

TEXTE

14/2011

Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Förderkennzeichen 3707 28 200
UBA-FB 001412

**Bewertung und Optimierung von
Grundwasserschutz-Maßnahmen-
programmen nach der EU-Wasser-
rahmenrichtlinie**

von

Petra Kuhr, Dr. Ralf Kunkel, Dr. Frank Wendland
Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich

Ute Baron, Prof. Dr. Hans-Jürgen Voigt
Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Cottbus

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4087.html>
verfügbar. Hier finden Sie auch eine deutsche und eine
englische Kurzfassung.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>
<http://fuer-mensch-und-umwelt.de/>

Redaktion: Fachgebiet II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten
Gewässergüte und Wasserwirtschaft, Grundwasserschutz
Rüdiger Wolter

Dessau-Roßlau, März 2011

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 001412	2.	3.
4. Titel des Berichts Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Kuhr, Petra*, Baron, Ute**, Kunkel, Ralf*, Voigt, Hans-Jürgen** & Wendland, Frank*		
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift)		
<p>*Forschungszentrum Jülich Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre (ICG) Institut 4: Agrosphäre 52425 Jülich ** BTU Cottbus Lehrstuhl für Umweltgeologie Postfach 10 13 44 03013 Cottbus</p>		
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift)		
Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau		
8. Abschlussdatum 30.01.2009		
9. Veröffentlichungsdatum März 2011		
10. UFOPLAN-Nr. 3707 28 200		
11. Seitenzahl 125		
12. Literaturangaben 43		
13. Tabellen und Diagramme 13		
14. Abbildungen 50		
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Zur Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutzprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurde eine neue Methodik erarbeitet, die aus drei aufeinander aufbauenden Teilen besteht. Der erste Teil fokussiert auf die Erklärung der Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen, gemessenen Stoffkonzentrationen im Grundwasser und dem hydrogeologischen System mit Hilfe eines konzeptionellen Modells. Hierauf aufbauend wird im zweiten Schritt der erforderliche Umfang von Reduktionsmaßnahmen zur Erreichung von Qualitätszielen für das Grundwasser abgeschätzt sowie eine Bewertung der Effizienz von Maßnahmen im Hinblick auf die Zielerreichung vorgenommen. Im dritten Teil erfolgt eine Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen Einleitung einer Maßnahme und deren Auswirkung im Hinblick auf den Zustand des Grundwassers. Die Methodik basiert im Wesentlichen auf Grundlagendaten, die in allen Bundesländern zur Verfügung stehen. Angepasst an die Belastungsquellen des Grundwassers wurde die erarbeitete Methodik für diffuse Belastungen beispielhaft in zwei Untersuchungsregionen in Niedersachsen/Nordrhein-Westfalen und Hessen und für punktförmige Belastungen in einer Untersuchungsregion in Brandenburg erfolgreich getestet.		
17. Schlagwörter EU-Wasserrahmenrichtlinie, konzeptionelle Modelle, Grundwasserbelastungen, Verweilzeiten		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report UBA-FB 001412	No. 2.	3.
4. Report Title Evaluation and optimization of groundwater protection programs according to EU-Water framework directive		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Kuhr, Petra*, Baron, Ute**, Kunkel, Ralf*, Voigt, Hans-Jürgen** & Wendland, Frank*		8. Report Date 30.01.2009
6. Performing Organisation (Name, Address) *Forschungszentrum Jülich Institute for Chemistry and Dynamics of the Geosphere (ICG) Institute 4: Agrosphere 52425 Jülich ** BTU Cottbus Chair of Environmental Geology P.O.Box 10 13 44 03013 Cottbus		9. Publication Date March 2011
		10. UFOPLAN-Ref. No. 3707 28 200
		11. No. of Pages 125
		12. No. of Reference 43
		13. No. of Tables, Diagrams 13
		14. No. of Figures 50
15. Supplementary Notes		
16. Abstract In order to evaluate and optimize programmes of measures according to EU-Water framework directive a methodology has been developed which consists of three consecutive parts. In the first part the interrelations between matter inputs (contaminations), observed matter concentrations in groundwater and the hydrogeological system are analyzed based on a „conceptual model“. Based on this a consistent evaluation of the extent of pollutant reduction necessary to reach good status of groundwater is carried out in the second part. The third part is an evaluation of the time gap between the introduction of a measure and its impact on the status of groundwater. The derived methodology is predominately based on digital datasets as input data which are available on the level of Germanys Federal States. Adapted to the sources of contamination of groundwater the methodology was successfully tested for diffuse nitrate sources in two regions in Lower Saxony/Northrhine-Westfalia and Hesse and for point sources in one region in Brandenburg.		
17. Keywords EU-water framework directive, conceptual models, groundwater pollution, residence time		
18. Price	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	9
Tabellenverzeichnis.....	12
1 Vorbemerkungen	13
2 Ziele und Vorgehensweise.....	15
3 Konzeptionelle Modelle	17
A. Bewertung von Grundwasserbelastungen aus diffusen Quellen.....	21
A.1 Allgemeine Vorgehensweise	21
A.1.1 Aufbau eines konzeptionellen Modells zur Erklärung der Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen, beobachteten Belastungen und dem hydrogeologischen System	22
A.1.2 Analyse des erforderlichen Umfangs von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung von Qualitätszielen für das Grundwasser	27
A.1.3 Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen.....	29
A.2 Anwendung des Verfahrens für die Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutzprogrammen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für diffuse Nitratbelastungen des Grundwassers	37
A.2.1 Aufbau und Anwendung des Verfahrens im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	38
A.2.1.1 Erklärung der Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen, beobachteten Belastungen und dem hydrogeologischen System im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	38
A.2.1.2 Erforderlicher Umfang der N-Reduktion zur Erreichung von Qualitätszielen im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	54
A.2.1.3 Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	58
A.2.2 Aufbau und Anwendung des „großräumigen konzeptionellen Modells“ für das Untersuchungsgebiet „Schwalm“	68
A.2.2.1 Erklärung der Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen, beobachteten Belastungen und dem hydrogeologischen System im Untersuchungsgebiet „Schwalm“	68
A.2.2.2 Erforderlicher Umfang der N-Reduktion zur Erreichung von Qualitätszielen im Untersuchungsgebiet „Schwalm“	76

A.2.2.3 Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen im Untersuchungsgebiet „Schwalm“	78
B. Bewertung von Grundwasserbelastungen aus punktförmigen Quellen.....	85
B.1 Einführung und Veranlassung	85
B.2 Allgemeine Vorgehensweise	88
B.2.1 Aufbau eines messstellenbezogenen konzeptionellen Modells zur Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz- Maßnahmenprogramme für punktförmige Belastungen.....	89
B.2.1.1 Datenbasis/Gutachtenrecherche/Klassifikation punktueller Schadstoffquellen.....	92
B.2.1.2 Methoden der Ausbreitungsabschätzungen nach Klassifikation.....	96
B.2.1.3 Schadstoffausbreitungskonturen	104
B.2.2 Analyse des erforderlichen Umfangs von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung von Qualitätszielen für das Grundwasser	105
B.2.3 Bewertung/Optimierung von Maßnahmenprogrammen.....	105
B.3 Anwendung des Verfahrens für die Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutzprogrammen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für punktuelle Belastungen des Grundwassers.....	109
B.3.1 Aufbau und Anwendung des „messstellenbezogenen konzeptionellen Modells“ für einen Grundwasserkörper in Brandenburg.....	109
B.3.1.1 Datengrundlage/Gutachtenrecherche/Klassifikation/Methodenwahl für einen Grundwasserkörper in Brandenburg	109
B.3.1.2 Schadstoffausbreitungskonturen für einen Grundwasserkörper in Brandenburg	116
B.3.2 Bewertung/Optimierung von Maßnahmenprogrammen.....	123
Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	128
Summary and conclusion	135
Literatur	141
Anhang	147

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Ergebnisse zur Risikoabschätzung der Grundwasserkörper in Deutschland (nach BMU, 2005).....	13
Abbildung 2:	Konzeptionelle Modelle nach LITTLEJOHN ET AL. (2002)	18
Abbildung 3:	Darstellung der Vorgehensweise bei der Aufstellung eines großräumigen konzeptionellen Modells	22
Abbildung 4:	Vorgehensweise zum Aufbau eines konzeptionellen Modells in den Untersuchungsgebieten.....	26
Abbildung 5:	Schematische Darstellung der Verweilzeiten im durchwurzelten Bodenbereich, den Grundwasserdeckschichten sowie im Aquifer ...	30
Abbildung 6:	Abflussverhältnisse der geohydraulischen Gebietstypen Grundwasserneubildungsgebiet und Grundwasserentlastungsgebiet (nach LAWA, 2000, verändert)	31
Abbildung 7:	Ermittlung der Fließwege des Grundwasser im WEKU-Modell.....	36
Abbildung 8:	Zur Verfügung stehende Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	39
Abbildung 9:	Häufigkeitsverteilung aller Messwerte im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	41
Abbildung 10:	Landwirtschaftliche Nutzfläche im Untersuchungsgebiet „Große Aue“.	
	42
Abbildung 11:	Grundwasserfließrichtung an einer Messstelle im Untersuchungsgebiet „Große Aue, Anstrombereich 500 m“.....	44
Abbildung 12:	Denitrifikationsbedingungen im Boden	47
Abbildung 13:	Grundwasserstände und Entlastungsgebiete im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	48
Abbildung 14:	Gefährdete Regionen für diffuse N-Einträge unter Berücksichtigung der landwirtschaftlich genutzten Flächen und des Grundwasserstandes.....	49
Abbildung 15:	Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss.....	51
Abbildung 16:	Berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	52

Abbildung 17:	Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l bezogen auf jede Rasterzelle	57
Abbildung 18:	Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge.....	59
Abbildung 19:	Mittlere Sickerwasserrate.....	60
Abbildung 20:	Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	61
Abbildung 21:	Verweilzeiten in den Grundwasserdeckschichten	63
Abbildung 22:	Abstandsgeschwindigkeiten des Grundwassers im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	65
Abbildung 23:	Mittlere Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer im Anstrombereich der Messstelle.....	66
Abbildung 24:	Mittlere summierte Verweilzeit im Anstrombereich der Messstellen .	67
Abbildung 25:	Häufigkeitsverteilung aller Messwerte im Untersuchungsgebiet „Schwalm“	71
Abbildung 26:	Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ .	70
Abbildung 27:	Landwirtschaftliche Nutzfläche im Untersuchungsgebiet „Schwalm“	72
Abbildung 28:	Gefährdete Regionen im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ – detailliertes konzeptionelles Modell	74
Abbildung 29:	Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l bezogen auf jede Rasterzelle	77
Abbildung 30:	Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden im Untersuchungsgebiet „Schwalm“	79
Abbildung 31:	Verweilzeiten in den Grundwasserdeckschichten im Untersuchungsgebiet „Schwalm“	80
Abbildung 32:	Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers in den Grundwasserkörpern „Schwalm“	82
Abbildung 33:	Mittlere Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer im Anstrombereich der Messstelle in den Grundwasserkörpern „Schwalm“	83
Abbildung 34:	Mittlere summierte Verweilzeit im Anstrombereich der Messstellen in den Grundwasserkörpern „Schwalm“.....	84

Abbildung 35:	Vereinfachtes Schema zur allgemeinen Vorgehensweise bei punktuellen Belastungen	89
Abbildung 36:	Konzeptionelles Modell für punktförmige Kontaminationsquellen.....	90
Abbildung 37:	Ermittelte Schadstofffahne für einen Beispielstandort nach „Detailerkundungs-Methode“	98
Abbildung 38:	Ermittelte Schadstoffverbreitung für einen Beispielstandort nach „analytischer Methode“	102
Abbildung 39:	Auswirkungen der unterschiedlichen Ausbreitungsabschätzungen je nach Informationsgehalt“	103
Abbildung 40:	Darstellung der umrandenden Gesamtkontur aus den schadstoffbezogenen Ausbreitungskonturen	104
Abbildung 41:	Priorisierung der Messstellen aufgrund ihrer Lage zu den SchadstofffahnenÜberschneidungsbereichen und der Verweilzeit.	107
Abbildung 42:	Karte zur Verteilung der Standorte aus der ALKAT-Abfrage	111
Abbildung 43:	Anteile der Altlasten bzw. Altlastenverdachtsflächen nach Datenlage für den untersuchten GWK	112
Abbildung 44:	Karte der Standorte der Altlasten bzw. Altlastenverdachtsflächen nach der Methodik der Ausbreitungsabschätzung	114
Abbildung 45:	Karte der recherchierten Grundwassermessstellen.....	115
Abbildung 46:	Karte zur Ausbreitungsabschätzung durch Interpolation	117
Abbildung 47:	Karte zur Ausbreitungsabschätzung nach analytischer Methode ...	120
Abbildung 48:	Karte der Schadstoff-Gesamtkonturen nach Datenlage für den GWK..	122
Abbildung 49:	Karte zur Lage der recherchierten GWMS hinsichtlich der Verweilzeit.	125
Abbildung 50:	Karte der ausgewählten repräsentativen GWMS anhand des Messstellen-Pool	126

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht über gängige Maßnahmen zur Reduktion der N-Emissionen unter Angabe der mittleren Minderung und grundsätzlichen Eignung (nach LAWA Maßnahmenkatalog)	29
Tabelle 2:	Statistik der Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet „Große Aue“	40
Tabelle 3:	Denitrifikation in der Wurzelzone (LBEG, 2008)	46
Tabelle 4:	Übersicht über die eingegangenen Datengrundlagen und Modellergebnisse.....	54
Tabelle 5:	Statistik der Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet „Schwalm“.....	69
Tabelle 6:	Übersicht über die eingegangenen Datengrundlagen.....	75
Tabelle 7:	Anteile der punktuell belasteten GWK in einzelnen Bundesländern (nach Kunze et al., 2007)	87
Tabelle 8:	Beispiel für die Konturenberechnung nach Gleichung 8 für verschiedene Kontaminanten an einem beliebigen Standort	100
Tabelle 9:	Eingangsparameter und Ergebnisse bei der Anwendung der analytischen Methode für den Beispielstandort	101
Tabelle 10:	Flächenanteile die mit den realen Verhältnissen (Interpolation) übereinstimmen	102
Tabelle 11:	Priorisierung der Messstellen nach ihrer Lage.....	108
Tabelle 12:	Die prioritären und konturbestimmenden Schadstoffe an den einzelnen Schadstoffherden für den Beispielgrundwasserkörper	118
Tabelle 13:	Standortgebundene Vorschläge zur Wahl des Analysenspektrums....	127

1 Vorbemerkungen

Entsprechend den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) wurde im Jahr 2005 eine Bestandsaufnahme zum mengenmäßigen und chemischen Zustand der Grundwasserkörper abgeschlossen (BMU, 2005). Diese zeigte, dass die in der EU-WRRL geforderte Erreichung des guten mengenmäßigen Zustandes bis 2015 für mehr als 95 % der Grundwasserkörper wahrscheinlich ist (siehe Abbildung 1). Die Erreichung des guten chemischen Zustandes ist hingegen für mehr als 50 % aller Grundwasserkörper in Deutschland gefährdet, so dass entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL ein Monitoring zur Überprüfung des Gewässerzustandes eingerichtet werden musste, sowie bis 2009 geeignete Maßnahmenprogramme entwickelt werden müssen.

Ende 2006 wurden Grundwassermanagementprogramme nach Artikel 8 der WRRL eingerichtet. Sie dienen der Gewinnung von zusätzlichen Informationen für die Einstufungen in den „guten oder schlechten Zustand“ der Grundwasserkörper sowie zur Ermittlung langfristiger Entwicklungen (Trends). Man unterscheidet in Messnetze zur Überwachung des mengenmäßigen und des chemischen Zustandes. Das Messnetz für die „überblicksweise Überwachung“ des chemischen Zustandes wurde in allen Grundwasserkörpern aufgebaut. Messnetze für die „operative Überwachung“ wurden speziell für

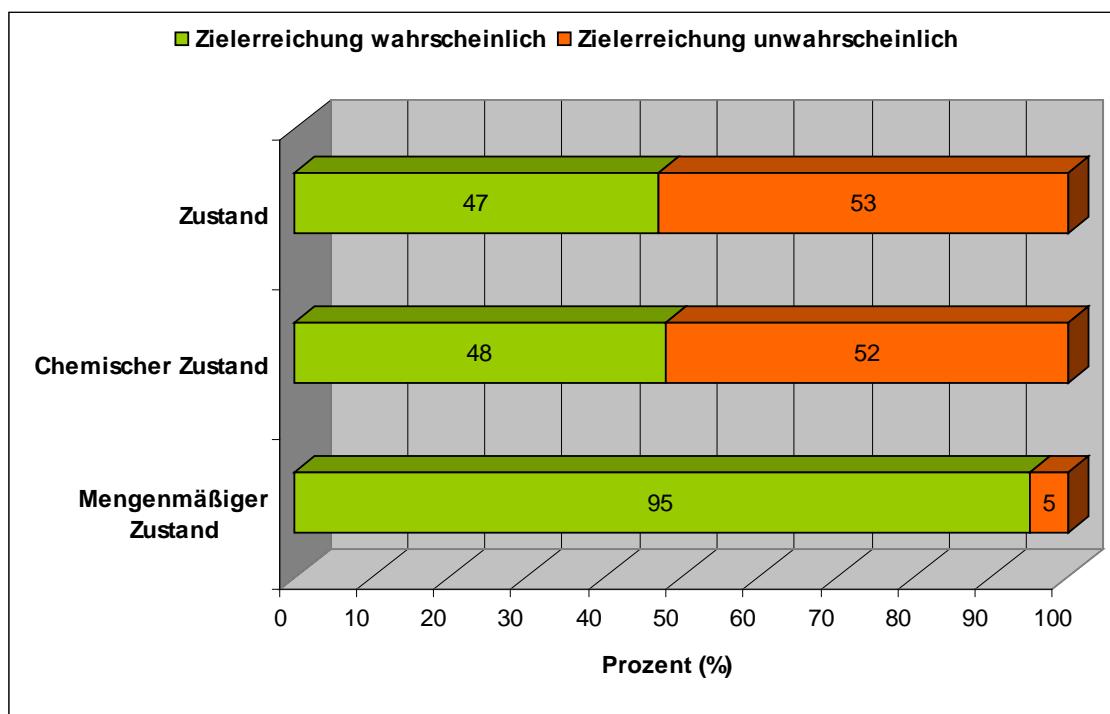


Abbildung 1: Ergebnisse zur Risikoabschätzung der Grundwasserkörper in Deutschland (nach BMU, 2005)

die Grundwasserkörper aufgebaut, die bei der Bestandsaufnahme als gefährdet eingestuft wurden. Bis zur Aufstellung des Bewirtschaftungsplanentwurfes konnte das Monitoringmessnetz optimiert und die Risikoabschätzung von 2004 überarbeitet werden. Als Ergebnis wurden die Grundwasserkörper in den guten oder schlechten Zustand eingestuft und im Bewirtschaftungsplanentwurf veröffentlicht. Für die bis 2009 im Bewirtschaftungsplan zu benennenden Grundwasserkörper im schlechten Zustand sind entsprechend den Vorgaben in der WRRL ebenfalls bis 2009 Maßnahmenprogramme zu entwickeln. Vor diesem Hintergrund sollen die Messdaten der operativen Überwachung auch dazu dienen, zu überprüfen, ob und in welcher Weise die geplanten Maßnahmen zu einer Verbesserung des chemischen Zustandes der gefährdeten Grundwasserkörper beitragen.

