasserproben der Jahre 2012–2018 (Darstellung des jeweils aktuellsten Messwertes einer Messstelle)

4.5.11 Weitere Spurenstoffe

Zusätzlich wurden Grundwasseranalysen bezüglich der Schwermetalle Cadmium (Cd), Blei (Pb), Kupfer (Cu) und Quecksilber (Hg) ausgewertet. Aufgrund nur weniger Überschreitungen der Geringfügigkeits-schwellenwerte (GFS) sowie der Grenzwerte nach Grundwasser- und Trinkwasserverordnung (GrundwV 2010, TrinkwV 2018) werden sie hier nur tabellarisch dargestellt.

Tab. 11 enthält eine Übersicht aller ausgewerteten anorganischen Spurenstoffe. Bei fast allen Elementen liegen mehr als die Hälfte der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Der Median wird in diesen Fällen nicht angegeben, da er nicht aussagekräftig ist. Insgesamt wurden über 73 000 Grundwassermesswerte ausgewertet.

Tab. 11: Zusammenfassung Ergebnisse der Untersuchungen aller Schwermetalle der Jahre 2012–2018

	Al	As	B	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Sr	Pb	U	V	Zn
aktueller GFS in µg/l	-	10	180	175	0,5	3,4	14	0,2	7	-	10	-	4	60
Grenzwert nach GrundwV in µg/l	-	10	-	-	0,5	-	-	0,2	-	-	10	-	-	-
Grenzwert nach TrinkwV in µg/l	200	10	1000	-	3	50	2000	10	20	-	10	10	-	-
Max. Bestimmungsgrenze in µg/l	100	5	100	100	0,5	3	10	0,2	6	50	5	5	2	0,02
Anzahl ausgewertete Messungen	17012	3896	14196	3052	3306	3413	3259	790	3781	2869	3589	4199	2882	3129
> GFS Anzahl Prozent	0	323 8,3	203 1,4	712 23,3	97 2,9	567 16,6	0	5 0,6	257 6,8	0	32 0,9	0	175 6,0	133 4,2
> GW Anzahl Prozent	630 3,6	323 8,3	6 0,4	-	0	0	0	0	36 0,9	-	32 0,9	120 2,9	-	-
< Bestimmungsgrenze Anzahl	13309	2388	10026	345	2876	1761	1381	948	2236	7	2993	2248	1537	2325
Median in µg/l	-	-	-	88	-	-	1	-	-	296	-	-	-	-
Mittelwert in µg/l	40,5	3,1	17,1	131,5	0,04	1,4	3	0,01	2	377	0,5	1,5	1	14,6
Maximaler Wert Einzelmessung in µg/l	17600	180	1500	2710	3	43	360	2	68	7950	91	95	40	1860

5. Organische Wasserinhaltsstoffe

5.1 Pflanzenschutzmittel

5.1.1 Einführung

Nach § 2 des Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG) sind Pflanzenschutzmittel Stoffe, die dazu bestimmt sind,

- a) Pflanzen oder lebende Teile von Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen zu schützen,
- b) Pflanzen oder lebende Teile von Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse vor Tieren, Pflanzen oder Mikroorganismen zu schützen, die nicht Schadorganismen sind,
- c) die Lebensvorgänge von Pflanzen zu beeinflussen, ohne ihrer Ernährung zu dienen (Wachstumsregler),
- d) das Keimen lebender Teile von Pflanzen und Pflanzenerzeugnissen zu hemmen,

ausgenommen sind Wasser, Düngemittel im Sinne des Düngemittelgesetzes und Pflanzenstärkungsmittel; als Pflanzenschutzmittel gelten auch Stoffe, die dazu bestimmt sind, Pflanzen abzutöten oder das Wachstum von Pflanzen zu hemmen oder zu verhindern, ohne dass diese Stoffe unter Buchstabe a oder c fallen.

Für den Grundwasserschutz sind die Vermeidung von Schadstoffeinträgen, das Ergreifen von Maßnahmen zur Reduzierung bereits eingetretener Verunreinigungen und die Überwachung der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser bedeutsam. Wegen der ökotoxikologischen Bedeutung kommt den Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und deren Metaboliten (Abbauprodukte) im Grundwasserschutz eine besondere Bedeutung zu.

In Deutschland sind der Vertrieb und die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) seit vielen Jahren reglementiert. Seit 1968 besteht eine Zulassungspflicht. Danach haben sich die rechtlichen Vorschriften ständig weiterentwickelt. 1991 folgte die europäische Richtlinie 91/414/EWG (Richtlinie 1991) über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln.

Die Grundlage für eine einheitliche Prüfung und Bewertung wurde geschaffen. Die Richtlinie wurde in Deutschland mit einer Novelle in das Pflanzenschutzgesetz umgesetzt. Auf dieser Grundlage werden Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln in einem gemeinschaftlichen Verfahren auf europäischer Ebene geprüft. Im Jahr 2011 wurde die Richtlinie durch die Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 abgelöst.

Das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) in Braunschweig ist in Deutschland für die nationale Zulassung von Pflanzenschutzmitteln (Handelsprodukten) zuständig. In den Handelsprodukten dürfen nur die von der EU zugelassenen Wirkstoffe enthalten sein (LAWA 2010).

Am 22.12.2000 ist die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Kraft getreten (Richtlinie 2000). Einer der Grundsätze dieser Richtlinie ist es, dass Grundwässer einen „guten chemischen Zustand“ aufweisen oder in einen solchen gebracht werden müssen. Um den Zustand der Grundwasserkörper zu beurteilen, gibt die Richtlinie 2006/118/EG eine Qualitätsnorm für Konzentrationen der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe im Grundwasser von 0,1 µg/l für den Einzelwirkstoff oder die relevanten Metaboliten bzw. von 0,5 µg/l für die Summe aller PSM-Wirkstoffe oder die relevanten Metaboliten vor.

In Hessen wird das Grundwasser regelmäßig im Rahmen der Rohwasseruntersuchungsverordnung (RUV) auf die in Tab. 12 aufgeführten PSM-Wirkstoffe untersucht. Darüber hinaus kann das Grundwasser jeweils anlassbezogen auf weitere im Grundwasser auftretende PSM-Wirkstoffe (z. B. Metaboliten) untersucht werden.

Das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) stellt jährlich Daten in dem Bericht „Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland“ zusammen. Der Bericht enthält die zusammengefassten Ergebnisse der Meldungen für das Jahr 2017 (BLV 2017).

Tab. 12: RUV-Liste der untersuchten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe

Atrazin	Desisopropylatrazin	MCPA	Parathionethyl
Bentazon	Dichlorprop	Mecoprop	Propazin
Bromacil	Diuron	Metazachlor	Sebuthylazin
Carbofuran	Gamma-HCH (Lindan)	Methabenzthiazuron	Simazin
Chlortoluron	Hexazinon	Metobromuron	Terbuthylazin
Desethylatrazin	Isoproturon	Monuron	

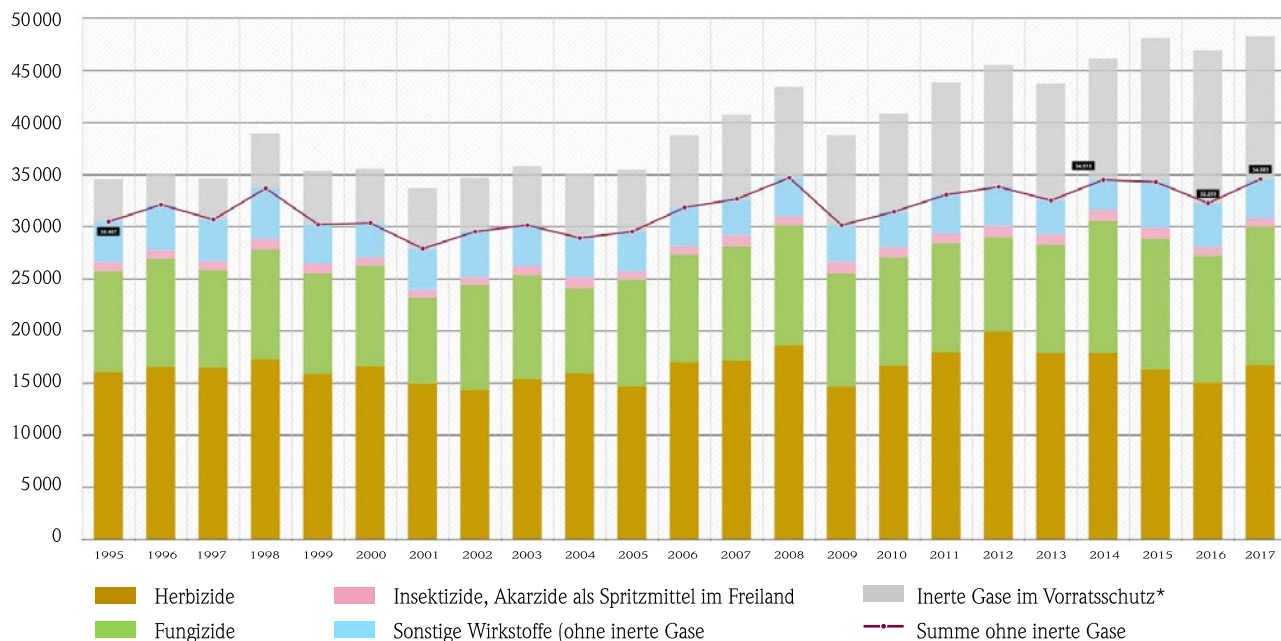
Der Inlandsabsatz schwankt in den letzten 10 Jahren zwischen 30 000 und 35 000 t Wirkstoffe (ohne inerte Gase). Für das Jahr 2017 werden 34 583 t Wirkstoffe (ohne inerte Gase) ausgewiesen. Die Gruppe der Herbizide stellt mit mehr als 15 000 t den größten Anteil an den abgegebenen Pflanzenschutzmitteln dar. Die Fungizide sind mit rund 10 000 bis 12 000 t die zweitstärkste Gruppe. Der Inlandsabsatz an Insektiziden beträgt rund 1 000 t.

wirtschaftlicher Nutzfläche geschlossen werden, da die ausgebrachten Mengen je nach Art des Anbaus und der Fruchtfolge sowie den standörtlichen Bedingungen zum Teil erheblich variieren und die Präparate unter Umständen auch über mehrere Jahre hinweg gelagert werden.

Etwa 6 % der Inlandsabsätze gehen an sogenannte „nicht berufliche Verwender“. 94 % werden von den beruflichen Verwendern eingesetzt.

Aus den Angaben über den Inlandsabsatz (Verkauf) von Pflanzenschutzmitteln kann allerdings nicht unmittelbar auf den Verbrauch je Hektar (ha) land-

Tonnen Wirkstoff



* z. B. Kohlendioxid; inert = wenig reaktionsfreudig; Einsatz in geschlossenen Räumen/Lagerungsbehältern

Abb. 55: Inlandsabsatz an Wirkstoffen in Tonnen, Entwicklung seit 1995 (BLV 2017, bearbeitet)

5.1.2 Eintragungspfade von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in die Gewässer

Pflanzenschutzmittelwirkstoffe können auf verschiedenen Wegen ins Grundwasser gelangen. Grundsätzlich können Punktquellen und diffuse Eintragsquellen unterschieden werden. Ein direkter Eintrag der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in das Grundwasser kann durch Versickerung z. B. von Acker-, Garten- und Grünflächen geschehen.

Als diffuse Quellen können genannt werden:

- Run off (Oberflächenabfluss, Abschwemmung und Erosion),
- Drainagen,
- Ackerflächen, Spraydrift,
- Gärten oder öffentliche Grünflächen.



Abb. 56: Ausbringung von Pflanzenschutzmittel
(Foto: Dr. Frank Steinmann)

Als Punktquellen können genannt werden:

- Hofabläufe aus landwirtschaftlichen Betrieben,
- PSM-Herstellung und Lagerung.

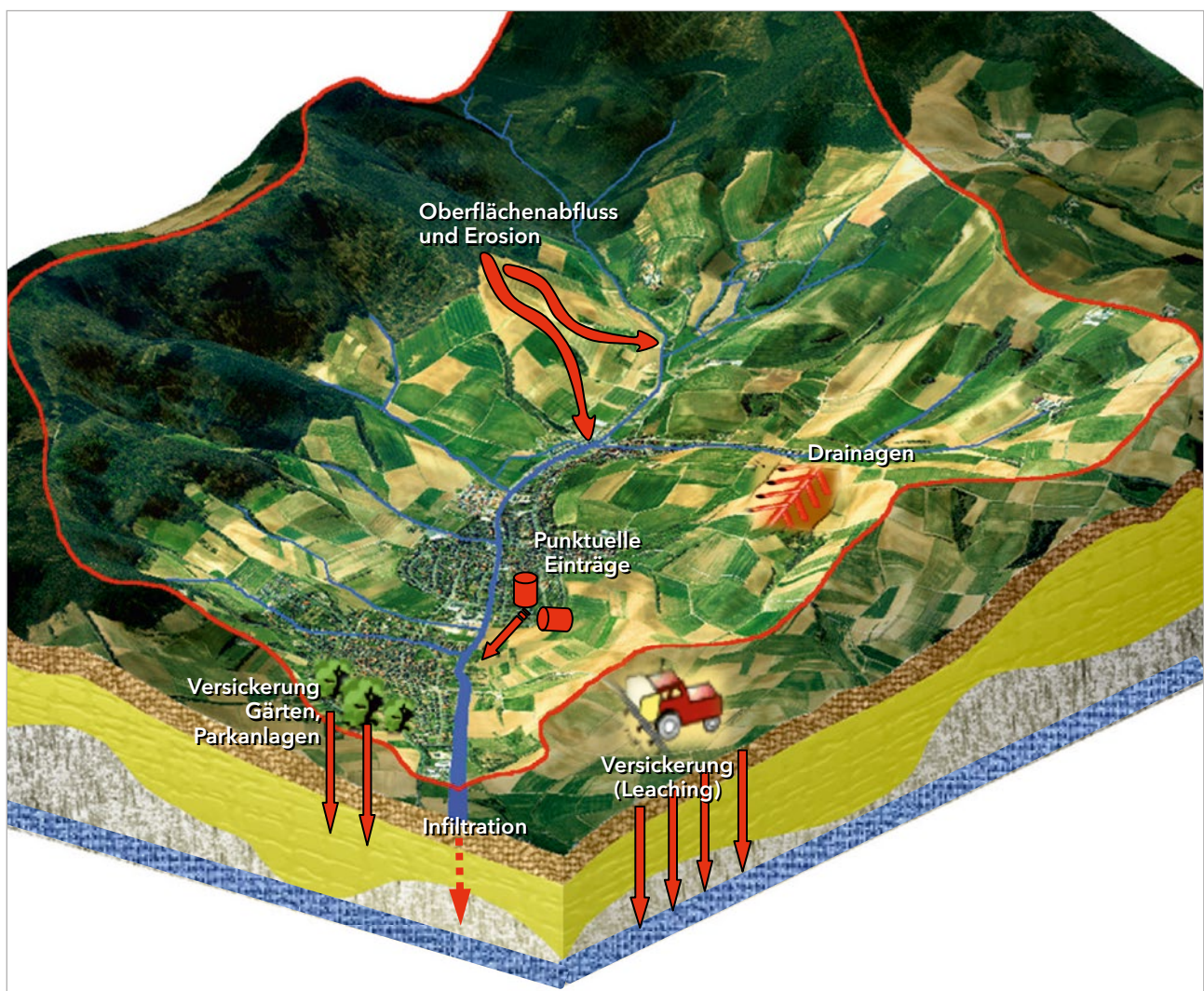


Abb. 57: Eintragungspfade von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in Oberflächengewässer und Grundwasser. Mit der roten Linie ist das oberirdische Einzugsgebiet des dargestellten Gewässerabschnittes abgegrenzt.

Tab. 13: Häufigkeit der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe im Grundwasser 2016 (Auszug)

Pflanzenschutzmittelwirkstoffe	Anzahl der Messstellen				
	insgesamt untersucht	nicht nachgewiesen	nachgewiesen		
			bis 0,1 µg/l	> 0,1 bis 1,0 µg/l	> 1,0 µg/l
Desethylatrazin	1 842	1 742	87	13	0
Bentazon	1 799	1 770	16	13	0
Atrazin	1 847	1 818	29	0	0
Bromacil	1 824	1 797	22	4	1
Desisopropylatrazin	1 834	1 815	18	1	0
Hexazinon	1 838	1 821	15	2	0
Simazin	1 838	1 821	16	1	0
2,6-Dichlorbenzamid	410	397	8	5	0
Diuron	1 830	1 820	8	2	0
Mecoprop	1 798	1 790	4	4	0
Terbuthylazin	1 838	1 832	5	1	0
Propazin	1 813	1 809	4	0	0
Monuron	1 773	1 769	4	0	0
AMPA	358	355	0	3	0
Dikegulac	197	195	0	0	2
Isoproturon	1 829	1 827	1	1	0
Chlortoluron	1 830	1 829	1	0	0
Desethylterbuthylazin	727	726	1	0	0
Glyphosat	371	370	0	1	0
MCPA	1 799	1 798	1	0	0

5.1.3 Pflanzenschutzmittelbefunde für das Jahr 2016

Unter den untersuchten Pflanzenschutzmittelwirkstoffen (rund 130) wird am häufigsten Desethylatrazin mit 100 positiven Befunden (5,4%) gefunden (Untersuchungsumfang: 1 842 Messstellen). Bentazon ist der zweithäufigste detektierte Wirkstoff mit 29 positiven Befunden (1,6%, Untersuchungsumfang: 1 799 Messstellen). Für Atrazin besteht seit 1992 ein Anwendungsverbot in Deutschland. Atrazin findet sich dennoch in 29 von 1 847 Messstellen (1,6%, s. Tab. 13).

Tab. 14: Häufigkeit der Summenkonzentration von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen im Grundwasser 2016 an 1 838 untersuchten Messstellen

Summenkonzentration der PSM-Einzelwirkstoffe in µg/l	Anzahl	Prozent
< Bestimmungsgrenze (BG)	1 643	89,4
> BG bis 01	133	7,2
> 0,1 bis 0,5	56	3,0
> 0,5	6	0,3

An sechs (rund 0,3%) von 1 838 untersuchten Messstellen wurde im Grundwasser der Summengrenzwert der PSM-Einzelwirkstoffe von 0,5 µg/l überschritten (Tab. 14). Meist sind erhöhte Konzentrationen in den Grundwässern Südhessens aufgrund der dort intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen zu finden. Gleichzeitig weisen die überwiegend sandig und kiesig aufgebauten Grundwasserleiter gerade im Hessischen Ried und in der Hanau-Seligenstädter Senke eine gute bis sehr gute hydraulische Durchlässigkeit auf, die zu einer Ausbreitung von in das Grundwasser eingetragenen Stoffen beiträgt (Abb. 58).

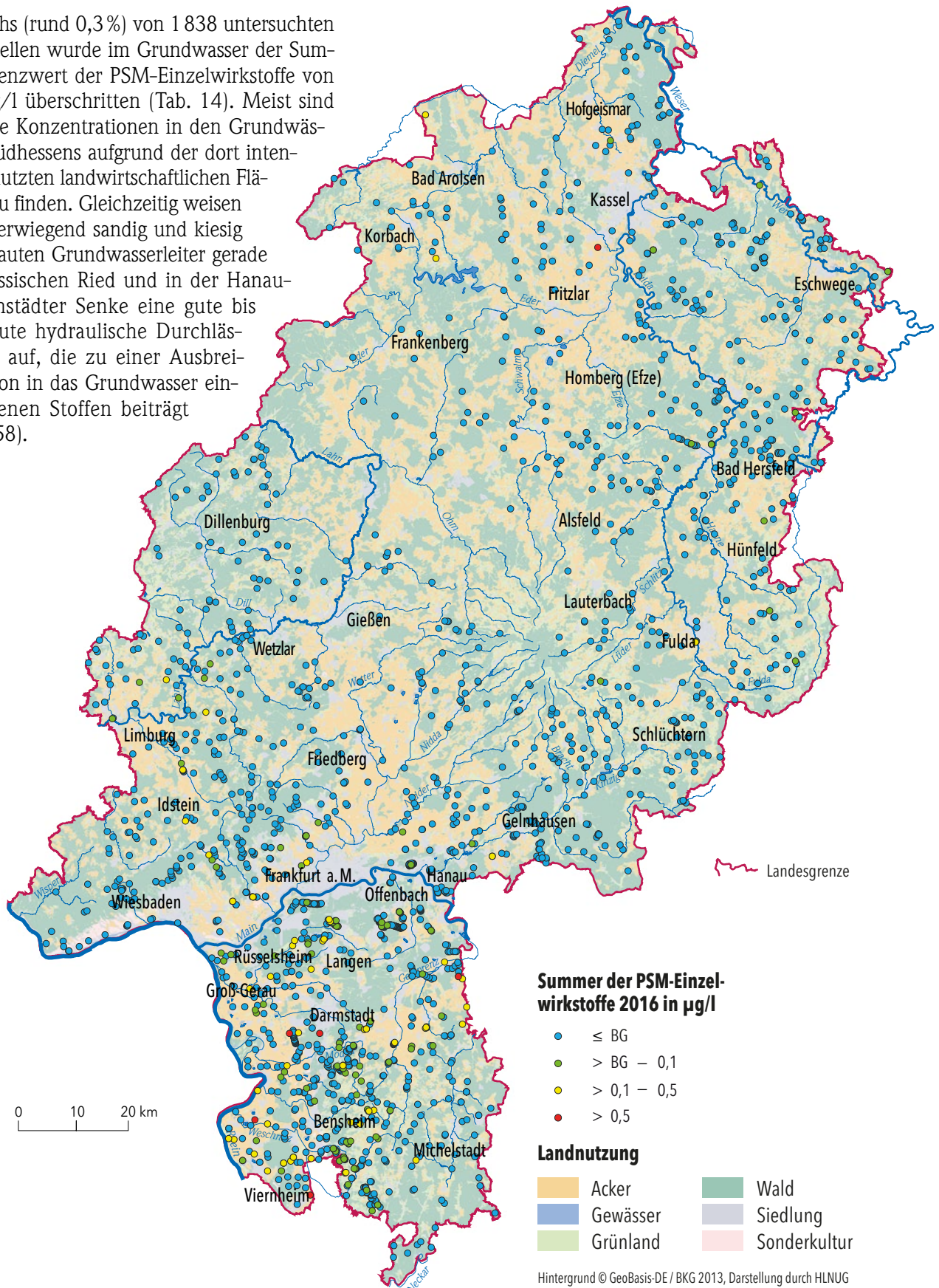


Abb. 58: Räumliche Verteilung der Summenkonzentration der PSM-Einzelwirkstoffe (RUV-Liste) in hessischen Grundwässern im Jahr 2016 (BG = Bestimmungsgrenze)

5.1.4 Zugelassene Pflanzenschutzmittel-wirkstoffe

Von den derzeit zugelassenen Pflanzenschutzmittel-wirkstoffen wurden Bentazon und Mecoprop für eine weitergehende Betrachtung ausgewählt, da sie zu den häufigsten gefundenen Wirkstoffen im Grundwasser gehören. Glyphosat wird aufgrund des öffentlichen Interesses kurz dargestellt.

Bentazon

Bentazon wird als Herbizid für Winter- und Sommergetreide, aber auch im Mais-, Soja- und Gemüseanbau angewendet. Bentazon gehört zu den häufig eingesetzten und weit verbreiteten PSM-Wirkstoffen. Bentazon rangiert mittlerweile auf Platz zwei der am häufigsten gefundenen Pflanzenschutzmittelwirkstoffe im Grundwasser (siehe Kapitel 5.1.3, Tab. 13).

Für Bentazon zeigt sich bis zum Jahr 2006 ein Rückgang der positiven Befunde. Bentazon wurde nur noch im Grundwasser von 0,4 % der untersuchten Grundwassermessstellen nachgewiesen. Seitdem nehmen die positiven Befunde wieder kontinuierlich zu. So konnten für das Jahr 2016 bei rund 1 % der untersuchten Grundwässer erhöhte Konzentrationen von über 0,1 µg/l festgestellt werden. Auch der Anteil der nachweisbaren Befunde bis 0,1 µg/l hat sich in den letzten Jahren deutlich erhöht.

Mecoprop

In Deutschland sind mehrere mecoprophaltige Pflanzenschutzmittel – zum Teil in Kombination mit anderen Wirkstoffen – zur Bekämpfung von unerwünschten Kräutern in

Sommer- und Wintergetreide, Kernobst, Wiesen und Weiden, Rasen im Haus- und Kleingartenbereich sowie im Weinbau als Herbizid zugelassen.

Im ersten Beobachtungsjahr 1991 waren rund 2 % der Befunde positiv. Danach ist im gesamten Beobachtungszeitraum kein eindeutiger Trend festzustellen. Der relative Anteil der positiven Befunde liegt bei einem Anteil unter 1 %.

Glyphosat

Glyphosat (N-(Phosphonomethyl)glycin) gehört in Deutschland zu den mengenmäßig bedeutendsten Pflanzenschutzmitteln und findet eine weite Verbreitung als nicht-selektives Blattherbizid in der Landwirtschaft sowie bei nicht-landwirtschaftlichen Vegetationskontrollmaßnahmen. Glyphosat ist eine polare Verbindung, die an mineralischen und organischen Substanzen im Untergrund sorbiert und einen im Vergleich zu anderen PSM schnelleren Abbau aufweist.

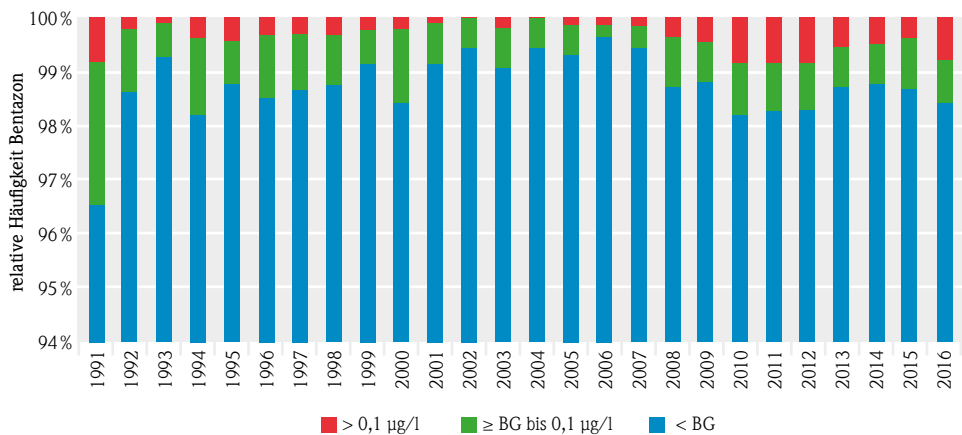


Abb. 59: Prozentualer Anteil von Konzentrationsklassen für Bentazon

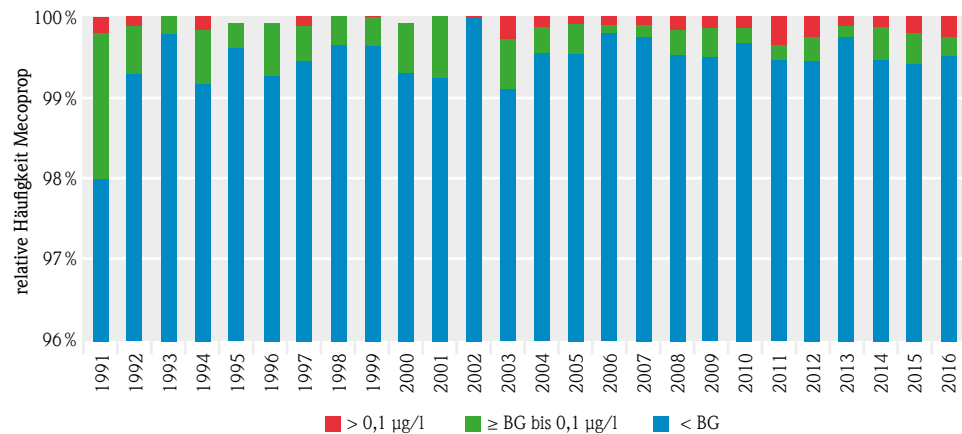


Abb. 60: Prozentualer Anteil von Konzentrationsklassen für Mecoprop

Glyphosat ist bisher wenig auffällig im Grundwasser. Im Jahr 2016 überschritt es nur einmal an 356 untersuchten Grundwässern die Qualitätsnorm von 0,1 µg/l. In den restlichen 355 Proben konnte Glyphosat nicht nachgewiesen werden.

5.1.5 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe, bei denen ein Anwendungsverbot besteht

Atrazin

Seit 1992 besteht in Deutschland ein Anwendungsverbot für Atrazin. Auch in der EU ist Atrazin nicht mehr als Wirkstoff zugelassen. Der Wirkstoff wurde zur Unkrautbekämpfung hauptsächlich im Mais-, Spargel- und Kartoffelanbau eingesetzt. Verbliebene Restmengen von Atrazin im Boden können aufgrund der Persistenz ins Grundwasser gelangen.

Bei neuen Einträgen in Gewässer können illegale Anwendungen nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Atrazin wird über die Wurzeln und die Blätter aufgenommen und stört die Photosynthese und andere fermentative Prozesse in der Pflanze. Die Metaboliten von Atrazin sind bedeutend weniger toxisch. Atrazin wird als Substanz mit potentieller Wirkung auf das Hormonsystem des Menschen und der Tiere eingestuft (HILLENBRAND et al. 2007).

Atrazin ist ein Herbizid, das im Rahmen der Umsetzung der WRRL als prioritärer Stoff eingestuft wurde. Ein prioritärer Stoff gilt auf EU-Ebene im Sinne des Gewässerschutzes als höchst bedenklich (HILLENBRAND et al. 2007). Trotz des langen zurückliegenden Verbotes wurde die Zielvorgabe der LAWA für das Schutzgut Grundwasser von 0,1 µg/l an wenigen Messstellen in der jüngeren Vergangenheit nicht eingehalten.

Trotz des Anwendungsverbots seit 1992 ist immer noch in knapp 2 % der Grundwasserproben Atrazin zu finden (Abb. 61). Einige wenige Grundwässer liegen noch über dem Grenzwert von 0,1 µg/l der

Trinkwasserverordnung. Allerdings ist insgesamt eine deutlich fallende Tendenz zu beobachten (RÜCKERT 2006).

In der Einzelauswertung (Abb. 62) zeigt sich für einige Messstellen eine erhebliche Verminderung der Atrazin-Konzentrationen. Heute zeigen diese Messstellen keine Positivbefunde mehr.