Die Bewertung von Maßnahmenprogrammen setzt voraus, dass die Zusammenhänge zwischen dem Stoffeintrag, der Stoffausbreitung und den Auswirkungen auf den chemischen Zustand der Grundwasserkörper hinreichend gut bekannt und anhand der repräsentativ ausgewählten Messstellen des Monitoringprogramms in geeigneter Weise dokumentiert sind. Diese häufig sehr komplexen Zusammenhänge werden durch sogenannte "Konzeptionelle Modelle" beschrieben (siehe CIS WG 2.7 Monitoring Guidance, LITTLEJOHN et. al, 2002).

Unter einem konzeptionellen Modell wird hierbei eine vereinfachte, modellhafte Darstellung der hydrochemischen-hydrodynamischen Gegebenheiten eines Grundwasserkörpers unter Einbeziehung seiner anthropogenen Beeinflussungen verstanden. Eckpunkte des konzeptionellen Modells sind damit auf der einen Seite die verfügbaren Informationen über das natürliche Grundwassersystem (z.B. hydraulische Leitfähigkeiten, Grundwasserfließrichtungen, etc.) sowie auf der anderen Seite die verfügbaren Informationen über anthropogene Beeinflussungen (Einträge aus diffusen und punktformigen Quellen, Entnahmemengen etc.).

Über ein konzeptionelles Modell sollen diese Informationen miteinander verknüpft werden. Nach WOLTER ET AL. (2007) fehlt jedoch eine Systematik für die Gestaltung konzeptioneller Modelle und Anwendungsbeispiele, in denen eine Bewertung und Optimierung von Maßnahmenprogrammen durchgeführt werden kann.

2 Ziele und Vorgehensweise

Im Rahmen des Umweltforschungsplan-Vorhabens sollte eine wissenschaftlich fundierte Methodik zur Bewertung und Optimierung von Maßnahmenprogrammen zum Schutz des Grundwassers nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie entwickelt werden. Im Vordergrund steht hierbei die Bewertung der Grundwasserkörper, die trotz eingeleiteter Maßnahmenprogramme die Ziele der EU-WRRL bis 2015 voraussichtlich nicht erreichen werden. Weitergehendes Ziel ist es daher, eine wissenschaftlich fundierte Entscheidungsgrundlage zu erhalten, auf deren Basis auch gegenüber der EU-Kommission stichhaltig begründet werden kann:

- warum die Ziele der EU-WRRL nicht erreicht werden konnten,
- eine Fristverlängerung beantragt wird, oder unter Umständen
- andere Ziele festgelegt werden sollten.

Belastungen des Grundwassers werden nach Art des Eintrags in diffuse und punktförmige Verunreinigungen unterschieden. Bei den Einträgen aus diffusen Quellen handelt es sich um großräumige, flächenhaft wirkende Belastungen, wie z.B. von landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgehende Emissionen (Nitrat, PSM etc.). Grundwasserbelastungen aus punktförmigen Quellen entstammen dagegen einer bestimmten, lokal begrenzten Emissionsquelle, wie z.B. Deponien oder Altlasten. Der betroffene Bereich eines Grundwasserkörpers ist zwar meist recht genau lokalisierbar, jedoch ist die Anzahl der möglichen Schadstoffe im Allgemeinen bedeutend größer als bei den diffusen Belastungen.

Über Anwendungsbeispiele in unterschiedlichen Grundwasserkörpern wurde die grundlegende Methodik entwickelt und für praktische Fragestellungen erprobt. Angepasst an die Belastungsquellen des Grundwassers (Belastungen aus diffusen Quellen gegenüber Belastungen aus punktförmigen Quellen) sollten dabei im Rahmen des Projektes zwei Vorgehensweisen entwickelt werden:

- **Vorgehensweise zur Bewertung von Grundwasserbelastungen aus diffusen Quellen:**
Da der Großteil der diffusen Grundwasserbelastungen in Deutschland durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verursacht wird, sollte beispielhaft ein großräumiges konzeptionelles Modell für die Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung des Stickstoffeintrags entwickelt werden.
- **Vorgehensweise zur Bewertung von Grundwasserbelastungen aus punktförmigen Quellen:**

Da punktförmige Belastungen einer konkreten Emissionsquelle zugeordnet werden können, sollte hier die Abschätzung der Stoffausbreitung verschiedener Schadstoffgruppen im Vordergrund stehen.

3 Konzeptionelle Modelle

Die Ergebnisse konzeptioneller Modelle sind eine wichtige Grundlage, um Maßnahmenprogramme zu bewerten und zu optimieren. Im Folgenden wird die grundlegende Vorgehensweise zum Aufbau von konzeptionellen Modellen ausführlich erläutert.

Nach WOLTER ET AL. (2007) werden mit konzeptionellen Modellen (conceptual model) die allgemeinen Zusammenhänge zwischen Grundwasserbeschaffenheit, Hydrodynamik, Hydrogeologie und anthropogener Beeinflussung in einem Grundwasserkörper beschrieben. Bei einem konzeptionellen Modell handelt es sich in der Regel also **nicht** um ein numerisches Rechenmodell, sondern um eine vereinfachte, modellhafte Darstellung oder eine Arbeitshypothese über das zu untersuchende hydrogeologische System. Beim Letzteren kann es sich um einen kompletten Grundwasserkörper oder das Einzugsgebiet einer konkreten Messstelle handeln. Es wird ein einfaches Ursache-Wirkungsprinzip unter Nutzung der vorhandenen regionalen Datengrundlagen und einfacher analytischer Methoden entwickelt, das den Anforderungen der EU-WRRL gerecht wird.

Einen Überblick über die Beziehungen zwischen dem konzeptionellen Modell und dem Monitoringsystem bzw. den vorliegenden Informationen über die natürlichen Kenngrößen eines Grundwasserkörpers vermittelt die Abbildung 2.

Ein konzeptionelles Modell basiert in jedem Fall ganz wesentlich auf den Erkenntnissen aus der Zustandsbeschreibung der Grundwasserkörper nach WRRL und spiegelt damit den jeweiligen Stand des Wissens über den untersuchten Grundwasserkörper wider. Hierbei werden sowohl die hydrochemisch-hydrodynamische Charakteristik des Grundwasserkörpers (z.B. Aquifertypologie, Hydrodynamik, usw.), als auch die bodenkundlichen Verhältnisse sowie die relevanten Nutzungen und vorhandenen Informationen über (potenzielle) Belastungen und deren Auswirkungen (Gütedaten) berücksichtigt.

Beim Aufbau eines konzeptionellen Modells können in der Praxis aber auch die lokalen Faktoren im Umfeld einer Messstelle eine wichtige Rolle spielen. Dies trifft z.B. für Messstellen zu, die durch punktförmige Einträge belastet werden. In diesem Fall reicht ein allgemeines konzeptionelles Modell des Grundwasserkörpers nicht mehr aus. Vielmehr ist für das Umfeld bzw. Einzugsgebiet einer jeden Messstelle ein eigenes „lokales konzeptionelles Modell“ zu entwickeln. Diese Anforderungen ergeben sich auch aus der Grundwasserrichtlinie, in der nicht nur die Bewertung des Gesamtkörpers, sondern auch die Bewertung der Messergebnisse an jeder Messstelle gefordert wird (GWRL, 2007). Dies ist immer dann erforderlich, wenn an einer Messstelle die Qualitätsziele oder Schwellenwerte überschritten werden.

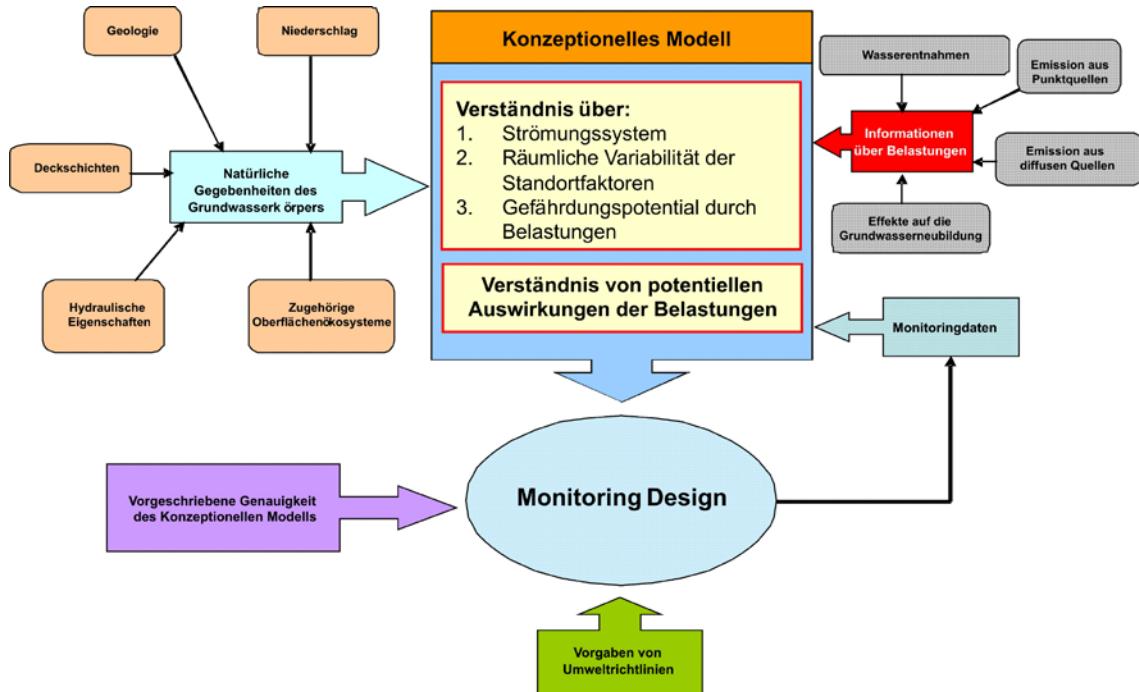


Abbildung 2: Konzeptionelle Modelle nach LITTLEJOHN ET AL. (2002)

Im Zuge der Umsetzung der EU-WRRL werden die Daten über die hydrochemisch-hydrodynamische Charakteristik des Grundwasserkörpers und die vorhandenen Informationen über (potenzielle) Belastungsquellen vervollständigt und qualitativ verbessert. Auf diese Weise wird das zu untersuchende Grundwassersystem zunehmend transparenter und die Belastungssituation kann zuverlässiger interpretiert werden. Mit zunehmendem Umfang und steigender Qualität der verfügbaren Daten wächst aber auch die Zuverlässigkeit des Modells, so dass das jeweilige Grundwassersystem zunehmend besser beschrieben werden kann.

Für alle Institutionen, die sich mit der Planung von Messnetzen, der Auswahl geeigneter Messstellen und der Beurteilung von Messergebnissen beschäftigen, sollte die Entwicklung von konzeptionellen Modellen eigentlich nichts Neues sein. Jeder Bearbeiter hat Vorstellungen über die hydrologisch-geologischen Zusammenhänge in einem bestimmten Grundwasserkörper, die möglichen und tatsächlichen Belastungen und deren Auswirkungen entwickelt. Ähnliches gilt für die Bewertung der einzelnen Messstellen. Durch die Vorgaben der EU-WRRL und der Grundwasserrichtlinie bekommt das konzeptionelle Modell eine große Bedeutung für die Planung und ggf. Verfeinerung des Monitoringmessnetzes. Darüber hinaus liefert es wichtige Hinweise für die Planung von Maßnahmenprogrammen.

Die konsequente Entwicklung konzeptioneller Modelle hat – zumindest für die als gefährdet eingestuften Grundwasserkörper – eine Reihe von Vorteilen:

- Zunächst werden alle gesammelten Daten zum Grundwasserkörper (Hydrogeologie, Grundwasserdynamik, Landnutzungen und potenzielle Belastungen) über das konzeptionelle Modell zielgerichtet in einen klaren Zusammenhang gestellt. Auf diese Weise lassen sich schnell lokale Wissens- und Informationslücken erkennen, die – wo es notwendig erscheint – geschlossen werden können.
- Ein konzeptionelles Modell ist eine wichtige Entscheidungsgrundlage für die Festlegung der Probennahmehäufigkeit, der Parameterauswahl und letztlich auch für die Entwicklung geeigneter Maßnahmenprogramme.
- Werden die Monitoringprogramme auf Basis eines konzeptionellen Modells eingerichtet, so ist weitestgehend gewährleistet, dass sie auf die jeweiligen hydrogeologischen Eigenschaften eines Grundwasserkörpers angepasst sind.
- Die auf Basis von konzeptionellen Modellen gewonnenen Erkenntnisse können umgekehrt dazu genutzt werden, die Effektivität von geplanten oder bereits eingeleiteten Maßnahmenprogrammen zu überprüfen bzw. Unsicherheiten aufzuzeigen und zu verringern.

Der erste Schritt beim Aufbau eines konzeptionellen Modells ist immer die Erstellung einer einfachen, generalisierten Übersicht über das Grundwassersystem. Wo es nötig ist, kann die Genauigkeit schrittweise verbessert werden. Der Detaillierungsgrad eines konzeptionellen Modells hängt dabei von der Schwierigkeit ab, die Effekte von Belastungen hinsichtlich der Zielvorstellungen für das Grundwasser zu beurteilen. Je schwieriger die Beurteilung der Risiken ist, desto mehr Informationen werden benötigt.

Ein konzeptionelles Modell ist dynamisch, d.h. es wird bei Vorliegen neuer Daten oder Erkenntnisse iterativ weiterentwickelt. Durch das Hinzufügen neuer Informationen kann das Modell kontinuierlich verfeinert oder modifiziert werden; umgekehrt können Fehler und Unzulänglichkeiten aufgezeigt werden. Dieses Vorgehen fügt sich gut an die unterschiedlichen Kenntnisstände an, die in den verschiedenen Phasen der Umsetzung der WRRL vorliegen.

Mit konzeptionellen Modellen können die wesentlichen Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen (Belastungen), dem hydrogeologischen System und der Beschaffenheit des Grundwassers beschrieben und der aktuelle Zustand eines Grundwasserkörpers erklärt werden. Auf diese Weise können Teilflächen eines Grundwasserkörpers identifiziert werden, von denen eine hohe Gefährdung ausgeht. Geplante oder bereits eingeleitete Maßnahmen sollten auf genau diesen Flächen wirksam sein und können auf der Basis des konzeptionellen Modells im Hinblick auf ihre Effizienz evaluiert und ggf. angepasst werden.

A. Bewertung von Grundwasserbelastungen aus diffusen Quellen

A.1 Allgemeine Vorgehensweise

Die Vorgehensweise zur Bewertung von Grundwasserbelastungen aus diffusen Quellen umfasst drei aufeinander aufbauende Teile:

1. Im ersten Teil wird ein konzeptionelles Modell aufgebaut, mit dem die Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen (Belastungen), gemessenen Stoffkonzentrationen im Grundwasser und dem hydrogeologischen System beschrieben und der aktuelle Zustand eines Grundwasserkörpers erklärt werden kann. Bereits bei dieser Stufe kann beurteilt werden, ob die geplanten Maßnahmen an den Orten ansetzen, von denen die Hauptbelastung/-gefährdung des Grundwassers ausgeht.
2. Hierauf aufbauend wird eine konsistente Bewertung von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung des guten Grundwasserzustandes durchgeführt. Es wird abgeschätzt, wie weit Einträge reduziert werden müssen, um die Qualitätsziele erreichen zu können. Zusätzlich wird die Effizienz von (möglichen oder bereits eingeleiteten) Maßnahmen im Hinblick auf die Zielerreichung bewertet.
3. Im dritten Teil erfolgt eine Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen Einleitung einer Maßnahme und deren Auswirkung im Hinblick auf den Zustand des Grundwassers. Hiermit kann abgeschätzt werden, ab wann sich eine Maßnahme frühestens im Grundwasser auswirkt und damit zu einer messbaren Verbesserung des Grundwasserzustands an den Monitoringmessstellen führen kann.

In den Kapiteln A.1.1-A.1.3 wird zunächst die allgemeine Vorgehensweise zur Bewertung von Grundwasserbelastungen aus diffusen Quellen detailliert beschrieben. Diffuse Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft sind einer der Hauptgründe dafür, dass die Erreichung des guten qualitativen Zustandes des Grundwassers bis 2015 für viele Grundwasserkörper unwahrscheinlich ist (BMU, 2005). Dem Umstand, dass der Großteil der diffusen Grundwasserbelastungen in Deutschland durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verursacht wird, wird im Folgenden in der Weise Rechnung getragen, dass beispielhaft eine Methodik für die Bewertung von Maßnahmenprogrammen entwickelt wird, die eine Kontrolle und Reduktion der Grundwasserbelastung durch Nitrat zum Ziel haben.

In den Kapiteln A.2.1 und A.2.2 werden die Ergebnisse dargestellt, die sich bei der Anwendung der Methode in zwei unterschiedlichen Grundwasserkörpern in den Bundesländern Hessen und NRW/Niedersachsen ergeben haben.

Hierbei fiel die Wahl auf zwei Untersuchungsgebiete, deren Grundwasserkörper von ihrer naturräumlichen und landwirtschaftlichen Struktur her als stellvertretend für viele Grundwasserkörper in Deutschland gelten können. Zum einen wurden die in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen liegenden Grundwasserkörper „Große Aue“ ausgewählt, der als typisch für die Situation im Norddeutschen Flachland anzusehen ist und zum anderen die Grundwasserkörper im Einzugsgebiet der Schwalm in Hessen, die typisch für eine landwirtschaftlich genutzte Mittelgebirgsregionen sind.

A.1.1 Aufbau eines konzeptionellen Modells zur Erklärung der Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen, beobachteten Belastungen und dem hydrogeologischen System

Die CIS 2.7-Richtlinie (LITTLEJOHN ET AL., 2002) empfiehlt den stufenweisen Aufbau eines konzeptionellen Modells. Dabei soll mit einfachen Annahmen begonnen werden und das Modell schrittweise komplexer aufgebaut werden. Wichtig ist dabei, nur die Informationen zu verwenden, die unbedingt nötig sind. Auf zu komplexe und weitreichende Informationen soll verzichtet werden, wenn sie zur Erklärung der Situation nicht unbedingt notwendig sind.

In das großräumige konzeptionelle Modell gehen sowohl relevante, für den gesamten

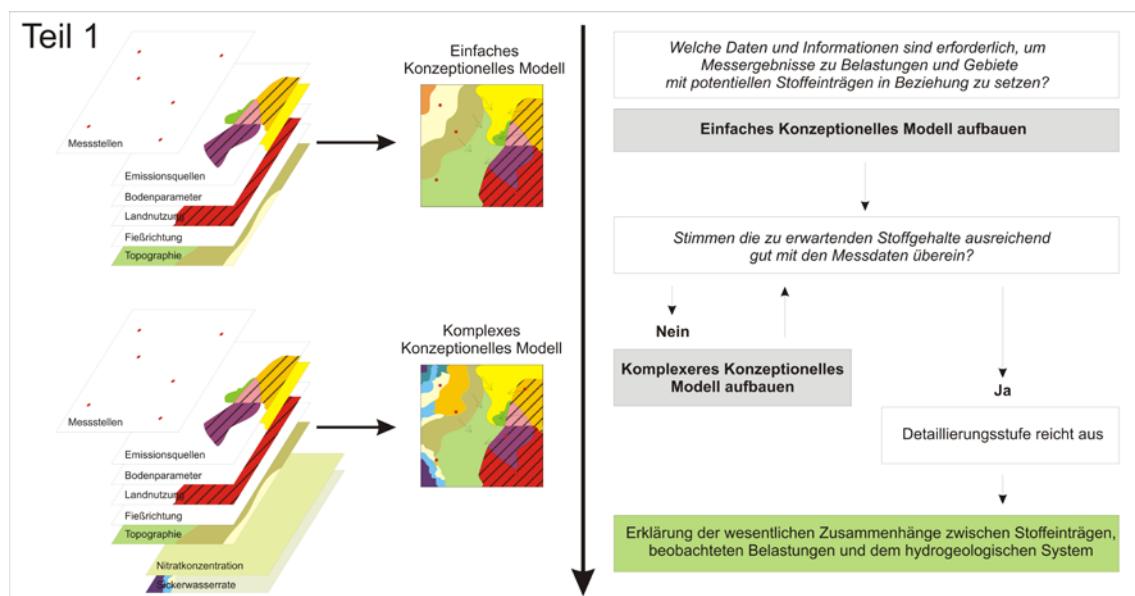


Abbildung 3: Darstellung der Vorgehensweise bei der Aufstellung eines großräumigen konzeptionellen Modells

Grundwasserkörper vorliegende digitale Datengrundlagen und Informationen, als auch modellgestützt abgeleitete Größen ein (siehe Abbildung 3). Zunächst ist für den betreffenden Grundwasserkörper eine **Bestandsaufnahme über die digital verfügbaren flächenhaften (geowissenschaftlichen) Datengrundlagen** vorzunehmen. Hintergrund dazu ist die Notwendigkeit zur Beschreibung der im Untersuchungsgebiet vorliegenden Situation. Im Anschluss daran kann durch Überlagerung der Datengrundlagen ein einfaches konzeptionelles Modell aufgebaut werden, das dem Zweck dient, die Situation im Untersuchungsraum grundlegend wieder zu geben. Dazu wird zunächst nur auf Basisdaten wie Topographie, Landnutzung, Bodenparameter oder Geologie zurückgegriffen, die in jedem Bundesland zur Verfügung stehen sollten.

Häufig beinhalten schon diese in den Bundesländern digital verfügbaren geowissenschaftlichen Datengrundlagen bzw. Parameter, die hieraus ableitbar sind, wichtige Informationen über das hydrogeologische System. Hierbei handelt es sich z. B. um Informationen aus:

- Bodenübersichtskarten 1 : 50.000 (z.B. nFk, Retentionspotentiale)
- Hydrogeologischen Übersichtskarten 1 : 200.000 (Kf, Mächtigkeit)
- Grundwassergleichenplänen (oder Grundwasserabflussverhältnisse)
- Digitalen Höhenmodellen
- Grundwassergütedaten aus den Messnetzen der Bundesländer (Zeitreihen aus Trendmessnetz, etc.) zu Abbau- und Retentionspotentialen im Grundwasser
- Landnutzungsdaten (klassifiziert nach Hauptnutzungstypen)
- Quellschüttungen, Abflussdaten an Pegeln.

Diese Daten werden für die allgemeine Charakterisierung der Grundwasserkörper verwendet. Darüber hinaus stellen sie die Eingabedaten für Modellanalysen dar, wie z.B. zur Analyse des nachhaltig nutzbaren Grundwasserdargebotes (mittlere langjährige Grundwasserneubildung).

Zusätzlich zu den flächenhaften geowissenschaftlichen Datengrundlagen werden **wasserwirtschaftliche Daten und Informationen über Emissionsquellen sowie Einträge ins Grundwasser** in die Entwicklung des konzeptionellen Modells einbezogen. Hierbei handelt es sich um Daten, die Aufschluss über die Nutzung und ggf. die Belastungen des Grundwasserkörpers sowie über die Einträge ins Grundwasser vermitteln. Zu diesen Daten zählen z.B.:

- Grundwassergütedaten (Rohdaten) inkl. Stammdaten (vor allem Entnahmetiefe)

- Grundwasserentnahmemengen und -nutzung (Industrie, Haushalte, Landwirtschaft)
- Einträge aus Punktquellen
- Einträge aus diffusen Quellen
- Einträge über die Atmosphäre (z.B. N-Depositionsdaten nach GAUGER, 2002)
- Salzwasserintrusionen
- Einträge aus Oberflächengewässern

Weiterhin werden **regional vorliegende Modellergebnisse** in das konzeptionelle Modell einbezogen. Diese Modellergebnisse können vielfach bereits wichtige Parameter darstellen, die, so lange sie für den gesamten Grundwasserkörper vorliegen, unentbehrlich für das Verständnis der Zusammenhänge zwischen dem hydrodynamischen und hydrochemischen System und damit für die Erklärung der Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen, Stoffausbreitung und deren Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit sind. Wichtige und für viele Regionen bereits flächenhaft vorliegende Modellergebnisse sind z.B.:

- Modellergebnisse zur Grundwasserneubildung aufgrund deren Relevanz für die Gebietsentwässerung und den potenziellen Schadstoffeintrag ins Grundwasser
- Modellergebnisse zur natürlichen Grundwasserbeschaffenheit, zu Schwellenwerten für das Grundwasser und zu Abbau- und Retentionspotentialen im Aquifer
- Modellergebnisse zum Belastungspotential aus diffusen Quellen, z.B. N-Bilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft und N-Eintrag über die Atmosphäre (z.B. N-Depositionsdaten)
- Modellergebnisse zu diffusen Stoffeinträgen ins Grundwasser, z.B. zu Nitratkonzentrationen im Sickerwasser
- Modellergebnisse zur Ausweisung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers.

Nach dem Aufbau des konzeptionellen Modells wird dieses anhand der Messwerte aus den Grundwasserüberwachungsprogrammen überprüft. Ziel ist es, die Übereinstimmung der zu erwartenden Stoffgehalte mit den Messwerten zu testen. Ist die Übereinstimmung nicht ausreichend, sind dem konzeptionellen Modell weitere Datenlayer hinzuzufügen. Hierbei kann es sich um Datengrundlagen mit höheren Detaillierungsstufen, aber auch um die Ergebnisse aus Modellrechnungen, wie z.B. zur Sickerwasserrate oder zur Nitratkonzentration im Sickerwasser, handeln.

Das konzeptionelle Modell wird auf diese Weise schrittweise komplexer. Diese iterative Verfahrensweise ist solange fortzuführen, bis eine ausreichende Übereinstimmung gegeben ist und die Zusammenhänge zwischen den Stoffeinträgen, den beobachteten Belastungen und dem hydrogeologischen System mit ausreichender Genauigkeit erklärt werden können.

Wie die Bestandsaufnahme (BMU, 2005) gezeigt hat, stellt die Grundwasserbelastung durch diffuse Nitrateinträge in Deutschland einen der Hauptgründe für die Einstufung von Grundwasserkörpern als „at risk“ dar. Aus diesem Grund zielen viele der von den Bundesländern eingerichteten Grundwasserüberwachungsprogramme darauf ab, einen schlüssigen und repräsentativen Überblick über die Nitratbelastung des Grundwassers aus diffusen Quellen und deren Langzeitentwicklung zu geben. Daher wurde in zwei Fallstudien exemplarisch ein konzeptionelles Modell aufgebaut, mit dem die aktuell erhöhte Nitratbelastung von Grundwassermessstellen eines Grundwasserkörpers bewertet werden kann.

In Abbildung 4 ist die konkrete Vorgehensweise in den Fallbeispielen dargestellt. Ziel ist es, die Ursachen erhöhter Stoffkonzentrationen an den betroffenen Messstellen zu erklären, so dass Antworten auf folgende Fragen gegeben werden können:

- Sind die Einzelmaßnahmen des Maßnahmenprogramms am geeigneten Ort angesetzt (siehe Kapitel A.1.2.)?
- Sind die Maßnahmen selbst geeignet, die festgestellten Stoffkonzentrationen soweit zu reduzieren, dass die Qualitätsziele erreicht werden können (siehe Kapitel A.1.2.)?
- Nach welchem Zeitraum wirken sich die eingeleiteten Maßnahmen positiv auf die Belastung des Grundwassers an den Monitoringmessstellen aus (siehe Kapitel A.1.3.)?

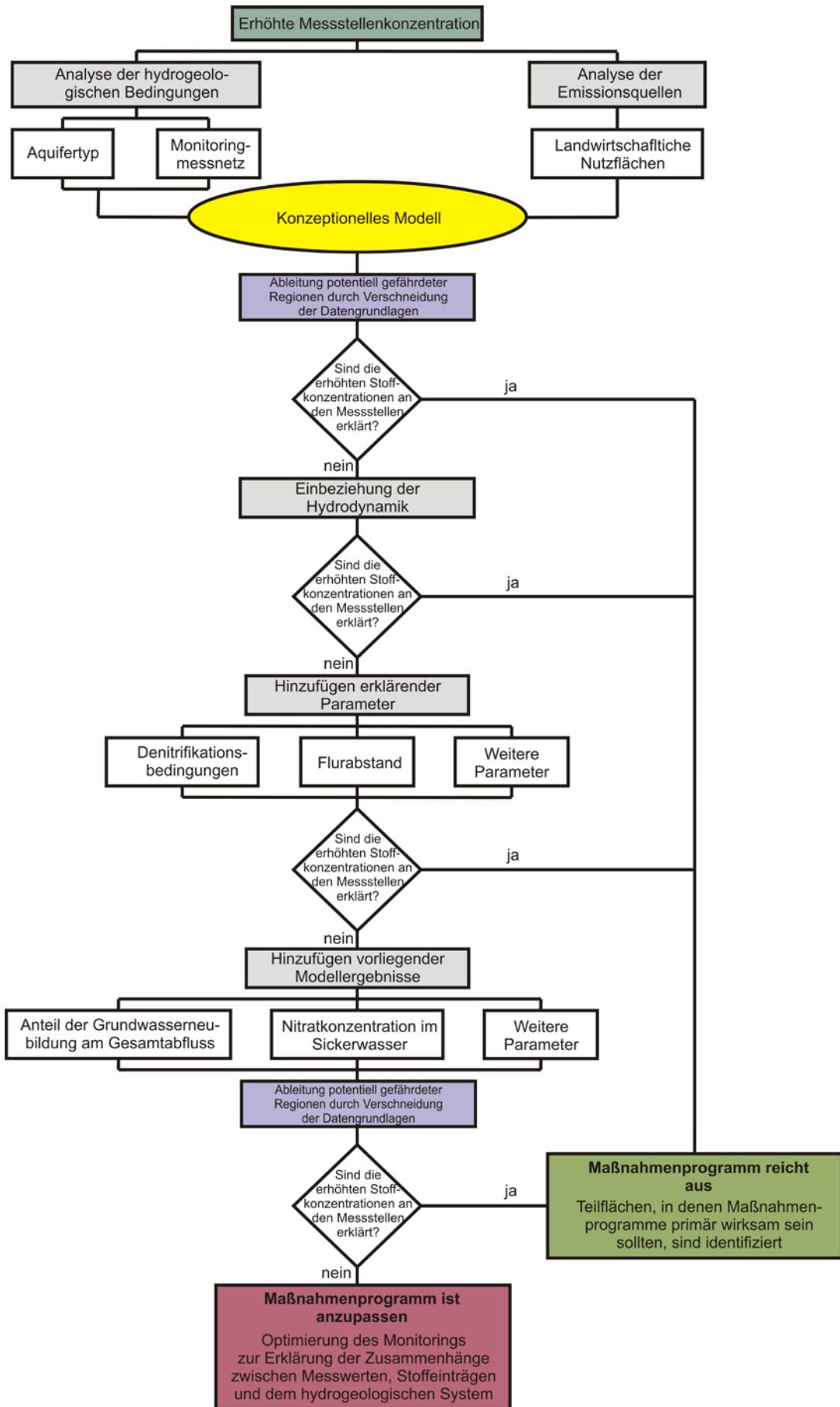


Abbildung 4: Vorgehensweise zum Aufbau eines konzeptionellen Modells in den Untersuchungsgebieten

Dazu wird zunächst einmal die Fläche des Grundwasserkörpers betrachtet, die landwirtschaftlich genutzt wird, da von diesen Flächen die relevanten Belastungen ausgehen. Anschließend werden die hydrogeologischen Bedingungen, vor allem die Hydrodynamik (Fließrichtungen des Grundwassers) einbezogen. Dies ist wichtig, weil es auch Messstellen mit erhöhten Nitratkonzentrationen gibt, die sich nicht unter landwirtschaftlich genutzten Flächen befinden. Die Belastungssituation von solchen Messstellen kann jedoch häufig über den Anstrombereich der Messstellen erklärt werden. Falls im Anstrombereich der Messstelle potenzielle Emissionsquellen, d.h. in der Regel landwirtschaftlich genutzte Flächen liegen, so wird die erhöhte Konzentration an einer Messstelle als erklärt betrachtet.

Sind nach Einbeziehung der Hydrodynamik die erhöhten Stoffkonzentrationen an den betreffenden Messstellen erkläbar, so wird versucht, die Flächen, von denen die größten Belastungen ausgehen durch Verschneidung mit weiteren wichtigen Parametern (z.B. Denitrifikationsbedingungen im Boden, Grundwasserflurabstand) weiter einzuschränken. Weitere Daten und Modellergebnisse (z.B. zur Grundwasserneubildung und zur Nitratkonzentration im Sickerwasser) werden hierbei so lange einbezogen, bis sich die gefährdeten Regionen nicht weiter eingrenzen lassen. Auf diese Weise werden die Teilflächen eines Grundwasserkörpers identifiziert, in denen die Einzelmaßnahmen der Maßnahmenprogramme vorrangig durchgeführt werden müssten. Die Identifikation der gefährdeten Regionen ermöglicht es darüber hinaus, die Messstellen für das Monitoring zu optimieren, z.B. im Hinblick auf eine gezielte Positionierung in Teilregionen eines Grundwasserkörpers, in dem gefährdete Flächen liegen.

A.1.2 Analyse des erforderlichen Umfangs von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung von Qualitätszielen für das Grundwasser

Zur Umsetzung der WRRL, die in Deutschland im Zuständigkeitsbereich der Länder liegt, war im ersten Schritt bis Ende 2004 eine Bestandsaufnahme des Zustands aller Grund- und Oberflächengewässer sowie eine Ausweisung der Wasserkörper „at risk“ vorzunehmen. Im zweiten Schritt erfolgt auf dieser Grundlage ab 2007 ein Monitoring. Im dritten Schritt sind bis 2009 länder- bzw. nationalstaatenübergreifend Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme für ganze Flusseinzugsgebiete zu erstellen, die bis 2012 umgesetzt werden müssen.

Im Rahmen der Bestandsaufnahme und der Bewertung der Grundwasserkörper ist die große Bedeutung der Nähr- und Schadstoffbelastungen der Oberflächengewässer und des Grundwassers aus der landwirtschaftlichen Nutzung deutlich geworden. Daher fordert die Wasserwirtschaft zunehmend von der Landwirtschaft eine deutliche Reduktion der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer.

Die Abschätzung von Anpassungsreaktionen in der Landwirtschaft erfordert die simultane Berücksichtigung vielfältiger, komplexer Wechselwirkungen unter Einbeziehung agrarökonomischer, hydrologischer und hydrogeologischer Zusammenhänge (KREINS ET AL., 2009). Die regional und flächendifferenzierte Abschätzung des Minderungsbedarfs bzw. die Identifikation relevanter Regionen ist für den effizienten und zielgerichteten Einsatz von Mitteln z.B. im Rahmen der ELER-Verordnung (2. Säule der Agrarpolitik) im Hinblick auf eine Kompensation maßnahmbedingter Einkommenseinbußen von besonderer Bedeutung.

Eine Bewertung von Maßnahmenprogrammen hinsichtlich ihrer zu erwartenden Auswirkungen auf die Erreichung der Qualitätsziele für das Grundwasser ist über die Abschätzung des erforderlichen Minderungsbedarfes möglich. Der Minderungsbedarf quantifiziert überschlagsmäßig die maximal tolerierbaren N-Überschüsse, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und eines konstanten Denitrifikationspotenzials im Boden ist der Nitrateintrag ins Grundwasser mit dem Sickerwasser direkt durch die Höhe der N-Überschüsse bestimmt (KUNKEL ET AL., 2008). Über die Nitratkonzentration im Sickerwasser ist es daher durch eine "Rückwärtsrechnung" möglich, den maximalen N-Überschuss aus der Landwirtschaft zu berechnen, der zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führt. Durch diese Konzentration im Sickerwasser ist gewährleistet, dass die Nitratkonzentration im Grundwasser den EU-Grenzwert (50 mg/l) nicht übersteigt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss kann daraus der Minderungsbedarf als regionaler Orientierungswert im Sinne eines Reduktionsziels bestimmt werden.

Tabelle 1 zeigt eine Übersicht über gängige Maßnahmen nach dem LAWA-Maßnahmenkatalog (KREINS ET AL., 2007) zur Reduktion von N-Überschüssen, die neben der Eignung auch die Dimension der Minderung berücksichtigt. Ergibt sich aus der Betrachtung des notwendigen Minderungsbedarfes für das Grundwasser, dass das eingeleitete Maßnahmenprogramm eine vermutlich nicht ausreichende Reduzierung der N-Überschüsse bewirkt, dann können aus dem LAWA-Maßnahmenkatalog (KREINS ET AL., 2007) Maßnahmen mit einem höheren Reduktionspotential ausgewählt und zur Anwendung gebracht werden. Falls der erforderliche N-Minderungsbedarf die in Tabelle 1 aufgeführten N-Minderungspotentiale der Maßnahmen übersteigt, lassen sich darüber hinaus die Regionen bzw. Grundwasserkörper identifizieren, in denen die Qualitätsziele für das Grundwasser mit keiner der gängigen Maßnahmen (siehe Tabelle 1) zu erreichen sind.