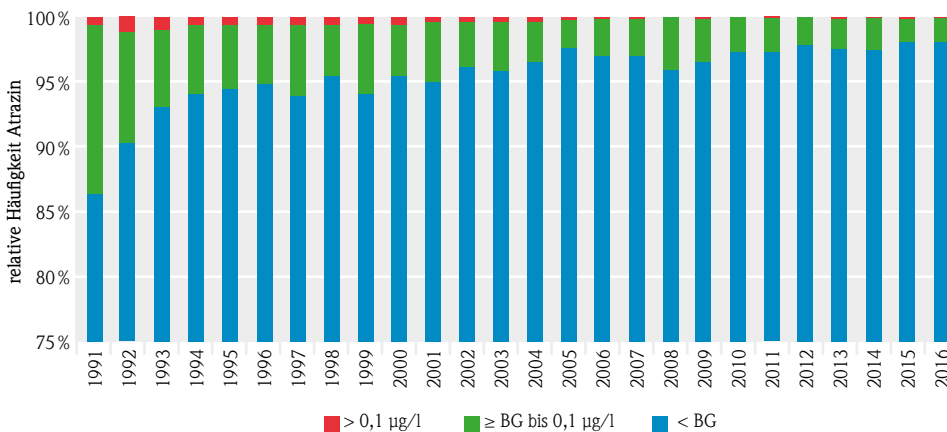


Abb. 61: Prozentualer Anteil von Konzentrationsklassen für Atrazin

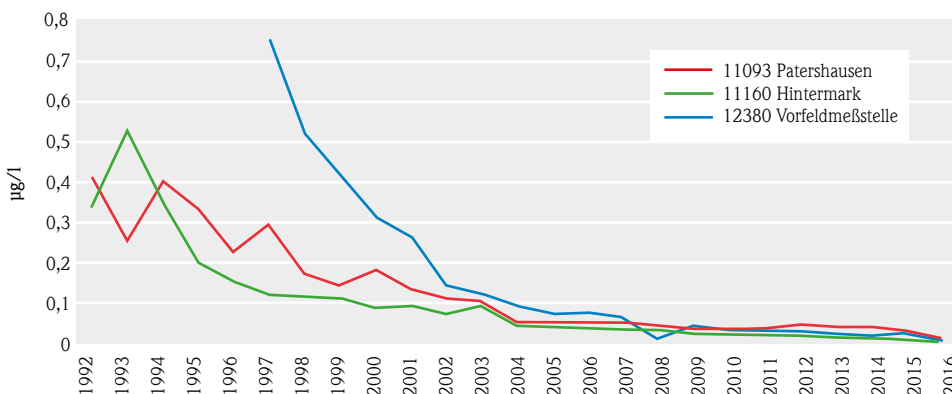


Abb. 62: Beispielhafte Entwicklung der Atrazinkonzentrationen im Grundwasser

Desethylatrazin

Desethylatrazin ist ein Abbauprodukt (Metabolit) von Atrazin. Wie Abb. 63 zeigt, ist Desethylatrazin auch heute noch in rund 6% aller Grundwasserproben zu finden. Zwar ist die Tendenz auch hier abnehmend, da es sich aber um ein Abbauprodukt handelt, ist es insgesamt immer noch häufiger im Grundwasser zu finden als der Ausgangsstoff Atrazin selbst.

Diuron

Für Diuron gilt seit 1997 ein Anwendungsverbot entlang von Gleisanlagen, seit 2003 auch im Haus- und Kleingartenbereich. Die Zulassung beschränkte sich bis Juni 2007 auf Nichtkulturland und Flächen im Obst- und Weinbau. Am 31.12.2007 wurde die Zulassung für diuronhaltige PSM mit einer einjährigen Aufbrauchfrist vom Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit widerrufen (LAWA 2010).

Die Wirkungsweise des Stoffes findet vor allem über die Wurzeln der behandelten „Unkraut“-Pflanzen statt und hemmt die Photosynthese. Diuron ist ein Herbizid, das im Rahmen der WRRL als prioritärer Stoff eingestuft wurde und als gesundheitsschädlicher, ökotoxischer und persistenter Pflanzenschutzmittelwirkstoff gilt. Der Verbrauch wurde für 2005 mit 25–100 Tonnen in Deutschland abgeschätzt. Da Diuron viele Jahre lang u. a. von der Deutschen Bahn AG zur Gleisentkrautung eingesetzt wurde, sind Diuron-Einträge in das Grundwasser in Hessen hauptsächlich an Gleisanlagen zu finden (RÜCKERT 2006).

Da Diuron auch in gewerblichen und häuslichen Bereichen Verwendung fand, können diese Eintrags-

pfade ebenfalls an den Einträgen in das Grundwasser beteiligt sein.

Diuron wurde in den letzten Jahren nur noch bei einem sehr geringen Teil (< 1%) der Grundwässer nachgewiesen. Die Tendenz der positiven Befunde ist hier seit den 1990er Jahren abnehmend (Abb. 64).

Bromacil

Der Photosynthesehemmer Bromacil ist seit 1992 nicht mehr als Herbizid zugelassen. Bromacil wurde zur „Unkraut“-Bekämpfung auf Nichtkulturland und zur selektiven Bekämpfung von „Unkräutern“ z. B. im Obst- und Weinbau eingesetzt. Auch die Deutsche Bahn AG setzte es entlang von Gleisanlagen ein.

Die Häufigkeit der positiven Befunde, insbesondere der Konzentrationen > 0,1 µg/l, ist seit dem Verbot rückläufig. Dennoch ist Bromacil weiterhin im Grundwasser nachzuweisen. Aktuell mit leicht

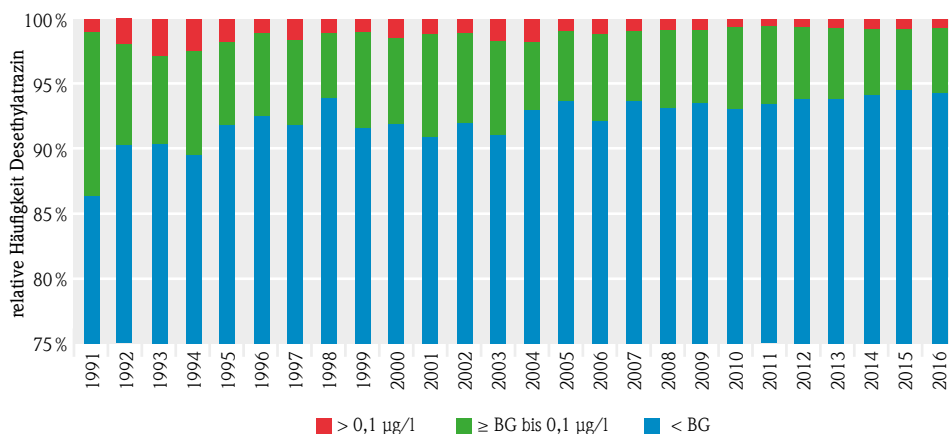


Abb. 63: Prozentualer Anteil von Konzentrationsklassen für Desethylatrazin

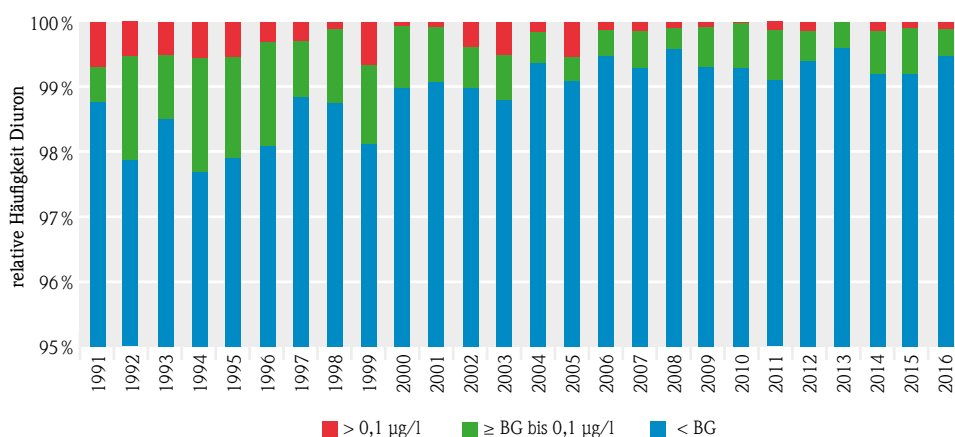


Abb. 64: Prozentualer Anteil von Konzentrationsklassen für Diuron

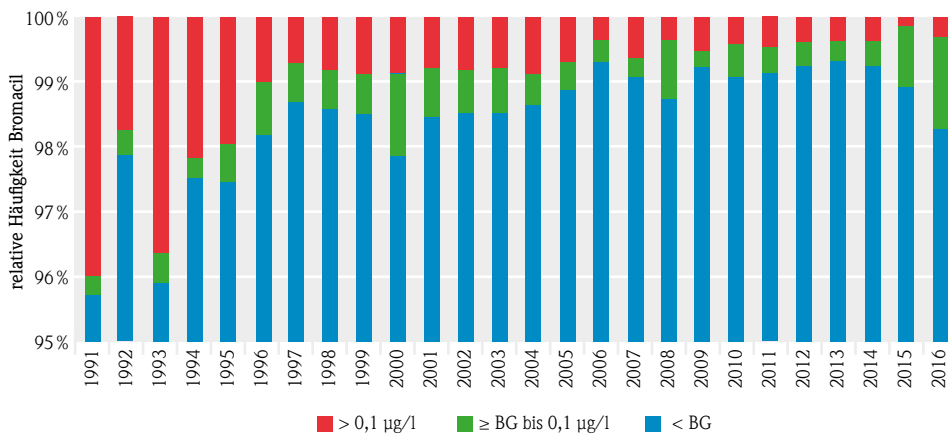


Abb. 65: Prozentualer Anteil von Konzentrationsklassen für Bromacil

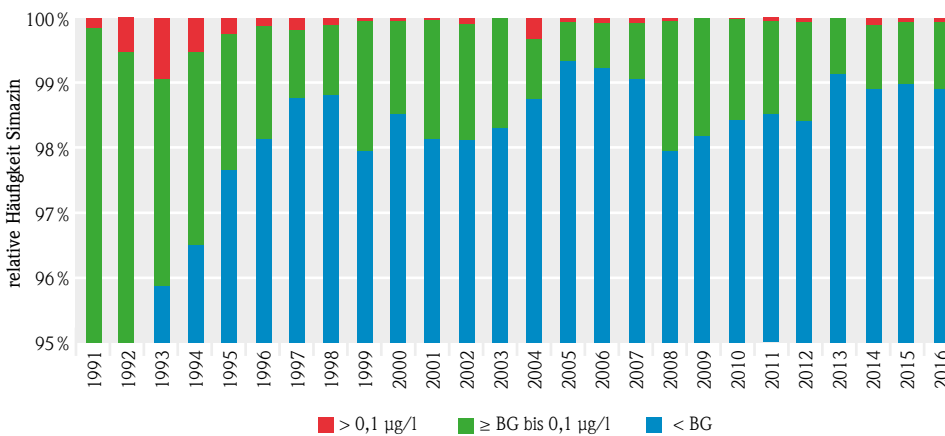


Abb. 66: Prozentualer Anteil von Konzentrationsklassen für Simazin

steigender Häufigkeit. Dies kann auf eine hohe Persistenz und Sorption des Wirkstoffes im Boden hindeuten (COPENHAVER & WILKINSON 1979).

Simazin

Simazin ist ein Herbizid, das seit dem Jahr 2000 in Deutschland nicht mehr zugelassen ist. Es wurde häufig im Maisanbau verwendet und hemmt in seiner Wirkungsweise die Photosynthese der „Unkräuter“.

Anfang der 1990er Jahre zeigten über 5% der untersuchten Grundwässer positive Befunde. Im weiteren zeitlichen Verlauf nahmen die positiven Befunde ab. Nach Rücknahme der Zulassung war noch einmal ein Rückgang zu erkennen, der sich aber nicht fortgesetzt hat. Der Wirkstoff gilt als sehr persistent (KNORR & SCHELL 1997) und ist bis heute in über 1% der Grundwasserproben zu finden.

Fazit:

Die Belastungen des Grundwassers durch die hier untersuchten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe haben sich im Beobachtungszeitraum der letzten 25 Jahre verringert. Der relative Anteil der positiven Befunde nahm von rund 6 auf 1,2% ab. Insbesondere die anfänglich hohe Fundhäufigkeit von Atrazin, Desethylatrazin, Diuron, Bromacil und Simazin, bei denen seit vielen Jahren ein Anwendungsverbot besteht, sind deutlich zurückgegangen. Dennoch sind diese Wirkstoffe bis heute im Grundwasser nachzuweisen. Selbst biologisch gut abbaubare Verbindungen, die unter Laborbedingungen eine Halbwertszeit von wenigen Tagen aufweisen, können

durch Sorption an die Bodenmatrix noch Jahre nach der letzten Anwendung im Boden nachweisbar sein (KNORR & SCHELL 1997).

Bei einigen der zugelassenen Wirkstoffe (z. B. Bentazon) ist die Fundhäufigkeit in den letzten Jahren gestiegen, so dass dieser Entwicklung besondere Aufmerksamkeit gilt. Hierzu werden die positiven Befunde durch das Umweltbundesamt bundesweit erfasst. Bei der Fundaufklärung sollen die Ursachen für die Anwesenheit des Wirkstoffes im Grundwasser untersucht und interpretiert werden. Hieraus kann ein Handlungsbedarf für die Anwender, ein Modifizieren des Zulassungsverfahrens, eine Anwendungsbeschränkung oder ein Widerruf der Zulassung des Pflanzenschutzmittelwirkstoffes abgeleitet werden. Um langfristig die Belastungen des Grundwassers mit PSM-Wirkstoffen zu verringern, ist die Fundaufklärung ein wichtiges Instrument und muss systematisch fortgesetzt werden (RÜCKERT 2011).

5.1.6 Nicht relevante Metaboliten von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen

Unter „nicht relevanten Metaboliten“ (nrM) von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen werden im Sinne des Pflanzenschutzrechts Abbauprodukte verstanden, die nach heutigem Kenntnisstand nicht bedenklich hinsichtlich ihrer human- und ökotoxikologischen Eigenschaften sind und keine pestizide Wirkung mehr aufweisen. Dem Begriff „nicht relevant“ ist nicht zu entnehmen, dass diese Stoffe für das Grundwasser ohne Bedeutung sind.

Aufgrund von Routineuntersuchungen im Labor der Landeswasserversorgung Baden-Württemberg im Jahr 2006 wurden zwei neue, bis dahin unbekannte Substanzen im Grundwasser gefunden. Diese hatten teils erhebliche Konzentrationen und konnten als Metaboliten des Rübenerbizids Chloridazon identifiziert werden. Auch wurde vom Technologiezentrum Wasser/Karlsruhe erkannt, dass aus dem Fungizid Tolyfluanid das bis dato nicht bekannte Metabolit N,N-Dimethylsulfamid (DMS) gebildet wird. Die Problematik bei DMS besteht darin, dass bei der Trinkwasseraufbereitung durch Ozonung DMS-haltiger Wässer das kanzerogene N-Nitrosodimethylamin entstehen kann. Daraufhin wurden in einigen Bundesländern weitere Untersuchungen zu den nicht relevanten Metaboliten durchgeführt. Aufgrund der DMS-Funde im Grundwasser wurde zunächst das Ruhen der Zulassung für die Anwendung tolyfluanidhaltiger Produkte im Freiland durch das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) angeordnet. Ende 2008 wurde deren Zulassung ganz widerrufen. Die Anwendung in Gewächshäusern ist weiterhin zulässig.

Das Umweltbundesamt (UBA) hat ein Verfahren zur Ableitung von gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW) für nicht relevante Metaboliten von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln für das Trinkwasser empfohlen (UBA 2017). Hierbei wird bei Vorliegen aussagekräftiger Studien für nicht relevante Metaboliten ein trinkwasserhygienisch bis auf weiteres hinnehmbarer GOW genannt.

Nicht relevante Metaboliten besitzen weder eine definierte pestizide Restaktivität noch ein pflanzenschutzrechtlich relevantes humantoxisches oder ökotoxisches Potenzial. Es wurde der aktuelle Bewertungsstand der GOW vom Januar 2017 in Tab. 16 herangezogen (UBA & BfR 2017).

Die GOW entsprechen dem allgemeinen trinkwasserhygienischen Vorsorgegedanken und sind rechtlich nicht bindend.

Messprogramm und Ergebnisse in Hessen

Die Untersuchungen von nicht relevanten Metaboliten (nrM) wurden in Hessen an Grundwässern aus Messstellen des Landesgrundwasserdienstes (LGD) durchgeführt. Die Lage der Messstellen des LGD wurde bei der allgemeinen Konzeption überwiegend so gewählt, dass sie „anthropogen unbeeinflusste“ Grundwässer repräsentieren sollen. Das bedeutet, dass die potentielle Fundhäufigkeit in einigen Gebieten höher liegen kann, als dies durch das Messnetz dargestellt wird.

Im Jahr 2016 wurden sieben nrM in Hessen untersucht. Darüber hinaus wurden in einem Sondermessprogramm weitere nrM im hessischen Oberrheingraben untersucht (ERMES-Rhein 2018, siehe Tab. 15 und Tab. 16).

Die am meisten gefundenen nrM in der hessenweiten Untersuchung sind die Metaboliten Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon des Rübenerbizids Chloridazon. Weiterhin wurde N,N-Dimethylsulfamid (DMS) häufig nachgewiesen. Dies ist ein Metabolit des Pflanzenschutzmittelwirkstoffes Tolyfluanid.

Bei den im Sondermessprogramm untersuchten nrM im hessischen Oberrheingraben zeigen sich einige Stoffe auffällig. Insbesondere der nrM Metolachlorsulfonsäure (NOA 413173) konnte an 35 % der untersuchten Grundwässer nachgewiesen werden (ERMES-Rhein 2016). Der Ausgangswirkstoff Metolachlor wird als Herbizid überwiegend im Maisanbau verwendet.

Grundwasserbeschaffenheitsbericht 2017
Organische Wasserinhaltsstoffe

Tab. 15: Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und deren untersuchte nicht relevante Metaboliten (nrM)

Wirkstoff	Wirkbereich	Anwendung/Kulturen	nicht relevante Metabolite
Chloridazon	Herbizid	Rüben	Desphenyl-Chloridazon (B)
			Methyl-Desphenyl-Chloridazon (B1)
Tolyfluanid	Fungizid	Reben, Obst, Hopfen, Zulassung ruht seit 2007	N,N-Dimethylsulfamid (DMS)
Metolachlor	Herbizid	Mais, Lupine, Hirse	Metolachlorsulfonsäure (CGA 380168 / CGA 354743)
			Metolachlorcarbonsäure (CGA 351916 / CGA 51202)
			Metolachlore (NOA 413173)
			Metolachlore (CGA 357704)
Metazachlor	Herbizid	Raps, Gemüse, Zierpflanzen	Metazachlorcarbonsäure
			Metazachlorsulfonsäure
			Metazachloroxalsäure (BH 479-4)
Dichlobenil	Herbizid	Reben, Obst, Zierpflanzen	2,6-Dichlorbenzamid
Metalaxyl-M	Fungizid	Kartoffeln, Salate, Reben	Metalaxylcarbonsäure (CGA 62826)
			Metalaxylidcarbonsäure (CGA108906)
Dimethachlore	Herbizid	Raps	Dimethachlore (CGA 369873)
			Dimethachlorcarbonsäure (CGA 50266)
			Dimethachlorsulfonsäure (CGA 354742)
Chlorthalonil	Fungizid	Getreide	Chlorthalonilsulfonsäure (M12)
Dimethenamid	Herbizid	Mais, Gemüse	Dimethenamidsulfonsäure (M27)
			Dimethenamidcarbonsäure (M23)
Alachlor	Herbizid	nicht mehr zugelassen seit 1992	Alachlorsulfonsäure
			Alachlorcarbonsäure
Acetochlor	Herbizid	nicht mehr zugelassen seit 1992	Acetochlorsulfonsäure
			Acetochlorcarbonsäure
Flufenacet	Herbizid	Wintergerste, Winterroggen, Winterweichweizen	Flufenacetsulfonsäure (M2)
			Flufenacetoxalat

Tab. 16: Untersuchte nicht relevante Metaboliten von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen 2016

Nicht relevante Metabolite	GOW in µg/L	% Messst. > GOW	Anzahl der Messstellen						
			Insg. unter- sucht	< BG 0,05	nachgewiesen in µg/L				
					bis 0,1	> 0,1 bis 1	> 1 bis 3	> 3 bis 10	> 10
Desphenyl-Chloridazon (B)	3,0	0,0	402	346	15	41	6	0	0
Methyl-Desphenyl-Chloridazon (B1)	3,0	0,0	372	346	12	14	0	0	0
N,N-Dimethylsulfamid (DMS)	1,0	0,5	406	371	15	18	2	0	0
2,6-Dichlorbenzamid	3,0	0,0	391	379	7	5	0	0	0
Metazachlorsulfonsäure	3,0	0,0	317	313	3	1	0	0	0
Metazachlorcarbonsäure	1,0	0,0	315	314	1	0	0	0	0
Metolachlorsulfonsäure (CGA 351916 / CGA 51202)	3,0	0,0	315	310	1	4	0	0	0
Metolachlore (NOA 413173)*	1,0	2,7	74	48	8	16	2	0	0
Metolachlorcarbonsäure (CGA 351916 / CGA 51202)*	3,0	0,0	74	63	5	6	0	0	0
Metazachloroxalsäure (BH 479-4)*	1,0	1,4	74	67	4	2	1	0	0
Metaxylcarbonsäure (CGA 62826)*	1,0	0,0	74	66	3	5	0	0	0
Metolachlore (CGA 357704)*	1,0	0,0	74	64	3	7	0	0	0
Dimethachlore (CGA 369873)*	1,0	0,0	74	69	2	3	0	0	0
Chlorthalonilsulfonsäure (M12)*	3,0	2,7	74	67	2	0	3	1	1
Dimethenamidsulfonsäure (M27)*	3,0	0,0	74	66	2	4	2	0	0
Dimethenamidcarbonsäure (M23)*	3,0	0,0	74	70	1	3	0	0	0
Metaxylidicarbonsäure (CGA108906)*	-	-	74	73	1	0	0	0	0
Flufenacetsulfonsäure (M2)*	1,0	0,0	74	70	0	4	0	0	0
Alachlorsulfonsäure*	-	-	74	73	1	0	0	0	0
Alachlorcarbonsäure*	-	-	74	74	0	0	0	0	0
Acetochlorsulfonsäure*	-	-	74	74	0	0	0	0	0
Acetochlorcarbonsäure*	-	-	74	74	0	0	0	0	0
Dimethachlorcarbonsäure (CGA 50266)*	3,0	0,0	74	74	0	0	0	0	0
Dimethachlorsulfonsäure (CGA 354742)*	3,0	0,0	74	74	0	0	0	0	0
Flufenacetoxalat*	-	-	74	74	0	0	0	0	0

*Sondermessprogramm 2016 (ERMES-Rhein 2018)

Grundwasserbeschaffenheitsbericht 2017
Organische Wasserinhaltsstoffe

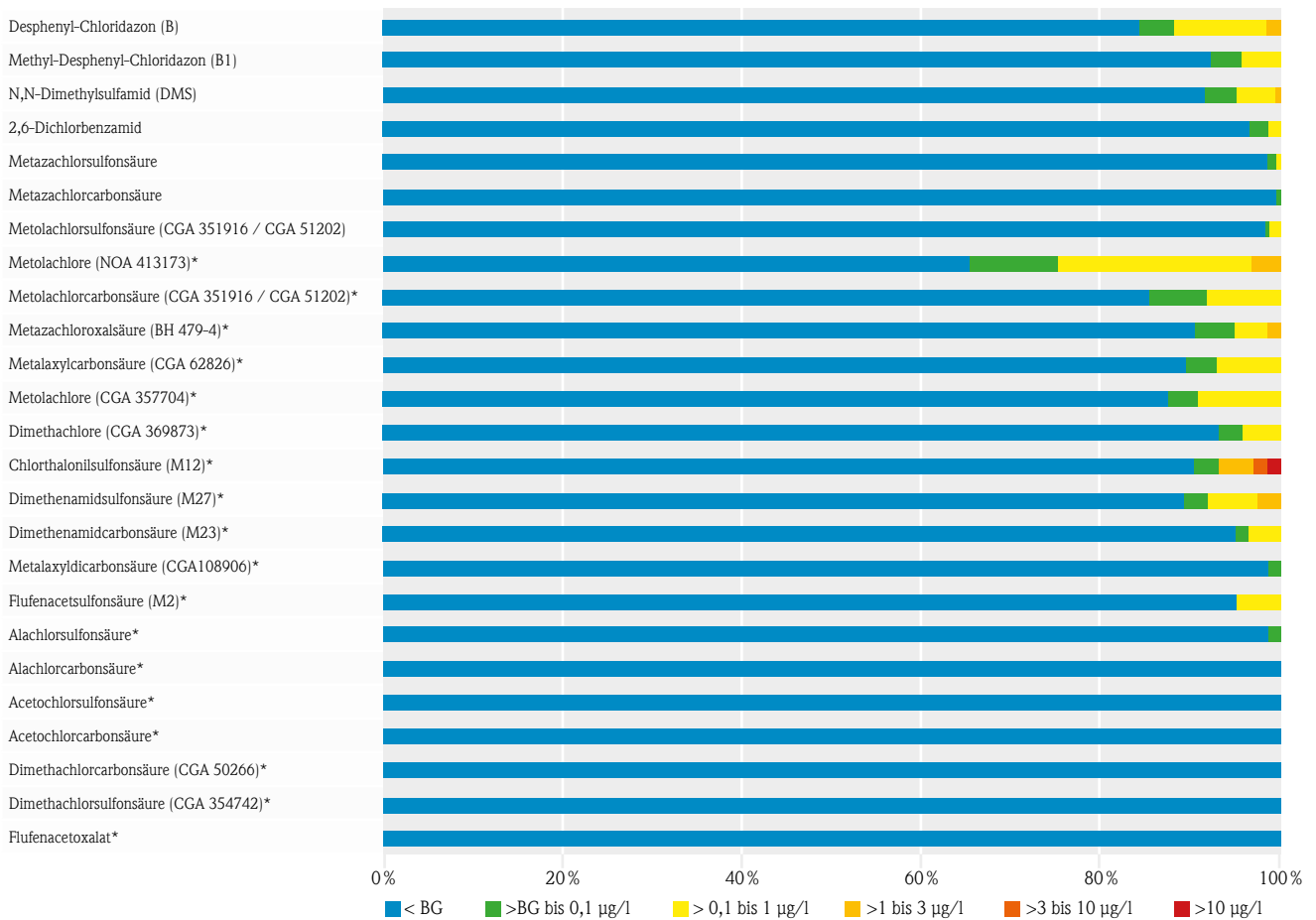


Abb. 67: Relative Fundhäufigkeit der nicht relevanten Metaboliten im Jahr 2016

Weiterhin konnte der nrM Chlorthalonilsulfonsäure (M12) mit Konzentrationen von über 10 µg/l detektiert werden. Der Ausgangswirkstoff Chlorthalonil wird als Fungizid überwiegend im Getreideanbau verwendet. Für beide nrM wird an 2,7 % der untersuchten Grundwässer der GOW überschritten (siehe Tab. 16).

Die Ausgangsstoffe der Metaboliten Chloridazon, Tolyfluanid, S-Metolachlor, Metazachlor und Dichlobenil konnten bei den Untersuchungen im Grundwasser nicht nachgewiesen werden. Das deutet darauf hin, dass diese Stoffe bereits abgebaut bzw. metabolisiert worden sind. Insgesamt kann festgestellt werden, dass sich die Positivbefunde auf Grundwässer unter landwirtschaftlich beeinflussten Gebieten konzentrieren.



Abb. 68: Summe der nicht relevanten Metaboliten im Jahr 2016 (ohne Sondermessprogramm Hess. Ried, BG = Bestimmungsgrenze)

5.2 Arzneimittelrückstände

5.2.1 Einführung

In den Fertigarzneimitteln der Roten Liste® (Rote Liste 2018) sind ca. 2.900 verschiedene arzneilich wirksame Substanzen aufgeführt. Das Verhältnis zwischen rezeptpflichtigen und „nur“ apothekenpflichtigen Arzneimitteln beträgt etwa 1:1. In der Tiermedizin sind ca. 600 Wirkstoffe erfasst (ROBAKOWSKI 2000), wobei bestimmte Stoffe sowohl in Human- als auch Veterinärarzneimitteln verwendet werden. Die angewandten Tierarzneimittel sind z. T. auch beim Menschen wirksam, auf jeden Fall sind sie in ihren Umweltwirkungen mit den Human-Pharmaka vergleichbar (SCHRAMM 1998). Die Stoffe gelangen über das Abwasser in die Oberflächengewässer und können von dort ins Grundwasser gelangen.

5.2.2 Wirkungen von Arzneimitteln

Obleich Arzneimittel zu den toxikologisch am besten untersuchten und charakterisierten Stoffen gehören, sind die Konsequenzen einer geringen, jedoch permanenten Exposition von Arzneimittelwirkstoffen und deren Rückstände im Grund- und Trinkwasser humantoxikologisch und ökotoxikologisch weitgehend unerforscht (UBA 2012a). Zudem sind zahlreiche so genannte „Alt-Arzneimittel“ auf dem Markt, die nicht auf ihre Umweltwirkung hin überprüft wurden. Für einzelne Wirkstoffe (z. B. Sexualhormone) sind schädliche Auswirkungen auf Lebewesen in Oberflächengewässern bereits experimentell bestätigt worden (GROMMELT & SCHÖNAUER 2001). Die Konzentrationen liegen jedoch in der Regel weit unterhalb der humantherapeutisch begründeten Wirkungsschwellen und der maximal zulässigen Rückstandsmengen in Nahrungsmitteln für den menschlichen Gebrauch. Der Eintrag sowohl von Human- als auch von Veterinärpharmaka in den ökologischen Kreislauf vor den Hintergründen steigender Verordnungsmengen, einer nur teilweisen Resorption der Wirkstoffe im Organismus (z. T. werden mehr als 50% ungenutzt wieder ausgeschieden) sowie der unvollständigen Abbaubarkeit in kommunalen Kläranlagen, wird zukünftig noch an Bedeutung zunehmen (BERGMANN et al. 2011).

5.2.3 Eintragungspfade in die aquatischen Systeme

Der Eintrag von Human- und Tierarzneimitteln (unverändert oder in Form von Metaboliten) in die Umweltmedien (Wasser und Boden) ist bereits mehrfach beschrieben worden, so z. B. bei HIRSCH (1998). Die Humanarzneimittelwirkstoffe gelangen mit den kommunalen Abwässern in die Kläranlagen. In den Kläranlagen können die meist polaren organischen Substanzen zum Teil nur unzureichend aus dem Abwasser entfernt werden (UBA 2011), gelangen von dort aus in die Oberflächengewässer und können so auch ins Grundwasser gelangen. Mengenmäßig ist dies der bedeutendste Eintrittspfad (STUMPF et al. 1996).

Ein weiterer Eintragungspfad sind Hausmüll und Depo-nien sowie undichte Abwasserrohre, die gerade in urbanen Räumen einen Einfluss auf die Beschaffenheit des Grundwassers haben können (BEIER 2008). Rund 24% der öffentlichen Kanalisation sind bundesweit laut DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) kurz- bzw. mittelfristig sanierungsbedürftig (BERGER et al. 2016). Der Zustand von privaten Abwasserleitungen zur Grundstücksentwässerung ist jedoch weitgehend unbekannt. Die Ausbringung von Klärschlamm zur Düngung kann zudem zu einem flächenhaften Eintrag von Arzneimittelrückständen führen und stellt ein zunehmendes Problem dar (WISCHER et al. 2012). Tierarzneimittel und Futtermittelzusatzstoffe sowie deren Metaboliten gelangen durch Stallmist und Gülle als Dünger in den Boden und können nach Regenereignissen durch Oberflächenabfluss in ein oberirdisches Gewässer oder nach Bodenpassage in das Grundwasser gelangen (HIRSCH 1998). Die Pharmaka-Einsätze bei der Fischzucht (Aquakulturen) sind besonders problematisch. Laut Literaturstudie des Umweltbundesamtes von 1996 werden die Mittel in erheblichen Mengen und mit langer Dauer oft auf Verdacht eingesetzt. Außerdem ist eine gewisse Unkenntnis über therapeutische Wirkungen vorhanden (RÖMBKE et al. 1996). Antibiotika werden hier extensiv verwendet. Die hauptsächlich zum Einsatz kommenden Mittel sind Tetracycline, Sulfonamide und Chloramphenicol. Sie werden dem Futter zuge-mischt oder einfach ins Wasser gegeben (HIRSCH et al. 1999).

5.2.4 Untersuchungen in Hessen

Ab Mai 1995 wurden bereits im Rahmen eines BMBF-Forschungsvorhabens umfangreiche Untersuchungen zur Belastung von Abwässern, Fließgewässern und Grundwässern mit Arzneimittelrückständen durchgeführt. Bei der Fachtagung „Arzneimittel in Gewässern“ in Wiesbaden im Juni 1998 unter Federführung des Hessischen Umweltministeriums wurde das Thema bereits dargestellt und die Ergebnisse des obigen Messprogramms vorgestellt. Dabei wurden in den untersuchten Grundwässern vor allem Rückstände von Lipidsenkern/Antirheumatika sowie Reste von Analgetikawirkstoffen nachgewiesen. In der zwischen 1996 und 2000 durchgeführten Studie zur „Untersuchung der Beeinflussung von oberflächennahem Grundwasser durch stark belastete kleinere Fließgewässer in Südhessen“ konnten Rückstände von Arzneimitteln sowohl im Oberflächenwasser als auch im Grundwasser nachgewiesen werden (GREB 2005). Insgesamt konnten von 55 analysierten Arzneimittelwirkstoffen (einschließlich iodierter Röntgenkontrastmittel) 36 in kommunalen Kläranlagenabläufen nachgewiesen werden. Zusätzlich wurden von neun untersuchten Metaboliten fünf gefunden.

Tab. 17: Arzneimittelfunde im Grundwasser nach Indikationsgruppen (GREB 2005, BG = Bestimmungsgrenze)

Indikationsgruppe	Anzahl	< BG	> BG	% > BG
Analgetika	190	135	55	28,9
Antibiotika	337	337	0	0,0
Antiepileptika	95	61	34	35,8
Antirheumatika	2268	2210	58	2,5
Betablocker	717	688	29	4,2
Bronchospasmolytika	377	370	7	1,9
Hämorrhheologika	75	75	0	0,0
Lipidsenker	1 192	1 023	169	14,2
Psychopharmaka	41	40	1	2,4
Röntgenkontrastmittel	315	264	51	16,2
Zytostatika	194	194	0	0,0

In den untersuchten Grundwässern wurden deutlich weniger Arzneimittelwirkstoffe und diese in geringeren Konzentrationen gefunden. Die Ergebnisse zeigen, dass mit Ausnahme der Gruppen der Antibiotika, Zytostatika und Hämorrhheologika alle untersuchten Indikationsgruppen nachgewiesen werden

konnten. Im Grundwasser fallen insbesondere die Lipidsenker, die Analgetika und die Antiepileptika sowie die Röntgenkontrastmittel mit den höchsten Anteilen an positiven Befunden auf. Diese vier Indikationsgruppen ergeben zusammen rund 70 % aller positiven Befunde im Grundwasser.

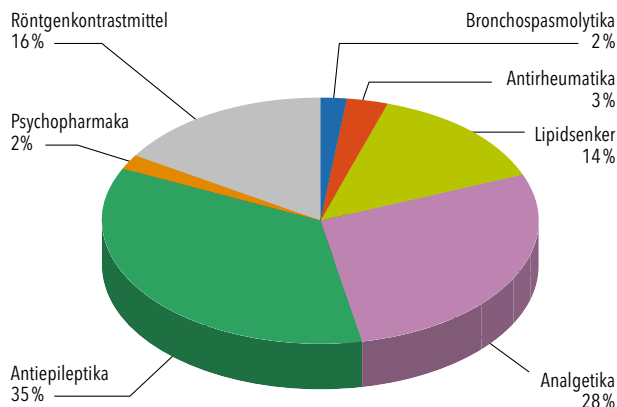


Abb. 69: Prozentuale Verteilung von Arzneimittelrückständen im Grundwasser (GREB 2005)

Bei der Betrachtung der untersuchten Einzelsubstanzen entfallen die höchsten prozentualen Anteile der Funde im Grundwasser auf das Antiepileptikum Carbamazepin, das Analgetikum Phenazon und den Lipidsenker Clofibrinsäure sowie die Röntgenkontrastmittel Iopamidol, Iopromid und Diatriozat (GREB 2005).

5.2.5 Leitparameter für Arzneimittelwirkstoffe

Erhöhte Borkonzentrationen geben erste Hinweise auf anthropogen durch Abwasser beeinflusstes Grundwasser. Borkonzentrationen > 40–50 µg/l lassen auf eine anthropogene Beeinflussung schließen. Ab diesen Konzentrationen sind auch Arzneimittelrückstände im Grundwasser zu erwarten. Leitparameter sind Wirkstoffe, die ein chemisch ähnliches Verhalten aufweisen wie andere Untersuchungsparameter ihrer Substanzklasse, z. B. bezüglich ihrer Stabilität und Polarität. Sie werden in der Analytik als Indikatoren für andere Substanzen verwendet. Hierdurch lässt sich der analytische Aufwand verringern. Haupteintragspfade für Arzneimittelrückstände in das Grundwasser ist die Infiltration aus den abwasserführenden Vorflutern in das Grundwasser.

Folgende Leitparameter können aus dem Arzneimitteluntersuchungsprogramm Südhessen abgeleitet werden:

Tab. 18: Leitparameter für die Indikationsgruppen (GREB 2005)

Indikationsgruppen	Leitparameter für Grundwasser
Analgetika	Phenazon
Antiepileptika	Carbamazepin
Antirheumatika	Diclofenac
Betablocker	Metoprolol
Desinfiziens	Biphenylol, Chlorofen
Lipidsenker	Clofibrinsäure, Bezafibrat
Röntgenkontrastmittel	Iopamidol, Diatriozat

Vor allem die Clofibrinsäure eignet sich wegen der geringen Sorptionsneigung, der guten Wasserlöslichkeit und der ubiquitären Verbreitung als Indikator für Arzneimittelrückstände. Darüber hinaus gibt es für jede Indikationsgruppe charakteristische Substanzen, welche sich als Indikatoren zur Bestimmung von Arzneimittelverunreinigungen eignen.

5.2.6 Neuere Entwicklungen

In der europäischen Trinkwasserpolitik standen im Jahr 2017 weitreichende Entscheidungen für die Wasserwirtschaft an. Die EU-Kommission hat am 1. Februar 2018 ihren Vorschlag zur Revision der EU-Trinkwasserrichtlinie vorgestellt. Mit einer Arzneimittelstrategie will die EU-Kommission bewirken, dass sowohl die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zum guten Zustand von Gewässern, als auch die UN-Ziele für nachhaltige Entwicklung erreicht werden.

Während es für humantoxische oder ökologisch schädliche Substanzen Herstellungs- und Ausbringungsverbote gibt, sind derartige Regelungen bei Human- oder Veterinärarzneimitteln zunächst aus nachvollziehbaren Gründen kaum denkbar. Gleichwohl erfordert die Verbreitung dieser Stoffe im Wasserkreislauf Maßnahmen zu ihrer Reduzierung. Wie das Umweltbundesamt (UBA) 2014 feststellte, „... gibt es bislang weder für Oberflächengewässer noch für Grund- oder Trinkwasser verbindliche Normen, die den Eintrag von Arzneimittel-Rückständen regulieren würden. Hier besteht dringender Handlungsbedarf“. Da in der Trinkwasserverordnung noch keine Grenzwerte für Arzneimittelwirkstoffe oder Diagnostika zu finden sind, hat das UBA gesundheitliche Ori-

entierungswerte (GOW) als Qualitätsziel für das Auftreten einiger Arzneimittelrückstände im Trinkwasser festgesetzt (UBA 2018a). Die Legalisierung dieser GOW, etwa als Grenzwert der Trinkwasserverordnung, empfiehlt sich derzeit wegen der Komplexität der Stoffgruppen allerdings nicht. Hierfür wäre die Definition von Indikatorparametern (Leitsubstanzen) erforderlich, die zuverlässig das Vorkommen weiterer Substanzen oberhalb eines solchen GOW im Trinkwasser anzeigen oder ausschließen. Beim aktuellen Stand der Forschung lassen sich solche Parameter jedoch noch nicht ausreichend zuverlässig definieren (DIETER et al. 2010). Nach dem UBA (2012) werden sich „viele roh-/trinkwasserrelevante HAMR (Humanarzneimittelrückstände) humantoxikologisch bis auf Weiteres nur lückenhaft bewerten lassen“. Zur Bewertung der Anwesenheit rohwasserrelevanter HAMR im Trinkwasser bietet bis auf Weiteres die Empfehlung des Umweltbundesamtes zur Bewertung der Anwesenheit nicht oder nur teilbewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht vom März 2003 praktische Orientierung (UBA 2003).

Das UBA führt zudem die Umweltforschungsdatenbank UFORDAT, in der die dem UBA bekannt gewordenen Forschungsvorhaben gespeichert sind. Ziel ist es, Doppelforschungen zu vermeiden, einen Überblick zu schaffen und Ansprechpartner zu nennen (UFORDAT).

Trotz des Minimierungsgebotes sind die Einträge von Arzneimittelrückständen und deren Metaboliten aus den Haushalten in die Kläranlagen und somit in die Gewässer der Haupteintragspfad von HAMR. Mittlerweile gibt es eine Reihe von Projekten, in denen Abwasserreinigungsverfahren zur Entfernung von Arzneimittelpuren erprobt werden. Die Ermittlung geeigneter Verfahren und die Implementierung solcher Techniken in kommunalen Kläranlagen ist ein Thema, das intensiv erforscht und kritisch hinterfragt wird, denn auch weitergehende Verfahren zur Abwasserbehandlung, die sogenannte „4. Reinigungsstufe“, entfernen nicht alle Substanzen zu 100%. Bei manchen Verfahren, wie der Ozonung von Abwasser, entstehen sogar neue (Anm.: möglicherweise sogar gefährlichere) Verbindungen (Hessenwasser 2016). Genau diesem Zweck dient auch ein hessisches Forschungsprojekt, welches vom Abwasserverband Langen-Egelsbach-Erzhausen durchgeführt wird. Im Mittelpunkt des Vorhabens steht die Reinigung

des Wassers von Spurenstoffen, wie etwa Medikamentenrückständen mit Hilfe von Aktivkohle. Wissenschaftlich betreut wird das Projekt von der Technischen Universität Darmstadt (UNTCH 2015).

Grundsätzlich eignen sich eine ganze Reihe von Verfahren und Verfahrenskombinationen zur Reduktion oder Elimination von HAMR aus Kläranlagen. Denkbar sind Filtrationen des Wassers über verschiedene Medien wie Böden, Sand, konventionelle Belebungsanlagen, Adsorption an Aktivkohle, Membran-Bioreaktor/Biofilmsysteme, Nanofiltration, Umkehrosmose oder oxidative Technologien wie Ozonierung, ultraviolettes Licht und Wasserstoffperoxid (BIO Intelligence Service 2013). Aufgrund der chemischen Verschiedenheit der zu eliminierenden Substanzen können sich hier je Substanzklasse ganz unterschiedliche Verfahren als vorteilhaft erweisen.

Aufgrund der Spurenstoffproblematik im Hessischen Ried hat das Land Hessen eine Strategie zur Vermeidung und Verminderung des Spurenstoffeintrags in die Gewässer des Hessischen Rieds entwickelt (Spurenstoffstrategie Hessisches Ried). Ziel dieser Strategie ist es, durch geeignete Maßnahmen die stoffliche Belastung der Fließgewässer im Hessischen Ried zu vermindern sowie die Grundwasservorkommen langfristig für die Trinkwassernutzung zu schützen (HMUKLV 2018a).

5.2.7 Arzneimittelmessungen im HLNUG

Landeseigenes Arzneimittelmessprogramm

Das HLNUG hat die Arzneimittelwirkstoffe Clofibrinsäure, Clofibrat, Diclofenac und Carbamazepin seit 2006 routinemäßig in das landeseigene Messprogramm zur Grundwasserbeschaffenheit aufgenommen. Ziel ist es, eine eventuelle Tendenz zur flächendeckenden Verbreitung dieser Wirkstoffe im Grundwasser frühzeitig zu erkennen. Alle diese Substanzen waren bereits im Zeitraum 2009–2011 in hessischen Grundwässern in Erscheinung getreten, z. T. vereinzelt mit Maximalkonzentrationen über den GOW, insgesamt waren die gefundenen Mittelwerte aber deutlich im niedrigen Mikrogramm-Bereich, also weit unter den therapeutischen Dosen. In dieser Auswertung sind nun neuere Messungen zwischen 2012 und 2016 enthalten.

Tendenziell sind die ermittelten Kennzahlen in allen Kategorien zurückgegangen. Seit den Auswertungen

Tab. 19: Landeseigenes Arzneimittelmessprogramm der Jahre 2012–2016

Arzneimittel	Anzahl der Untersuchungen	< BG	% > BG	Maximalkonzentration in µg/l
Carbamazepin	2 356	2 307	2,0	0,87
Clofibrinsäure	2 333	2 296	1,6	1,45
Diclofenac	2 342	2 288	2,3	0,63

aus dem Zeitraum 2009–2011 haben sich die gefundenen Maximalkonzentrationen, die Mittelwerte und die Anzahl der Analysen > BG für den Messzeitraum 2012–2016 verringert.

Nachweise dieser Arzneimittelrückstände im Grundwasser treten am häufigsten im Hessischen Ried auf. Dies liegt an der Einleitung von dem nach aktuellem Stand der Technik entsprechend geklärten Abwässern in die Vorfluter und der Infiltration von Oberflächengewässern in das Grundwasser. Weiterhin weisen die überwiegend sandig und kiesig aufgebauten Grundwasserleiter im Hessischen Ried eine gute bis sehr gute hydraulische Durchlässigkeit auf, die zu einer Ausbreitung von eingetragenen Stoffen beiträgt.

Seit Anfang 2016 konnten noch fünf weitere Wirkstoffe in die routinemäßige Analytik des Hessischen Landeslabors aufgenommen werden. Es handelt sich dabei um die Antibiotika Chlortetracyclin, Doxycyclin, Chlortetracyclin, Sulfamethazin (Antibiotikum aus der Gruppe der Sulfonamide) sowie Sulfamethoxazol (ebenfalls Antibiotikum aus der Gruppe der Sulfonamide). Es liegen zum jetzigen Zeitpunkt insgesamt 1 516 Messungen dieser Substanzen vor, davon waren lediglich acht Werte positiv. Hiervon entfielen sieben Funde auf den Parameter Sulfamethazin.

In den kommenden Jahren werden auch für diese Wirkstoffe flächendeckende Analysen für die hessischen Grundwässer vorliegen.

Arzneimittelanalysen weiterer Messprogramme

Seit einigen Jahren werden dem HLNUG vermehrt Arzneimittelwirkstoffanalysen zur Verfügung gestellt, insbesondere aus den Messprogrammen für die Grundwasserüberwachung von Deponien, freiwillig gelieferten Arzneimittelanalysen im Rahmen der Rohwasseruntersuchungsverordnung sowie Analysen aus dem Messprogramm Spurenstoffe des HLNUG.

Tab. 20: Arzneimittelanalysen weiterer Messprogramme der Jahre 2012–2016

Wirkstoff	Anzahl	> BG	% positiv	Indikationsgruppe
Etofibrat	19	0	0	Lipidsenker
Fenofibrat	42	0	0	Lipidsenker
Fenofibrinsäure	70	0	0	Lipidsenker
Fenoprofen	3	0	0	Nicht-steroidale Antirheumatika, Analgetika
Gemfibrozil	80	0	0	Lipidsenker
Ibuprofen	80	0	0	Nicht-steroidale Antirheumatika, Analgetika
Ifosamid	24	0	0	Zytostatika
Indometacin	80	0	0	Nicht-steroidale Antirheumatika, Analgetika
Ketoconazol	49	0	0	Behandlung Pilzkrankung
Meclofenaminsäure	24	0	0	Nicht-steroidale Antirheumatika, Analgetika
Metoprolol	46	0	0	Betablocker
Naxopren	80	0	0	Nicht-steroidale Antirheumatika, Analgetika
Oxazepam	24	0	0	Benzodiazepine
Pentoxifyllin	19	0	0	Vasodilator
Phenazon	63	5	8	Nicht-steroidale Antirheumatika, Analgetika
Propranolol	44	0	0	Betablocker
Sotalol	24	1	4	Betablocker
Atenolol	24	0	0	Betablocker
Iopamidol	49	6	12	Kontrastmittel
Iopromid	27	0	0	Kontrastmittel
Iopremol	24	0	0	Kontrastmittel
Roxithromycin	24	0	0	Antibiotika
Clarithromycin	24	0	0	Antibiotika
Erythromycin	24	0	0	Antibiotika
Sulfamethoxazol	46	3	6	Antibiotika
Trimethoprim	24	0	0	Antibiotika
Amidotrizoesäure	50	5	10	Kontrastmittel
Aminophenazon	24	1	4	Nicht-steroidale Antirheumatika, Analgetika
Indoprofen	55	0	0	Nicht-steroidale Antirheumatika, Analgetika
Phenacetin	19	0	0	Nicht-steroidale Antirheumatika, Analgetika
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepine rac trans (DiOHCB Z)	24	6	25	Metabolit
10,11-Dihydro-10-hydroxycarbamazepine (10OHCB Z)	24	1	4	Metabolit
2-Hydroxycarbamazepine (2OHCB Z)	43	5	11	Metabolit
3-Hydroxycarbamazepine (3OHCB Z)	24	4	16	Metabolit
10,11-Dihydrocarbamazepine (DiHCBZ 20)	24	0	0	Metabolit
10,11-Dihydro-10,11-epoxycarbamazepin (e pCBZ)	24	1	4	Metabolit
1-(2-benzoic-acid)-(1H,3H)-quinazoline-2,4-dione (BaQD)	24	2	8	Metabolit
9-carboxylic acid acridine (9-CA-ADI N)	24	5	21	Metabolit
Oxypurinol (OX P)	24	3	12	Metabolit
5,6-Dimethyl-1H-Benzotriazole (DiMeB z)	24	0	0	Metabolit
10,11-Dihydro-10,11-epoxycarbamazepin (e pCBZ)	24	1	4	Metabolit
Carbamacepin-IQ (CBZ-IQ)	24	0	0	Antikonvulsivum
Metformin	24	0	0	Diabetesbehandlung
Primidon	24	11	46	Antikonvulsivum
Quetiapin	24	0	0	Neuroleptika
Verapamil	24	0	0	Calciumantagonisten
Acyclovir	24	0	0	Virostatika
Zidovudine	24	0	0	Virostatika
Furosemid	24	3	12	Diuretika
Pentobarbital	47	7	15	Barbiturate
Amisulprid	24	2	8	Antipsychotika
Moclobemid	24	0	0	Antidepressivum
Ranitidin	24	1	4	H2-Antihistaminika
Venlafaxin	24	1	4	Antidepressivum

Während die Analysen im Rahmen der Deponieüberwachung in diese Auswertungen nicht mit eingehen, da die Werte durch falsch entsorgte Medikamentenreste unverhältnismäßig hoch sein können und daher eine eigene Auswertung für die Deponieanalysen durchgeführt werden sollte, wird hier noch eine Übersicht für die im Rahmen der RUV und anderer Messprogramme freiwillig gelieferten Wirkstoffe und Metaboliten gegeben.

Aufgrund der bisher geringen Anzahl vorliegender Analysen wird auf eine weitere statistische Aufbereitung verzichtet. In den nächsten Jahren könnten aber auch für diese und weitere Wirkstoffe statistisch belastbarere Aussagen getroffen werden.

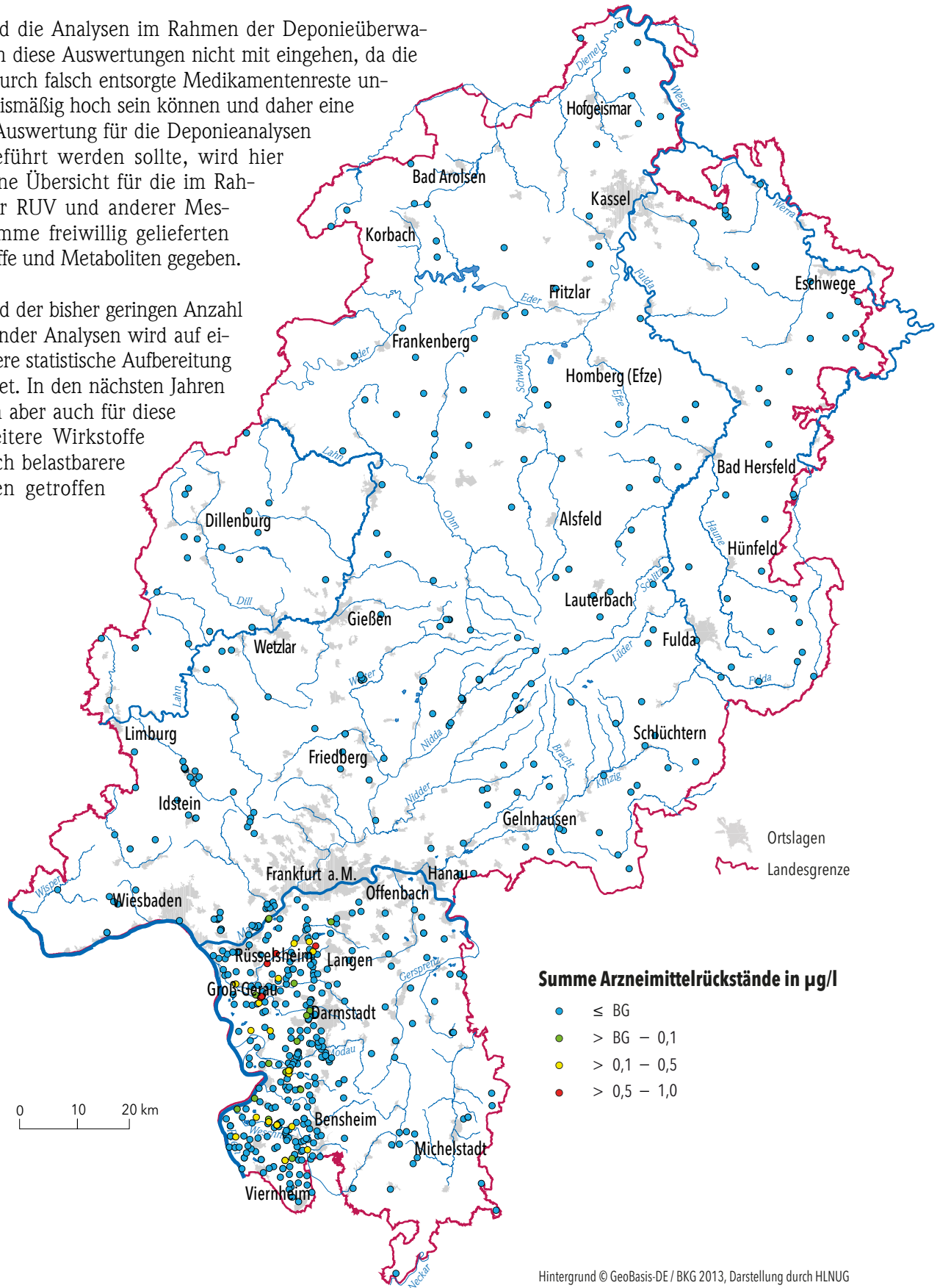


Abb. 70: Summe Arzneimittelrückstände der Mittelwerte von Clofibriensäure, Diclofenac und Carbamazepin der Jahre 2012–2016 (BG = Bestimmungsgrenze)

5.3 Süßstoffe im Grundwasser

Süßstoffe werden weltweit in erheblichen Mengen als Zuckeraustauschstoffe in Lebensmitteln inkl. Getränken konsumiert. Die vielseitige Anwendung von Süßstoffen und deren geringer bis nicht stattfindender Abbau im menschlichen Organismus führen dazu, dass Süßstoffe über häusliche Abwässer in die Vorfluter gelangen, auch deshalb, weil sie in Kläranlagen nur unvollständig entfernt werden. In Regionen, die eine Interaktion zwischen Oberflächengewässern und Grundwässern aufweisen, können Süßstoffe so in das Grundwasser gelangen.

In der EU sind derzeit elf Süßstoffe zugelassen.

Tab. 21: Zugelassene Süßstoffe in der Europäischen Union

Zugelassene Süßstoffe
Acesulfam K (E 950)
Advantam (E 969)
Aspartam (E 951)
Aspartam-Acesulfamsalz (E 962)
Cyclamat (Cyclohexansulfamidssäure und ihre Na- und Ca-Salze) (E 952)
Neohesperidin DC (E 959)
Neotam (E 961)
Saccharin und seine Na-, K- und Ca-Salze (E 954)
Steviolglycoside (E 960)
Sucralose (E 955)
Thaumatococin (E 957)

Süßstoffe werden bei Lebensmitteln verwendet, weil sie einen sehr geringen physiologischen Brennwert im Vergleich zu Saccharose aufweisen. Süßstoffe finden nicht nur eine breite Anwendung in der Lebensmittelindustrie, sondern auch in der Pharma- oder Agrarindustrie (MAWHINNEY et al. 2011; BUERGE et al. 2011).

Eine Arbeit aus der Schweiz zeigt eine Grundwasserbelastung mit Acesulfam, wobei Werte bis zu 2,6 µg/l festgestellt wurden (BUERGE et al. 2009). Untersuchungen zur mittleren Eliminationsrate in Kläranlagen für verschiedene Süßstoffe ergaben große Unterschiede in den Entfernungsleistungen für die Substanzen. So konnte auch gezeigt werden, dass in den Zuläufen der Kläranlagen die Konzentrationen der Stoffe Cyclamat und Saccharin überwiegen, mit Konzentrationen bis in den zweistelligen µg/l-Bereich, in den Abläufen dagegen waren überwiegend die Stoffe Sucralose und Acesulfam messbar (LUBW 2014).

Tab. 22: Mittlere Entfernungsleistungen in Kläranlagen für verschiedene Süßstoffe (nach LUBW 2014)

Kläranlage	A	B	C	D	E	F
	mittlere Entfernungsleistung in %					
Acesulfam	15	38	21	17	57	34
Cyclamat	100	99	100	100	99	98
Saccharin	97	97	86	99	92	83
Sucralose	14	12	19	19	16	32

In Deutschland liegt Acesulfam mit bis zu etwa 3 µg/l in Oberflächengewässern mit Abstand in den höchsten Konzentrationen dieser vier Stoffe vor. Da es schwer abbaubar und spezifisch für kommunale Kläranlagenabläufe ist, stellt es einen idealen Tracer für (gereinigtes) Abwasser dar. Damit lassen sich u. a. abwasserbürtige Anteile eines Gewässers ermitteln. Auch Leckagen im Abwassersystem, die zu Grundwasserverunreinigungen führen, können auf diese Weise eindeutig nachgewiesen werden (SCHEURER et al. 2009).

Aus toxikologischer Sicht sind nach derzeitigem Kenntnisstand auch die höchsten, gemessenen Konzentrationen als unkritisch zu betrachten (BfR 2014). Die nachfolgende Tabelle zeigt die ADI (Acceptable Daily Input) - Werte für einige häufig verwendete Süßstoffe (BfR 2014).

Trotz der gesundheitlichen Unbedenklichkeit sind anthropogene Stoffe im Trinkwasser nicht erwünscht.

Tab. 23: ADI*-Werte für einige Süßstoffe (BfR 2014)

E-Nr.	Süßstoff	ADI-Wert in mg/kg Körpergewicht und Tag
E 950	Acesulfam K	9
E 951	Aspartam	40
E 952	Cyclamat	7
E 954	Saccharin	5
E 955	Sucralose	15

* ADI (Acceptable daily Input)

Tab. 24: Funde von Süßstoffrückständen im Grundwasser von Hessen der Jahre 2012–2016

Süßstoff	Anzahl	Positivbefunde in %
Acesulfam	546	29
Cyclamat	546	26
Saccharin	546	8
Sucralose	546	18

Neuere Untersuchungen in Hessen

In den letzten Jahren wird das hessische Grund- und Rohwasser vermehrt auf das Vorkommen von Süßstoffen untersucht. So werden Süßstoffanalysen sowohl in den Routinemessprogrammen der landeseigenen Messnetze als auch im Rahmen der Rohwasseruntersuchungen durchgeführt.

Für die seit 2012 durchgeführten Messungen liegen bis jetzt insgesamt 546 Einzelanalysen für jeweils Acesulfam, Cyclamat, Saccharin und Sucralose vor. Dabei dominiert, wie auch in den Baden-Württembergischen Untersuchungen, der Stoff Acesulfam. Saccharin, Sucralose und Cyclamat werden – wenn überhaupt – nur in Konzentrationen knapp über der Bestimmungsgrenze gefunden.

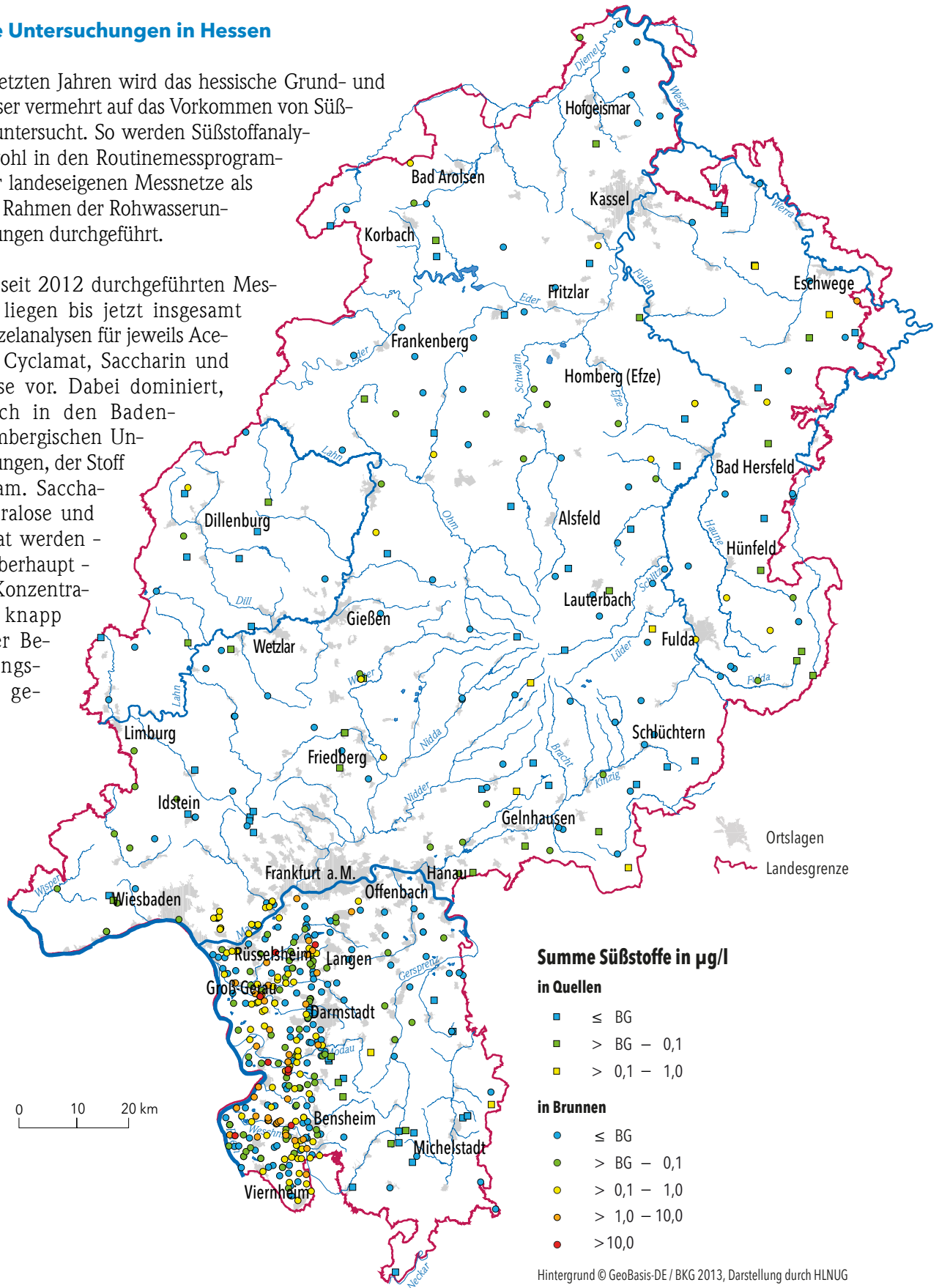


Abb. 71: Summe der Süßstoffrückstände von Acesulfam, Cyclamat, Saccharin und Sucralose im Grundwasser der Jahre 2012–2016

5.4 Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC)

Zu den organischen Spurenstoffen gehört die Stoffgruppe der PFC die mehr als 800 Stoffe umfasst. Chemisch gesehen bestehen PFC aus Kohlenstoffketten verschiedener Längen, bei denen die Wasserstoffatome vollständig (perfluoriert) oder teilweise (polyfluoriert) durch Fluoratomer ersetzt sind. Die am häufigsten untersuchten und im Grundwasser gefundenen Vertreter sind die Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) und die Perfluorooctansäure (PFOA) (UBA 2016). Diese beiden Stoffe werden auch als sogenannte Leitparameter herangezogen (Abb. 72 und Abb. 73).