Die regionale Wirksamkeit einer Maßnahme kann dabei anhand der Messstellen des Monitorings überprüft werden, wozu das Monitoringmessnetz gegebenenfalls anzupas-

sen ist. In diesem Zusammenhang kommt der Abschätzung der Zeiträume, nach welchen sich die eingeleiteten Maßnahmen auf die Belastung des Grundwassers an den Messstellen des Monitoringmessnetzes auswirken, eine besondere Bedeutung zu.

Tabelle 1: Übersicht über gängige Maßnahmen zur Reduktion der N-Emissionen unter Angabe der mittleren Minderung und grundsätzlichen Eignung (nach LAWA Maßnahmenkatalog)

Maßnahme	mittlere Minderung [kg N/ha]			Eignung
	N-Saldo	Herbst-Nmin	N-Fracht	
Verzicht auf Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte	20 - 40	20 - 40	5 - 30	Ackerland/Grünland
Zwischenfrucht mit frühem Umbruch	0 - 40	20 - 60	15 - 25	Ackerland/Gemüse
Zwischenfrucht mit spätem Umbruch	0 - 40	30 - 60	25 - 50	Ackerland/Gemüse
Einsatz von Grundwasserschonender Ausbringungstechnik für Gülle und Gärsubstrate	10 - 40	0 - 20	0 - 20	Ackerland/Grünland
Grünlandextensivierung	10 - 30	0 - 20	0 - 20	Grünland
Förderung von Extensikulturen	20 - 60	0 - 20	0 - 20	Ackerland
Reduzierte N-Mineraldüngung (Acker) inkl. Verzicht auf Spätgabe bei Getreide	20 - 40	0 - 10	0 - 10	Ackerland
Ökologischer Landbau	30 - 120	20 - 80	0 - 50	Ackerland/Grünland/Dauerkultur/Gemüse

A.1.3 Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen

In der wasserwirtschaftlichen Praxis wird häufig beobachtet, dass Schadstoffgehalte im Grundwasserkörper auch dann noch steigen können, wenn gezielte Reduktionsmaßnahmenprogramme schon eingeleitet worden sind. Im Hinblick auf eine Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen dem Beginn einer Maßnahme und deren Auswirkung auf den Zustand des Grundwassers stellt sich also die Frage, wann nach Einleitung von Maßnahmen eine Verminderung der Grundwasserbelastung zu erwarten ist.

Die Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmenprogrammen kann über eine Verweilzeitenanalyse erfolgen. Auf diese Weise kann ggf. begründet werden, warum ein Maßnahmenprogramm zwar geeignet ist, die Ziele der WRRL zu erreichen, jedoch aufgrund der hydrodynamischen Gegebenheiten eine Einhaltung der Zeitvorgaben (2015) nicht möglich ist.

Abbildung 5 zeigt schematisch die bei der Bewertung der zeitlichen Effizienz zu berücksichtigenden Verweilzeiten:

- die Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich,
- die Verweilzeiten des Sickerwassers in den Grundwasserdeckschichten sowie
- die Verweilzeiten des Grundwassers im Grundwasserleiter.

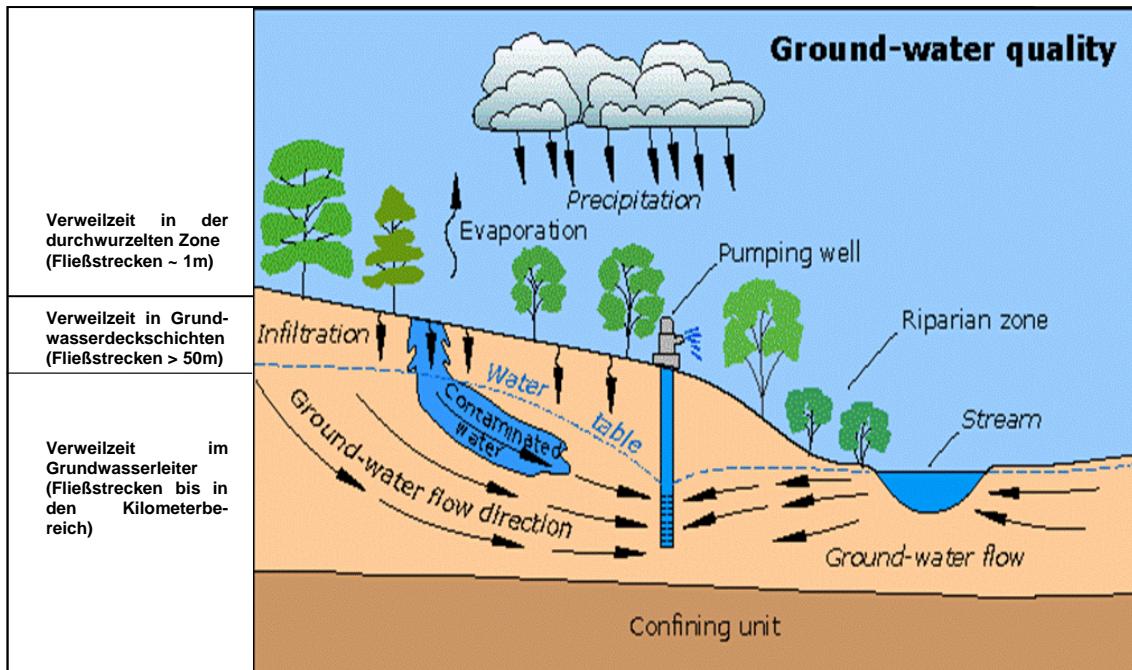


Abbildung 5: Schematische Darstellung der Verweilzeiten im durchwurzelten Bodenbereich, den Grundwasserdeckschichten sowie im Aquifer

Bei der Berechnung der Verweilzeiten sollte zunächst der geohydraulische Gebietstyp ermittelt werden. Grundsätzlich sind die folgenden geohydraulischen Gebietstypen zu unterscheiden:

- **Grundwasserneubildungsgebiete (recharge areas)** mit dominierenden abwärts gerichteten Druckgradienten bei ungespannten Grundwasserdruckverhältnissen und einem Flurabstand größer als 2 m. Die Grundwasserneubildungsgebiete können ferner unterschieden werden in Neubildungsgebiete im engeren Sinne und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung. Neubildungsgebiete sind durch eine überwiegend sandige Grundwasserüberdeckung gekennzeichnet, Gebiete mit eingeschränkter Neubildung weisen hingegen eine bindige bzw. einen wechselhaften Aufbau der Grundwasserüberdeckung auf. In Neubildungsgebieten (Abbildung 6, links) gelangen Schadstoffe durch die ungesättigte Zone in das Grundwasser und können sich großflächig über den

gesamten und/oder in tiefere Grundwasserleiter verteilen (HEINKELE ET AL., 2002).

- **Grundwasserentlastungsgebiete (discharge areas).** Hierzu zählen einerseits Gebiete mit dominierender Grundwasserzehrung sowie aufsteigenden Druckgradienten und einem geringen Flurabstand. Unter natürlichen hydrologischen Bedingungen kann es saisonal jedoch auch zu einem abwärts gerichteten Sickerwasserstrom mit einer Verlagerung von Schadstoffen in das Grundwasser kommen. Grundwasserentlastungsgebiete werden jedoch häufig über Dränagesysteme künstlich entwässert. Dort wird der Grundwasserstand im Boden durch die Melioration ganzjährig auf einem Niveau $\leq 1,3$ m gehalten. Aus Konsistenzgründen werden daher alle Gebiete mit Grundwasserflurabständen $\leq 1,3$ m in der Klasse der Grundwasserentlastungsgebiete zusammengefasst (HEINKELE ET AL., 2002)..

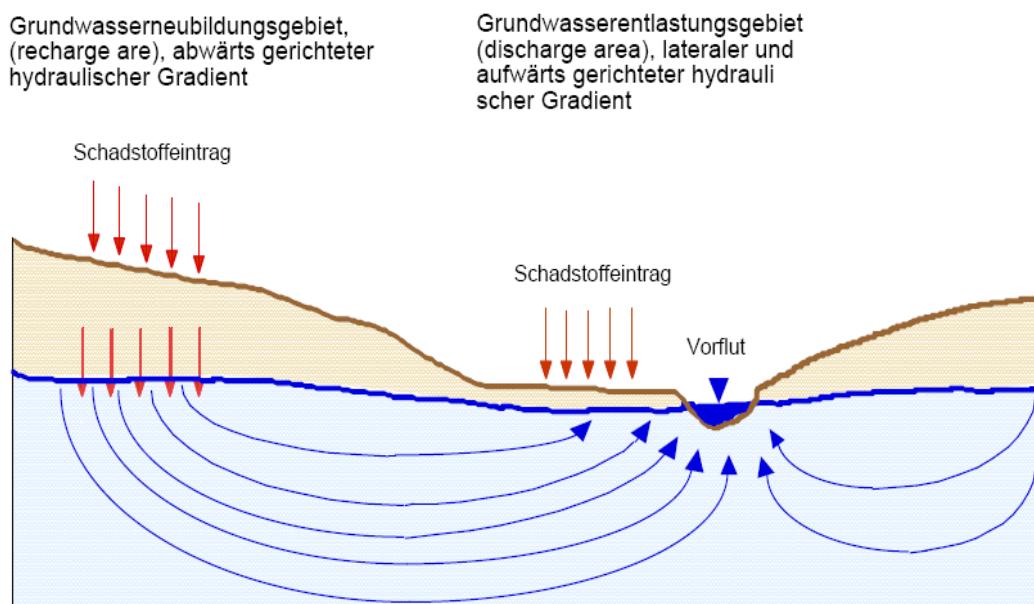


Abbildung 6: Abflussverhältnisse der geohydraulischen Gebietstypen Grundwasserneubildungsgebiet und Grundwasserentlastungsgebiet (nach LAWA, 2000, verändert)

Aufgrund der geringen Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung werden für Entlastungsgebiete keine Verweilzeiten berechnet. Sie werden grundsätzlich als empfindlich charakterisiert. Grundwasserentlastungsgebiete stellen die Teile des Grundwasserkörpers dar, in denen direkt abhängige Oberflächengewässer-Ökosysteme vorhanden sind und die deshalb als besonders sensibel für Wechselwirkungsprozesse zwischen

Oberflächen- und Grundwasser gelten. Im Gegensatz zu den Neubildungsgebieten wirkt sich der Schadstoffeintrag nur räumlich begrenzt auf das Grundwasser aus. Zudem weisen Grundwasserentlastungsgebiete häufig hohe Abbau- und Retentionspotentiale für Schadstoffe auf.

Eine Unterscheidung der Entlastungsgebiete von den Neubildungsgebieten ist anhand der flächenbezogenen Angaben der Bodenkundlichen Übersichtskarte (BÜK) bzw. anderer Bodenkarten möglich. Zu Entlastungsgebieten sind die Flächen derjenigen Leitbodengesellschaften zu rechnen, in denen Bodentypen, die durch einen mittleren Grundwasserstand von $\leq 1,3$ dm gekennzeichnet sind, mindestens überwiegend auftreten (im Sinne der KA 4 (AG BODEN, 1994)). Hierzu zählen z.B. sämtliche Leitboden-gesellschaften, in denen überwiegend Gleye, Niedermoore und verschiedene Auenböden, ferner Gley-Subtypen von terrestrischen Bodentypen sowie Gley-Varietäten von terrestrischen Bodentypen anzutreffen sind.

Bestimmung der Verweilzeit in der ungesättigten Zone

Eine Möglichkeit zur Bestimmung der Verweilzeiten wurde von HEINKELE ET AL. (2002) basierend auf der DIN 19732 entwickelt. Danach ergibt sich die Verweilzeit t_s als Summe aus der Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Zone (t_B) und in den Grundwasserdeckschichten (t_{GWD}).

$$t_s = t_B + t_{GWD} \quad \text{Gl. 1}$$

Die **Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich** kann in guter Näherung nach der von HENNINGS (1994) vorgeschlagenen Vorgehensweise, d.h. unter Einbeziehung von Sickerwasserhöhen und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums abgeleitet werden:

$$t_B = \frac{nFKWe}{Q_s} \quad \text{Gl. 2}$$

mit:	t_B .	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	(a)
	nFKWe:	nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum	(mm)
	Q_s :	Sickerwasserrate	(mm/a)

Die Sickerwasserhöhe ergibt sich dabei aus der Differenz von Gesamtabfluss und Oberflächenabfluss (vgl. KUNKEL & WENDLAND, 2006).

Die Ermittlung der **Verweilzeiten in den Grundwasserdeckschichten** kann analog zur Ermittlung der Verweilzeiten im durchwurzelten Bodenbereich erfolgen, wenn Informationen über den Flurabstand des Grundwassers, d.h. über die Differenz zwischen Geländeoberfläche und Grundwasseroberfläche, vorliegen. Zudem ist die Feldkapazität des Substrats anstelle der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelbereichs zu verwenden.

Die Feldkapazität der Deckschichten wird aus den lithologischen Angaben der Geologischen Übersichtskarte 1:100.000 (GÜK 100) bzw. der Geologischen Übersichtskarte 1:200.000 (GÜK 200) und der Mächtigkeit der ungesättigten Zone abzüglich des Bodens abgeleitet. Dazu werden den lithologischen Einheiten der GÜK Feldkapazitäten zugeordnet. Die Zuordnung erfolgt im Lockergestein in Anlehnung an die Bodenkundliche Kartieranleitung KA 4 (AG BODEN, 1994), Tabelle 55. In den Festgesteinseinheiten wird die Zuordnung der Feldkapazität in Anlehnung an die Werte von MÜLLER (1997) empfohlen.

Die Ermittlung der flächenbezogenen Feldkapazität erfolgt durch Multiplikation der geesteins-spezifischen Feldkapazität mit der Mächtigkeit der Deckschichten. Vergleiche der aus der GÜK ermittelten flächenbezogenen Feldkapazität mit aus Schichtenverzeichnissen ermittelten Werten (HUDEC, 2003) zeigen, dass die aus der GÜK abgeleiteten Feldkapazitäten bei Flurabständen größer als 10 m meist etwas geringer sind als die aus Schichtenverzeichnissen ermittelten. Somit ergeben sich aus der oben genannten Gleichung kleinere Verweilzeiten, die somit im gewissen Sinne als „worst case“ zu verstehen sind.

$$t_{GWD} = \frac{t_B}{D_Z} \cdot (F - D_Z) \quad \text{Gl. 3}$$

mit:	t_{GWD}	Verweilzeit des Sickerwassers in den Grundwasserdeckschichten	(a)
	t_B	Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Zone	(a)
	D_Z	durchwurzelte Zone	(dm)
	F	Flurabstand	(dm)

Grundvoraussetzung für diese Berechnung ist, dass sich die Lithologie vom Boden bis zur Grundwasseroberfläche, und damit die in die Berechnung eingegangene nutzbare Feldkapazität nicht ändert. Ansonsten ist die Berechnung schichtbezogen vorzunehmen.

Bestimmung der Verweilzeit im Grundwasserleiter

Aufgrund der großen Fließstrecken sind die Verweilzeiten des Grundwassers für eine Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen Verabschiedung einer Maßnahme und deren Auswirkung auf den Zustand des Grundwassers von Bedeutung. Zur Modellierung der Verweilzeiten ist es erforderlich, eine Vorstellung über die im Aquifer ablaufenden Strömungsvorgänge zu entwickeln. Bei mikro- und mesoskaligen Untersuchungsgebieten kann dies auf Basis einer numerischen Grundwassermodellierung erfolgen, bei der die Druckverhältnisse im Aquifer durch Berücksichtigung von Erkenntnissen aus Bohrdaten, Grundwasserständen und/oder hydrogeologischen Schnitten tiefenaufgelöst nachgebildet werden können.

Bei makroskaligen Untersuchungsgebieten stehen hingegen im Allgemeinen nur Datengrundlagen ohne Tiefenauflösung zur Verfügung. So weist beispielsweise die Hydrogeologische Übersichtskarte 1:100.000 (HÜK 100) von Nordrhein-Westfalen bzw. 1:200.000 (HÜK 200) von Niedersachsen zwar eine recht hohe laterale Auflösung auf, ihr sind jedoch kaum relevante Angaben über die Tiefenstruktur der Aquifere zu entnehmen. Da meistens auch keine Bohrprofile, Grundwasserstände oder hydrogeologische Schnitte in ausreichender Menge nutzbar sind, kann sich die Modellierung des Stofftransports im Grundwasser ausschließlich auf eine zweidimensionale Aufsicht auf den jeweiligen Grundwasserkörper beziehen.

Das WEKU-Modell (WENDLAND, 1992; KUNKEL, 1994; KUNKEL & WENDLAND, 1997; KUNKEL & WENDLAND, 1999) bietet die Möglichkeit, unter Berücksichtigung solcher zweidimensionaler Datengrundlagen eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten zu liefern. Es basiert auf einem analytischen zweidimensionalen rasterbasierten Ansatz, mit dem abgeschätzt werden kann, welche Zeiträume das in den Aquifer eingesickerte Wasser benötigt, um nach der Passage des obersten Grundwasserleiters einen Vorfluter oder aber eine Grundwassermessstelle, die im Abstrombereich des Grundwassers liegt, zu erreichen (siehe Abbildung 7). Die hierzu benötigten Informationen können durch Grundwassergleichenpläne und hydrogeologische Übersichtskarten zur Verfügung gestellt werden.

Das WEKU-Modell ist für die Betrachtung meso- und makroskaliger Einzugsgebiete entwickelt worden, in denen mit Verweilzeiten im Bereich von Jahren und Jahrzehnten zu rechnen ist. Die natürliche Heterogenität der betrachteten Aquifere, aber auch die Datenunsicherheiten aufgrund des Detaillierungsgrades der Datengrundlagen, werden durch eine stochastische Betrachtungsweise berücksichtigt (KUNKEL, 1994; KUNKEL & WENDLAND, 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilitäten der Modelleingabegrößen auf die berechneten Fließstrecken und Grundwasserverweilzeiten quantifiziert werden. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Fließstrecken bzw. Grund-

wasserverweilzeiten für jede Eintragszelle. Dies ermöglicht es, neben der Angabe mittlerer Werte auch Aussagen über Vertrauensbereiche zu treffen.

Die Modellierung umfasst drei Schritte. Im ersten Schritt wird zunächst aus den Grundwassergleichenplänen ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche des oberen Aquifers erstellt. Aus diesem Höhenmodell werden für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient $\bar{\nabla}j$ nach Betrag und Richtung sowie die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt. Im zweiten Schritt werden aus den Modelleingabegrößen Durchlässigkeitsbeiwert (k_f), nutzbarer Hohlraumanteil (n_f) und hydraulischer Gradient ($\bar{\nabla}j$) die Abstandsgeschwindigkeiten flächendifferenziert berechnet:

$$\vec{v}_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \bar{\nabla}j \quad \text{Gl. 4}$$

- mit: v_a : Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers (m/s)
 k_f : Durchlässigkeitsbeiwert der Grundwasser führenden Gesteine (m/s)
 n_f : nutzbarer Hohlraumanteil der Grundwasser führenden Gesteine (-)
 $\bar{\nabla}j$: hydraulischer Gradient (-)

Im dritten Schritt wird die Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer für jede Eintragszelle berechnet, wobei sich die Verweilzeit als Summe der Einzelverweilzeiten in allen Zellen entlang des Fließwegs vom Eintrags- bis zum Austragsort ergibt:

$$t(\bar{r}_0) = \int_{\bar{r}} \frac{dr}{v_a(r)} \quad \text{G. 5}$$

- mit: $t(r_0)$: Grundwasserverweilzeit für das Ausgangselement r_0 (s)
 \bar{r} : Ortsvektor einer Rasterzelle auf dem jeweiligen Fließweg (m)

Aufgrund der Diskretisierung des Untersuchungsgebietes in Rasterzellen kann das Integral in Gl. 5 durch eine Summation ersetzt werden. Die Verweilzeiten des Grundwassers ergeben sich dann durch die Addition der für die Einzelzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten über den gesamten Fließweg, d.h. im Allgemeinen über mehrere Zellen. Die prinzipielle Vorgehensweise zur Ableitung der Fließwege des Grundwassers vom Eintrittsort in den Aquifer bis zum Austritt in eine Monitoringmessstelle ist in Abbildung 7 illustriert. Dargestellt ist schematisch ein Aus-

schnitt des digitalen Höhenmodells der Grundwasseroberfläche und, durch die roten Punkte angedeutet, die Lage der Monitoring-Messstellen. Durch Pfeile sind die Fließrichtungen des Grundwassers in jeder Rasterzelle sowie exemplarisch drei vollständige Fließwege vom Eintritt des Sickerwassers in den Aquifer bis zum Austritt in eine Grundwassermessstelle dargestellt. Die dick gezeichneten Linien stellen die Einzugsgebietsgrenzen dar, die sich aus dem Höhenmodell ergeben.

Eine Abschätzung der Grundwasserverweilzeiten nach dem hier verwendeten Modellansatz ist streng genommen nur für Lockergesteinsaquifere möglich. Im Festgestein liegen häufig keine laminaren Strömungsverhältnisse vor, so dass das Darcy'sche Gesetz, mit dem das Geschwindigkeitsfeld berechnet wurde, nicht angewendet werden kann. Für die Festgesteinregionen stehen darüber hinaus keine flächendeckenden Datengrundlagen (Grundwassergleichenpläne) zur Verfügung. Dies gilt meist auch für die Übergangsbereiche zwischen Fest- und Lockergesteinsbereich, in dem zum Teil sehr heterogene Verhältnisse vorliegen und in denen eine konsistente, regionaltypische Verweilzeitenmodellierung kaum möglich ist. Werden die Grundwasserverweilzeiten dennoch nach dem obigen Verfahren für Festgesteinregionen berechnet, so gilt grundsätzlich, dass die ermittelten Werte immer nur grobe Anhaltswerte der tatsäch-

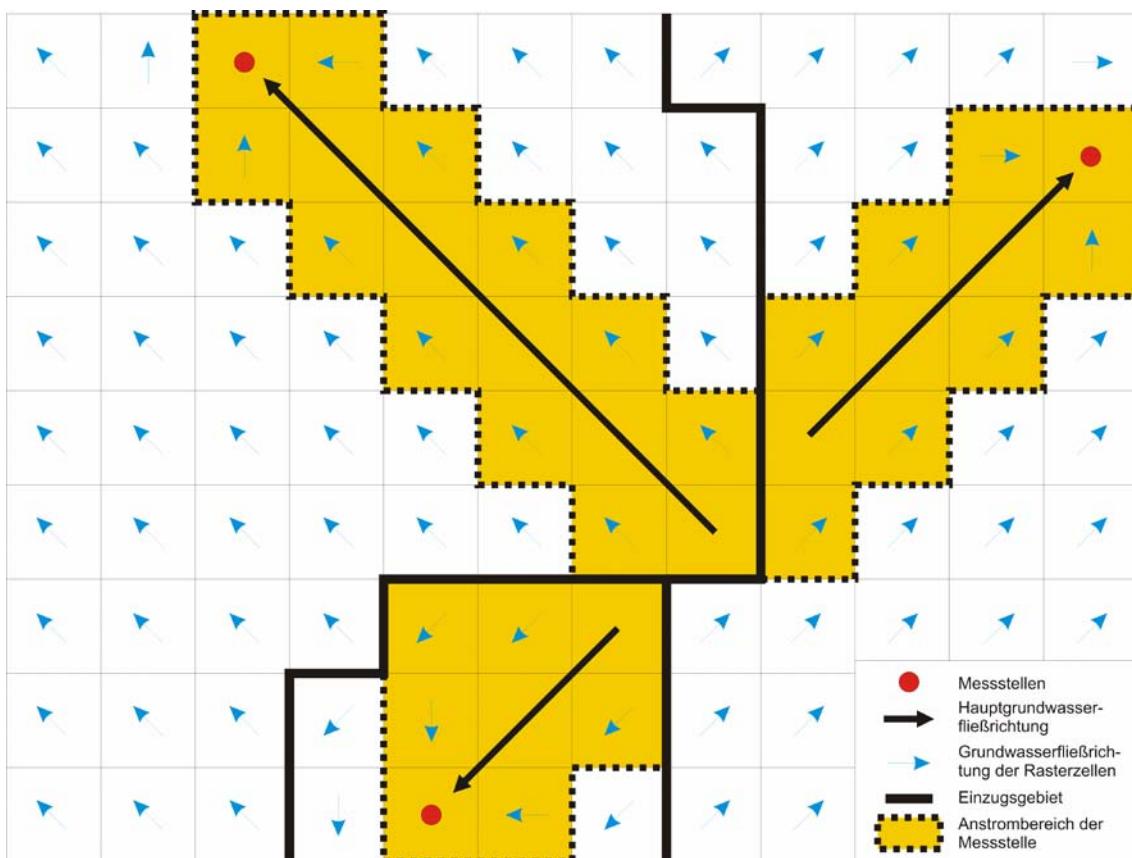


Abbildung 7: Ermittlung der Fließwege des Grundwasser im WEKU-Modell

lich auftretenden Grundwasserverweilzeiten darstellen. Zu berücksichtigen ist ferner, dass der Grundwasserabfluss in Festgesteineregionen eine häufig nur untergeordnete Rolle spielt, so dass sich die ausgewiesenen Verweilzeiten häufig nicht auf die dominierende Abflusskomponente beziehen.

A.2 Anwendung des Verfahrens für die Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutzprogrammen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für diffuse Nitratbelastungen des Grundwassers

Das Verfahren zur Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutzprogrammen wird in den folgenden Kapiteln A.2.1 und A.2.2 in zwei Untersuchungsgebieten in den Bundesländern Hessen und Nordrhein-Westfalen/Niedersachsen erprobt.

Hierbei fiel die Wahl auf zwei Gebiete, die von ihrer naturräumlichen und landwirtschaftlichen Struktur charakteristisch für viele Grundwasserkörper in Deutschland sind. Typisch für das Norddeutsche Flachland ist die in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen liegende Untersuchungsregion „Große Aue“, während das Untersuchungsgebiet „Schwalm“ in Hessen eine landwirtschaftlich genutzte Mittelgebirgsregionen repräsentiert.

Um den Zugang zu Daten, die für den Aufbau des konzeptionellen Modells unerlässlich sind, sicherzustellen wurden bereits im Vorfeld des Projektes Ansprechpartner in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Hessen kontaktiert, mit der Bitte, das Vorhaben durch die Bereitstellung von Daten für die ausgewählten Grundwasserkörper aktiv zu unterstützen:

HLUG (Dr. Fritzsche, Dr. Berthold)	Case study zur Nitratbelastung eines Grundwasserkörpers in mesozoischen Festgesteineregionen
LBEG (Dr. Elbracht, Dr. Schäfer)	Case study zur Nitratbelastung eines Grundwasserkörpers im nordwestdeutschen Tiefland
LANUV (Hr. Neumann)	Case study zur Nitratbelastung eines Grundwasserkörpers im nordwestdeutschen Tiefland

Den entsprechenden Institutionen und Fachkollegen aus den Bundesländern NRW, Niedersachsen und Hessen sei an dieser Stelle für die Bereitstellung der umfangreichen Daten für die ausgewählten Grundwasserkörper ausdrücklich gedankt.

A.2.1 Aufbau und Anwendung des Verfahrens im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

Die Anwendbarkeit des Verfahrens wurde für den Lockergesteinsbereich im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ in Niedersachsen/Nordrhein-Westfalen und für den Festgesteinbereich im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ in Hessen getestet.

A.2.1.1 Erklärung der Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen, beobachteten Belastungen und dem hydrogeologischen System im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

Das Untersuchungsgebiet „Große Aue“, das aus mehreren Grundwasserkörpern besteht, befindet sich im Einzugsgebiet der Weser an der Landesgrenze von Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. Er befindet sich linksseitig im Bereich der Mittelweser. Das Gebiet liegt im Großraum des nord- und mitteldeutschen Lockergesteins und umfasst die Naturräume des nord- und mitteldeutschen Mittelpaläozäns (Geestflächen) und der Niederungen im nord- und mitteldeutschen Lockergesteinsgebiet. Es hat eine Größe von 1517 km² und liegt in Niedersachsen in den Landkreisen Diepholz und Nienburg und in Nordrhein-Westfalen in den Landkreisen Minden-Lübbecke und Herford ([HTTP://WWW.NLWKN.NIEDERSACHSEN.DE](http://WWW.NLWKN.NIEDERSACHSEN.DE)).

Bei den Grundwasserkörpern handelt es sich auf niedersächsischer Seite um den Grundwasserkörper „Große Aue Lockergestein links“ (614 km²) und um den Grundwasserkörper „Große Aue Lockergestein rechts“ (399 km²). Der Grundwasserkörper „Große Aue Lockergestein links“ setzt sich aus den Teilräumen Syker Geest (442 km²), Diepholzer Moorniederung und Rinne von Hille (166 km²) sowie der Mittelweser-Aller-Leine Niederung (6 km²) zusammen. In dem Grundwasserkörper „Große Aue Lockergestein rechts“ finden sich folgende Teilräume: Börde Geest (76,4 km²), Diepenauer Geest (120,8 km²), Diepholzer Moorniederung und Rinne von Hille (158,5 km²), Mittelweser-Aller-Leine Niederung (43,3 km²). Auf nordrhein-westfälischer Seite liegen die Grundwasserkörper „Große Aue Lockergestein im Süden“ (112,4 km²), „Wiehengebirge“ (45,5 km²) und „Kreide-Schichten zwischen Stemwede und Petershagen“ (188,9 km²) ([HTTP://WWW.NLWKN.NIEDERSACHSEN.DE](http://WWW.NLWKN.NIEDERSACHSEN.DE)).

Es handelt sich geologisch um ein Gebiet des quartären Lockergesteins. Die Grundwasserkörper befinden sich in den hydrogeologischen Regionen "Nienburg-Sulinger-Geest" und "Diepholz-Sulinger-Moor-Niederung". Der Grundwasserleiter in der Nienburg-Sulinger-Geest wird aus saale- und elsterzeitlichen Schmelzwassersanden gebildet, die großflächig von einer wenigen Meter dicken Decke von Geschiebelehm bzw. Sandlöss überlagert ist. In der Diepholz-Sulinger-Moorniederung besteht der Grundwasserleiter aus weichselzeitlichen Niederungssanden über saale- und elsterzeitlichen Schmelzwassersanden. Die Grundwasserleiter der beiden Grundwasserkörper „Große

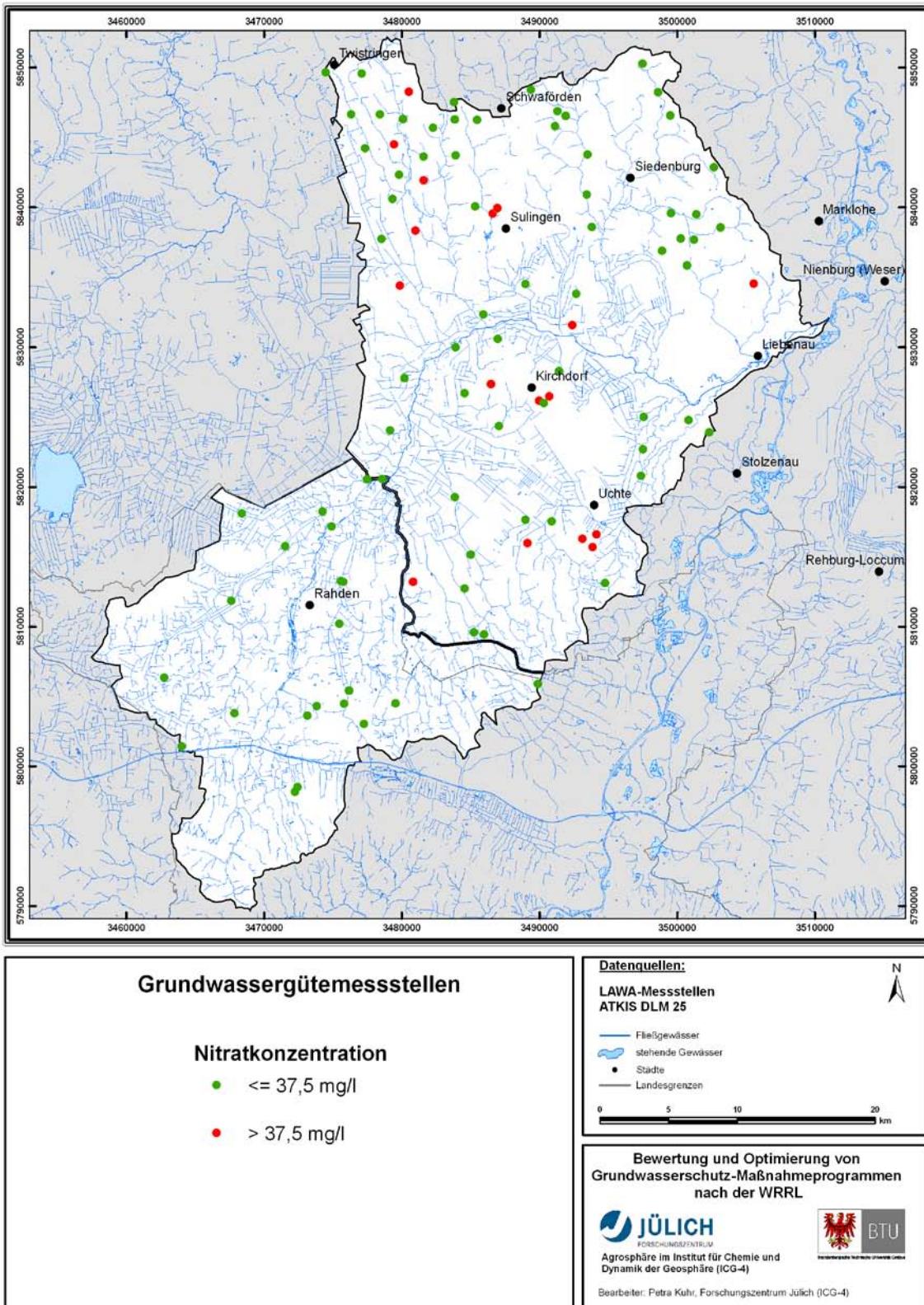


Abbildung 8: Zur Verfügung stehende Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

Aue Lockergestein links“ und „Große Aue Lockergestein rechts“ werden als silikatische Porengrundwasserleiter bezeichnet (<HTTP://WWW.NLWKN.NIEDERSACHSEN.DE>).

Das Klima ist durch ganzjährig gemäßigte Temperaturen und ausreichende Feuchtigkeit geprägt und wird somit als maritim bezeichnet. Der Niederschlag in dem Pilotgebiet „Große Aue“ beträgt im langjährigen Mittel 700 mm.

Zunächst wurde ein Überblick über die Nitratgehalte im Grundwasser im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ erstellt. Hierzu standen aus den Monitoringnetzen der Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen Messwerte von 107 Grundwassergütemessstellen zur Verfügung. Abbildung 8 zeigt die relativ homogene Verteilung dieser Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet „Große Aue“.

Die Grundwassergütemessstellen wurden hinsichtlich der gemessenen mittleren Nitratkonzentrationen klassifiziert. Bei den gemessenen Konzentrationen dominieren Werte unterhalb von 1 mg/l (vgl. Abbildung 9). In Tabelle 2 ist die statistische Auswertung der Grundwassermessstellen dargestellt. 20 Messstellen, d.h. 19 % aller Messstellen weisen Nitratgehalte $\geq 37,5$ mg NO₃/l. Bei der Umsetzung der EU-WRRL kommt diesem Wert eine besondere Bedeutung zu: 37,5 mg NO₃/l entspricht 75% des Schwellenwertes für Nitrat im Grundwasser von 50 mg NO₃/l. In der Grundwasserrichtlinie wurde die Konzentration eines Stoffes bei $\frac{3}{4}$ seines Grenzwertes als Vorwarnwert festgelegt. Wenn ein statistisch signifikanter Trend vorhanden ist, ist nach den Bestimmungen der Grundwasserrichtlinie bei Überschreitung dieses Werts eine Relevanzbetrachtung durchzuführen. Im Folgenden werden die 20 Messstellen mit einer Nitratkonzentration oberhalb des Vorwarnwertes von 37,5 mg NO₃/l Belastung über ein konzeptionelles Modell erklärt.