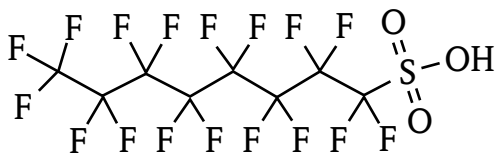


Abb. 72: Strukturformel Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)

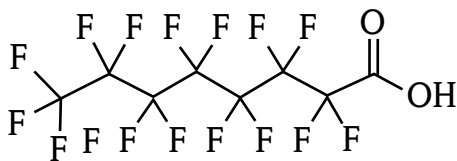


Abb. 73: Strukturformel Perfluorooctansäure (PFOA)

PFC kommen nicht natürlich vor, sondern haben einen anthropogenen Ursprung. Sie können z. B. aus Imprägnierungsmitteln, Feuerlöschschäumen, Lacken, Pfannenbeschichtungen, Antistatika, Reinigungsmitteln und fotografischen Prozessen stammen.

PFC sind sehr persistente Stoffe. Weder biotische Prozesse (Bakterien) noch abiotische Prozesse (Wasser, Luft, Licht) führen zum Abbau dieser Stoffe. Dadurch können sie auch kaum in Kläranlagen abgebaut werden. Vielmehr entstehen in Kläranlagen durch verschiedene Umwandlungsprozesse weitere perfluorierte Chemikalien aus den Vorläuferverbindungen. Die wasserlöslichen PFC können über Flüsse und Meere global verteilt und damit auch in entlegenen Gebieten wie der Arktis gefunden werden. Somit findet eine Akkumulation und ubiquitäre Verteilung der PFC in der Umwelt statt. Andere PFC können sich in Klärschlämmen anreichern. Wird dieser Klärschlamm z. B. als „Bodenmischgut“ in der Landwirtschaft genutzt, können Pflanzen die PFC aus dem verunreinigten Boden aufnehmen oder die Chemikalien versickern in das Grundwasser (UBA 2016).

Bewertungskriterien

Nach einer Fortschreibung der vorläufigen Bewertung von per- und polyfluorierten Chemikalien (PFC) im Trinkwasser, gab das Umweltbundesamt am 20.09.2016 nach Anhörung der Trinkwasserkommission eine Empfehlung heraus.

Die Begründungen der vorgeschlagenen Werte im Einzelnen sind der Internetseite des Umweltbundesamtes zu entnehmen⁴.

⁴ https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/374/dokumente/fortschreibung_der_uba-pfc-bewertungen_bundesgesundheitsbl_2017-60_s_350-352.pdf

Tab. 25: Bewertungskriterien für per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC)

Lfd. Nr.	Parametername	Abkürzung	CAS Nr.	Trinkwasser-Leitwert (TW _{LW}) in µg/l	Gesundheitlicher Orientierungswert (GOW) in µg/l
1	Perfluorbutansäure	PFBA	(375-22-4)	10,0	–
2	Perfluorpentansäure	PFPeA	(2706-90-3)	–	3,0
3	Perfluorhexansäure	PFHxA	(307-24-4)	6,0	–
4	Perfluorheptansäure	PFHpA	(375-85-9)	–	0,3
5	Perfluoroctansäure	PFOA	(335-67-1)	0,1	–
6	Perfluornonansäure	PFNA	(375-95-1)	0,06	–
7	Perfluordecansäure	PFDA	(335-76-2)	–	0,1
8	Perfluorbutansulfonsäure	PFBS	(375-73-5)	6,0	–
9	Perfluorhexansulfonsäure	PFHxS	(355-46-4)	0,1	–
10	Perfluorheptansulfonsäure	PFHpS	(375-92-8)	–	0,3
11	Perfluoroctansulfonat	PFOS	(1763-23-1)	0,1	–
12	H4-Polyfluoroctansulfonsäure	H4PFOS	(27619-97-2)	–	0,1
13	Perfluoroctansulfonamid	PFOSA	(754-91-6)	–	0,1

Ergebnisse

Von 2010 bis 2016 wurden jährlich rund 300 Grundwasserproben auf folgende PFC untersucht:

Tab. 26: Untersuchte Parameter

Parametername	Kurzbezeichnung	Anzahl C-Atome
1H,1H,2H,2H-Perfluor-octansulfonat	H4PFOS	8
Perfluorbutansulfonat	PFBS	4
Perfluordecanoat	PFDA	10
Perfluordodecanoat	PFDoA	12
Perfluorheptanoat	PFHpA	7
Perfluorhexanoat	PFHxA	6
Perfluorhexansulfonat	PFHxS	6
Perfluornonanoat	PFNA	9
Perfluoroctanoat	PFOA	8
Perfluoroctansulfonat	PFOS	8
Perfluoroctansulfonsäureamid	PFOSA	8
Perfluortetradecanoat	PFTA	14
Perfluorundecanoat	PFUA	11
Perfluorbutanoat	PFBA	4
Perfluorpentanoat	PFPA	5
Perfluordecansulfonat	PFDS	10

Zum Gesamtüberblick wurden die PFC als Summenparameter ausgewertet und in Abb. 78 und Abb. 79 dargestellt.

Nachweise von PFC im Grundwasser finden sich am häufigsten im Hessischen Ried. Dies liegt an der Einleitung von nach dem Stand der Technik geklärten Abwässern in die Vorfluter und erfolgt dort, wo eine Interaktion von Oberflächengewässern mit dem Grundwasser stattfindet. Weiterhin weisen die überwiegend sandig und kiesig aufgebauten Grundwasserleiter im Hessischen Ried eine gute bis sehr gute hydraulische Durchlässigkeit auf, die zu einer Ausbreitung von eingetragenen Stoffen beiträgt. Ob ein Eintrag über das Aufbringen von Bodenmischgut auf landwirtschaftlichen Flächen ebenfalls eine Ursache sein könnte, kann nicht abschließend festgestellt werden.

In Nordhessen wurde in den Jahren 2003 bis 2006 auf einigen landwirtschaftlichen Flächen PFC-belastetes Bodenmischgut aufgebracht. Austräge aus diesen Materialien können weiterhin zu erhöhten PFC-Konzentrationen im Oberflächen- und Grundwasser führen (HLUG 2010).

Tab. 27: Summe PFC nach Klassen

Jahr	Anzahl der Messstellen					Positivbefunde in %
	insgesamt	< BG	BG bis 100 ng/l	> 100 bis 300 ng/l	> 300 ng/l	
2010	217	131	85	1	0	39,6
2011*	293	144	148	1	0	50,9
2012	305	218	85	2	0	28,5
2013	324	184	137	2	1	43,2
2014	330	140	186	4	0	57,6
2015	261	100	157	3	1	61,7
2016	280	163	112	3	2	41,8

* größerer Parameterumfang

Einzelauswertungen von PFC an ausgewählten Grundwassermessstellen

Perfluorohexylsulfonat (PFHxS)

Bei einigen Grundwasserproben konnte insbesondere der Parameter Perfluorohexylsulfonat (PFHxS) identifiziert werden. Dieser Parameter zeigt in der Zeitreihe eine ansteigende Tendenz. Bei zwei Grundwassermessstellen konnte eine Überschreitung des Trinkwasser-Leitwertes (TW_{LW}) von 100 ng/l für diesen Parameter festgestellt werden.

Perfluorpentanoat (PFPA)

Der Parameter Perfluorpentanoat (PFPA) ist ebenfalls häufiger im Grundwasser zu detektieren. Er tritt allerdings in niedrigeren Konzentrationen auf. Aber auch hier ist bei einigen Messstellen eine zunehmende Tendenz feststellbar.

Summenparameter Perfluoroctansulfonat (PFOS) und Perfluoroctanoat (PFOA)

Der Summenparameter PFOA + PFOS erreicht die höchsten Konzentrationen, die sich aber nach den aktuellsten Analysenergebnissen wieder rückläufig zeigen. Der Summenparameter wird häufig zur Bewertung herangezogen.

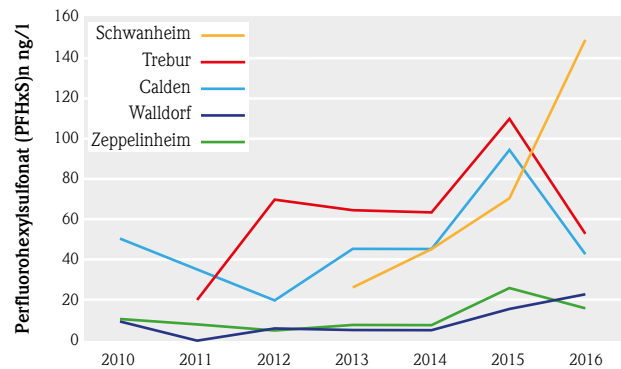


Abb. 74: Zeitreihen für Perfluorohexylsulfonat (PFHxS)

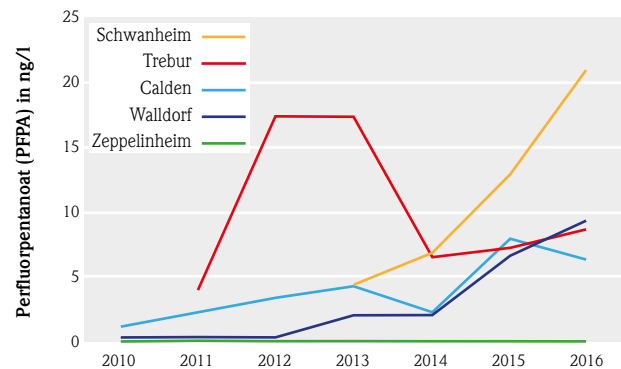


Abb. 75: Zeitreihen für Perfluorpentanoat (PFPA)

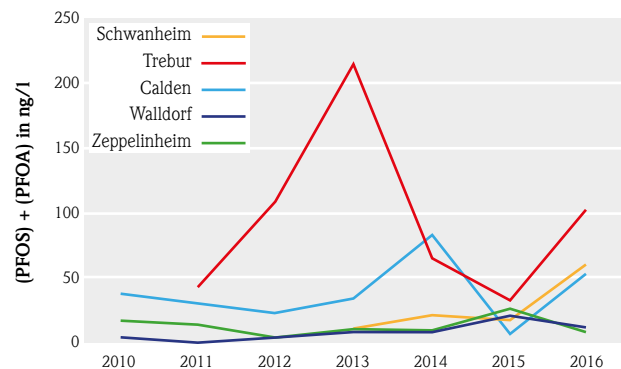


Abb. 76: Zeitreihen für die Summenparameter Perfluoroctansulfonat (PFOS) und Perfluoroctanoat (PFOA)

Perfluorohexanoat (PFHxA)

Auch Perfluorohexanoat (PFHxA) ist relativ häufig im Grundwasser nachweisbar. Insbesondere das Grundwasser in der Grundwassermesssstelle „Schwanheim“ zeigt eine deutlich ansteigende Tendenz seit Untersuchungsbeginn dieses Parameters.

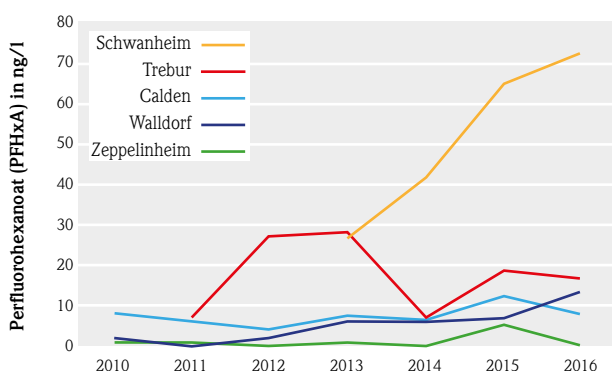


Abb. 77: Zeitreihen Perfluorohexanoat (PFHxA)

Das Grundwasser aus der Grundwassermesssstelle „Trebur“ liegt sehr nahe am Schwarzbach, der einen hohen Abwasseranteil besitzt. Hohe Bor ($> 400 \mu\text{g/l}$) und EDTA-Ethylendiamin-Tetraessigsäure Konzentrationen ($> 20 \mu\text{g/l}$) in dieser Grundwasserprobe zeigen, dass das Grundwasser eine starke Interaktion mit dem Schwarzbach aufweist. Oberflächenwasserproben des Schwarzbaches bei Trebur - Astheim zeigen für PFC(gesamt) Konzentrationsbereiche von 40–175 ng/l (HLUG 2010). Die Grundwassermesssstelle „Trebur“ zeigt deutlich höhere PFC-Konzentrationen (gesamt) von bis zu über 300 ng/l. Auch die Summe PFOS + PFOA im Grundwasser ist in der Regel höher.

Das Grundwasser aus der Grundwassermesssstelle „Schwanheim“ zeigt bei den PFC eine Entwicklung zu höheren Konzentrationen. Interessanterweise zeigen alle Indikatorparameter für einen Einfluss von Abwässern (Bor, EDTA, Chlorid) aus Vorflutern oder undichten Kanälen keine Auffälligkeiten. Die Grundwassermesssstelle liegt auch nicht unmittelbar an einem Vorfluter. Da die Messstelle im Abstrombereich des Frankfurter Flughafens liegt, sind die detektierbaren Konzentrationen den in Sanierung befindlichen Altstandorten zuzuordnen und eventuell auch auf den Einsatz von Löschsäumen zurück zu führen.

Die Grundwasserproben der Grundwassermesssstelle „Calden“ sind mit einigen PFC belastet. Die Messstelle liegt an dem Bach Calde, mit angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen und Siedlungen. Die Indikatorparameter für den Einfluss von Abwässern zeigen keine Auffälligkeiten.

Die zwei Grundwassermessstellen „Zeppelinheim“ und „Walldorf“ beschreiben eine mittlerweile verbreitet anzutreffende PFC-Belastung des Grundwassers in anthropogen beeinflussten Regionen. Auch bei diesen Grundwassermessstellen ist eine leicht zunehmende Tendenz der PFC-Konzentrationen ableitbar.

Im Norden Hessens wurde in den Jahren 2003–2006 auf einigen landwirtschaftlichen Flächen PFC belastetes „Bodenmischgut“ aufgebracht. Weiterführende Informationen hierzu wurden in „Perfluorierte Chemikalien (PFC) in Hessen Untersuchungsprogramm des HLUg“ (HLUG 2010) veröffentlicht.

Korrelationen mit anderen Parametern

Für viele der Grundwassermessstellen ist nicht immer eine signifikante Korrelation zwischen den PFC-Konzentrationen und den Bor-, Chlorid- und EDTA-Konzentrationen als Abwasserindikatoren festzustellen. Einerseits sind, trotz teils hoher Bor- und EDTA-Konzentrationen im Grundwasser, häufig keine PFC nachweisbar, andererseits können PFC auch über Klärschlämme und Bodenmischgut aufgebracht werden und in das Grundwasser gelangen, ohne dass dies mit den Abwasserindikatoren in einen Zusammenhang gebracht werden kann.

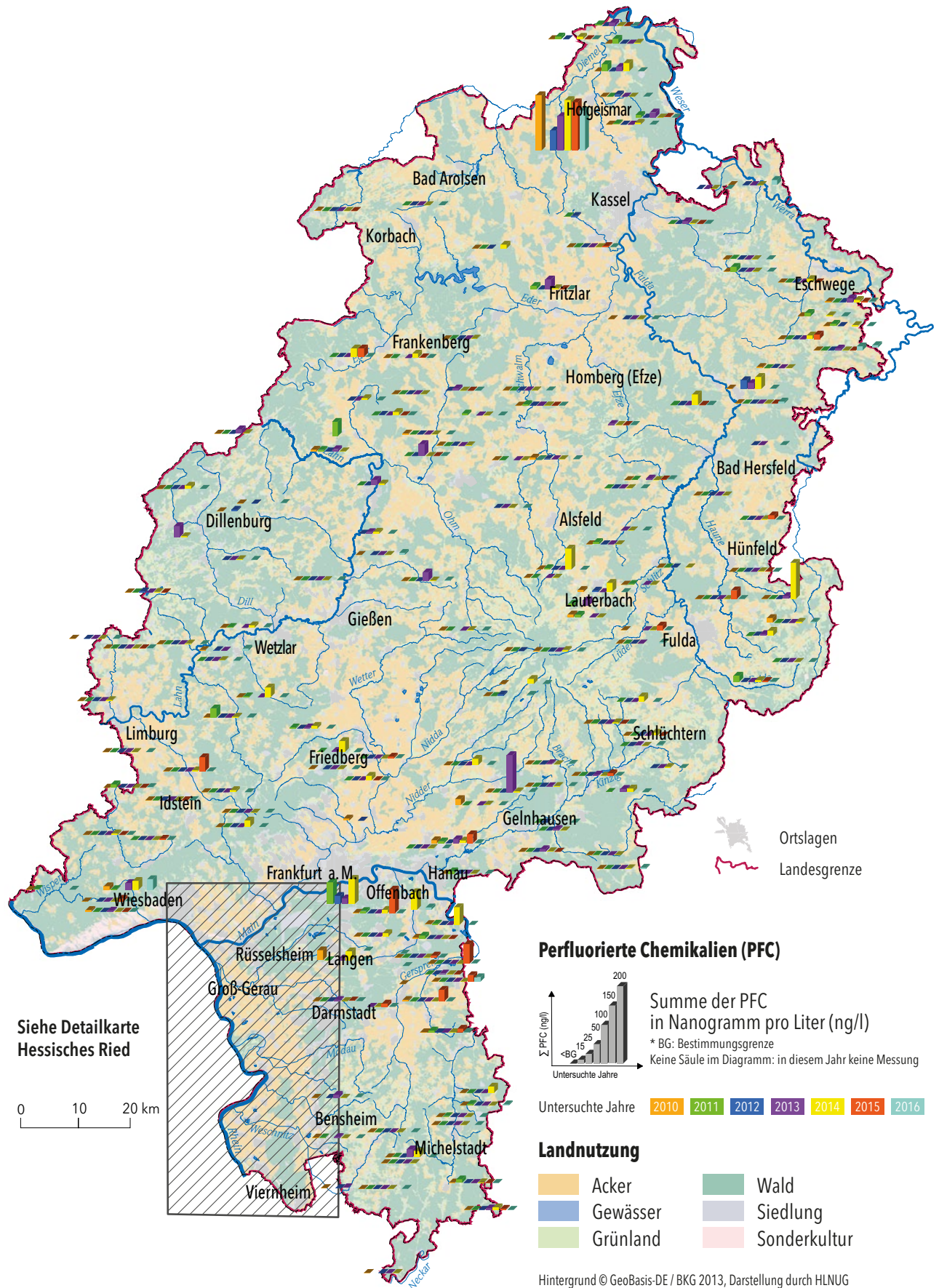


Abb. 78: Summe aller PFC-Einzelparameter der Jahre 2010–2016 (ohne Hessisches Ried)

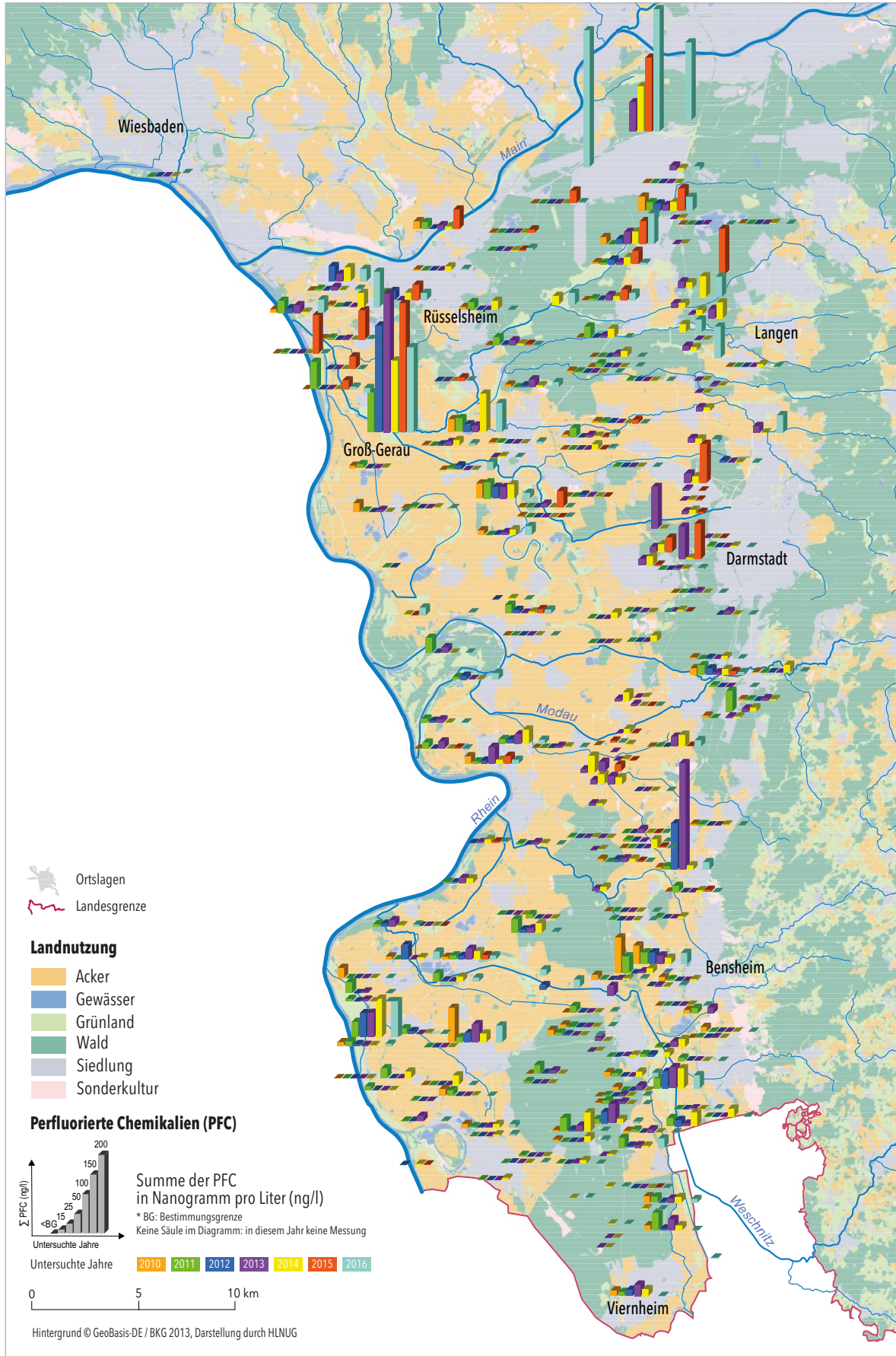


Abb. 79: Summe aller PFC-Einzelparameter der Jahre 2010–2016, Detailkarte Hessisches Ried

6. Mikrobiologische Parameter

6.1 Einführung

Nach der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2018) dürfen im Trinkwasser keine Krankheitserreger, die durch Wasser übertragen werden können, in Konzentrationen enthalten sein, die eine Schädigung der menschlichen Gesundheit verursachen können. Dies gilt als erfüllt, wenn in 100 ml Trinkwasser keine mikrobiologischen Parameter (Tab. 28) nachweisbar sind. Im Rahmen der Trinkwasseruntersuchungen müssen weiterhin Indikatorparameter (Tab. 28) untersucht werden, wobei *Clostridium perfringens* nur im Rohwasser, das aus Oberflächenwasser gewonnen oder von Oberflächenwasser beeinflusst wird, untersucht werden muss. Die zur Trinkwasserüberwachung oben genannten mikrobiologischen Parameter und Indikatorparameter ermöglichen Rückschlüsse auf eine mögliche Belastung durch weitere Mikroorganismen.

Der Nachweis von *E. coli* oder Enterokokken zeigt mit hoher Wahrscheinlichkeit eine fäkale Verunreinigung an, daher besteht auch die Möglichkeit, dass das Wasser mit pathogenen Mikroorganismen (Bakterien, Viren, Parasiten) verunreinigt ist. Sind *E. coli* und Enterokokken in 100 ml Wasser nicht nachweisbar, können Erkrankungen auslösende Konzentrationen

von potentiell gefährlichen Mikroorganismen weitgehend ausgeschlossen werden (UBA 2012b).

Die Untersuchung von *Clostridium perfringens* wurde eingeführt, weil dieser Organismus ein Indikator für das Vorhandensein von Parasiten wie *Cryptosporidium* und *Giardien* sein kann. *Clostridium perfringens* bildet Sporen, die vergleichsweise ähnlich widerstandsfähig gegenüber Umwelteinflüssen und Aufbereitungsverfahren für Trink- und Badewasser wie die Dauerformen der Parasiten sind. Im Trinkwasserbereich muss *Clostridium perfringens* deshalb bei der Aufbereitung von (möglicherweise auch mit Parasitendauerformen) kontaminierten Oberflächenwässern als „Indikator“ und Überwachungsparameter regelmäßig mit untersucht werden (BMG & UBA 2013). Coliforme Bakterien können Indikatoren sowohl für

– fäkale Verunreinigungen

als auch für

– Verunreinigungen nicht fäkaler Herkunft sein.

Tab. 28: Übersicht über die mikrobiologischen Parameter und die Indikatorparameter (TrinkwV 2018, SCHINDLER 2003)

Parametergruppe	Parameter	Grenzwert Anforderung (Verfahren)	Quelle der Verunreinigung
Mikrobiologische Parameter	Escherichia coli (<i>E. coli</i>) *	0/100 ml	Hinweis auf frische fäkale Verunreinigung durch Warmblüter
	Enterokokken	0/100 ml	Bestätigung und Hinweis auf fäkale Verunreinigung, die länger zurückliegt (vermehrtes Auftreten bei Tieren, aber auch Wachstum in organischem Material, keine Vermehrung im Wasser)
Indikatorparameter	Coliforme Bakterien *	0/100 ml	Hinweis auf ältere fäkale Verunreinigung, allgemeiner Hinweis auf Anfälligkeit gegenüber Verunreinigungen
	Koloniezahl bei 22 °C *	ohne anormale Veränderung bzw. 100/ml **	Hinweis auf Beeinflussung durch Oberflächenwasser oder durch die obere Bodenschicht, Stagnationswasser, usw.
	Koloniezahl bei 36 °C *		
	<i>Clostridium perfringens</i>	0/100 ml	Hinweis auf möglicherweise länger zurückliegende fäkale Verunreinigung oder Belastung mit Parasiten

* Für RUV (1991) relevante Parameter

** (nach TrinkwV 2018 Anlage 3)

Unabhängig von ihrer Herkunft ist der Nachweis von coliformen Bakterien in 100 ml Trinkwasser ein Hinweis auf einen nicht bestimmungsgemäßen Zustand, daher nicht akzeptabel ist und der Maßnahmen zur Ursachenabklärung und Kontrolle erfordert (UBA 2009).

Die Parameter Koloniezahl (22 °C und 36 °C) bedeuten keinen direkten Nachweis von Krankheitserregern. Die Parameter geben Informationen über den Zustand des Wasserversorgungssystems. Ein plötzlicher Anstieg kann ein Hinweis auf eine Kontamination mit Mikroorganismen sein. Eine erhöhte Konzentration der Koloniezahl ist nicht unmittelbar mit einer Gefährdung der menschlichen Gesundheit verbunden (BMG & UBA 2013).

Die Ausweisung von Wasserschutzgebieten dient als Vorsorgemaßnahme dem Schutz des Grundwassers. Insbesondere soll die Zone II (engere Schutzzone) den Schutz des Grundwassers vor Verunreinigungen durch pathogene Mikroorganismen (z. B. Bakterien, Viren, Parasiten und Wurmeier) gewährleisten. Diese Zone wird in der Regel so abgegrenzt, dass die Fließzeit des Grundwassers vom äußeren Rand der Schutzzone bis zur Fassung mind. 50 Tage beträgt. Der 50-Tage-Linie liegt die Annahme zugrunde, dass die Keime innerhalb dieser Fließzeit - also vor Erreichen der Gewinnungsanlage - absterben. In Wasserschutzgebieten können in der Schutzgebietsverordnung Nutzungseinschränkungen ausgesprochen werden. So sind in Zone II das Ausbringen von Wirtschafts- (z. B. Gülle, Stallmist) und Sekundärdünger (z. B. Klärschlamm) sowie die Weidehaltung in der Regel verboten (DVGW 2006).