Tabelle 2: Statistik der Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

Auswertung	Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5$ mg/l (3/4 des Trinkwassergrenzwertes)
Anzahl Messstellen	107
Maximum	212 mg NO ₃ /l
Minimum	0 mg NO ₃ /l
Median	2 mg NO ₃ /l
Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5$ mg/l	20
Mittelwert	25 mg NO ₃ /l

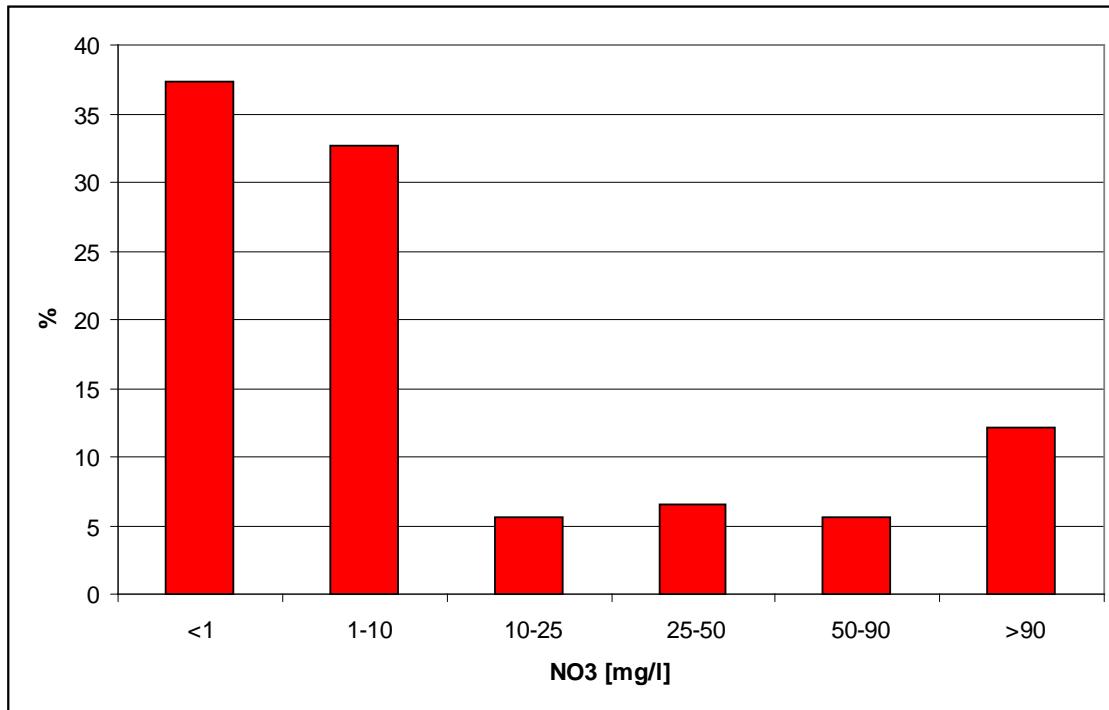


Abbildung 9: Häufigkeitsverteilung aller Messwerte im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

Berücksichtigung der Landnutzung

Im Konzeptionellen Modell dieses Untersuchungsgebietes geht man davon aus, dass Nitratbelastungen vorwiegend durch landwirtschaftliche Nutzung verursacht werden. Um zu ermitteln, wie viele der belasteten Messstellen hierdurch erklärt werden können, wurde zunächst die Verteilung der Landnutzung auf der Basis des ATKIS DLM 25 ermittelt. Aus der Landnutzung können Gebiete mit potenziell hohen Nitrateinträgen abgeleitet werden. Solche Einträge sind v.a. unter landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen zu erwarten. Ein hoher Düngemittelleinsatz führt neben höheren landwirtschaftlichen Erträgen häufig auch zu hohen N-Überschüssen (LAWA, 1995). Abbildung 10 zeigt die Landnutzung im Untersuchungsgebiet „Große Aue“.

Insgesamt werden 74 % der Fläche des Untersuchungsgebiets landwirtschaftlich genutzt. (siehe Abbildung 10). Aber nur 12 der 20 Messstellen mit Nitratwerten > 37,5 mg/l liegen tatsächlich auch unter landwirtschaftlich genutzten Flächen.

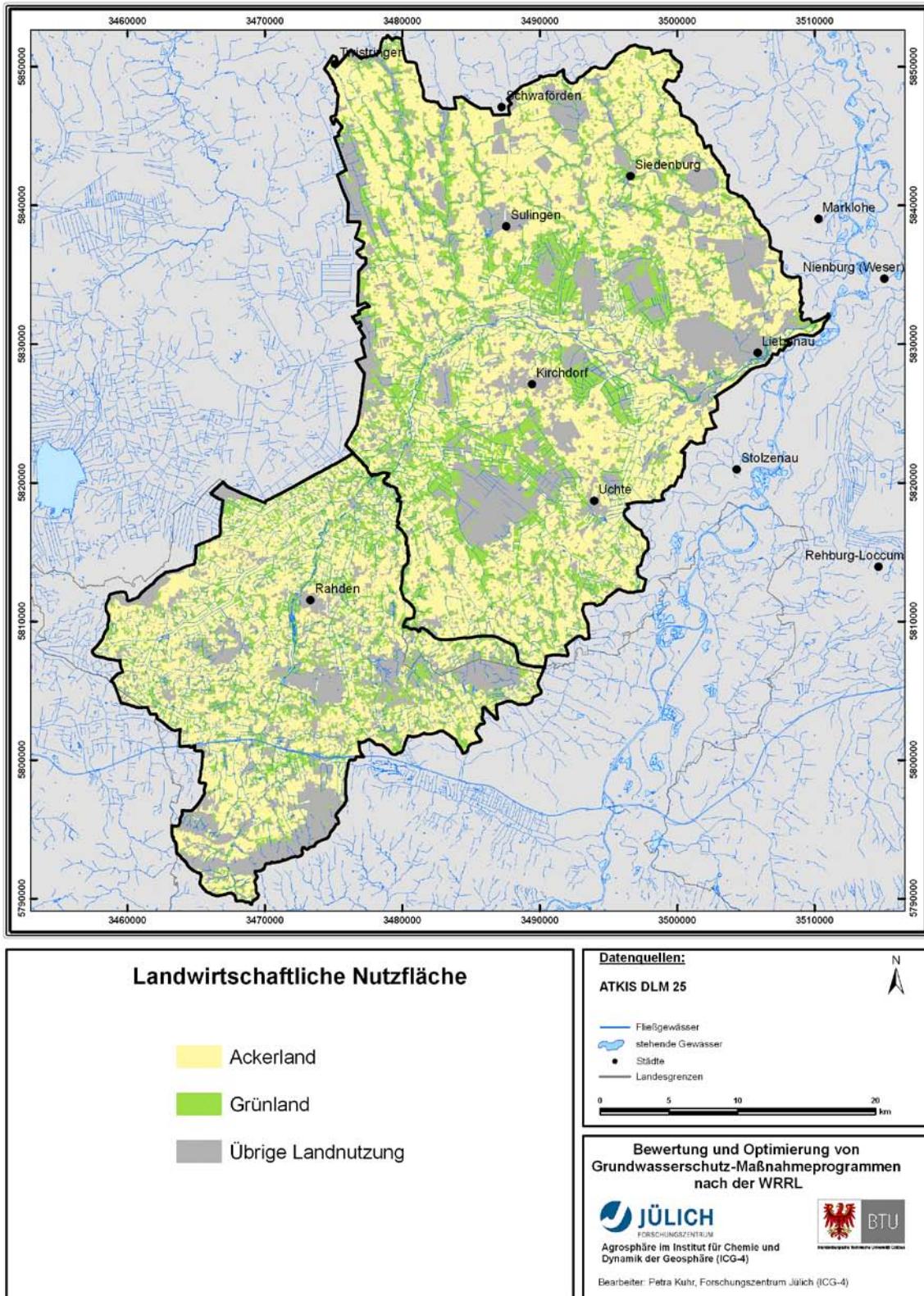


Abbildung 10: Landwirtschaftliche Nutzfläche im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

Berücksichtigung der Hydrodynamik

Acht der 20 Grundwassergütemessstellen mit Nitratwerten > 37,5 mg/l liegen unter nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen. Die erhöhten Nitratkonzentrationen an diesen Messstellen lassen sich somit nicht allein mit der Landnutzung erklären. Neben der direkten Landnutzung im unmittelbaren Umfeld der Messstelle ist natürlich auch der weitere Einzugsbereich von großer Bedeutung. Im nächsten Schritt wird untersucht, ob die Nitratbelastung aus dem Einzugsgebiet der Messstelle stammen kann. Hierfür wird die Grundwasserdynamik (Fließrichtung) mit in die Betrachtung einbezogen. Nitrat besitzt nach HUDEC (2003) eine hohe Mobilität, ein mittleres Transformationspotenzial und ein hohes stoffspezifisches Ausbreitungspotenzial. Unter Berücksichtigung der Lage des Untersuchungsgebietes „Große Aue“ im Lockergestein und des Fehlens signifikanter Deckschichten, ist mit einer lateralen Ausbreitung des Stoffes mit dem Grundwasserstrom zu rechnen. HUDEC (2003) gibt für punktuelle Quellen bei einem hohen standort- und stoffspezifischen Ausbreitungspotenzial eine Fahnenlänge von 2.500 Metern an, in denen der Stoff nachgewiesen werden kann. Um einen eindeutigen Bezug zur landwirtschaftlich genutzten Fläche herzustellen und die erhöhten Messwertkonzentrationen zu begründen, wurde ein Anstrombereich von nur 500 m betrachtet, der laut HUDEC (2003) bereits bei einem geringen standort- und stoffspezifischen Ausbreitungspotential auftritt. Bei einer größeren Entfernung zur Messstelle kann es bereits zu Verdünnungseffekten kommen, so dass sich zwar Nitrat nachweisen lässt, eine Grenzwertüberschreitung jedoch nicht stattfindet.

Um den Anstrombereich von 500 m zu berücksichtigen, wurden Informationen aus digitalen Grundwassergleichenplänen und modellierte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser herangezogen. In Abbildung 11 ist das Vorgehen exemplarisch an einer Messstelle im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ dargestellt. Abbildung 11 zeigt, dass die Grundwassergütemessstelle mit erhöhten Nitratkonzentrationen im Wald liegt. Dort sind zunächst keine hohen Konzentrationen zu erwarten. Betrachtet man jedoch den Anstrombereich der Messstelle, so wird deutlich, dass die erhöhten Konzentrationen ihre Ursache in den landwirtschaftlich genutzten Flächen der Umgebung haben müssen.

Im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ konnten hohe Nitratgehalte an sieben der acht Messstellen unter nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen erklärt werden. In allen diesen Fällen waren die hohen Konzentrationen durch Nitrateinträge im Einzugsbereich der Messstellen begründet. Die hydrodynamische Situation in den Grundwasserkörpern sollte daher beim Aufbau eines großräumigen konzeptionellen Modells immer mit einbezogen werden.

Berücksichtigt man diese Information im konzeptionellen Modell, so sind zwar weiterhin 74 % der Grundwasserkörper „Große Aue“ als gefährdet einzustufen, aber 19 der 20

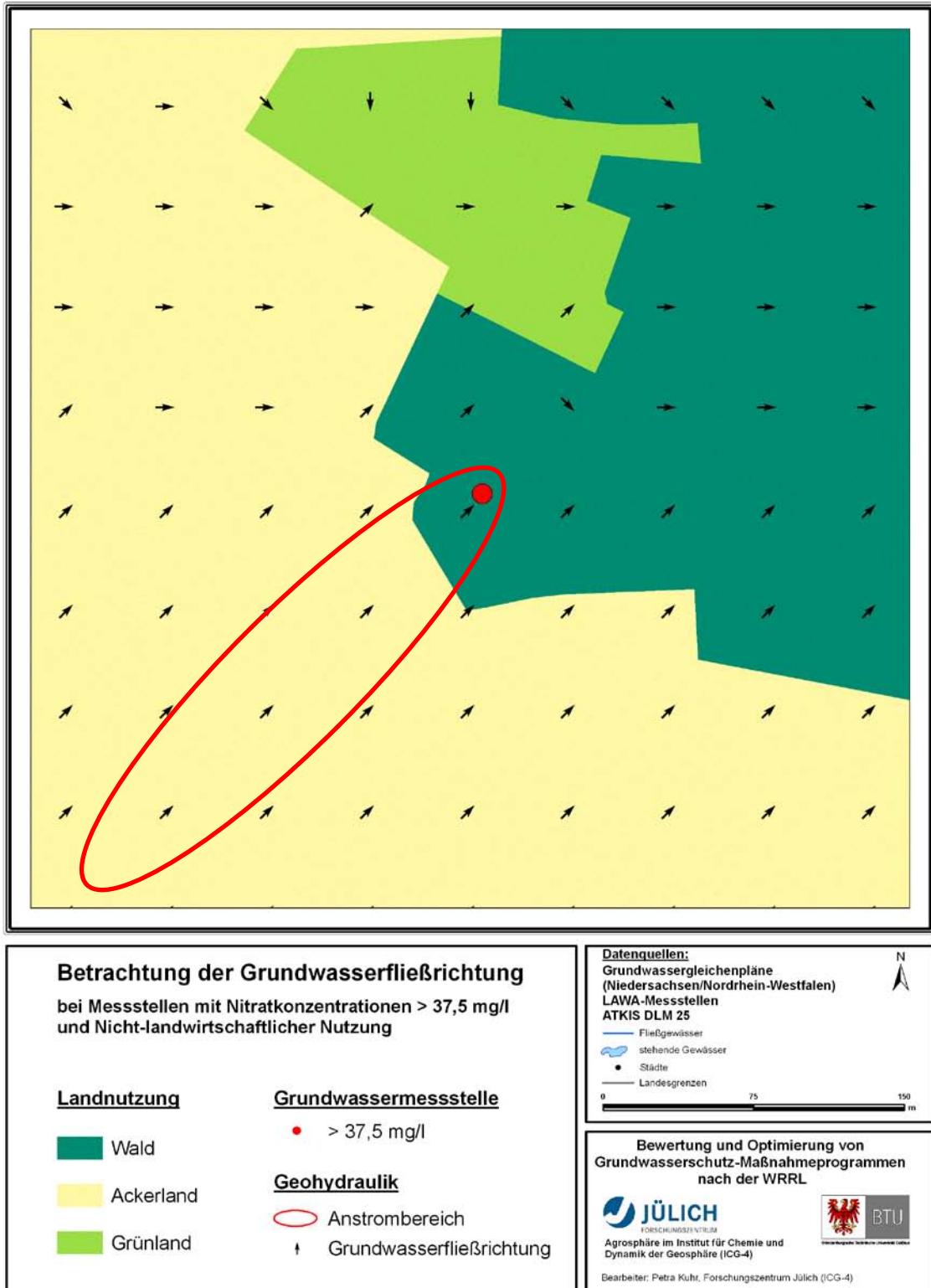


Abbildung 11: Grundwasserfließrichtung an einer Messstelle im Untersuchungsgebiet „Große Aue, Anstrombereich 500 m“

Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5 \text{ mg/l}$ können erklärt werden. Im nächsten Schritt wird untersucht, ob sich durch Einbeziehung weiterer Flächendaten die als gefährdet ausgewiesenen Flächen reduzieren lassen.

Berücksichtigung weiterer digitaler Datengrundlagen

Mit der Berücksichtigung der Landnutzung und der hydrodynamischen Situation in den Grundwasserkörpern lassen sich 19 der 20 Messstellen mit hohen NO_3^- -Konzentrationen erklären. Dennoch gelten dabei immer noch 74% der Fläche der Grundwasserkörper als gefährdet, was eine Bewertung bzw. Optimierung der eingeleiteten Maßnahmenprogramme erschwert.

Aus diesem Grund wurden weitere Datengrundlagen in das konzeptionelle Modell integriert, von denen erwartet werden kann, dass sie Rückschlüsse auf Teilgebiete mit erhöhten Einträgen erlauben. Hierzu zählen z.B. die Denitrifikationsbedingungen des Bodens. Diese werden maßgeblich durch den Grundwasser- und Staunässeeinfluss, den C_{org} -Anteil und den pH-Wert eines Bodens bestimmt. Bei guten Denitrifikationsbedingungen wird potenziell weniger Nitrat ins Grundwasser ausgewaschen.

Für die Differenzierung des Nitratabbauvermögens im Boden kann auf eine vom Niedersächsischen Landesamt für Bergbau, Geologie und Umwelt (LBEG) kürzlich fertig gestellte Studie zurückgegriffen (LBEG 2008) werden, in der das Denitrifikationspotential für die Böden Niedersachsens ausgewiesen wurde. Dabei wurden in Abhängigkeit von Bodentyp und Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsraten unterschieden (siehe Tabelle 3).

Abbildung 12 zeigt die Einstufung der Böden in den Grundwasserkörpern „Große Aue“ hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens basierend auf der Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50) bzw. der Bodenkarte 1:50.000 (BK 50). Gute Denitrifikationsbedingungen ergeben sich danach vor allem für stau- und grundwasserbeeinflusste Auenböden in den Niederungsregionen sowie bei Böden mit hohem Kohlenstoffgehalt, z.B. Niedermoore und Hochmoore. Als Böden mit schlechten Denitrifikationsbedingungen werden v.a. kohlenstoffarme sandige Böden eingestuft.

Zusätzlich zu den Denitrifikationsbedingungen im Boden können auch Informationen über den Grundwasserflurabstand herangezogen werden (Abbildung 13), wobei davon ausgegangen wird, dass hoch anstehendes Grundwasser die Ausbildung sauerstofffreier Zonen im Boden mit erhöhten Gehalten an organischer Substanz begünstigt. Bei diesen Standortbedingungen würde der mikrobielle Abbau von Nitrat in der Bodenzone gefördert, so dass die Nitrateinträge ins Grundwasser vermindert werden. Vergleichbare Bedingungen liegen in Entlastungsgebieten vor. Hierbei handelt es sich um Gebiete mit dominierender Grundwasserzehrung, aufsteigenden Druckgradienten und einem

Grundwasserflurabstand von weniger als zwei Metern. Wegen der geringen Grundwasserüberdeckung gelten Entlastungsgebiete grundsätzlich als Gebiete mit hoher Empfindlichkeit des Grundwassers. Die Auswirkungen von Stoffeinträgen sind jedoch wegen der aufwärts gerichteten Grundwasserbewegung häufig räumlich begrenzt (s. Kapitel 4.2).

Im Hinblick auf die Ausweisung der gefährdeten Regionen zeigte sich, dass die Flächen mit guten Denitrifikationsbedingungen im Boden weitestgehend mit den Flächen mit geringen Grundwasserflurabständen übereinstimmen, da der Grundwassereinfluss in die Ableitung der Denitrifikationsbedingungen einfließt. Aus diesem Grund können beim Aufbau des konzeptionellen Modells die Denitrifikationsbedingungen im Boden und der Grundwasserflurabstand synonym verwendet werden.

Tabelle 3: Denitrifikation in der Wurzelzone (LBEG, 2008)

Nr.	Denitrifikationsstufen Bezeichnung	Rate kg N/ha/a	Grund-/ Stauwas- sereinfluss	Geologische Ausgangs- substrate	Bodentypen (Beispiele)
1	sehr gering	< 10 [10]	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[gering humos] flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syrosem1), Ranker, Regosol1), Rendzina, Braunerde1), Podsol1)
2	gering	10 – 30 [20]	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[humos] Alluvium, Kolluvium; schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina1), Para- braunerde1), Pelosol, Tschernosem2), Au- enboden2), Kolluvisol1), Plaggenesch1)
			[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand- Gley); Pseudogley
3	mittel	30 – 50 [40]	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] schluffig-lehmige Locker- gesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseudogley-Gley, Haftnässsepseudogley
4	hoch	50 – > 150 [60]	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[humos] nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Gley-Auenboden3)
			Grundwasser nur zeitweise im Torfkörper	[Torfe] Hoch- und Niedermoortor- fe	Niedermoor, Hoch- moor
5	sehr hoch	>> 150 [100]	[nass] ganzjähriger Grundwasserein- fluss (MHGW ≤ 6 dm)	[humos – reduzierter Schwefel] Tschernosem, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine, (Gesteine mit hohem Anteil an C und reduziertem S4))	Gley-Tschernosem, Marschböden
				[Torfe] Torfe, torfhaltige Substra- te, organische Mudden	Niedermoor, Hoch- moor, Moorgley, Organomarsch

(GÄTH ET AL. 1997, NLfB-Arbeitskreis „Bodenkundliche Beratung in WSG“, modifiziert)

- 1) bei mittleren bis starken Gley- oder Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher
- 2) bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher
- 3) bei organischer Substanz > 1 % oder Sulfitvorkommen im gesättigten Bereich eine Stufe höher
- 4) z. B. Lias, Untere Kreide und Braunkohle- bzw. pyrithaltige Geschiebelehme

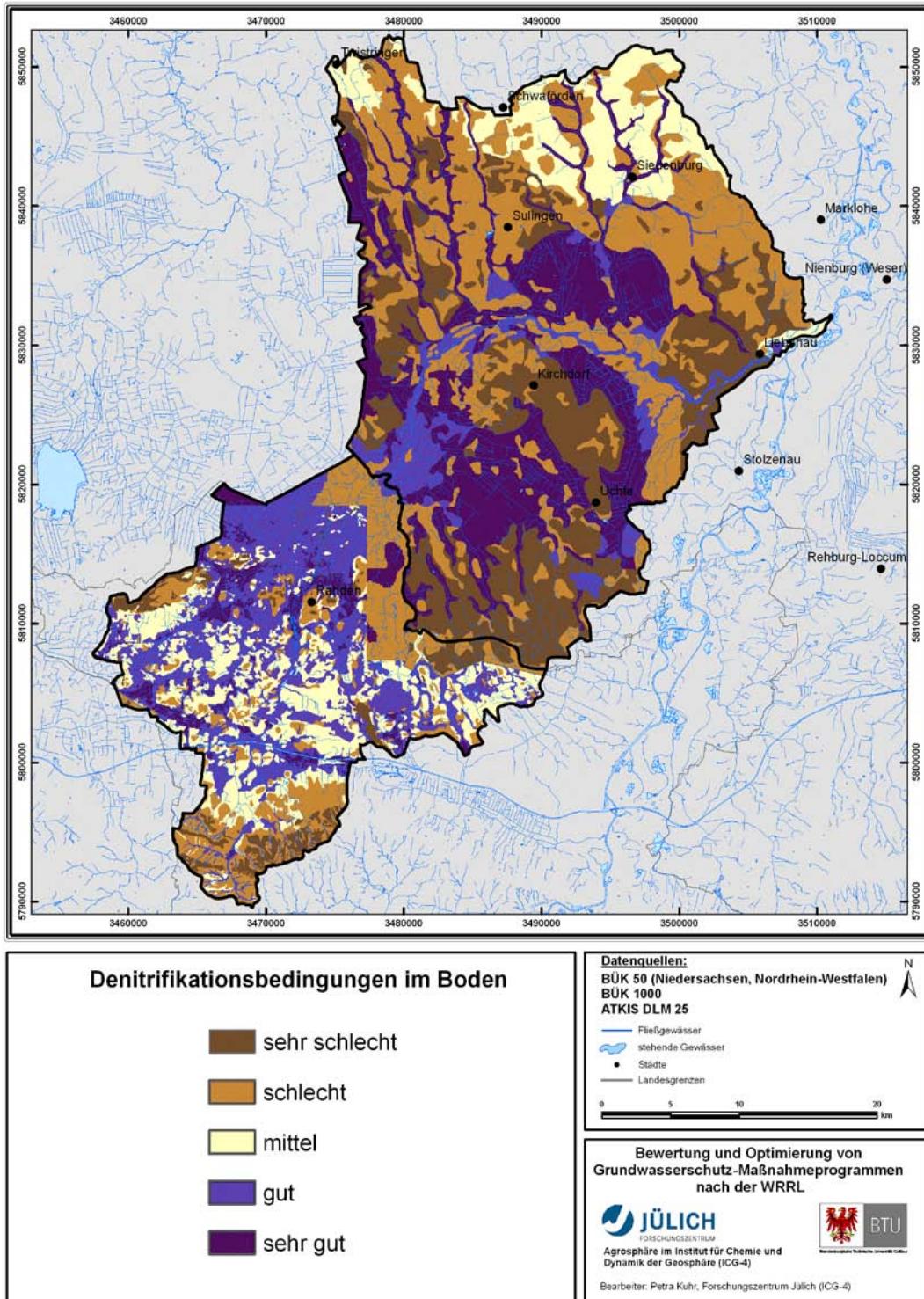


Abbildung 12: Denitrifikationsbedingungen im Boden

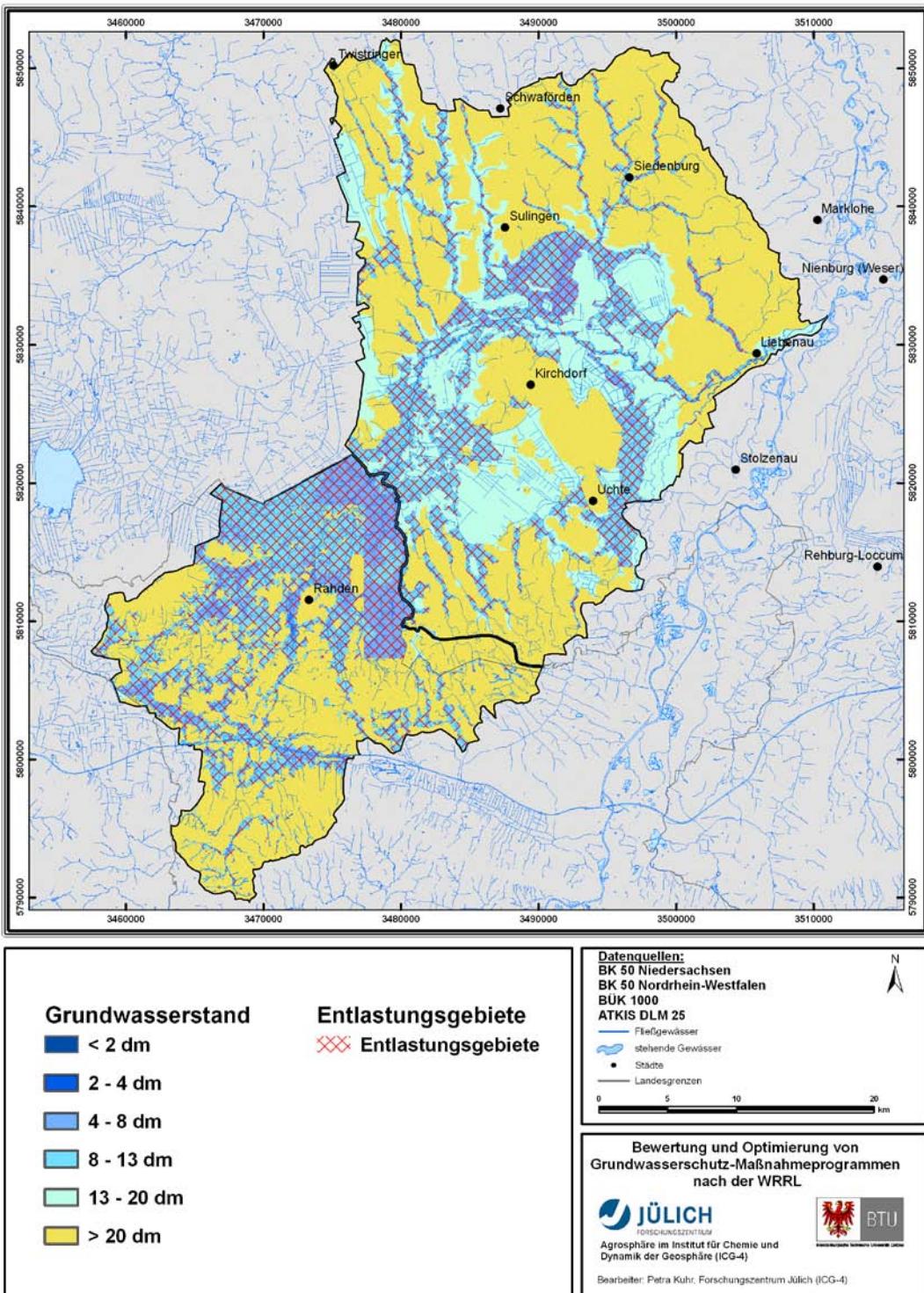


Abbildung 13: Grundwasserstände und Entlastungsgebiete im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

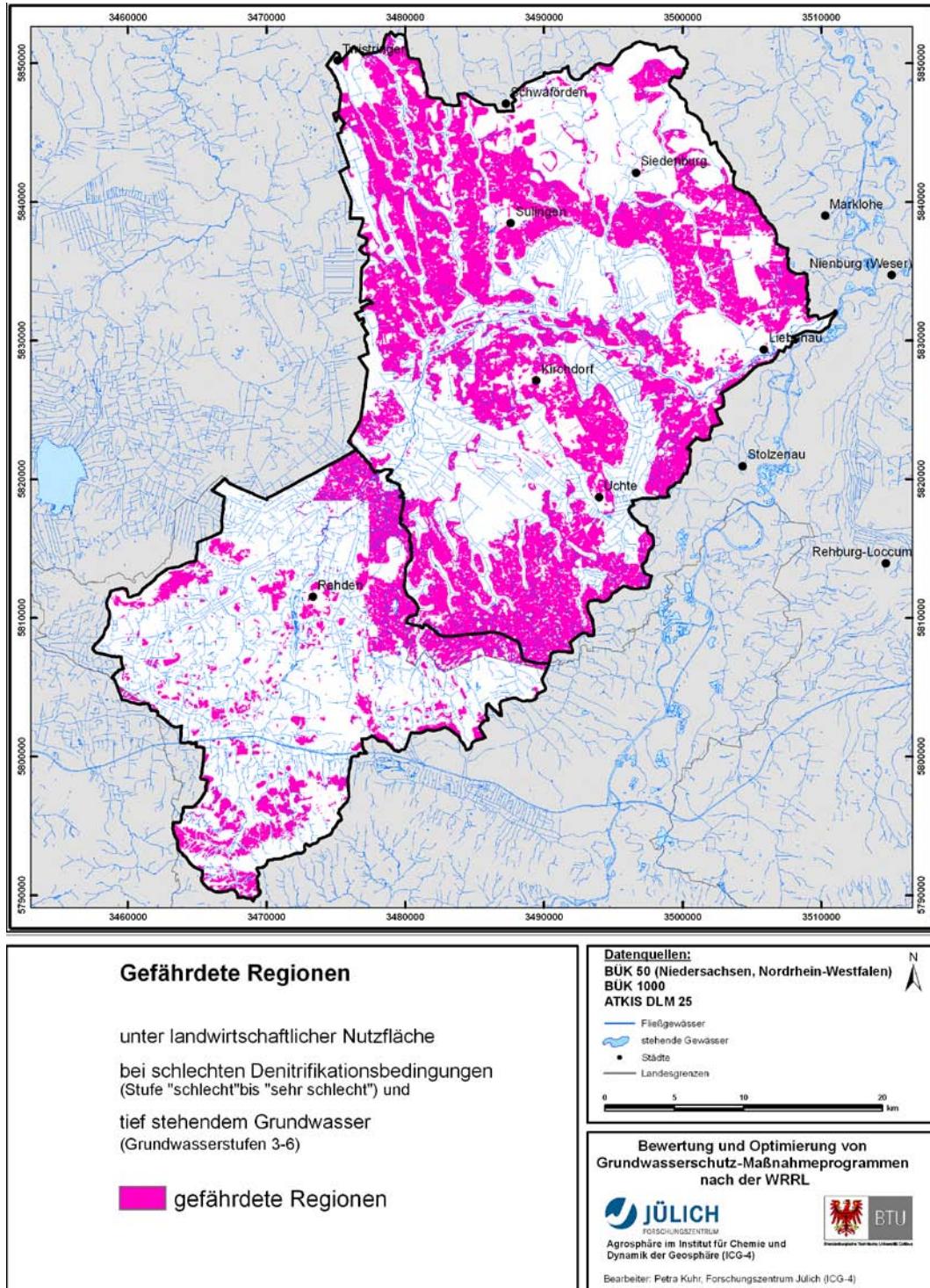


Abbildung 14: Gefährdete Regionen für diffuse N-Einträge unter Berücksichtigung der landwirtschaftlich genutzten Flächen und des Grundwasserstandes

Gefährdete Regionen sind demnach landwirtschaftlich genutzte Flächen mit schlechten Denitrifikationsbedingungen im Boden, bzw. landwirtschaftlich genutzte Flächen bei großen Grundwasserflurabständen. Grenzt man die Fläche der Grundwasserkörper auf die Fläche der gefährdeten Regionen ein, sind im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ nur noch 35 % der Fläche als gefährdet einzustufen (Abbildung 14). Innerhalb dieser Flächen liegen überdies 19 der 20 oben genannten Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5$ mg/l

Berücksichtigung vorliegender Modellergebnisse

Um die gefährdeten Flächen im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ noch weiter einzuzgrenzen, wurden weitere Modellergebnisse in das konzeptionelle Modell einbezogen. Ein möglicher Datensatz ist der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss vor dem Hintergrund, dass bei einem hohen Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss die Gefahr der Nitratverlagerung vom Boden ins Grundwasser besonders hoch ist (Abbildung 15).

Für die Grundwasserkörper „Große Aue“ wurden diese Daten im Rahmen des EU LIFE Projektes WAGRICO (www.wagraco.de) basierend auf dem Wasserhaushaltsmodell GROWA (KUNKEL & WENDLAND, 2002) abgeleitet. Die Grundwasserkörper „Große Aue“ weisen Anteile der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss von unter 40 % bis über 80 % auf. Besonders im niedersächsischen Teil des Untersuchungsgebietes liegen die Anteile häufig über 80 %, so dass gerade dort eine große Gefahr der Nitratauswaschung ins Grundwasser besteht. Die Messwerte der Messstellen spiegeln diese Differenzierung in hohem Maße wieder. Verschneidet man die Gebiete hoher Grundwasserneubildung mit den übrigen gefährdeten Flächen, so reduziert sich das Gebiet mit dem höchsten Grundwassergefährdungspotential erheblich.

Die Berücksichtigung dieser Datengrundlage reduziert den als gefährdet einzustufenden Anteil der Fläche der Grundwasserkörper auf 28 %. Weiterhin liegen 19 der 20 Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5$ mg/l unter diesen Flächen. Die Einbeziehung der vorliegenden Modellergebnisse zur Grundwasserneubildung hat daher zu einer weiteren Eingrenzung der besonders gefährdeten Flächen geführt.