6.2 Ergebnisse

Wie aus Tab. 29 hervorgeht waren 98 % der beprobten Brunnen bezüglich E. coli unauffällig. Bei 90 % der analysierten Wasserproben konnten zum Untersuchungszeitpunkt keine coliformen Bakterien nachgewiesen werden. Koloniezahlen bei 22 °C waren zum Untersuchungszeitpunkt bei 71 % unauffällig und bei 69 % waren die Koloniezahlen bei 36 °C ebenfalls unauffällig. Da Quellen empfindlicher sind (häufig aufgrund von fehlenden bzw. geringmächtigen schützenden Deckschichten), wurden dort erwartungsgemäß häufiger Bakterien nachgewie-

Trotz dieser Vorsorgemaßnahmen können potentielle Krankheitserreger im geförderten Grundwasser auftreten, wenn z. B. verunreinigtes Oberflächenwasser mit kurzer Fließzeit einer Gewinnungsanlage zufließt. Treten Belastungen auf, müssen entsprechende Aufbereitungsmaßnahmen ergriffen werden (z. B. UV-Bestrahlung, Ozonierung, Chlorierung, Ultrafiltration oder andere geeignete Maßnahmen) oder die Anlage (eventuell vorübergehend bis zu einer erfolgreichen Sanierung) außer Betrieb genommen werden. Die durchzuführenden Maßnahmen werden einvernehmlich mit dem zuständigen Gesundheitsamt abgesprochen und umgesetzt. Nachfolgend sind einige Ursachen für Kontaminationen aufgelistet:

- verstärkter Oberflächenwasserzutritt nach langen Regenperioden, Starkniederschlagsereignisse, Überschwemmungen oder nach der Schneeschmelze,
- Ausbringen von Wirtschafts- oder Sekundärdünger zu wasserwirtschaftlich ungünstigen Zeitpunkten,
- Kluftgrundwasserleiter mit fehlenden bzw. geringmächtigen schützenden Deckschichten (schlechtgeschützte Quellen; Gefährdung flacher Brunnen, die oberflächennahes Wasser nutzen),
- Karstgrundwasserleiter,
- Verletzung von Deckschichten (z. B. durch forstwirtschaftliche/landwirtschaftliche Nutzung, Sturmschäden, Wohn-/Grabbauten von Tieren),
- Ausbildung präferentieller Fließwege durch Trockenrisse, Pflanzenwurzeln usw.,
- Ausbauschäden- und Ausbaufehler an Brunnen (undichte Ringraumsperre, undichte Schachtabdeckung usw.).

sen, insbesondere waren in nur 35 % der Quellwässer keine Koloniezahlen bei 22 °C und in 45 % der Quellwässer und keine Koloniezahlen bei 36 °C nachweisbar. E. coli waren in 80 % der Fälle unauffällig, coliforme Bakterien in 56 % aller Analysen von Quellen. Wird für die Koloniezahlen der nach TrinkwV (2018, Anlage 3) geltende Grenzwert von 100 Keimen in 1 ml Probe zugrunde gelegt (Tab. 30), wird der Grenzwert für Koloniezahlen bei 22 °C sowie bei 36 °C bei nur 1 % der Brunnenwässer überschritten. Bei Quellwässern wird der Grenzwert für

Koloniezahlen bei 22 °C von 6 % und für Koloniezahlen bei 36 °C von 3 % der Quellwässer überschritten. Da in der Rohwasseruntersuchungsverordnung keine Pflicht zu Meldung der gemessenen Enterokokken sowie der Clostridien besteht, werden hier zurzeit nur die freiwillig gemeldeten Werte aufgenommen. Die Auswertung dieser Zahlen belegt, dass bei den Enterokokken-Werten 93 % der untersuchten Wasserproben unauffällig waren, Clostridium perfringens war in 99 % der untersuchten Wasserproben unauffällig. Die oben aufgeführten Ergebnisse haben sich im Vergleich zu den Jahren 2009 bis 2012 nur unwesentlich verändert.

Die Karten (Abb. 80 und Abb. 81) auf den folgenden Seiten geben einen Überblick über das regionale Auftreten der Keime in Grundwässern hessischer Wassergewinnungsanlagen. Datengrundlage sind die jeweils neusten Analyseergebnisse im Zeitraum 2012–2016. Das Auftreten von Verkeimungen ist überwiegend an die Mittelgebirgsregionen Hessens gebunden, besonders anfällig für Verkeimungen sind Quellwässer und geförderte Grundwässer aus flachen Brunnen im Kristallinen Odenwald, im Taunus und im nördlichen Rheinischen Schiefergebirge. Hier kann die Filterwirkung schützender Deckschichten gering sein.

Tab. 29: Nachweise von mikrobiologischen Parametern, differenziert dargestellt nach Brunnenwässern und Quell-/Stollenwässer. In die Auswertung ist das jeweils neueste Analyseergebnis einzelner Messstellen der Jahre 2012–2016 eingegangen (BG = Bestimmungsgrenze).

Mikrobiologischer Parameter	Art der Anlage	Gesamtanzahl der Proben	Anzahl < BG	Anzahl > BG	% unauffällig
E. coli	Quellen/Stollen	1 271	1 019	202	83
	Brunnen	2 176	2 131	43	98
coliforme Bakterien	Quellen/Stollen	1 230	692	538	56
	Brunnen	2 179	1 949	228	89
Koloniezahl bei 22 °C	Quellen/Stollen	1 230	431	797	36
	Brunnen	2 177	1 539	636	71
Koloniezahl bei 36 °C	Quellen/Stollen	974	435	537	45
	Brunnen	1 641	1 133	506	69
Enterokokken*	alle Arten	562	524	36	93
C. perfringens*	alle Arten	389	386	2	99

*Aufgrund der relativ geringen Anzahl der vorhandenen Werte wird hier auf eine Trennung in Quellen/Stollenwasser einerseits und Brunnenwasser andererseits verzichtet

Tab. 30: Nachweise Koloniezahlen bei 22°C sowie 36°C, differenziert dargestellt nach Brunnenwässern und Quell-/Stollenwässer. In die Auswertung ist das jeweils neueste Analyseergebnis einzelner Messstellen der Jahre 2012–2016 eingegangen (GW = Grenzwert).

Mikrobiologischer Parameter	Art der Anlage	Gesamtanzahl Proben	GW*	Anzahl < GW	Anzahl > GW	% < GW
Koloniezahl bei 22 °C	Quellen/Stollen	1 230	100/ml	1 159	71	94
	Brunnen	2 176	100/ml	2 157	19	99
Koloniezahl bei 36 °C	Quellen/Stollen	974	100/ml	941	33	97
	Brunnen	1 640	100/ml	1 624	16	99

*oder weitere in Anlage 3 der TrinkwV 2018 genannte

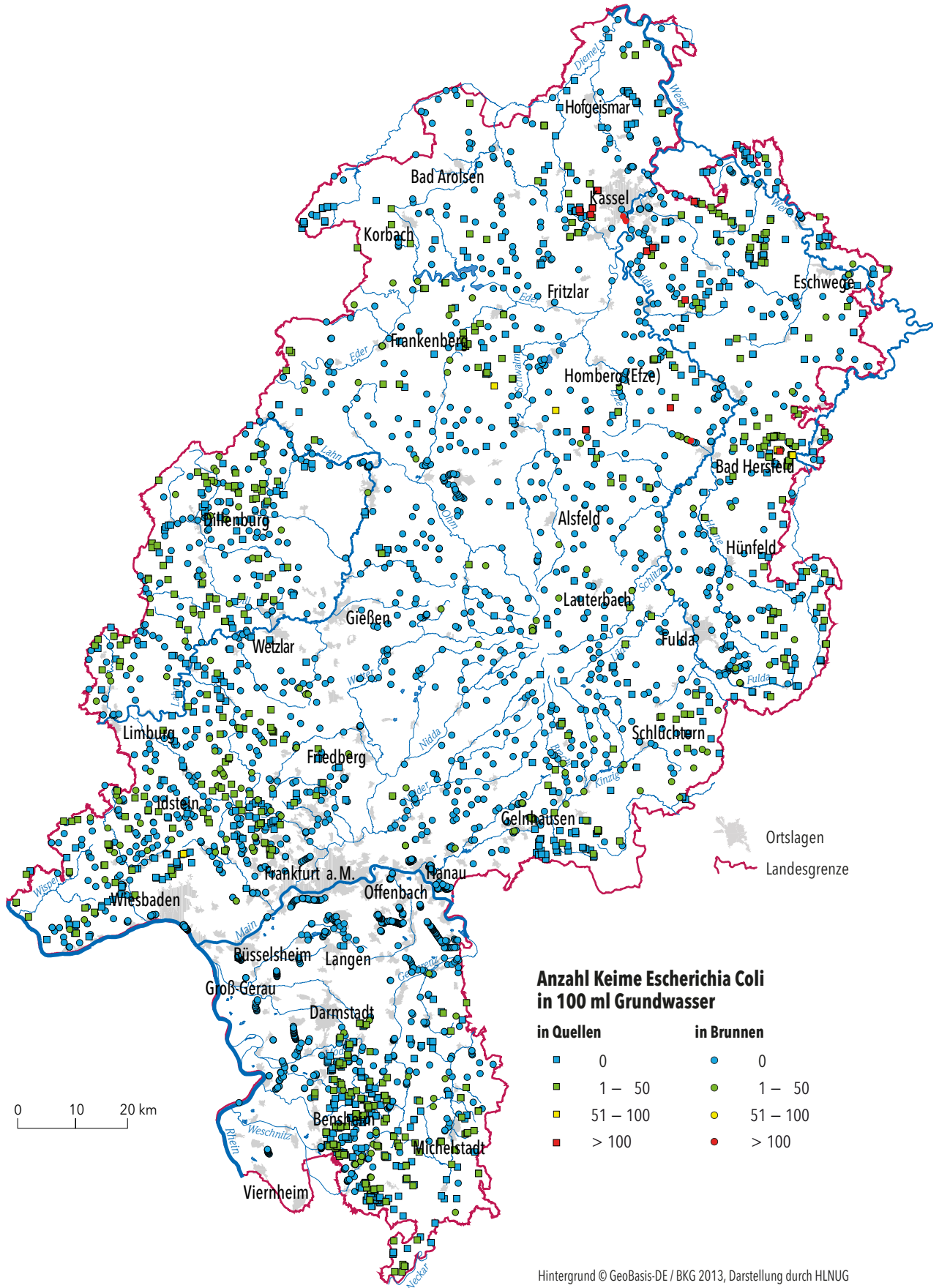


Abb. 80: Escherichia Coli pro 100 ml Grundwasser der Jahre 2012–2016

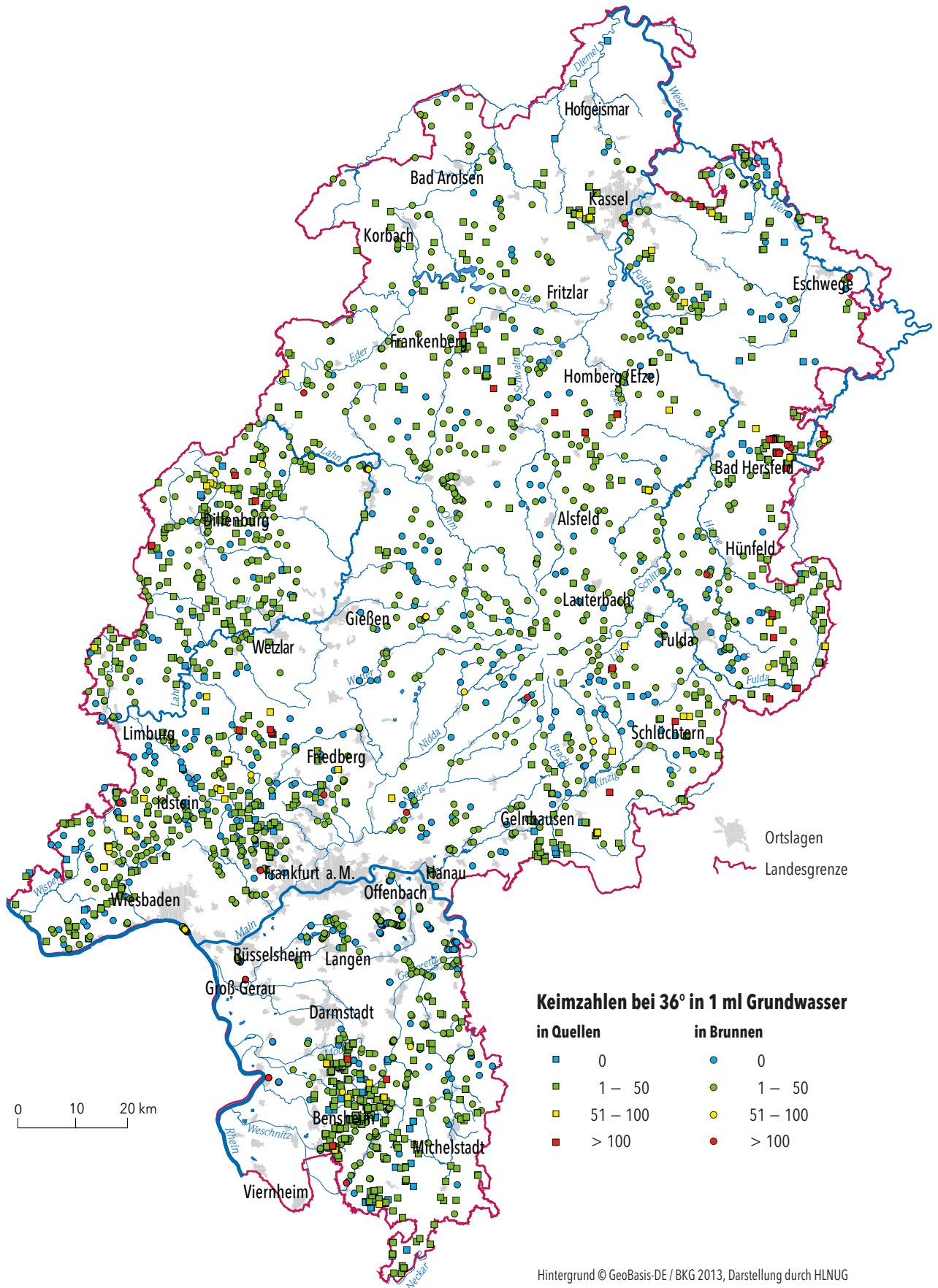


Abb. 81: Keimzahlen bei 36 °C pro 1 ml Grundwasser der Jahre 2012–2016

7. Mineral- und Heilwässer in Hessen

In Hessen werden pro Jahr rund 407 Mio. m³ Grundwasser entnommen. Neben Trinkwasser, welches zur flächendeckenden Versorgung der Bevölkerung dient, wurden Wasserrechte zur Entnahme von rund 69 Mio. m³ Mineralwasser und rund 6,9 Mio. m³ Heilwasser vergeben (Stand 2016).

Die Begriffe Heil- und Mineralwasser sind durch allgemeine Anforderungen an einen natürlichen Ursprung, Reinheit und eine konstante Zusammensetzung sowie ggf. eine ernährungsphysiologische Wirkung oder me-

dizinisch wirksame Inhaltsstoffe definiert (Min/TafelWV 1984).

Durch eine differenzierte Betrachtung der Beschaffenheit mineralisierter Wässer (Mineralgehalt/gelöste Kationen und Anionen, „wertbestimmende“ Einzelbestandteile sowie Temperatur) lässt sich ein hydrogeologischer bzw. hydrogeochemischer Überblick über das Auftreten mineralisierter Wässer und deren Entstehung (Genese) in Hessen gewinnen.

7.1 Herkunft und Definition der Begriffe Mineral- und Heilwasser

Der Begriff Mineralwasser wurde ursprünglich für Wässer mit, im Vergleich zum Trinkwasser, erhöhtem Gehalt an gelösten Mineralen (Salzen) und Gasen verwendet. Nach den „Nauheimer Beschlüssen“ aus dem Jahr 1911 wurden Mineralwässer als Grundwässer mit einem Massenanteil an gelösten Feststoffen (Salzen) und Gasen von über 1 000 mg/kg bezeichnet.

Mit der EG-Mineralwasserrichtlinie aus dem Jahr 1980 und der daran anschließenden Mineral- und Tafelwasserverordnung aus dem Jahr 1984 (Min/TafelWV 1984) wurde die Begriffsbestimmung für Mineralwasser erweitert. Nach § 2 der Min/TafelWV müssen nun für „natürliche“ Mineralwässer folgende Anforderungen erfüllt werden:

- Mineralwasser hat seinen Ursprung in unterirdischen, vor Verunreinigungen geschützten Wasservorkommen und wird aus einer oder mehreren natürlichen oder künstlich erschlossenen Quellen gewonnen.
- Mineralwasser ist von ursprünglicher Reinheit und gekennzeichnet durch seinen Gehalt an Mineralien, Spurenelementen oder sonstigen Bestandteilen und gegebenenfalls durch bestimmte, insbesondere ernährungsphysiologische Wirkungen.
- Seine Zusammensetzung, seine Temperatur und seine übrigen wesentlichen Merkmale bleiben im Rahmen natürlicher Schwankungen konstant; durch Schwankungen in der Schüttung werden sie nicht verändert.

Die Min/TafelWV enthält Grenzwerte für 16 Stoffe (z. B. Nitrat, Borat und versch. Schwermetalle). Eine Mindestkonzentration an gelösten Inhaltsstoffen (Mineralen) ist nicht vorgegeben. Natürlichem Mineralwasser dürfen Eisen, Mangan, Arsen und Schwefel entzogen, sowie Kohlensäure entzogen und/oder zugesetzt werden. Weitere Aufbereitungen sind nicht zulässig. Natürliche Mineralwässer müssen in Deutschland amtlich anerkannt werden. Für den Begriff „Mineralwasser“ ohne den Zusatz „natürlich“ gibt es keine gesetzliche Definition.

Als Heilwässer werden seit der Erweiterung der „Nauheimer Beschlüsse“ zu den „Salzflener Beschlüssen“ 1932 natürliche Mineralwässer bezeichnet, welche medizinisch wirksame Inhaltsstoffe aufweisen, deren heilende Wirkung nachgewiesen und staatlich anerkannt ist.

Über die Anerkennung und den Widerruf der Anerkennung von Heilwässern entscheidet zentral für Hessen das Regierungspräsidium Darmstadt als Gesundheitsbehörde. Dabei werden sog. „balneologische Gutachten“ über die heilende Wirkung der Wässer sowie wasserwirtschaftliche Belange berücksichtigt. In Zusammenarbeit mit dem pharmazeutischen Fachdezernat werden arzneimittelrechtliche Belange in Bezug auf das Heilwasser abgestimmt⁵.

⁵ <https://rp-darmstadt.hessen.de> (24.01.2017, Hinweis: Die Richtlinien des Hessischen Ministeriums für Soziales und Integration für das Verfahren zur staatlichen Anerkennung von Heilquellen werden derzeit überarbeitet.)

7.2 Bezeichnung/Klassifizierung von Wässern anhand ihrer Beschaffenheit

Da es keine eindeutige geochemische Abgrenzung zwischen Mineral- und Trinkwasser gibt, wird häufig eine Klassifizierung basierend auf den „Begriffsbestimmungen für Heilbrunnen“ (DHV & DTV 2011) vorgenommen. Die Klassifizierung kann so anhand der folgenden Kriterien erfolgen:

1. Mineralgehalt (an gelösten Kat- und Anionen) für die Bezeichnung „mineralisierte Wässer“

- Mindestgehalt von 1 000 mg/l an gelösten Mineralstoffen (gelöste Anionen und Kationen).
- Bei der Namensgebung werden alle Ionen herangezogen, die mit einem Äquivalentanteil von > 20 % an der Gesamtkonzentration beteiligt sind (in der Regel Natrium, Calcium, Magnesium, Chlorid, Sulfat und Hydrogencarbonat).
- Die Äquivalentanteile beziehen sich auf die Summe der Kationen = 100 % und die Summe der Anionen = 100 %.
- Es werden erst die Kationen und dann die Anionen in absteigender Reihenfolge aufgezählt.

2. „wertbestimmende“ Einzelbestandteile

Wässer, die besondere Einzelbestandteile enthalten, können nach den Kriterien in Tab. 31 benannt werden.

Tab. 31: Wertbestimmende Einzelbestandteile mineralisierter Wässer

Kriterium	Bezeichnung
> 20 mg/l zweiwertiges Eisen (Fe ²⁺)	Eisenhaltige Wässer
> 1 mg/l Iodid (I ⁻)	Jodhaltige Wässer
> 1 mg/l Fluorid (F ⁻)	Fluoridhaltige Wässer
> 1 mg/l Sulfidschwefel (S ²⁻)	Schwefelhaltige Wässer
> 500 mg/l freies gelöstes Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	kohlensäurehaltige Wässer
> 1000 mg/l freies gelöstes Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	Säuerlinge
> 666 Bq/l Radon (Rn-222)	Radonhaltige Wässer

Die Bezeichnung dieser Einzelbestandteile wird in der Regel vor die Bezeichnung der An- und Kationen gestellt (bspw. schwefelhaltiges Calcium-Sulfat-Wasser oder bei Mineralstoffgehalten < 1.000 mg/kg Bezeichnung als schwefelhaltiges Wasser).

3. Thermalwässer und Solen

Thermalwässer müssen am Austrittsort eine Temperatur von mindestens 20 °C aufweisen. Des Weiteren werden Wässer, die einen NaCl-Gehalt von > 1.400 mg/l und demnach mindestens 5,5 g Natrium- und 8,5 g Chlorid-Ionen (entsprechend 240 mmol (eq)/l Natrium- bzw. Chlorid-Ionen) enthalten, als „Solen“ bezeichnet.

7.3 Ressourcenschutz

Mineralwässer

Der Schutz von Mineralwässern ergibt sich aus den o. g. Anforderungen der Min/TafelWV. So dürfen demnach nur unterirdische, vor Verunreinigungen geschützte Wasservorkommen genutzt werden, deren Zusammensetzung, Temperatur und übrige wesentlichen Merkmale im Rahmen natürlicher Schwankungen konstant sind. Mit der zunehmenden Gewinnung von geringer mineralisierten Wässern aus oberflächennahen Grundwasserleitern steigt

in diesem Zusammenhang auch die Gefahr durch anthropogene Stoffeinträge. Für die Einzugsgebiete von Mineralwasservorkommen sind keine offiziellen Schutzgebiete mit entsprechenden Ver- und Geboten ausgewiesen. Allerdings können die in dem von der Bundesregierung im Juni 2016 beschlossenen „Fracking-Gesetzespaket“ (Deutscher Bundestag 2016) formulierten Verbote von Fracking-Maßnahmen sowie der untätigen Ablagerung von Lagerstättenwasser durch landesrechtliche Vorschriften auf Einzugsgebiete von Mineralwasservorkommen erstreckt werden.

Heilwässer

Für staatlich anerkannte Heilquellen können Heilquellenschutzgebiete (HQS) ausgewiesen werden, in denen bestimmte Handlungen und Nutzungen vorsorglich verboten oder eingeschränkt sind.

Die Schutzgebiete umfassen grundsätzlich das gesamte Einzugsgebiet der Gewinnungsanlage. Für den qualitativen Schutz, zur Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit, werden analog zu Trinkwasserschutzgebieten drei Zonen unterschieden. Für

den quantitativen Schutz vor Beeinträchtigungen des Fließsystems, d. h. zum Erhalt der Schüttung/Ergiebigkeit, wird zwischen innerer und äußerer Zone unterschieden.

Zur Abgrenzung von Heilquellenschutzgebieten werden Heilquellen verschiedenen Bildungstypen zugeordnet.

In Kapitel 3.2.2 Heilquellenschutzgebiete werden die verschiedenen Zonen und Bildungstypen genauer beschrieben.

7.4 Entstehung und Vorkommen mineralisierter Wässer in Hessen

Die Entstehung von Mineral- und Heilwässern bzw. mineralisierten Wässern ist sehr vielfältig. Die nach der o. g. Begriffsbestimmung definierten natürlichen Mineral- und Heilwässer werden im Wesentlichen aus Niederschlägen (Grundwasserneubildung) gebildet, welche teilweise mehrere hundert Meter tief in den Untergrund sickern. Lange Sicker- und Fließzeiten im Grundwasser sind dabei eine Voraussetzung für eine konstante Beschaffenheit. Hohe Mineralgehalte werden durch Kontakt mit lösungsfähigen Mineralen im Untergrund bedingt, wobei auch die physikalisch-chemischen Bedingungen für die Lösung gegeben sein müssen.

Löslichkeit von Mineralen

Als Löslichkeit wird die max. Menge eines Minerals oder Gases bezeichnet, die unter bestimmten Druck- und Temperaturbedingungen von einer bestimmten Menge Wasser aufgenommen werden kann. Die Löslichkeit kann als Massenanteil in g/kg bzw. g/l

angegeben und in Löslichkeitsgrade unterteilt werden (siehe Tab. 32).

Temperatur

Die Wassertemperatur hat einen großen Einfluss auf die Löslichkeit vieler Salze, wobei die Löslichkeit in der Regel mit der Temperatur ansteigt.

pH-Wert und Kohlendioxid (Kohlensäure)

Der pH-Wert beeinflusst die Löslichkeit vieler Stoffe stark. Nur wenige Ionen wie Na^+ , K^+ , NO_3^- und Cl^- bleiben über fast alle pH-Stufen gleich löslich. Dagegen hängt die Löslichkeit der meisten Metallionen stark vom pH-Wert ab. Insbesondere amphotere Elemente (Schwermetalle wie bspw. Zink, Zinn, Chrom sowie das Leichtmetall Aluminium) sind in sauren Lösungen leicht löslich und können auch in basischen Lösungen als Komplexverbindungen in Lösungen gehen (HÖLTING & COLDEWEY 2013).

Tab. 32: Einteilung der Löslichkeit nach HÖLTING & COLDEWEY (2013) mit Beispielen aus MATTHEB (1994)

Bezeichnung	Löslichkeit in g/kg	Beispiele (bei T = 10 °C*)
leicht löslich	> 100	NaCl (Steinsalz), KCl , MgSO_4 , $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$
mäßig löslich	20–100	$\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ (Karlsbader Salz)
schwer löslich	1–20	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Gips)
sehr schwer löslich	0,1–1	CaSO_4 (Anhydrit)
praktisch unlöslich	< 0,1	

*entspricht in etwa der durchschnittlichen Grundwassertemperatur in Hessen

Tab. 33: Typische pH-Werte in der Hydrogeosphäre
(LANGGUTH & VOIGT 2004)

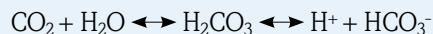
Wasserart	pH-Wert
CO ₂ -haltiges Mineralwasser	4,5–5,6
Trinkwasser	6,5–9,5
Regenwasser (Reinluftgebiete)	5,6
Saurer Regen	3,5–4,5
Sickerwasser Boden	4,6

Der pH-Wert wird in natürlichen Wässern hauptsächlich durch den Kohlensäuregehalt bestimmt. Kohlensäure bildet sich durch in Wasser gelöstes CO₂ welches sich zum Teil in Kohlensäure (H₂CO₃) umsetzt. Die Kohlensäure steht, in Abhängigkeit vom pH-Wert, im Gleichgewicht mit gelöstem Hydrogencarbonat (HCO₃⁻) (Gleichung 1). Bei hohen pH-Werten kommt es zudem zur Bildung von CO₃²⁻ (Gleichung 2).

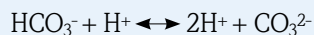
Freies CO₂ zur Bildung von Kohlensäure im Grundwasser stammt im Wesentlichen aus zwei Quellen:

1. Eine wichtige Kohlensäurequelle für Mineral- und Heilwässer stellt die Exhalation durch (basischen) Vulkanismus dar. Die Anreicherung mit vulkanischem CO₂ in größeren Tiefen begünstigt zudem den Auftrieb von Wasser (sogen. Gaslift) entlang von Klüften und Störungen durch thermische und konzentrationsbedingte Dichteunterschiede (DIEDERICH et al. 1992). Auch lange nach dem Abklingen vulkanischer Tätigkeit ist so entstandenes CO₂ im Untergrund zu finden, so z. B. bei den kohlensäurehaltigen Mineralquellen im Lüttertal (Rhön) als Relikt aus dem tertiären Vulkanismus.
2. Eine weitere Quelle stellt die Bodenluft dar. Der CO₂-Gehalt der Bodenluft ist durch biologische Respiration (Verrottung von Pflanzenresten) rund 100-mal höher als in der Atmosphäre wobei

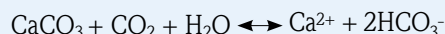
Gleichung 1



Gleichung 2



Gleichung 3



dieser jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt und im Frühjahr unter Ackerflächen bis zu 200-mal höher sein kann (LANGGUTH & VOIGT 2004). Durch versickernde Niederschläge (Grundwasserneubildung) kann somit eine Anreicherung von CO₂ stattfinden.

Der Kohlensäuregehalt wird im Grundwasserleiter, neben Temperatur- und Druckbedingungen, über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht durch Lösung und Fällung von Karbonaten wie CaCO₃ (Calciumcarbonat „Kalk“) reguliert (Gleichung 3).

Redoxpotential

Redoxprozesse zählen zu den wichtigsten Reaktionen in der Hydrosphäre und sind für die Konzentration wichtiger Spezies im Grundwasser verantwortlich. Redoxpotentiale entstehen vorzugsweise bei Metallen. In der hydrogeologischen Praxis sind besonders Eisen und Mangan hervorzuheben da deren Löslichkeit entscheidend vom Redoxpotential abhängt (HÖLTING & COLDEWEY 2013). Beispielsweise kann die Oxidation „reduzierter“ Eisenverbindungen (bspw. Eisensulfide wie Pyrit) zu einer deutlichen Erhöhung von Eisen- und Sulfatkonzentrationen führen.

7.5 Vorkommen von mineralisierten Wässern, Solen, Säuerlingen und Thermalwässern in Hessen

In Abb. 82 und Abb. 83 sind einige Beispiele für Vorkommen verschiedener Wässer in Bezug zu den hydrogeologischen Teilräumen Hessens (FRITSCHKE et al. 2003) dargestellt.

7.5.1 Mineralisierte Wässer

Mineralisierte Wässer mit einem Lösungsinhalt von > 1000 mg/l kommen in Hessen in fast allen hydrogeologischen Teilräumen vor. Dabei existiert kein eindeutiger Zusammenhang zu der Tiefe der Gewinnungsanlagen. Vielmehr hängt die Mineralisierung von den erschlossenen Formationen, dem Einzugsgebiet, der Verweildauer der Wässer im Untergrund und den damit verbundenen Lösungsvorgängen sowie dem Aufstieg bzw. der Wanderung mineralisierter Wässer im Untergrund ab.

Lösungsfähige Mineralien finden sich vor allem in salzhaltigen Gesteinen oder in Gesteinen mit karbonatischer und/oder sulfatischer Beschaffenheit. Diese Gesteine sind insbesondere für die hydrogeologischen Teilräume im Norden Hessens kennzeichnend. Dazu gehören die Teilräume „Borgentreicher Mulde und Kasseler Graben“, „Trias und Zechstein westlich der Niederhessischen Senke“, „Leinetalgraben“, „Buntsandsteinumrandung des Thüringischen Beckens“, „Muschelkalk der Thüringischen Senke“, „Zechsteinrand Südwestthüringens“ und „Kuppenrhön“. Des Weiteren sind auch Massenkalkvorkommen aus dem Mitteldevon für das Lahn-Dill-Gebiet als Karbonatgestein kennzeichnend. Neben den o. g. Kluft- und Karstgrundwasserleitern sind zudem auch einige sedimentäre Ablagerungen (Porengrundwasserleiter) im „Tertiär und Quartär des Rhein-Main-Gebietes“, der „Wetterau“ und der „Rheingrabenscholle“ (insbesondere Flugsande) durch karbonatische Beschaffenheit gekennzeichnet.

Im Gegensatz dazu ist der Anteil an lösungsfähigen Mineralen in Gesteinen mit überwiegend silikatischer Beschaffenheit deutlich geringer. Zu diesen Gesteinen gehören vor allem vulkanische Gesteine wie bspw. die Basalte in den Teilräumen „Vogelsberg“ oder „Lange Rhön“ und kristalline Gesteine wie bspw. in dem Teilraum „Kristallin des Odenwaldes“. Aber auch die Gesteine des Buntsandsteins,

Rotliegend und Paläozoikums (Rheinisches Schiefergebirge) sind überwiegend durch silikatische Beschaffenheit gekennzeichnet.

Der Aufstieg von mineralisierten Wässern aus größeren Tiefen ist an Störungszonen und damit einhergehenden Wasserwegsamkeiten gebunden und tritt daher insbesondere im Bereich von Grabenrändern auf. Beispiele dafür stellen u. a. der Aufstieg höher mineralisierter Wässer in der Idsteiner Senke oder der Einfluss von aufsteigenden Salzwässern im Leinetalgraben dar. Auch am westlichen Rheingrabenrand bei Geinsheim zeigt die oberflächennahe Mineralisierung des quartären Grundwassers den Einfluss der über tiefreichende Rheingrabenrandstörungen aufsteigenden Tiefenwässer.

7.5.2 Solevorkommen

Solevorkommen mit einem NaCl-Gehalt von > 1400 mg/l sind in Hessen in der Regel an das Vorkommen von salzhaltigen Gesteinen gebunden. Ein Großteil der in Hessen und insbesondere im Nordosten und Norden Hessens auftretenden Solen stammen aus der bis zu 300 m mächtigen Werra-Formation (Werra-Salinar, Zechstein 1). Die Gesteine des Zechsteins sind durch einen zyklischen Aufbau einzelner Folgen aus Peliten (Tonsteinen), Karbonaten, Sulfaten und Stein- sowie Kalisalz geprägt. Das Werra-Salinar wird von tonigen und sulfatischen jüngeren Zechsteinformationen und mächtigen Buntsandsteinschichten überdeckt. Aufgrund der sulfathaltigen Gesteine (Gips und Anhydrit) zeigen die dort auftretenden Solen tlw. auch erhöhte Sulfatkonzentrationen.

Des Weiteren stellen die Tiefenwässer des Oberrheingrabens in den tertiären und älteren Abfolgen ebenfalls Solevorkommen dar (bspw. Dornheim, Stockstadt, Hähnlein). Herkunftsgebiete für die Salzwässer sind Salinare im Muschelkalk und Tertiär im südlichen Oberrheingraben (Baden-Württemberg, Elsass). Am Taunussüdrand (z. B. Wiesbaden) mischen sich diese Wässer wahrscheinlich mit sehr alten mineralisierten Wässern aus 3 bis 5 km Tiefe aus dem rheinischen Schiefergebirge (LOGES et al. 2012).

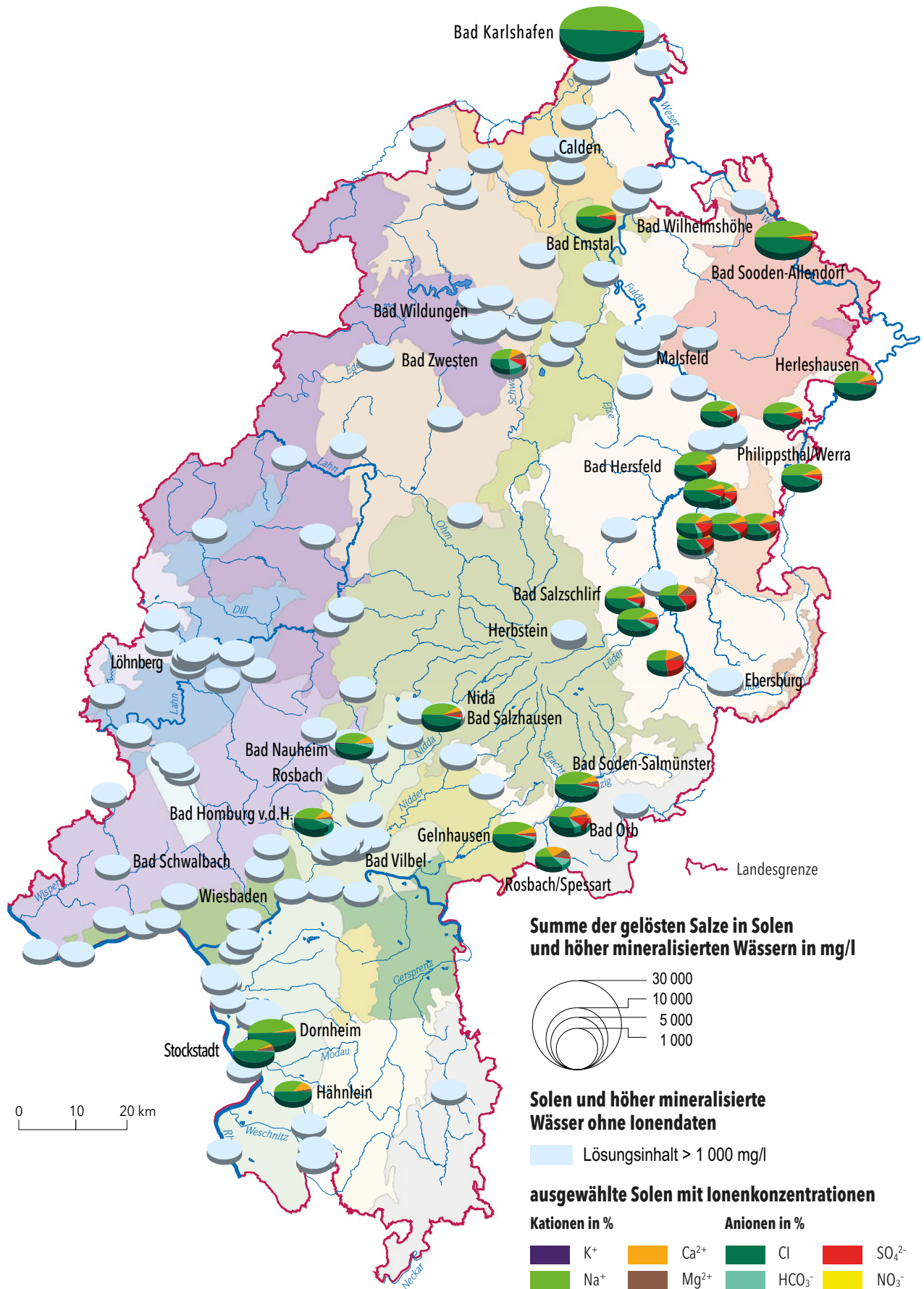


Abb. 82: Beispiele für Vorkommen von mineralisierten Wässern (Gesamtlösungsinhalt > 1 000 mg/l) und Solen (NaCl > 1 400 mg/l) in den hydrogeologischen Teilräumen Hessens

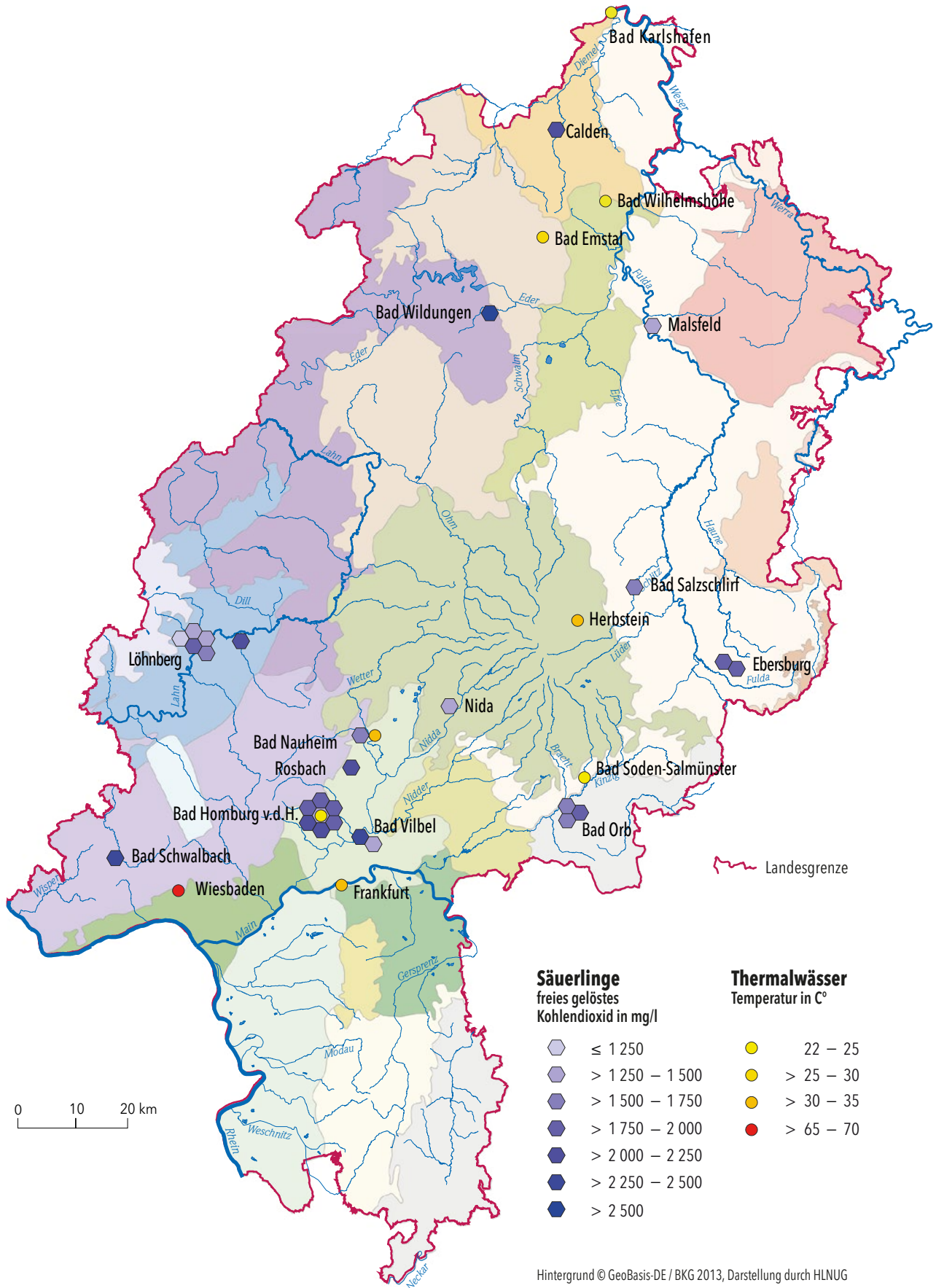


Abb. 83: Beispiele für Vorkommen von Säuerlingen (freies CO₂ > 1 000 mg/l) und Thermalwässern (Wassertemperatur > 20 °C) in den hydrogeologischen Teilräumen Hessens

Ebenfalls an der Taunussüdrandstörung steigen innerhalb älterer Gesteine des Devons in Bad Nauheim oder auch in vordevonischen Gesteinen z. B. in Bad Homburg, Solen auf, z. T. als bzw. in Verbindung mit kohlenstoffreichen Thermalwässern.

Ein Beispiel für mineralisierte Wasser aus dem Zechstein stellen die Heilquellen in Bad-Sooden-Allendorf dar. Diese befinden sich im hydrogeologischen Teilraum „Buntsandsteinumrandung der Thüringischen Senke“, der durch Kluftgrundwasserleiter des Buntsandsteins, Zechsteins und Muschelkalks mit überwiegend silikatischer sowie sulfatischer und karbonatischer Gesteinsbeschaffenheit gekennzeichnet ist. Im Bereich von Bad Sooden-Allendorf bilden gefalte

te paläozoische Gesteine den sog. Unterwerra-Sattel. In der Altstadt treffen sich dort sowohl rheinisch (Nord-Süd) verlaufende als auch herzynisch (Nordwest-Südost) verlaufende tektonische Störungen und bilden ein wesentliches Kriterium für den natürlichen Austritt der Solen. Die dort gewonnenen Wasser sind mit einem Gehalt von rund 37 000 bis > 105 000 mg/kg gelösten Salzen vergleichsweise stark mineralisiert.

Auch die am Rand des Salzhanges des Werra-Salinars in Bad Hersfeld, Bad Salzschlirf, Burghaun und Herleshausen auftretenden Solen sind auf die Gesteine des Zechsteins zurückzuführen.

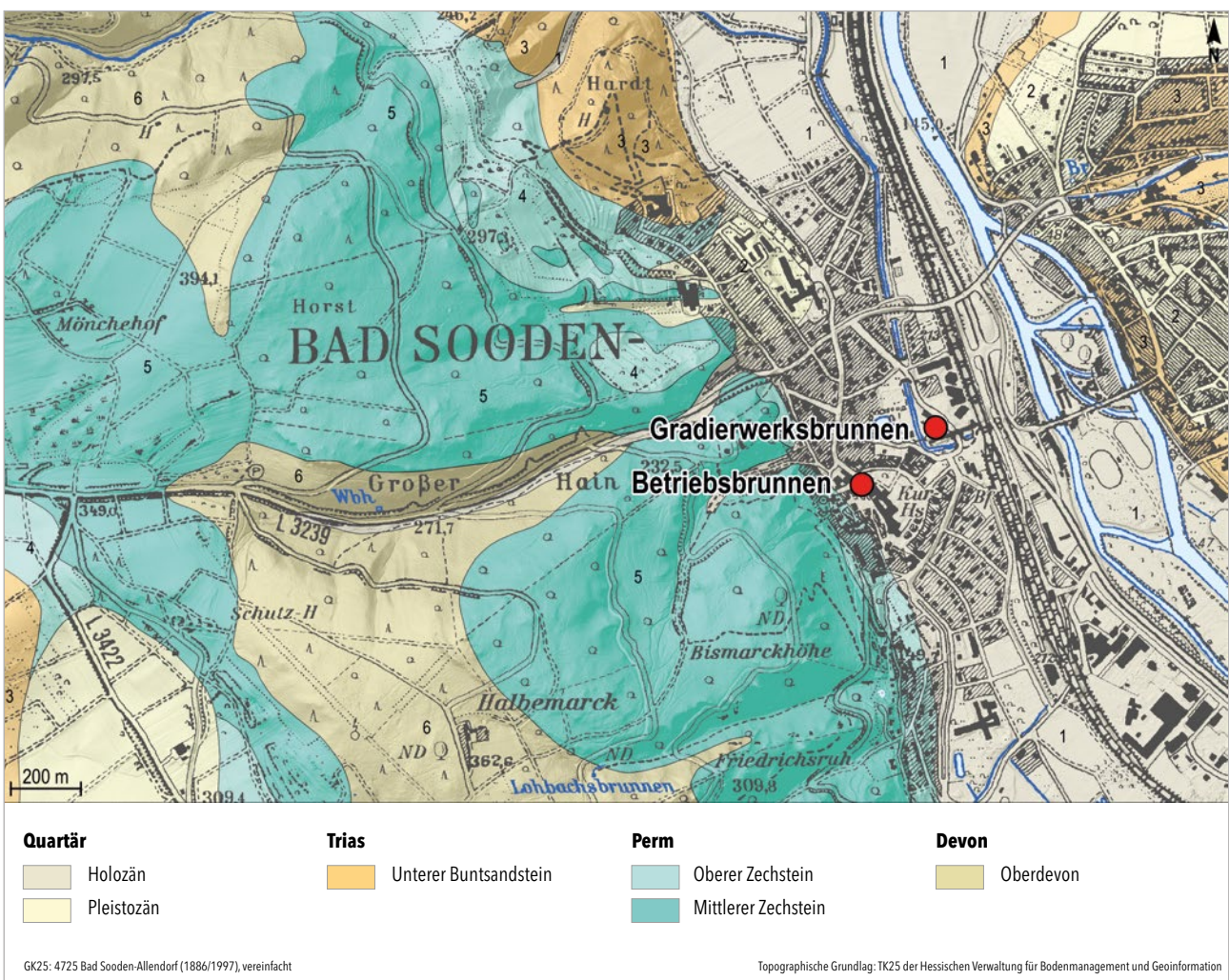


Abb. 84: Ausschnitt aus der geologischen Karte GÜK 300 am Standort Bad Sooden-Allendorf mit den Gewinnungsanlagen (rote Markierung)

7.5.3 Kohlensäurereiche Wässer - Säuerlinge

Kohlensäurereiche Mineralquellen, wie sie vor allem im nordwestlichen Taunus, in der Rhön (Lüttertal bei Weyhers) und in Nordwest-Hessen (Volkmarsen) auftreten sind eng an Aufstiegswege von Kohlensäure gebunden und treten laut DIEDERICH et al. (1992), zumindest im südlichen Hessen, im Zusammenhang mit tertiären Vulkanbildungen als postvulkanische „Exhalationen“ auf.

Ein Beispiel für das Auftreten von kohlensäurehaltigen Wässern (Säuerlingen) sind die Heilquellen von Bad Wildungen. Der Kellerwald (Bad Wildungen) befindet sich am östlichen Vorsprung des Rheinischen Schiefergebirges und hebt sich als sogenannter Horst

zwischen der Korbacher Mulde und der Frankfurter Bucht hervor. Die dortigen Heilwässer stammen vermutlich aus einer Tiefe von rund 300 m und steigen in sog. Zerrüttungszonen auf, die sich aus Verwerfungen und Überschiebungen in den Gesteinen des Kellerwaldgebirges gebildet haben. Der Aufstiegsmechanismus beruht auf dem sog. „Gaslift“ bei dem die mit vulkanischem Kohlendioxid (Kohlensäure) angereicherten Wässer aufgrund ihrer geringeren Dichte bis zur Erdoberfläche aufsteigen. Es wird dabei davon ausgegangen, dass das ursprünglich durch Niederschläge gebildete Wasser zuerst entlang der Zerrüttungszonen absinkt und dort als eher gering mineralisiertes Wasser in die Aufstiegszonen von Kohlendioxidgasungen gelangt, wo es stark mit Kohlensäure angereichert wird. Beim anschließenden Aufstieg durchströmt das kohlensäurehaltige Wasser verschiedene Gesteinsarten und löst einen Teil der Minerale aus dem umgebenden Gestein. In Abhängigkeit von der durchströmten Formation bilden sich Säuerlinge mit unterschiedlicher Beschaffenheit. Bei einem Zustrom aus dem Zechstein sind die Wässer besonders hoch mineralisiert und zeigen, im Vergleich zu Wässern aus dem Tonschiefer oder den vulkanischen Gesteinen (Diabas), hohe Anteile an gelöstem Salz (NaCl) (Abb. 85).

Der Druckspiegel der Heilwässer liegt dabei teilweise mehrere Meter über der Erdoberfläche (artesisch). Die Wässer aus Bad Wildungen zeichnen sich als „Säuerlinge“ bzw. „Sprudel“ durch ihre hohe Konzentration (mind. 1 000 mg/l) an freier Kohlensäure bei geringen Temperaturen von 10–13 °C aus (HEMFLER & STEINMETZ 2006).

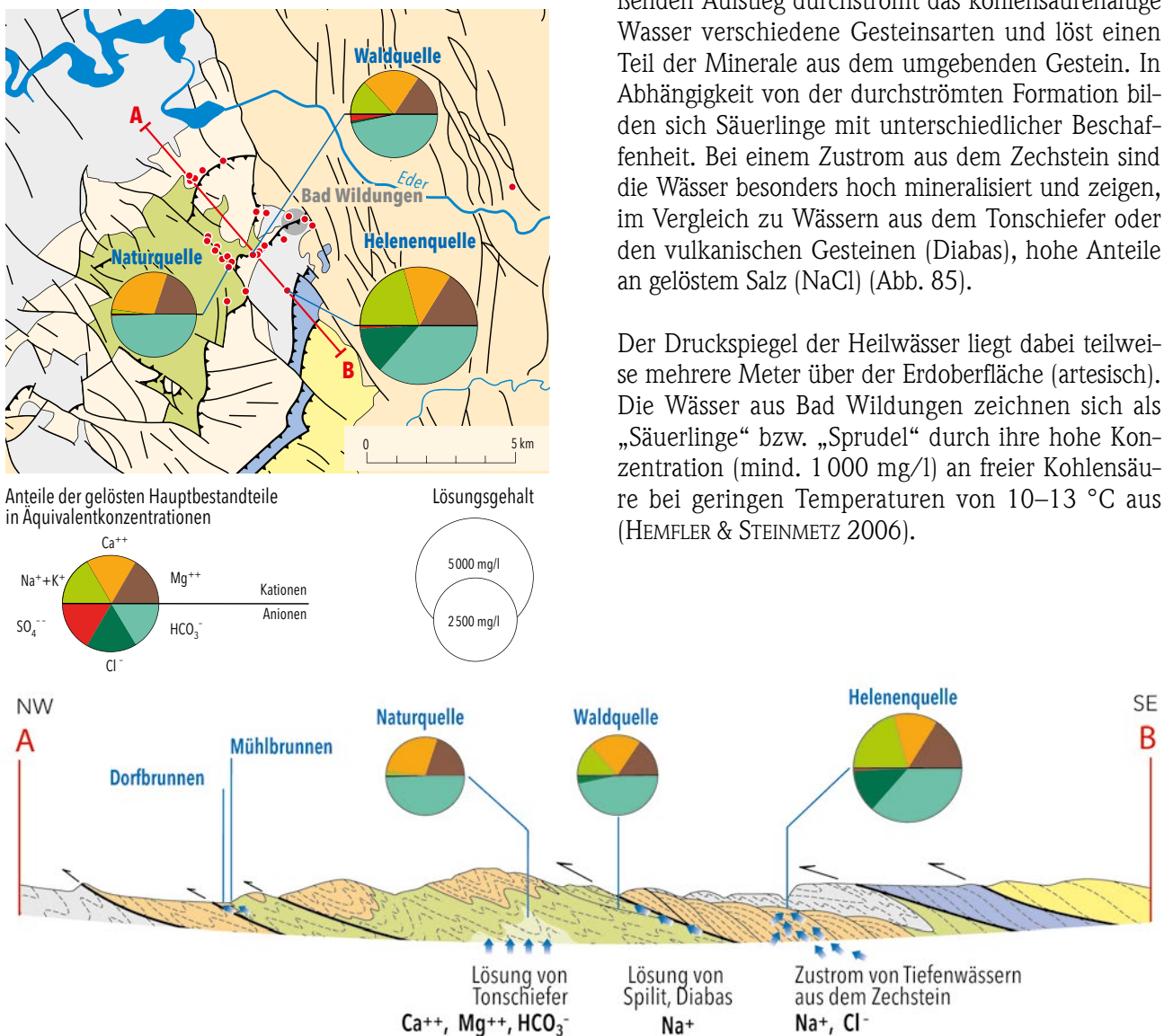


Abb. 85: Mineralwassertypen und deren Entstehung am Standort Bad Wildungen (HEMFLER & STEINMETZ 2006, bearbeitet)

7.5.4 Thermalwässer

Thermalquellen stellen, wie die o. g. kohlensäure-reichen Säuerlinge, lokale Phänomene dar, da sie nicht an bestimmte Gesteinsformationen, sondern in der Regel an das Auftreten von Vulkanismus geknüpft sind. Die z. T. höher temperierten Mineralwässer am Taunusrand (insbesondere Wiesbaden, Bad Nauheim, Schlangenbad) oder im Vogelsberg (Herbstein) können laut DIEDERICH et al. (1992) dadurch erklärt werden, dass die Grundwässer in größere Tiefen absinken und dort erwärmt werden, um dann ähnlich dem oben beschriebenen Gaslift bei Säuerlingen relativ schnell auf gut durchlässigen Klüften aufzusteigen.

Ein Beispiel dafür stellen die Thermalwässer in Wiesbaden dar. Wiesbaden befindet sich am südlichen Taunusrand, der sich nach ANDERLE (1998) in die drei Westsüdwest-Ostnordost streichenden Groseinheiten des Hintertaunus (Nordwesten), Taunuskamm und Vordertaunus (Südosten) gliedert. Die Dreigliederung wird durch Störungen in Form der Taunuskammüberschiebung (Grenze zwischen Hintertaunus und Taunuskamm), die „NPZ“-Scherzone (Nördliche Phyllitzzone; Grenze zwischen

Taunuskamm und Vordertaunus) und die Taunus-südrandstörung (Grenze zwischen Taunus und den Sedimenten des Mainzer Beckens) bedingt. Entlang der oben beschriebenen Taunussüdrandstörung liegen neben Wiesbaden noch weitere bekannte Mineralquellen und Heilbäder wie u. a. Bad Homburg und Bad Nauheim (vgl. 7.5.2 Solevorkommen).

Der geologische Aufbau kann durch einen Struktur-fächer mit weitreichenden Überschiebungen erklärt werden. Der Südrand des Taunus wird dabei durch die steilstehende Taunussüdrandstörung begrenzt, hierbei handelt es sich um einen nach Südosten eintauchenden Staffelbruch. Die Wiesbadener Innenstadt wird durch die Taunussüdrandstörung in einen nördlichen Bereich mit paläozoischen Gesteinen und einen südlichen Bereich mit tertiären Gesteinen unterteilt. Die paläozoischen Gesteine bestehen aus metamorphen Vulkaniten, in die geringmächtige metamorphe Sedimente eingeschaltet sind. An diese schließen sich im Südosten metamorphe Sedimente an. Die paläozoischen Gesteine werden von sandig-kiesigen, teilweise auch tonigen Sedimenten des Tertiärs (Unteres Miozän) diskordant überlagert (siehe Abb. 87).

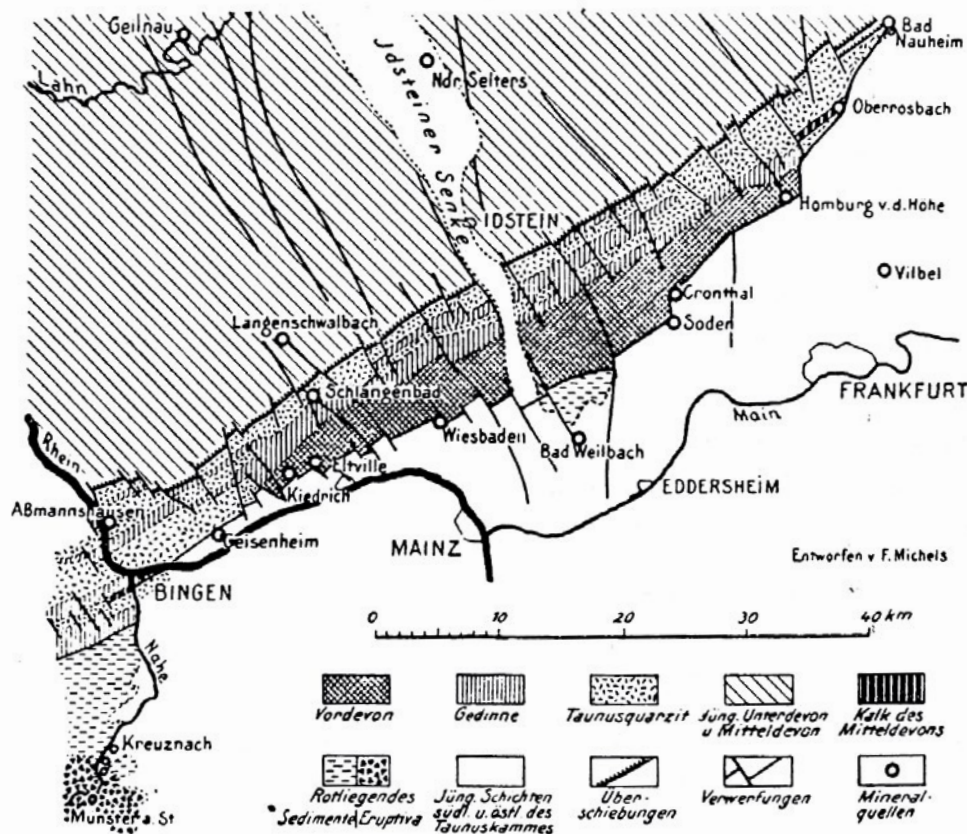
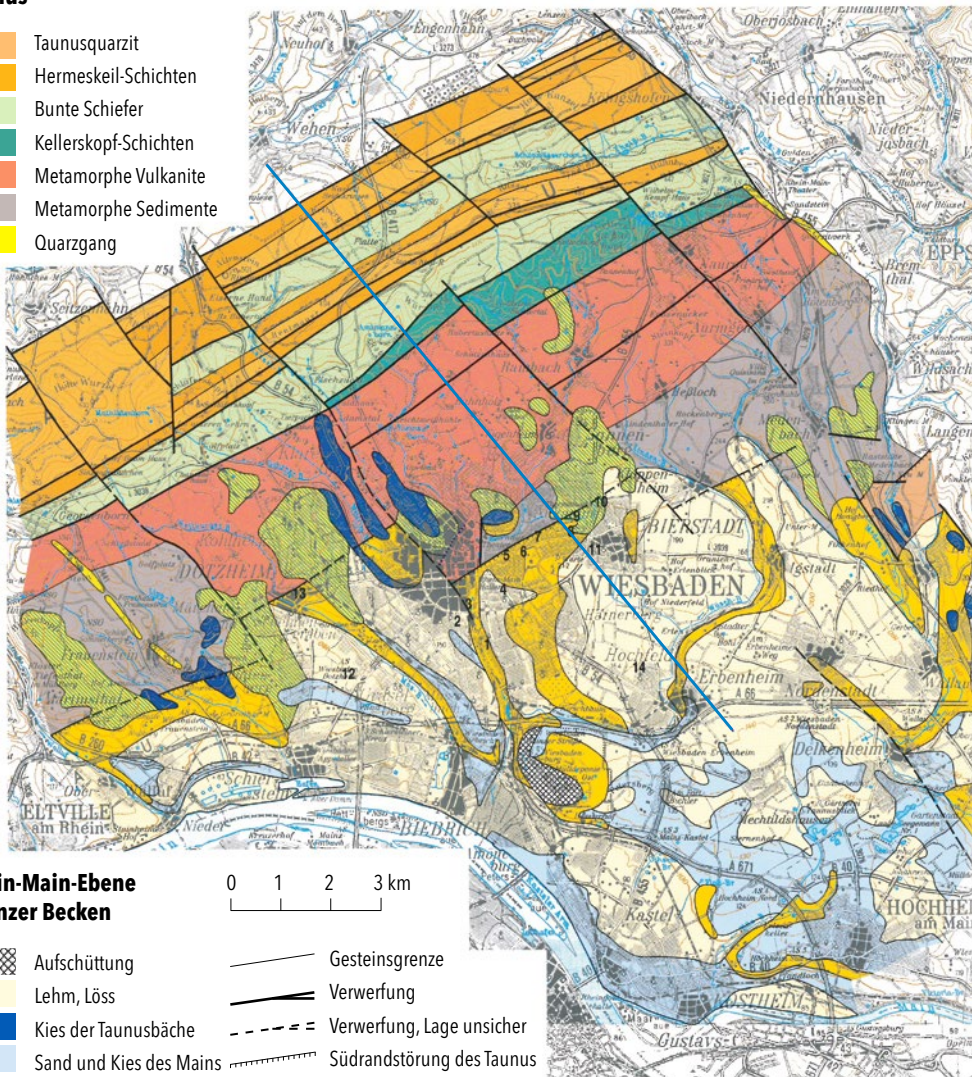


Abb. 86: Geologische Übersichtskarte des Taunussüdrandes mit den wichtigsten Mineral- und Thermalquellen und Störungssystemen (MICHELS 1966)

Taunus

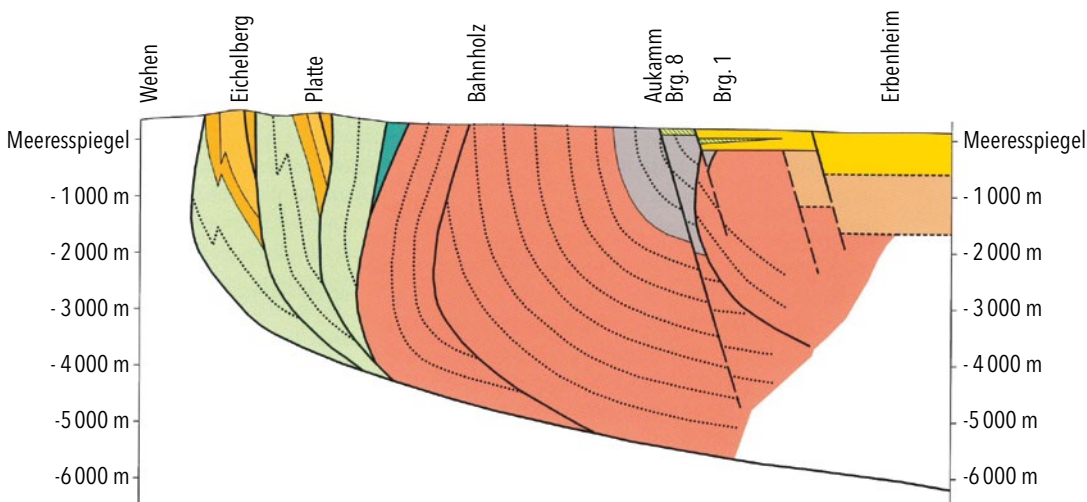
- Taunusquarzit
- Hermeskeil-Schichten
- Bunte Schiefer
- Kellerskopf-Schichten
- Metamorphe Vulkanite
- Metamorphe Sedimente
- Quarzgang



**Rhein-Main-Ebene
Mainzer Becken**

0 1 2 3 km

- | | |
|--|---|
| Aufschüttung | Gesteinsgrenze |
| Lehm, Löss | Verwerfung |
| Kies der Taunusbäche | Verwerfung, Lage unsicher |
| Sand und Kies des Mains | Südrandstörung des Taunus |
| Tertiär, kalkfrei | Thermalquellen-Linie |
| Tertiär, kalkhaltig | Verlauf des Profilschnitts |
| Rotliegend | 1-14 Lage von Bohrungen |



Die Thermalwässer steigen entlang der Störungen bis zur bzw. nahe an die Oberfläche auf. Im Stadtgebiet von Wiesbaden sind 27 Thermal- und Mineralquellen mit Temperaturen von 14 °C bis zu 67 °C bekannt (Czys 1995), wobei ein großer Teil der Brunnen und Quellen inzwischen überbaut oder abgedeckt wurde. In der Vergangenheit wurde an den 27 Quellen und Brunnen eine Gesamtschüttung von ca. 23 l/s (rund 2000 m³/d) gemessen (MICHELS 1961).

Abb. 87: Geologische Karte und Nordwest-Südost-Profilschnitt (blaue Linie) von Wiesbaden aus ANDERLE (2012)

8. Grundwasserbeschaffenheit und WRRL

Die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) trat am 22.12.2000 in Kraft, um eine koordinierte Bewirtschaftung über Staats- und Ländergrenzen hinweg umzusetzen und u. a. einen guten mengenmäßigen und chemischen Grundwasserzustand einzuhalten oder zu erreichen (Richtlinie 2000).

Die WRRL verfolgt einen auf alle Gewässer bezogenen integrativen Ansatz, der in folgenden Aspekten deutlich wird:

- Der Anwendungsbereich der WRRL umfasst alle Gewässerkategorien der europäischen Gemeinschaft, d. h. Fließgewässer, Seen, Ästuare, Küstengewässer und das Grundwasser.
- Die Gewässer sollen flusseinzugsgebietsbezogen bewirtschaftet werden, d. h. von den Quellen bis zur Mündung mit allen Zuflüssen, wobei die grenzüberschreitende Dimension in der WRRL betont wird.
- Die Grundwasserqualität wird nach stofflichen und mengenmäßigen Kriterien beurteilt.
- Ökonomische Aspekte sind zu berücksichtigen.
- Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne sind aufzustellen und regelmäßig (alle sechs Jahre) zu aktualisieren.
- Die Öffentlichkeit ist in die Planungen einzubeziehen.

Zur Charakterisierung und Beschreibung des Grundwassersystems wurden Grundwasserkörper (GWK) durch Verschneidung hydrogeologischer Teilräume mit hydrologischen Einzugsgebieten abgegrenzt. Insgesamt ergeben sich hieraus 127 GWK in Hessen.

Von den o. g. hessischen GWK befinden sich derzeit 25 in einem schlechten chemischen Zustand, 19 aufgrund von Nitratbelastungen, darunter acht wegen gleichzeitiger Überschreitungen der Qualitätsnormen für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (PSM). Aufgrund der Salzabwasserversenkung in Nordosthessen befinden sich sieben GWK in einem schlechten Zustand (siehe Abb. 88).

Zur Herstellung eines guten Zustands und zum Schutz vor schädlichen Veränderungen (Verschlechterungsverbot) werden verschiedene Maßnahmen angewandt. Ende 2015 wurde das 2. Maßnahmenprogramm aufgestellt (<http://flussgebiete.hessen.de/>). Dieses ist als zentrales Instrument wasserwirtschaftlichen Handelns zu verstehen und dient darüber hinaus der Berichterstattung gegenüber der Europäischen Kommission.

In Hessen wird eine grundwasserschutzorientierte landwirtschaftliche Beratung mit Schwerpunkt auf einer Reduktion des Stickstoffeinsatzes umgesetzt. Hierzu wurden aufgrund der Belastung des Grundwassers und des Belastungspotenzials (abhängig von Bodenbeschaffenheit und Landbewirtschaftung) Maßnahmenräume auf Gemarkungsebene abgegrenzt. Die Höhe des Belastungspotenzials steuert die Intensität der Beratung, von einer allgemeinen grundwasserschonenden Grundberatung bis hin zu einer einzelbetrieblichen Intensivberatung. Die Zusammenarbeit beruht auf dem Prinzip der Freiwilligkeit. Derzeit sind rund zwei Drittel der betroffenen hessischen Landwirte beteiligt.

Die Anforderungen an den guten Zustand des Grundwassers wurden in einer gesonderten Grundwasserrichtlinie spezifiziert (Richtlinie 2006). Auf Grundlage der Grundwasserrichtlinie wurden Qualitätsanforderungen, sogenannte Qualitätsnormen und Schwellenwerte für eine Reihe von Stoffen festgelegt. Diese sind durch die Grundwasserverordnung (GrwVO 2010) bundeseinheitlich in nationales Recht umgesetzt worden. Werden in einem Grundwasserkörper diese Werte eingehalten, ist der Grundwasserkörper in einem guten chemischen Zustand.

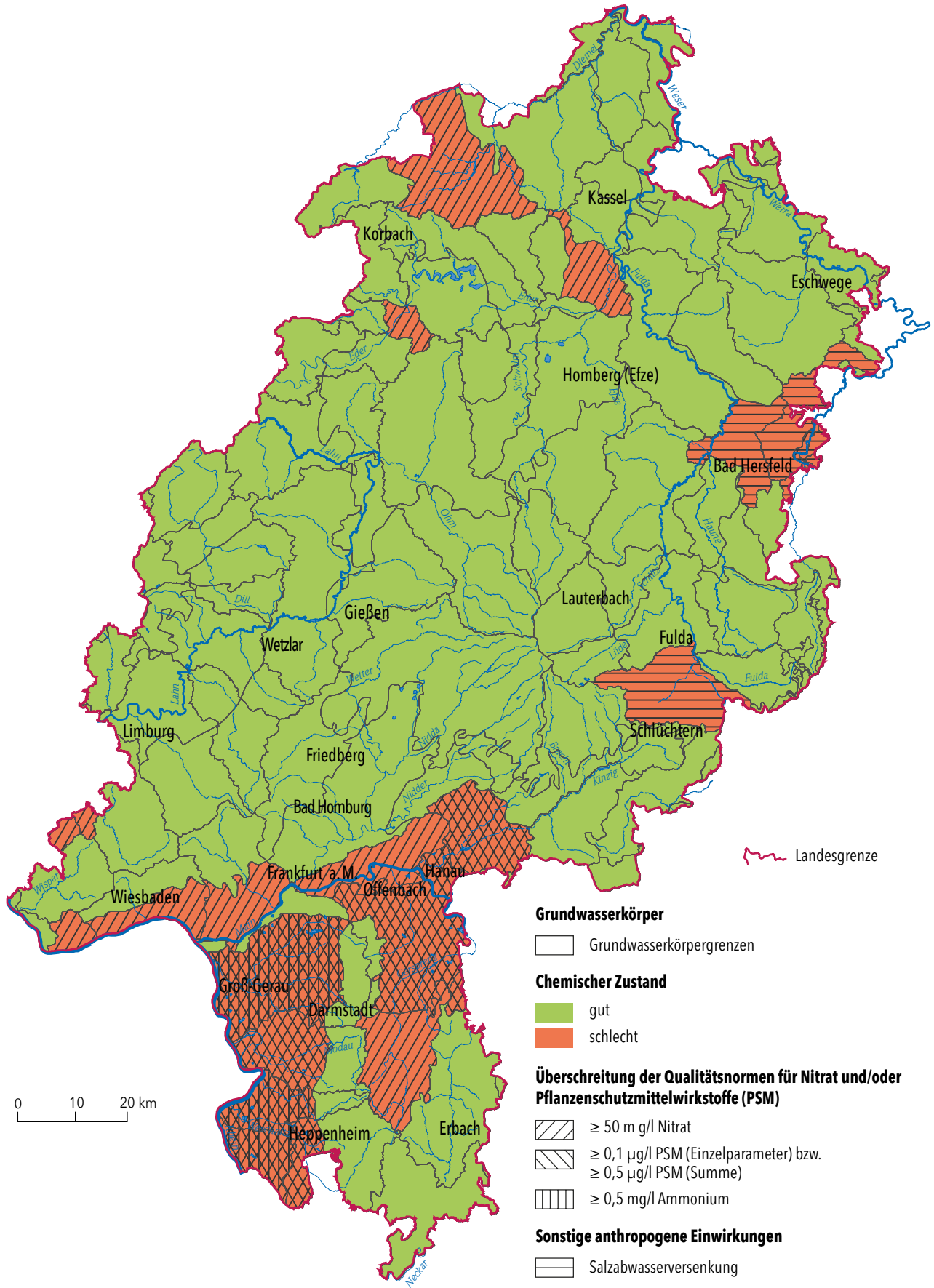


Abb. 88: Chemischer Zustand der hessischen Grundwasserkörper (2015)

Um den guten chemischen Zustand flächendeckend zu erreichen und um einer Verschlechterung der Grundwasserkörper, die bereits in einem guten chemischen Zustand sind, vorzubeugen, sind Maßnahmen erforderlich. Da die diffusen Belastungen des Grundwassers mit Nitrat und PSM überwiegend durch Schadstoffeinträge aus der Landwirtschaft resultieren, sind Maßnahmenprogramme erforderlich, die sich auf eine gewässerschutzorientierte Landwirtschaft konzentrieren. Das Maßnahmenprogramm ist als zentrales Instrument wasserwirtschaftlichen Handelns zu verstehen und dient darüber hinaus als Teil des Bewirtschaftungsplans der Berichterstattung gegenüber der Europäischen Kommission. Beratungsschwerpunkt ist der Stickstoffeintrag und damit die Reduktion der Grundwasserbelastung durch Nitrat.

Wesentliche Voraussetzung für wirtschaftliches Handeln bei der Maßnahmenumsetzung ist die Lokalisierung von Gebieten, in denen die Maßnahmen zur Reduzierung von Stoffeinträgen prioritär und mit großer Intensität durchgeführt werden müssen.

Sogenannte WRRL-Maßnahmenräume (siehe Abb. 89) fassen auf Ebene der Gemarkungen Gebiete zusammen, in denen landwirtschaftliche Beratung und beratungsbegleitende Maßnahmen (z. B. N_{\min} -Untersuchungen, Bodenuntersuchungen, Gülleuntersuchungen) umgesetzt werden. Nach gut einem halben Jahrzehnt Beratungstätigkeiten in den WRRL-Maßnahmenräumen sind mittlerweile Strukturen zwischen den Beratern und den Landwirtschaftsbetrieben aufgebaut worden, zumal viele WRRL-Maßnahmenräume als „Keimzellen“ Wasserschutzgebiets-Kooperationen beinhalten, die u. a. bereits seit 25 Jahren den Gewässerschutz an die Landwirtschaft herantragen.

Seit August 2018 gibt es den Beratungsleitfaden des HMUKLV. Er soll allen in Hessen tätigen landwirtschaftlichen Beraterinnen und Beratern die wichtigsten Eckpunkte vorgeben, die zu einer gewässerschutzorientierten Landwirtschaft gehören. Diese Eckpunkte sind verbindlich und sind von allen landwirtschaftlichen Beraterinnen und Beratern gegenüber der Landwirtschaft zu vertreten. Zielsetzung der gemeinsamen Umsetzung des Beratungsleitfadens ist eine einheitliche Durchführung der Düngeempfehlungen im Rahmen der ertragsorientierten und der gewässerschutzorientierten landwirtschaft-

lichen Beratung sowie die damit verbundene Entwicklung zielführender Maßnahmen, um die Effizienz der Beratung weiter zu steigern.

Das Ziel der Düngeempfehlungen muss dabei die Minderung der N-Salden bei der Erstellung des Nährstoffvergleichs im Mittel der drei letzten Düngejahre sein. Dabei sollten Werte unterhalb der in der Düngeverordnung (DüV 2017) vorgegebenen Kontrollwerte erreicht werden, um möglichst geringe N_{\min} -Gehalte im Boden und damit möglichst geringe Nitratkonzentration im Sicker- und Grundwasser zu erreichen (HMUKLV 2018b).

Die Auswirkungen und die erhofften Erfolge der ergriffenen Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Stickstoffbelastung werden durch ein ausgedehntes „Controlling“ erfasst, welches auch die unterschiedlichen zeitlichen Aspekte von ergriffenen Maßnahmen berücksichtigt.

Zur Beurteilung (Controlling) der zeitlichen Entwicklung der Nitratkonzentrationen der Grund- und Rohwässer wurden umfangreiche Trendberechnungen durchgeführt (siehe Kapitel 4.3 Stickstoffverbindungen). Vor allem im Odenwald sowie in einigen Bereichen von Nordhessen sind Messstellen mit fallenden Trends erkennbar. Ähnliches gilt für den Rheingau. Fallende Nitratkonzentrationen werden gehäuft in einigen Mittelgebirgsregionen angetroffen. Hier sind geringe Verweilzeiten im obersten Grundwasserleiter (< 3–5 Jahre) vorhanden. Meist sind es Regionen, in denen sich Grünland-, Acker- und Waldflächen eher kleinräumig abwechseln (z. B. im Odenwald). Neben diesen Positivbeispielen gibt es allerdings auch Regionen, in denen die Nitratkonzentrationen der Grund- und Rohwässer stagnieren oder steigen, auch wenn bereits langjährige Wasserschutzgebietskooperationen existieren. Festzuhalten ist, dass die überwiegende Mehrzahl (> 80 %) aller Grund- und Rohwässer, deren Einzugsgebiete landwirtschaftliche Flächen enthalten, keine Veränderung der Nitratgehalte seit dem Jahr 2000 aufweist.

Ein entscheidender Controllingbestandteil sind N_{\min} -Proben im Frühjahr und Herbst. In der Regel gehen in die Bewertung der N_{\min} -Entwicklung gut 2 000 Schläge ein. Regionen mit hohen Rest- N_{\min} -Gehalten im Winterhalbjahr weisen in der Regel auch hohe Nitratkonzentrationen und/oder Ammoniumkonzentrationen in den Grundwässern auf.

Vom Winterhalbjahr zum nächsten Frühjahr findet eine starke Abnahme der N_{\min} -Gehalte statt, die aus den wesentlich geringeren Frühjahr- N_{\min} -Gehalten ersichtlich wird. Vor allem auf Flächen ohne Winterbegrünung liegt nahe, dass ein Großteil der Abnahmen auf Verlagerungsprozesse von Nitrat in Richtung Grundwasser zurückzuführen sind, aber auch endliche Denitrifikationsprozesse können eine Ursache sein.

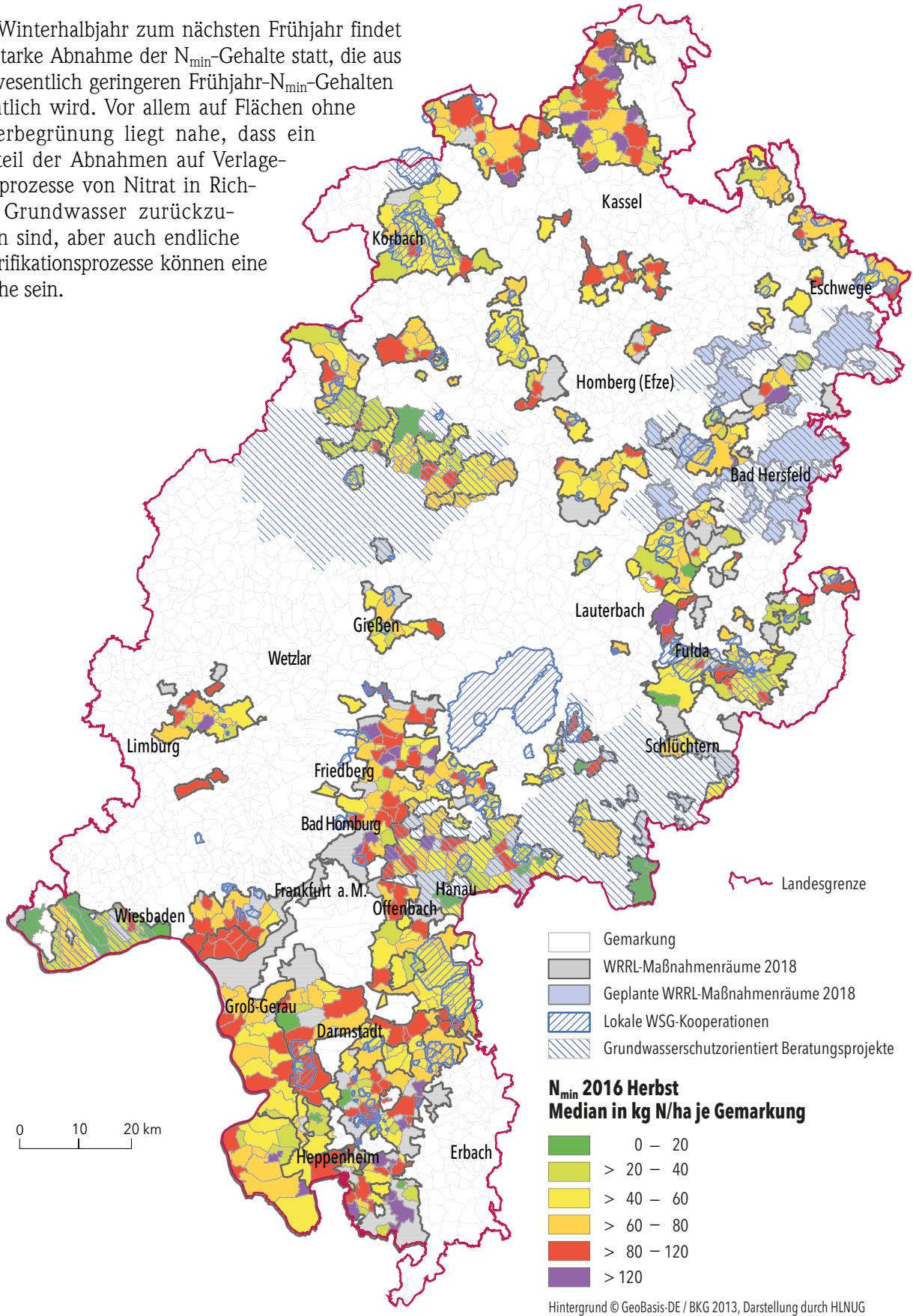


Abb. 89: Maßnahmenräume der WRRL und räumliche Verteilung der N_{\min} -Werte für den „Herbst-Winterzeitraum 2016“, aggregiert auf Ebene der Gemarkungen

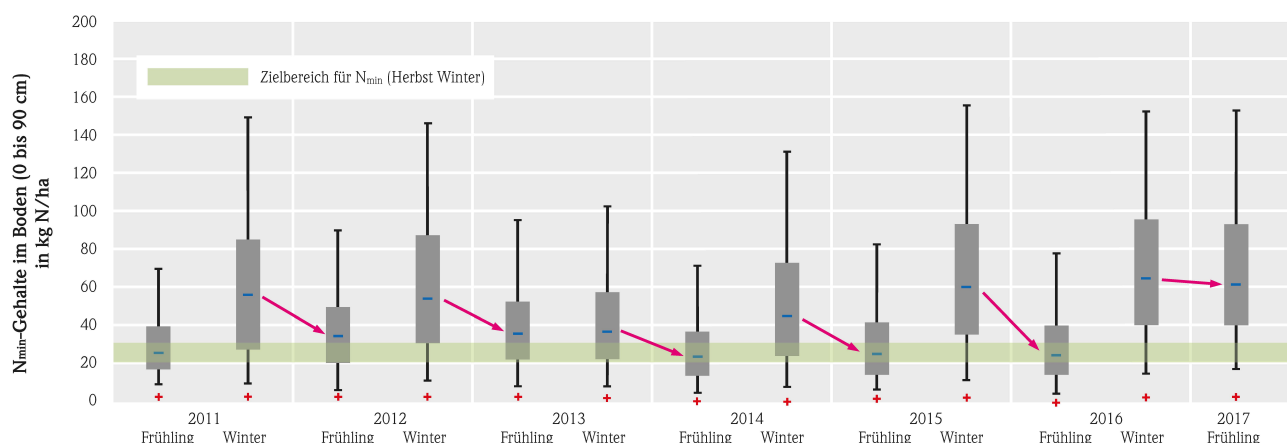


Abb. 90: Zeitliche Entwicklung der mittleren N_{\min} -Gehalte in Hessen (Zur Erklärung der Kennwerte siehe Abb. 29 in Kapitel 4.3.5)

Bei einer durchschnittlichen Sickerwasserrate von gut 100 Liter pro m^2 würde bereits ein N_{\min} -Gehalt von 15 kg N (entspricht rund 44 kg NO_3) pro ha und Jahr zu einer Nitratkonzentration von rund 50 mg/l im Sickerwasser führen. Dieser rechnerische Werte berücksichtigt jedoch nicht, dass nicht unbedingt die gesamte gelöste Nitratmenge ausgewaschen wird und eventuelle Denitrifikationsvorgänge diese Nitratmengen verringern können. Die jeweiligen Witterungsbedingungen beeinflussen die Herbst-/Winter- N_{\min} -Gehalte ebenfalls. Der Herbst-/Winter- N_{\min} -Wert ist ein Indikator für die auf den Flächen stattfindende Bewirtschaftung bzw. Beratung (Düngung, Ertrag, Bodenbearbeitung, Zwischenbegrünung) und zeigt somit den Erfolg der gewässerschutzorientierten Maßnahmen durch den Landwirt bzw. den Berater direkt und ohne zeitliche Verzögerung an.

Wie aus der räumlichen Darstellung der beispielhaft dargestellten Herbst-/Winter- N_{\min} -Gehalte aus dem Jahr 2016 hervorgeht, wurden durchweg N_{\min} -Gehalte größer 40 kg N pro ha bzw. in den intensiven Ackerbauregionen N_{\min} -Gehalte deutlich über 60 kg N pro ha analysiert. Der gewünschte Zielwert für den Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalt von < 30 kg N pro ha wird bis auf einige wenige Regionen nicht eingehalten. Eine gewässerschutzorientierte Düngeempfehlung muss daher auf eine deutliche Reduzierung der zu hohen Herbst- N_{\min} -Gehalte ausgerichtet sein.

Die im Herbst/Winter in den Böden anzutreffenden N-Gehalte sind von Bedeutung, da der N_{\min} -Wert die im Bodensickerwasser gelöste Stickstoffmenge, vornehmlich als Nitrat, repräsentiert.

Abb. 90 zeigt deutlich auf, dass die Herbst-/Winter- N_{\min} -Gehalte den postulierten Zielbereich (< 30 kg N pro ha) weit überschreiten. Die Stickstoff- bzw. Nitratverluste über das Winterhalbjahr sind durch die geringen N_{\min} -Gehalte im Frühjahr klar zu erkennen. Einzige Ausnahme ist die Zeitspanne vom Herbst/Winter 2016 zum Frühjahr 2017, bei der es nur zu einer geringen Abnahme der N_{\min} -Gehalte in den Böden kam. Verursacht wurde dieses Verhalten durch extrem geringe Niederschläge in den Wintermonaten, wodurch der Austrag von Nitrat weitgehend unterblieb. Dieses Verhalten kann als Nachweis dienen, dass die Stickstoffverluste über das Winterhalbjahr maßgeblich durch die Auswaschung des Bodennitrates verursacht wird.

Um eine deutliche Reduzierung der Nitrateinträge zu erreichen, müssen weitere Anstrengungen unternommen werden.

Mit der am 02.06.2017 in Kraft getretenen Düngeverordnung (DüV 2017) besteht die Verpflichtung Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der europäischen Nitratrichtlinie umzusetzen, damit sind ein eindeutiger Bezug zur Grundwasserverordnung gewährleistet sowie ausreichend Rechtssicherheit und eine einheitliche bundesweite Basis gegeben.

Die Düngeverordnung als wesentliche grundlegende Maßnahme im Sinne der WRRL sieht die Ausweisung sogenannter „gefährdeter Gebiete“ vor. Sie führt in § 13 aus, dass für diese „gefährdeter Gebiete“ weitgehende Anforderungen gelten sollen. Für das Jahr 2019 ist die abschließende Ausgestaltung der Landesverordnung bezüglich des § 13 DüV vorgesehen.

9. Zusammenfassung und Ausblick

Nitrat stellt nach wie vor die Hauptbelastung des Grundwassers in der Fläche dar. In den aktuellen Analysen sind weniger Extremwerte ($> 100 \text{ mg/l}$) festzustellen, da insbesondere in landwirtschaftlichen Flächen erste Maßnahmen ergriffen worden sind, um hohe Nitratreinträge zu reduzieren. Auch sind einige Wassergewinnungsanlagen mit hohen Nitratbelastungen im Grundwasser vom Versorgungsnetz genommen worden und waren dadurch nicht mehr in Rahmen der RUV untersuchungspflichtig. Da diese nicht mehr in die Berechnung eingehen, besteht die Gefahr, dass sich die Nitratsituation in einigen Gebieten besser darstellt als sie tatsächlich ist. Insgesamt kann festgestellt werden, dass sich die generelle Nitratsituation in den letzten fünf Jahren wenig verändert hat. Im walddreichen Hessen zeigen etwa zwei Drittel aller Grundwässer keine größere Belastung mit Nitrat. Rund ein Drittel der Grundwässer zeigen allerdings eine deutliche Überprägung in Form erhöhter Nitratkonzentrationen, die vornehmlich auf die landwirtschaftliche Flächennutzung zurückzuführen sind. Bei Nitratkonzentrationen $> 15 \text{ mg/l}$ kann von einer anthropogenen Beeinflussung der Grundwässer ausgegangen werden.

Mehr als 6 % der untersuchten Grundwässer überschreiten den 75 %-Wert des Schwellenwertes der Grundwasserverordnung (GrwV) von $37,5 \text{ mg/l}$. Bei 2,7 % der Grundwässer sind die Konzentrationen höher als der Schwellenwert (GrwV) von 50 mg/l .

Da die diffuse Belastung des Grundwassers mit Nitrat überwiegend durch die Stickstoffeinträge aus der Landbewirtschaftung resultiert, sind Maßnahmenprogramme erforderlich, die sich auf eine grundwasserschutzorientierte Landbewirtschaftung konzentrieren. Aufgrund der im Rahmen der WRRL ergriffenen Maßnahmen gibt es in Hessen sogenannte „WRRL-Maßnahmenräume“, in denen die grundwasserschutzorientierte landwirtschaftliche Beratung im Vordergrund steht. Hiermit soll u. a. eine Reduzierung der Stickstoffeinträge in Boden und Grundwasser erreicht werden.

Betrachtet man die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen, ist festzustellen, dass die Hintergrundkonzentration an Nitrat in Grundwässern aus

Waldgebieten von rund 5 mg/l (BERTHOLD & TOUSAIN 1998) in der Zwischenzeit auf etwa 10 mg/l Nitrat gestiegen ist. Dieser Anstieg, der vornehmlich den atmosphärischen Stickoxideinträgen geschuldet ist, betrifft vornehmlich die hessischen Waldgebiete. In der einschlägigen Literatur werden Nitratkonzentrationen zwischen 10 und 15 mg/l Nitrat als „natürlicher Hintergrundgehalt“ gewertet (MUNLV 2000). Eine weitere Reduktion von Stickoxideinträgen über den Luftpfad ist daher für den Grundwasserschutz erforderlich.

Die Belastung mit **Pflanzenschutzmittelwirkstoffen** und deren Abbauprodukten ist in den letzten zwei Jahrzehnten insgesamt zurückgegangen. Die bereits über Jahre bestehenden Anwendungsverbote für einige Wirkstoffe wie z. B. Atrazin haben im besonderen Maße hierzu beigetragen. Ein Überschreiten des Schwellenwertes der Grundwasserverordnung (GrwV) von $0,1 \text{ µg/l}$ ist u. a. hauptsächlich bei den Wirkstoffen Bentazon, Desethylatrazin, Bromacil und Mecoprop zu beobachten. Insbesondere der Wirkstoff Bentazon zeigt seit dem Jahr 2006 eine Zunahme der Fundhäufigkeit im Grundwasser.

Die sogenannten „**nicht relevanten Metaboliten**“ (nrM) sind an rund 15 % der Grundwässer aus Messstellen des Landesgrundwassermessnetzes zu finden. Dies sind deutlich weniger Positivbefunde als bei der letzten Berichterstellung 2012. Insbesondere für Desphenyl-Chloridazon hat sich die Fundhäufigkeit reduziert und der Gesundheitliche Orientierungswert von 3 µg/l wurde nicht mehr überschritten. In Grundwässern aus neun Messstellen wurde der Gesundheitliche Orientierungswert (GOW) von 3 µg/l für Desphenyl-Chloridazon und 1 µg/l für N,N-Dimethylsulfamid überschritten.

Der erstmalig untersuchte nrM Chlorthalonilsulfonsäure (M12) konnte mit einer Konzentration von über 10 µg/l detektiert werden. Der Ausgangswirkstoff Chlorthalonil wird als Fungizid überwiegend im Getreideanbau verwendet. Weiterhin wurde der nrM Metolachlor (NOA 413173) an 35 % der untersuchten Grundwässer nachgewiesen. Für beide nrM wurde an 2,7 % der untersuchten Grundwässer der GOW überschritten.

Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC) sind unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l die am häufigsten nachgewiesenen organischen Spurenstoffe im Grundwasser. Sie wurden im Jahr 2016 in rund 42 % der untersuchten Grundwasserproben nachgewiesen. Bisher konnten bei zwei Grundwasserproben eine Überschreitung des Trinkwasser-Leitwertes (TW_{LW}) von 0,1 µg/l für den Parameter Perfluorohexylsulfonat festgestellt werden. Aufgrund der vermuteten Gesundheitsrisiken der PFC (UBA 2018c) ist eine weitere kontinuierliche Untersuchung notwendig.

Anorganische Wasserinhaltsstoffe im Grundwasser sind überwiegend geogener Herkunft. Die Häufigkeit von erhöhten Konzentrationen ist daher eng an die Hydrogeologischen Teilräume und deren Gesteinsarten gebunden. Darüber hinaus wird das Vorhandensein von Spurenstoffen maßgeblich von den vorliegenden Bedingungen (z. B. pH-Wert, Redoxpotential) im Grundwasser beeinflusst. Mineralische Dünger, Wirtschaftsdünger und Sekundärrohstoffdünger führen zu einem Eintrag von anorganischen Spurenstoffen in den Boden. Punktuelle Quellen für anorganische Spurenstoffe sind Mülldeponien, Kläranlagen, Klärschlamm und Verbrennungsanlagen, lineare Quellen Verkehrswege.

In einem Sondermessprogramm des HLNUG wurden im Jahr 2014 hessenweit 417 repräsentativ ausgewählte Grundwasserproben genommen und auf Cr(VI) hin analysiert. Die vorliegenden positiven Befunde von Cr(VI) im Grundwasser sind nahezu ausnahmslos geogen bedingt.

Arzneimittelwirkstoffe wie Carbamazepin, Clofibrinsäure und Diclofenac werden jährlich in einem Monitoringprogramm des Landesgrundwasserdienstmessnetzes untersucht. Die Analysenergebnisse dieser Indikatorparameter weisen im Messzeitraum 2012–2016 in 2–3 % der untersuchten Fälle Ergebnisse oberhalb der Bestimmungsgrenze aus. Die meisten dieser Nachweise finden sich in Südhessen in der Nähe belasteter Vorfluter. Da viele Arzneimittelrückstände aufgrund ihrer Eigenschaften schwer abbaubar sind und daher in den Kläranlagen kaum herausgefiltert bzw. abgebaut werden können, ist in Zukunft nicht mit weiter sinkenden Konzentrationen zu rechnen. Darüber hinaus fehlen für viele dieser Substanzen verbindliche und toxikologisch begründete Grenzwerte.

Bei den **bakteriologischen Parametern** waren 98 % der Brunnenwässer bezüglich E. Coli unauffällig. Bei 90 % der untersuchten Wässer konnten zum Untersuchungszeitpunkt keine coliformen Bakterien nachgewiesen werden. Da Quellen in der Regel von oberflächennahem Grundwasser gespeist werden, wurden Bakterien dort erwartungsgemäß in größeren Anzahlen nachgewiesen als bei Grundwässern aus Brunnen. Über den beobachteten Zeitraum konnte kein steigender oder fallender Trend festgestellt werden. Ein Auftreten dieser Keime ist in der Regel an bestimmte Ereignisse gebunden, wie z. B. Überschwemmungen nach stärkeren Regenfällen sowie auch an bestimmte Gebiete, in denen das Trinkwasser aus oberflächennahen Grundwasserleitern gewonnen wird.

Südhessen, insbesondere das Hessische Ried und der Rheingau, rückt durch eine Häufigkeit von nachweisbaren Stoffe (z. B. Ammonium, Nitrat, Arzneimittelrückstände, nicht relevante Metaboliten) in den Fokus. Die hohe Bevölkerungsdichte, intensive landwirtschaftliche Nutzungen, ausgebaute Infrastrukturen und industrielle Aktivitäten stellen hohe Ansprüche an diese Regionen. Gleichfalls besteht in Teilbereichen ein hohes Gefährdungspotential für das Grundwasser aufgrund von z. B. gering mächtigen Deckschichten und schlechtem Sorptionsvermögen der im Hessischen Ried weit verbreiteten sandigen Böden, die eine Infiltration abwasserbelasteter Vorfluter begünstigen.

Hohe Verweilzeiten, schlechte Abbaubarkeit, geringe Sorptionsneigung von Stoffen im Grundwasserleiter (inklusive der Grundwasserüberdeckung) sind die Ursachen für viele aktuelle Grundwasserbelastungen, obwohl deren ursprünglicher Eintrag bereits Jahrzehnte zurückliegt. Dies zeigt sich insbesondere für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und Nitrat. Gleichmaßen bedeutet dies, dass Maßnahmen zur Minderung von Stoffeinträgen in das Grundwasser lange Zeiträume benötigen bis die Erfolge messbar sind. Dieser Umstand erfordert daher ein frühzeitiges Erkennen von aktuellen Stoffbelastungen, wie dies z. B. bei einigen Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und Arzneimittelrückständen der Fall ist. Ein modernes, den aktuellen Erfordernissen **angepasstes Messnetz**, ist daher die Grundvoraussetzung für das Ergreifen gezielter Maßnahmen zum **Schutz des Grundwassers**.

10. Literaturverzeichnis

- ANDERLE, H.-J. (1998): Taunus. – In: KIRNBAUER, T. (Hrsg.): Geologie und hydrothermale Mineralisationen im rechtsrheinischen Schiefergebirge. – Jb. nass. Ver. Nat.-Kde., Sonderbd. **1**: 26–33; Wiesbaden.
- ANDERLE, H.-J. (2012): Der alte Untergrund Wiesbadens. – In: Streifzüge durch die Natur von Wiesbaden und Umgebung. – Jb. nass. Ver. Nat.-Kde., Sonderbd. **2**, 2. Aufl.: 1–9; Wiesbaden.
- ANDRULEIT, H., ELSNER, H., HOMBERG-HEUMANN, D., HUY, D., MEßNER, J., PEIN, M., SCHAUER, M., SCHMIDT, S., SCHMITZ, M., SZURLIES, M., WEHENPOHL, B. & WILKEN, H. (2017): Deutschland – Rohstoffsituation 2016. – BGR, Hannover.
- BÁRDOSSY, A., GIESE, H., GRIMM-STRELE, J. & BARUFKE, K.-P. (2003): SIMIK+ – GIS- implementierte Interpolation von Grundwasserparametern mit Hilfe von Landnutzungs- und Geologiedaten. – Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung., **47**, (1): 13–20; Koblenz.
- BAYSTMUGV – Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz; HMULV – Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz & TMLNU – Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (2008): Erster integrierter Umweltbericht für das länderübergreifende UNESCO-Biosphärenreservat Rhön. – http://biosphaerenreservat-rhoen.de/_umweltbericht/html/inhalt.htm
- BEIER, M. (2008): Urbane Beeinflussung des Grundwassers: Stoffemissionen und -immissionen am Beispiel Darmstadts. – Diss., TU Darmstadt.
- BERGER, C., FALK, C., HETZEL, F., PINNEKAMP, J., RODER, S. & RUPPELT, J. (2016): Zustand der Kanalisation in Deutschland – Ergebnisse der DWA-Umfrage 2015. – 11 S.; Hennef (Dt. Vereinigung Wasserwirtsch., Abwasser u. Abfall).
- BERGMANN, A., FOHRMANN, R. & WEBER, F.-A. (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. – Texte Umweltb.-Amt, **66/2011**: V, 99 S.; Dessau-Roßlau.
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2014): Bewertung von Süßstoffen, Information des BfR vom 21. August 2003. http://www.bfr.bund.de/cm/208/bewertung_von_suessstoffen.pdf. Zugriff Oktober 2017
- BIO Intelligence Service (2013): Study on the environmental risks of medicinal products – Final report prepared for Executive Agency for Health and Consumers. https://ec.europa.eu/health/sites/health/files/files/environment/study_environment.pdf
- BIRKE, M., RAUCH, U., RASCHKA, H., WEHNER, H., KRINGEL, R., GÄBLER, A.-E., KRIETE, C., SIEWERS, U. & KANTOR, W.: (2006): Geochemischer Atlas von Deutschland. Verteilung anorganischer und organischer Parameter in Oberflächengewässern und Bachsedimenten. – BGR, Hannover, Berlin.
- BLUME, H.-P. (Hrsg.) (2004): Handbuch des Bodenschutzes. – 3. Aufl: XX, 913 S.; Landsberg am Lech (Ecomed).
- BLV – Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2017): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. https://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/03_PSMInlandsabsatzExport/psm_PSMInlandsabsatzExport_node.html
- BMG – Bundesministerium für Gesundheit & UBA – Umweltbundesamt (2013): *Leitlinien* zum Vollzug der §§ 9 und 10 der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001). <https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/pdf/Leitlinien.pdf>
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit & BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2016): Nitratbericht 2016. – 137 S.; Bonn.
- BUERGE, I.J., BUSER, H.-R., KAHLE, M., MUELLER, M.D., & POIGER, T. (2009): Ubiquitous Occurrence of the Artificial Sweetener Acesulfame in the Aquatic Environment: An Ideal Chemical Marker of Domestic Waste- water in Groundwater,

- Environmental Science & Technology, Vol. 43, 2009, 4381–4385.
- BUERGE, I.J., KELLER, M., BUSER, H.-R., MÜLLER, M.D. & POIGER, T. (2011): Saccharin and Other Artificial Sweeteners in Soils: Estimated Inputs from Agriculture and Households, Degradation, and Leaching to Groundwater. – Environm. Sci. & Technol., **45**: 615–621; Washington, D.C..
- COPENHAVER, E.D. & WILKINSON, B.K. (1979): Movement of hazardous substances in soil, Vol. 2: Pesticides. – 229 S.; Washington, D.C. (U.S. Gov. Print Off).
- CZYSZ, W. (1995): Die Wiesbadener heißen Quellen von der Eiszeit bis zur Gegenwart, Teil 1: Geologie – Archäologie – Geschichte. – Jb. nass. Ver. Nat.-Kde., **116**: 5–39; Wiesbaden.
- Deutscher Bundestag (2016): Gesetz zur Änderung wasser- und naturschutzrechtlicher Vorschriften zur Untersagung und Risikominimierung bei den Verfahren der Fracking-Technologie vom 4. August 2016. – BGBl. I: 1972–1975; Bonn.
- DHV – Deutscher Heilbäderverband e.V. & DTW – Deutscher Tourismusverband e.V. (2011): Begriffsbestimmungen/Qualitätsstandards für Heilbäder und Kurorte, Luftkurorte, Erholungsorte – einschließlich der Prädikatisierungsvoraussetzungen – sowie für Heilbrunnen und Heilquellen. – Tourismusverband e.V. 12. Auflage, Bad Nauheim.
- DIEDERICH, G., FINKENWIRTH, A. HÖLTING, B., KAUFMANN, E., RAMBOW, D., SCHARPFF, H.-J., STENGEL-RUTKOWSKI, W. & WIEGAND, K. (1992): Hydrogeologisches Kartenwerk Hessen 1:300 000. – Geol. Abh. Hessen, 95: 83 S.; Wiesbaden.
- DIETER, H.H., GÖTZ, K., KÜMMERER, K., RECHENBERG, B. & KEIL, F. (2010): Handlungsmöglichkeiten zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihren Rückständen in das Roh- und Trinkwasser, Statusbeschreibung und Empfehlungen aus einem Fachgespräch, das Umweltbundesamt (UBA) und Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) am 21./22. Januar 2010 in Berlin <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4024.pdf>
- DIN 4049-3 (Okt. 1994): Hydrologie - Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie; Berlin (Beuth).
- DÖRHÖFER, G., KUNKEL, R., TETZLAFF, B. & WENDLAND, F. (2001): Der natürliche Grundwasserhaushalt in Niedersachsen. – Arbeitsh. Wasser, **1**: 109–167; Hannover.
- DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung-DüV). – BGBl. I: 1305–1348; Bonn.
- DVGW – Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (2006): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, Teil 1: Schutzgebiete für Grundwasser. – DVGW-Regelwerk, Techn. Regeln, Arbeitsbl. **W 101**: 19 S.; Bonn.
- DVGW – Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (2017): Wasserwirtschaft 2017 – BDEW und DVGW diskutieren wichtige Weichenstellungen in Brüssel. Presseinformation vom 4. Mai 2017. <https://www.dvgw.de/der-dvgw/aktuelles/presse/presseinformationen/dvgw-presseinformation-vom-04052017/>
- EBERMANN, R. & ELMADFA, I. (2011): Lehrbuch Lebensmittelchemie und Ernährung. – XXVIII, 806 S.; Wien (Springer).
- ERMES-Rhein (2018): Entwicklung der Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens. <https://www.ermes-rhin.eu/DE/willkommen.html>
- EU Kommission (2010): Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament zur Umsetzung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässervor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen auf der Grundlage der Berichte der Mitgliedstaaten für den Zeitraum 2004-2007. – KOM/2010/0047 entg. 9.2.2010.
- FAUTH, H., HINDEL, R., SIEWERS, U. & ZINNER, J. (1985): Geochemischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland – Verteilung von Schwermetallen in Wässern und Bachsedimenten. – 79 S.; Hannover (B.-Anst. Geowiss. Rohstoffe).
- FELLER, C.; FINK M.; LABER, H., MAYNC, A., PASCHOLD, P., SCHARPF, H.C., SCHLAGHECKEN, J., STROHMEYER, K., WEIER, U. & ZIEGLER, J. (2011): Düngung

- im Freilandgemüsebau. – Schr.-R. Leibniz-Institut Gemüse- u. Zierpflanzenbau (IGZ), **4**, 3. Aufl: 265 S.; Großbeeren. http://www.igzev.de/publikationen/IGZ_Duengung_im_Freilandgemuesebau.pdf
- FRITSCH, H.-G., HEMFLER, M., KÄMMERER, D., LERMANN, B., MITTELBACH, G., PETERS, A., PÖSCHL, W., RUMOHR, S. & SCHLÖSSER-KLUGER, I. (2003): Beschreibung der hydrogeologischen Teilräume von Hessen gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL). – Geol. Jb. Hessen, **130**: 5–19, Wiesbaden.
- GALLER, J. (1999): Lehrbuch Umweltschutz – Fakten, Kreisläufe, Maßnahmen: 137–144; Landsberg (ecomod).
- GEBEL, M., HALBFAß, S., BÜRGER, S., KAISER, M., GRUNEWALD, K. & UHLIG, M. (2010): Stoffbilanz – Modellerläuterung. – 63 S.; Dresen (Ges. angew. Landschaftsforsch.).
- GREB, H. (2005): Arzneimittelbericht Südhessen 1996–2000. – 58 S. <http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/grundwasser/artikel/arzneimittelbericht.pdf>
- GROMMELT, J. & SCHÖNAUER, S. (2001): Hormonaktive Substanzen im Wasser – Gefahr für Gewässer und Mensch: 4 u. 11 ff.; Berlin (BUND).
- GrwV (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserschutzverordnung – GrwV) vom 9. November 2010. – BGBl. I: 1513–1518; Bonn.
- HEMFLER, M. & STEINMETZ, S. (2006): Die Heilquellen von Bad Wildungen und Umgebung; Wiesbaden (Hess. L.-Amt Umwelt Geol.).
- Hessenwasser (Hrsg.) (2016): Arzneimittelspuren im Wasserkreislauf – Wird die Pharmabranche zur Kasse gebeten? – Inside out, das Hessenwasser-magazin, **Frühling 2016**: 16–19; Groß-Gerau/Dornheim. https://www.hessenwasser.de/fileadmin/user_upload/InsideOut_01_2016_online_DS.PDF
- HILLENBRAND, T., MARSCHIEDER-WEIDEMANN, F., HEITMANN, K. & SCHAFFRIN, D. (2007): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. – Texte Umweltb.-Amt, **29/07**: 483 S.; Dessau. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3312.pdf>
- HIRSCH, R. (1998): Antibiotika in der Umwelt. – In: Fachtagung „Arzneimittel in Gewässern Risiko für Mensch, Tier und Umwelt?“ – Umweltplanung, Arbeits- u. Umweltsch., **254**: 29–35; Wiesbaden.
- HIRSCH, R., TERNES, T.A., HABERER, K. & KRATZ, K.-L. (1999): Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. – Sci Total Environm. **225**: 109–118; Amsterdam.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2010): Perfluorierte Chemikalien (PFC) in Hessen Untersuchungsprogramm des HLUG; Wiesbaden.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2015a): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen – Bewirtschaftungsplan 2009–2015; Wiesbaden (Hess. Min. Umwelt, Energie, Landwirtsch. Verbrauchersch.).
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2015b): Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten; Wiesbaden (HLUG).
- HMUELV – Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2016): Waldzustandsbericht 2016. https://www.hessen.de/sites/default/files/media/hmuelv/wzbhessen2016_internet_150_0.pdf
- HMUKLV – Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2018a): Spurenstoffstrategie Hessisches Ried 2018. <https://umwelt.hessen.de/umwelt-natur/wasser/spurenstoffstrategie-hessisches-ried>
- HMUKLV – Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2018b): Beratungsleitfaden für eine betriebspezifische, gewässerschutzorientierte Landbewirtschaftung in Hessen. – 1. Aufl.; Wiesbaden (HMUKLV).
- HÖLL, K. (1986): Wasser – Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. – 7. Aufl.: XIX, 592 S.; Berlin (de Gruyter).
- HÖLTING, B. & COLDEWEY, W.G. (2013): Hydrogeologie – Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. – 8. Aufl.: XXXVII, 438 S.; Heidelberg (Spektrum Akad.-Verl.).

- HSL – Hessisches Statistisches Landesamt (2016): Agrarstrukturerhebung 2016 https://statistik.hessen.de/sites/statistik.hessen.de/files/pmweb/pm1396_ASE_2016_Erste_Ergebnisse_PM_und_Grafiken.pdf (Zugriff August 2018)
- KLIWA – Arbeitskreis KLIWA (Hrsg.) (2017): Entwicklung von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen (1951 – 2015). – KLIWA-Ber., **21**: 102 S.; Karlsruhe. https://www.kliwa.de/_download/KLIWAHeft21.pdf
- KNORR, C. & SCHELL, T.V. (1997): Mikrobieller Schadstoffabbau: Ein interdisziplinärer Ansatz. – XV, 466 S.; Braunschweig (Vieweg).
- KÖLLE, W. (2017): Wasseranalysen – richtig beurteilt. – 4. Aufl.: XIV, 500 S.; Weinheim (Wiley-VCH).
- KUNKEL, R., VOIGT, H.-J., WENDLAND, F. & HANNAPPEL, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. – 204 S.; Jülich (Forsch.-Zentrum Jülich).
- LANGGUTH, H.-R. & VOIGT, R. (2004): Hydrogeologische Methoden. – 2. Aufl.: XIV, 1005 S.; Berlin (Springer).
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Richtlinien für Heilquellenschutzgebiete. – 27 S.; Berlin (Kulturbuch-Verl.).
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2010): Bericht zur „Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel“. – 32 S.; Berlin (Kulturbuch-Verl.).
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2017): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser – Aktualisierte und überarbeitete Fassung 2016. – 28 S.; Stuttgart (Kulturbuch-Verl.).
- LFU – Landesanstalt für Umweltschutz (2001): Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg. – 124 S.; Karlsruhe (LFU).
- LOGES, A., WAGNER, T., KIRNBAUER, T., GÖB, S., BAU, M., BERNER, Z. & MARKL, G. (2012): Source and origin of active and fossil thermal spring systems, northern Upper Rhine Graben, Germany. – Applied Geochemistry, **27**: 1153–1169, 13 Abb., 3 Tab.; Amsterdam.
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg, Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013. <https://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/243039/>
- LUDWIG, F. & BERTHOLD, G. (2010): Uran in hessischen Grund- und Rohwässern – Abschlussbericht. – 25 S.; Wiesbaden (HLUG).
- LUDWIG, G. (1961): Vorkommen und Genese uranhaltiger Horizonte im Mittleren Buntsandstein des Werra- Leine-Gebietes. – Geol. Jb., **78**: 661–692, Hannover.
- MATTHEß, G. (1994): Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers. – 3. Aufl.: X, 499 S., Berlin (Borntraeger).
- MAWHINNEY, D.B., YOUNG, R.B., VANDERFORD, B.J., BORCH, T. & SNYDER, S.A. (2011): Artificial Sweetener Sucralose in U.S. Drinking Water Systems. – Environm. Sci. & Technol., **45**: 8716–8722; Washington, D.C.
- MERIAN, E. (Hrsg.) (1991): Metals and their Compounds in the environment – Occurrence, Analysis and biological Relevance. – XXIII, 1438 S.; Weinheim (VCH).
- MICHELS, F. (1961): Zur Geologie der Wiesbadener Mineralquellen. – Z. dt. geol. Ges., **113**: 117, Hannover.
- MICHELS, F. (1966): Die Wiesbadener Mineralquellen. – Jb. nass. Ver. Nat.-Kde., **98**: 17–54; Wiesbaden.
- Min/TafelWV (1984): Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser (Mineral- und Tafelwasser-Verordnung) vom 1. August 1984. BGBl. I: 1036–1045; Bonn.
- MOORE, I. D., GESSLER, P. E., NIELSEN, G. A. & PETERSON, G. A. (1993): Soil Attribute Prediction Using Terrain Analysis. – Soil Science Society of America Journal, **57** (2): 443–452.
- POHLING, R. (2015): Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse – Kap. 13.1: Chrom, Vorkommen und Bedeutung: 99; Heidelberg (Springer)
- PRASUHN, V. (2006): Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung. – 20 S.; Reckenholz (Agroscope).

- Richtlinie (1991): Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln.
- Richtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. (Wasserrahmenrichtlinie – WRRL)
- Richtlinie (2006): Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung.
- ROBAKOWSKI, H. (2000): Arzneimittelrückstände und endokrin wirkende Stoffe in der aquatischen Umwelt, Literaturrecherche; Karlsruhe (L-Anst. Umweltsch. Baden-Württemb.).
- RÖMBKE, J., KNACKER, T. & STAHLSCHEIDT-ALLNER, P. (1996): Umweltprobleme durch Arzneimittel, Texte Umweltb.-Amt, **60/96**: 352 S.; Berlin.
- ROSENBERG, F. & SABEL, K.-J. (1996): Hintergrundgehalte umweltrelevanter Schwermetalle in Gesteinen und oberflächennahem Untergrund Hessens – Übersichtskarte 1 : 300.000; Wiesbaden (Hess. L.-Amt Bodenforsch.).
- Rote Liste (2018): Rote Liste – Arzneimittelverzeichnis für Deutschland (einschließlich EU-Zulassungen und bestimmter Medizinprodukte). 2000 S.; Frankfurt a.M. (Rote Liste Service GmbH).
- RÜCKERT, H. (2006): Pflanzenschutzmittelrückstände in hessischen Grund- und Rohwässern. – Fortbildungsveranstaltung Pflanzenschutzmittel in Grund- und Oberflächengewässern; Hess. Landesamt Umwelt u. Geologie, Wiesbaden. <http://www.hlnug.de/start/wasser/grundwasser/berichte/pflanzenschutzmittel-in-grund-und-oberflaechengewaessern.html>
- RÜCKERT, H. (2011): Grundwasserschutz in der behördlichen Praxis – Auswertungen und Meldewege zur Fundaufklärung von Grundwasserbelastungen. https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/grundwasser/Auswertungen_und_Meldewege_zur_Fundaufklaerung_von_Grundwasserbelastungen.pdf
- RUV (1991): Verordnung über die Untersuchung des Rohwassers von Wasserversorgungsanlagen (Rohwasseruntersuchungsverordnung – RUV) vom 19. Mai 1991 (GVBl. Hessen I, S.200–206) und die Neufassung der Verwaltungsvorschrift zur Durchführung der Rohwasseruntersuchungsverordnung (VV-RUV, St.Anz. Hessen, 48/1995, S. 3833–3837).
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2017): Lehrbuch der Bodenkunde. – 17. Aufl., 749 S.; Stuttgart (Enke).
- SCHREURER, M., BRAUCH, H.-J. & LANGE, F.T. (2009): Die süße Seite der Wasseranalytik – HPLC-ESI-MS/MS-Bestimmung von Süßstoff-Spuren aus Wasser. – GIT Labor-Fach-Z., **10/2009**: 660–663; Darmstadt. http://www.tzw.de/pdf/abteilungen/analytik/pft_lange_git1009.pdf
- SCHINDLER, P. (2003): Beitrag im Rahmen des FLUGS-Seminars „Wasser – Reservoir des Lebens. Aktuelle Fragen zu Wasserversorgung und hygiene“ (6.Oktober 2003, Nürnberg). <http://www.helmholtz-muenchen.de/fileadmin/FLUGS/PDF/Themen/Umweltschutz/Faekalien.pdf> (Zugriff 22.03.2013)
- SCHLEYER, R. & KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen. – Weinheim (VCH).
- SCHRAMM, E. (1998): Arzneimittelrückstände in den Gewässern – Handlungs- und Forschungsanforderungen aus sozial-ökologischer Sicht. – In: Fachtagung „Arzneimittel in Gewässern Risiko für Mensch, Tier und Umwelt?“ – Umweltplanung, Arbeits- u. Umweltsch., **254**: 11–16; Wiesbaden.
- STUHRMANN, M. (2000): Verbleib eingetragenen Stickstoffs entlang eines klimatischen Transektes durch Europa. – Bayreuther Forum Ökologie, **79**: IV, 154 S.; Bayreuth.
- STUMPF, M., TERNES, T.A., HABERER, K., SEEL, P. & BAUMANN, W. (1996): Nachweis von Arzneimittelrückständen in Kläranlagen und Fließgewässern. – Vom Wasser, **86**: 291–303; Weinheim.
- TETZLAFF, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. – Schr. Forsch.-Zentrum Jülich, Reihe Umwelt, **65**: 287 S.; Jülich.
- TrinkwV – Trinkwasserverordnung (2018): Verordnung zur Neuordnung trinkwasserrechtlicher Vorschriften vom 03. Januar 2018 Bundesgesetzblatt Jahrgang 2018 Teil I Nr. 2, ausgegeben zu Bonn am 08. Januar 2016. – BGBl. I (2): 99–114; Bonn.

- UBA – Umweltbundesamt (2003): Bewertung der Anwesenheit teil- oder nicht bewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht – Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt. – Bundesgesundheitsbl., Gesundheitsforsch., Gesundheitsschutz, **46** (3): 249–251; Berlin.
- UBA – Umweltbundesamt (2009): Coliforme Bakterien im Trinkwasser – Empfehlung zur Risikoabschätzung und Maßnahmen bei systemischer Kontamination – Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit beim Umweltbundesamt. – Bundesgesundheitsbl., Gesundheitsforsch., Gesundheitsschutz, **52** (4): 474–482; Berlin. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/coliforme_bakterien.pdf
- UBA – Umweltbundesamt (2011): Nasse Deposition saurer und säurebildender Regeninhaltsstoffe an den Stationen des Luftmessnetzes des Umweltbundesamtes. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/nasse-deposition-saurer-saeurebildender#textpart-1>, Zugriff am 24.09.2018.
- UBA – Umweltbundesamt (2012a): Chemikalienpolitik und Schadstoffe, REACH, Arzneimittel (Letzte Änderung: 18.03.2015), <http://www.umweltbundesamt.de/chemikalien/arzneimittel/index.htm>, Zugriff am 24.05.2018.
- UBA – Umweltbundesamt (2012b): Maßnahmen zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihrer Rückstände in das Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung – Empfehlung des Umweltbundesamtes vom 30.08.2011 nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit. – Bundesgesundheitsbl., Gesundheitsforsch., Gesundheitsschutz, **55** (1): 143–149; Berlin. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/massnahmen_humanarzneimittel.pdf
- UBA – Umweltbundesamt (2012c): Wasser, Trinkwasser und Gewässerschutz, Trinkwasser, Mikrobiologie (Letzte Änderung: 22.08.2016), <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/trinkwasser/mikrobiologie.htm>, Zugriff am 24.5.2018.
- UBA – Umweltbundesamt (2016): Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC). Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-reach/stoffgruppen/per-polyfluorierte-chemikalien-pfc>
- UBA – Umweltbundesamt (2017): Gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) für nicht relevante Metaboliten (nrM) von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln (PSM) <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/374/dokumente/gowpsm20170111.pdf>
- UBA – Umweltbundesamt (2018a): Liste der nach GOW bewerteten Stoffe UBA Stand: Febr. 2018. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/374/dokumente/liste_der_nach_gow_bewerteten_stoffe_201802.pdf
- UBA – Umweltbundesamt (2018b): Emissionsentwicklung 1990 - 2015 für Schwermetalle. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland>
- UBA – Umweltbundesamt (2018c): Besorgniserregende Eigenschaften von PFC; <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-reach/stoffe-ihre-eigenschaften/stoffgruppen/per-polyfluorierte-chemikalien-pfc/besorgniserregende-eigenschaften-von-pfc>
- UBA – Umweltbundesamt & BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2017): Gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) für nicht relevante Metaboliten (nrM) von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln (PSM) – Fortschreibungsstand: Januar 2017. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/374/dokumente/gowpsm20170111.pdf>
- UFORDAT – Umweltforschungsdatenbank <http://www.umweltbundesamt.de/ufordat>
- UNTCH, D. (2015): Forschungsprojekt auf der Kläranlage – Kleinste Teile aus dem Wasser holen. <https://www.op-online.de/region/langen/forschungsprojekt-klaeranlage-lang-5475792.html>, Zugriff 26.09.2017
- VERLOOP, J., OENEMA, J., BURGERS, S.L.G., AARTS, H.F.M. & VAN KEULEN, H. (2010): P-equilibrium fertilization in an intensive dairy farming system: effects on soil-P status, crop yield and P leaching. – Nutrient Cycling in Agroecosystems, **87**: 369–382; Dordrecht.

- 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.
- WENDLAND, F. & KUNKEL, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. – Schr. Forsch.-Zentrum Jülich, Reihe Umwelt, **13**: 166 S; Jülich.
- WHG (2009): Gesetz zur Neuregelung des Wasserrechts, vom 31. Juli 2009, Art. 1: Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) (BGBl. I, S. 2585–2615), das zuletzt durch Artikel 6 Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 21. Januar 2013 (BGBl. I, S. 98–99) geändert worden ist.
- WISCHER, R., BARTZ, J., PLUTA, H.-J. & ROSKOSCH, A. (2012): Klärschlamm – Problem oder Potenzial? – Vom Wasser, **110** (4): 126–130; Weinheim.
- WISCHMEIER-BAYER, M. & BAYER, E. (1995): Schadstoffe im Wasser? Bd. 2: Schwermetalle und weitere Einzelparameter. – 191 S.; Frankfurt a.M. (VAS-Verl.).
- WRMG (2007): Gesetz über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln (Wasch- und Reinigungsmittelgesetz – WRMG) vom 29. April 2007. – BGBl. I: 600–603; Bonn.

11. Abkürzungsverzeichnis

BG	Bestimmungsgrenze
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
DüV	Düngeverordnung
EUA	Europäische Umwelt Agentur
GFS	Geringfügigkeitsschwellenwert
GOW	gesundheitlicher Orientierungswert
GruSchu	Fachinformationssystem Grund- und Trinkwasserschutz Hessen
GruWaH	Grundwasserdatenbank Hessen
GrwV	Grundwasserverordnung
GWK	Grundwasserkörper
HAMR	Humanarzneimittelrückstände
HLUG	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Name bis 2015)
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (Name seit 2016)
HMUELV	Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und Abwasser
LGD	Landesgrundwasserdienst
LHL	Landesbetrieb Hessisches Landeslabor
N _{min}	in mineralisierter bzw. Nitratform vorliegender Stickstoff
nrM	nicht relevante Metaboliten
PFC	Per- und polyfluorierte Chemikalien
PSM	Pflanzenschutzmittel/Pflanzenschutzmittelwirkstoffe
RUV	Rohwasseruntersuchungsverordnung
SGD	Staatliche Geologische Dienste
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
UBA	Umweltbundesamt
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie



Hessisches Landesamt für
Naturschutz, Umwelt und Geologie
Für eine lebenswerte Zukunft

www.hlnug.de