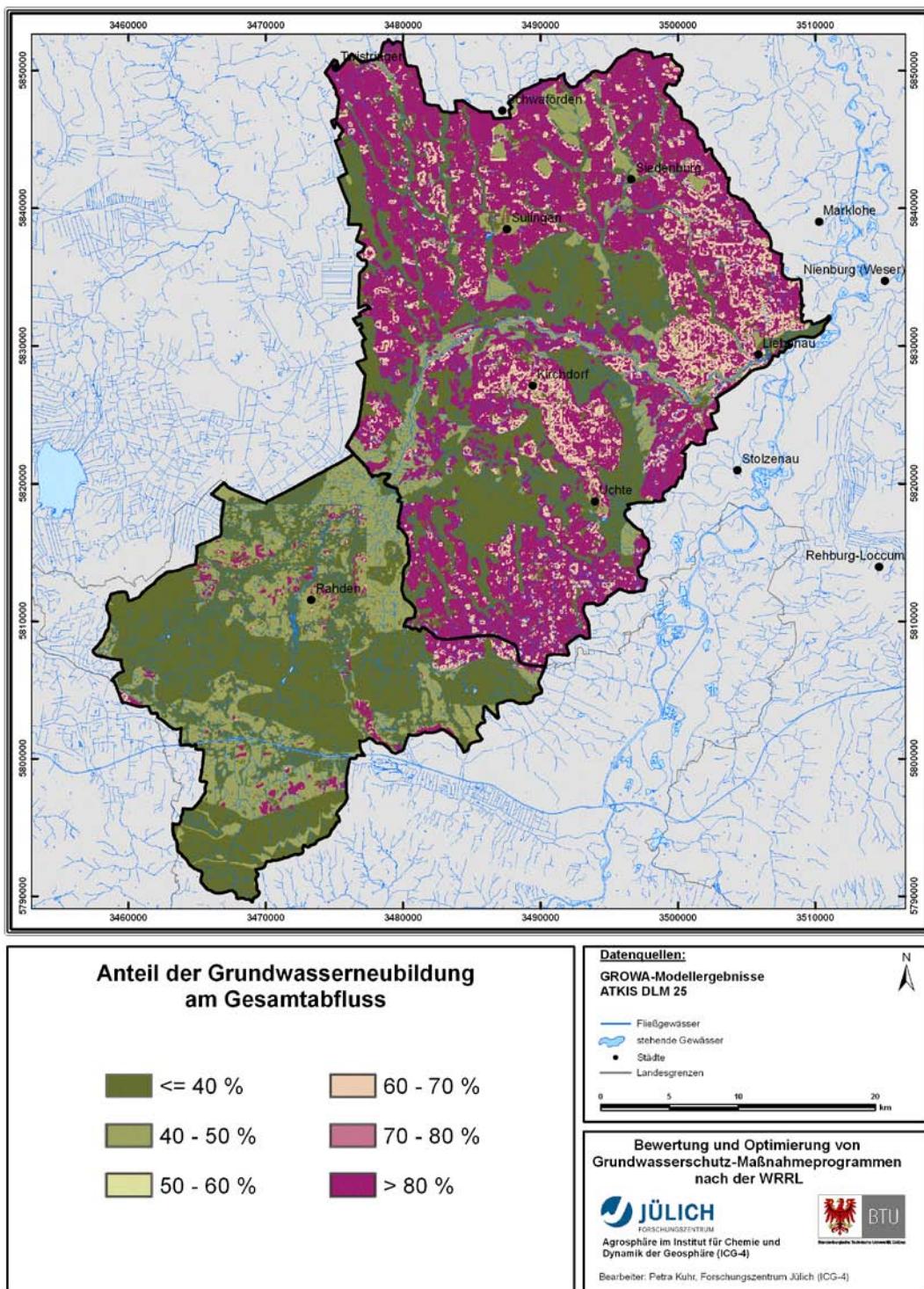


Abbildung 15: Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss

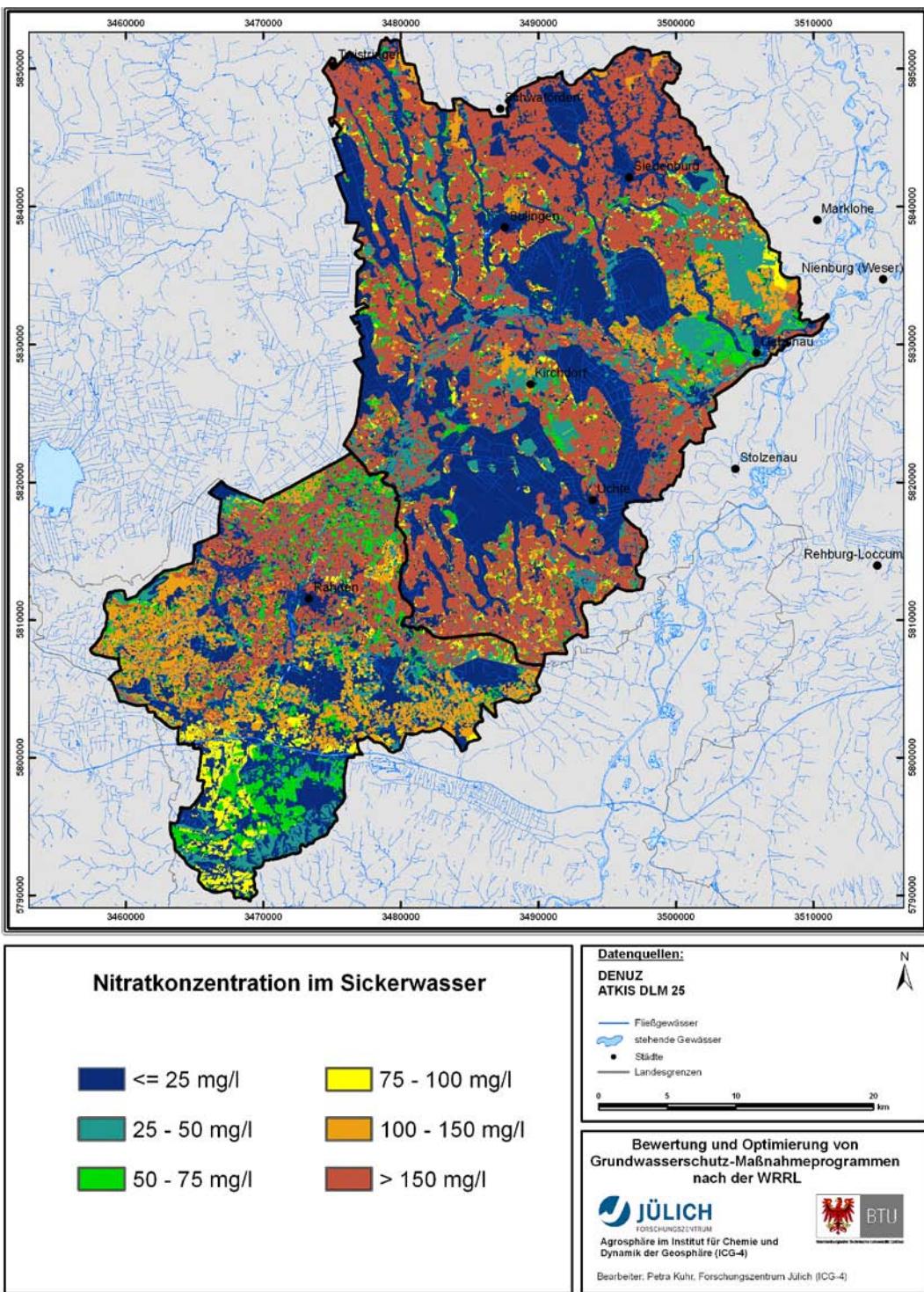


Abbildung 16: Berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

Als weiterer modellierter Datensatz kann für die Grundwasserkörper „Große Aue“ die potenzielle Nitratkonzentration des Sickerwassers (Abbildung 16) in das konzeptionelle Modell integriert werden. Je höher die modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser ist, desto höher ist der potenzielle N-Eintrag ins Grundwasser. Flächen mit hohen gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser sollten mit den Flächen korrelieren, für die hohe Sickerwasserkonzentrationen berechnet wurden. Liegen Informationen über die Sickerwasserhöhe sowie Stickstoffbilanzüberschüsse im Boden vor, kann durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden (vgl. KUNKEL & WENDLAND, 2006; KUNKEL ET AL., 2007). In den Grundwasserkörpern „Große Aue“ variieren die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zwischen weniger als 25 mg/l und über 150 mg/l (Abbildung 16).

Durch die Einbeziehung der Modellergebnisse zur Nitratkonzentration im Sickerwasser wurde die gefährdete Fläche um weitere 2% reduziert, so dass noch 26 % der Fläche der Grundwasserkörper als gefährdet einzustufen sind. Insgesamt hat dies aber nur zu einer geringfügigen Einengung der besonders gefährdeten Flächen geführt. Da die Flächen mit hohen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zudem weitgehend mit den Flächen übereinstimmen, für die hohe Anteile an der Grundwasserneubildung vorliegen, können beide Modellergebnisse beim Aufbau des konzeptionellen Modells synonym verwendet werden.

Unabhängig davon ist die modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser ein geeignetes „Bewertungs- und Optimierungskriterium“ zur Prüfung, ob eingeleitete Maßnahmenprogramme die kritischen Flächen abdecken und die angestrebte Höhe der Minde rung dazu führt, dass die betreffenden Grundwasserkörper den guten Zustand erreicht (vgl. Kap. A 2.1.2 und Kap. A 2.1.3).

Fazit zur Anwendung des großräumigen konzeptionellen Modells im GWK „Große Aue“

In Tabelle 4 ist eine Übersicht über die im konzeptionellen Modell berücksichtigten Daten mit den jeweiligen Zwischenergebnissen zur Eingrenzung der gefährdeten Flächen dargestellt. Es ist davon auszugehen, dass die verfügbaren Daten ausreichen, um die Belastungssituation im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ hinreichend zu beschreiben.

Tabelle 4: Übersicht über die eingegangenen Datengrundlagen und Modellergebnisse

Gesamtfläche verschnitten mit Daten zur:	Flächenanteil des gefährdeten Gebietes	Anzahl der Messstellen $\geq 37,5 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ im gefährdeten Gebiet
Landnutzung	74 %	12 von 20
Fließrichtung des Grundwassers	74 %	19 von 20
Denitrifikationsbedingungen im Boden oder Grundwasserstand	36 %	19 von 20
Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss	28 %	19 von 20
Nitratkonzentrationen im Sickerwasser	26 %	19 von 20

Die Einbeziehung von Modellergebnissen zum Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss und zur Nitratkonzentration im Sickerwasser hat die gefährdete Fläche um nur wenige Prozentpunkte weiter eingegrenzt. Auf eine Verschneidung mit diesen beiden Informationen könnte im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ deshalb verzichtet werden. Um die Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen und dem hydrogeologischen System in den Grundwasserkörpern „Große Aue“ zu beschreiben und die erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu erklären, würde daher eine mittlere DetAILierungsstufe des konzeptionellen Modells ausreichen. Umgekehrt bestätigt die gute Übereinstimmung der Flächen, dass vorrangig hier Maßnahmenprogramme durchgeführt werden müssten.

A.2.1.2 Erforderlicher Umfang der N-Reduktion zur Erreichung von Qualitätszielen im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

In Abbildung 16 wurde die berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser dargestellt, die sich aus den aktuellen N-Überschüssen ergibt. Auf diese Weise wurde die aktuelle Belastungssituation charakterisiert und „hot-spot“-Flächen identifiziert. Auf Basis der so ermittelten Nitratkonzentration im Sickerwasser können die maximal tolerierbaren N-Überschüsse berechnet werden, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l erreicht werden soll (Handlungsbedarf).

In Aquiferen mit reduzierendem Milieu werden trotz hoher N-Einträge oftmals nur geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet. Der Grund hierfür sind Denitrifikationsprozesse, die in Abwesenheit von Sauerstoff und bei Anwesenheit von orga-

nischen Kohlenstoff und/oder Pyritverbindungen und bei genügend langer Verweilzeit des Nitrats im Aquifer zu einer signifikanten Reduzierung der Nitratkonzentration führen können (WENDLAND & KUNKEL, 1999). Viele Aquifere im Norddeutschen Flachland zeigen solche Bedingungen (WENDLAND ET AL., 2005). Der Nitratabbau im Grundwasser ist mit einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Inventars des Aquifers (org. C, Pyrit) verbunden (KÖLLE, 1990). Sind diese Stoffe verbraucht, ist ein Nitratabbau nicht mehr möglich, so dass die Nitratkonzentrationen im Grundwasser stark ansteigen können (Nitratdurchbruch). Dies ist in der Vergangenheit auch schon für eine Reihe von Brunnen beobachtet worden (ROHMANN & SONTHEIMER, 1985).

Damit die Denitrifikationskapazität des Grundwassers über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, sollten die N-Einträge in das Grundwasser so weit wie möglich reduziert werden. Als Umweltziel für das Grundwasser wird allgemein eine mittlere langjährige Nitratkonzentration von weniger als 50 mg/l festgelegt. Wenn dieser Wert in der Nitratkonzentration des Sickerwassers nicht überschritten wird, ist sichergestellt, dass die EU-Grundwasser-Qualitätsnorm von 50 mg NO₃/l in allen Fällen eingehalten werden kann, d.h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und eines konstanten Denitrifikationspotenzials im Boden ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt durch die Höhe der N-Überschüsse bestimmt. Durch eine „Rückwärtsrechnung“ ist es dann möglich, den maximalen N-Überschuss aus der Landwirtschaft zu berechnen, der unter Berücksichtigung der Denitrifikation im Boden zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss kann daraus der Minderungsbedarf bestimmt werden.

Bezieht man das Umweltziel (50 mg NO₃/l im Sickerwasser) auf jede einzelne Rasterzelle (100 m²), so ergibt sich für die bei der Bestandsaufnahme als „at risk“ bzw. in der Zielerreichung als „gefährdet“ eingestuften Grundwasserkörper „Große Aue“ das in Abbildung 17 dargestellte Bild der notwendigen Nitratreduzierung. Für viele Teilflächen (Raster) der Grundwasserkörper „Große Aue“ beträgt der Minderungsbedarf durch Agrar-Umweltmaßnahmen bis zu 60 kg N / (ha*a) oder mehr. Dieser hohe Reduktionsbedarf ist ein typischer Wert für viele intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen, insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Viehproduktion und entsprechend hohem Anfall an Wirtschaftsdünger.

Da die Wasserrahmenrichtlinie die Durchführung von Maßnahmenprogrammen explizit für die Grundwasserkörper und nicht für jede Teilfläche fordert, wurde das Minderungsziel zusätzlich als Mittelwert über alle landwirtschaftlich genutzten Teilflächen innerhalb der Grundwasserkörper angegeben. Hierbei ergab sich ein mittlerer N-Minderungsbedarf für die landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Größenordnung

von 40 kg N / (ha*a). Die Möglichkeit eines Ausgleichs zwischen den landwirtschaftlich genutzten Gebieten könnte daher helfen, den N-Minderungsbedarfs in den am meisten betroffenen Regionen zu verringern.

Im niedersächsischen Teil der Untersuchungsregion „Große Aue“ sind aufbauend auf dem über die Nitratkonzentration im Sickerwasser hergeleiteten Minderungsbedarf im Zuge des EU LIFE Projektes WAGRICO praxistaugliche Wege zur Reduktion der Belastungen entwickelt worden, die sowohl wirtschaftlich als auch im Hinblick auf die Belastung des Grundwassers effektiv sind (WWW.WAGRICO.DE).

Für weniger gut untersuchte Grundwasserkörper ergibt sich aus der Betrachtung des notwendigen Minderungsbedarfes für das Grundwasser ein Orientierungswert für das zu erbringende Reduzierungsniveau. Anhand des LAWA-Maßnahmenkatalogs (siehe Tabelle 1) können dann geeignete Maßnahmen mit einem angepassten Reduktionspotential ausgewählt und zur Anwendung gebracht werden. Falls der erforderliche N-Minderungsbedarf die in Tabelle 1 aufgeführten N-Minderungspotentiale der Maßnahmen übersteigt, lassen sich darüber hinaus relativ zielsicher und konsistent die Regionen bzw. Grundwasserkörper identifizieren, in denen die Qualitätsziele für das Grundwasser mit keiner der gängigen Maßnahmen (siehe Tabelle 1) zu erreichen sind.

Die regionale Wirksamkeit einer Maßnahme kann dabei anhand der Messstellen des Monitorings überprüft werden, wozu das Monitoringmessnetz gegebenenfalls engmaschig anzupassen ist. In diesem Zusammenhang kommt der Abschätzung der Zeiträume, nach welchen sich die eingeleiteten Maßnahmen auf die Belastung des Grundwassers an den Messstellen des Monitoringmessnetzes auswirken, eine besondere Bedeutung zu.

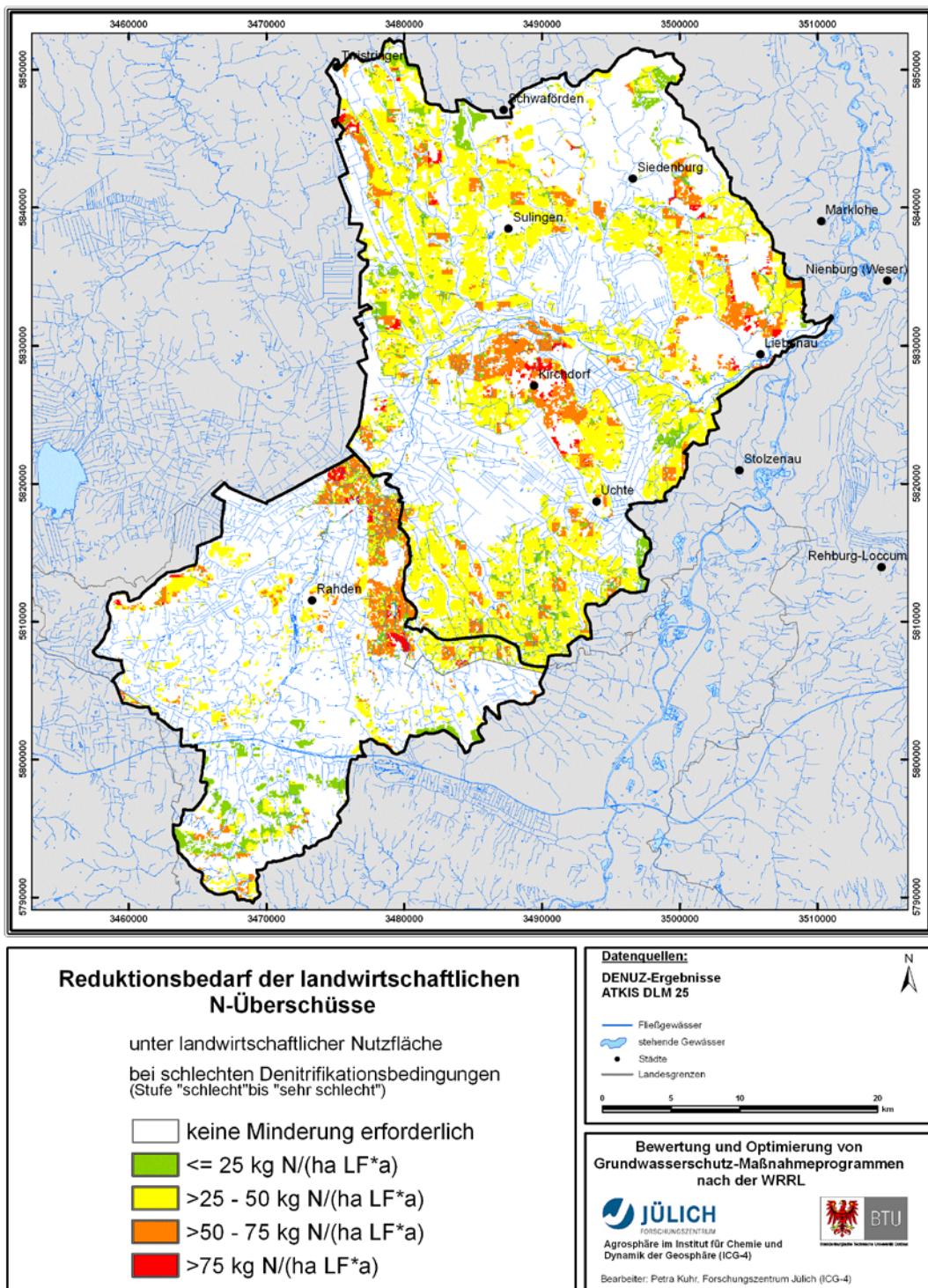


Abbildung 17: Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l bezogen auf jede Rasterzelle

A.2.1.3 Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

Das konzeptionelle Verweilzeitenmodell bewertet den Wirkungszeitraum zwischen durchgeföhrter Maßnahme und Auswirkung im Hinblick auf den Zustand des Grundwassers nach dem in Kapitel A.1.2 beschriebenen Ansatz. Die mittleren Verweilzeiten ergeben sich durch die Aufsummierung der rasterelementbezogenen

- Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich,
- Verweilzeiten der dem Grundwasserleiter zusickernden Grundwasserneubildungshöhe in den Grundwasserdeckschichten sowie
- Verweilzeiten des Grundwassers im Grundwasserleiter.

Verweilzeiten im Boden

Zunächst wurde aus der mittleren Sickerwasserrate und der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden nach der von HENNINGS (1994) vorgeschlagenen Vorgehensweise berechnet. Die Sickerwasserraten sind in den meisten Bundesländern unter Verwendung einschlägiger Verfahren (z.B. GROWA, KUNKEL & WENDLAND, 2006; etc.) im Zuge der Umsetzung der EU-WRRL berechnet worden und liegen seitdem landesweit als digitale Datensätze vor. Die Informationen zur nutzbaren Feldkapazität im Bodenraum sind in der Regel aus digitalen Bodenkarten 1:50.000 ableitbar.

In Abbildung 18 ist die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge für das Untersuchungsgebiet „Große Aue“ dargestellt. Die Wassermenge schwankt zwischen weniger als 75 mm/a und mehr als 250 mm/a. Die Bereiche im Untersuchungsgebiet „Große Aue“, in denen vorwiegend Moorböden der ausschlaggebende Bodentyp sind, weisen pflanzenverfügbare Bodenwassermengen von über 200 mm auf. Im Falle sehr sandiger Ausgangssubstrate, wie z.B. Podsole im nordrhein-westfälischen Teil der „Großen Aue“ ergeben sich zum Teil pflanzenverfügbare Bodenwassermengen von unter 75 mm/a.

Abbildung 19 stellt die mittlere Sickerwasserrate im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ dar. Die Sickerwasserrate ist als der Anteil am Gesamtabfluss definiert, der abzüglich des Oberflächenabflusses in den Boden einsickert. Die Sickerwasserrate schwankt im Untersuchungsgebiet zwischen weniger als 100 mm/a unter Gleyböden und mehr als 500 mm/a in Hochmoorbereichen.

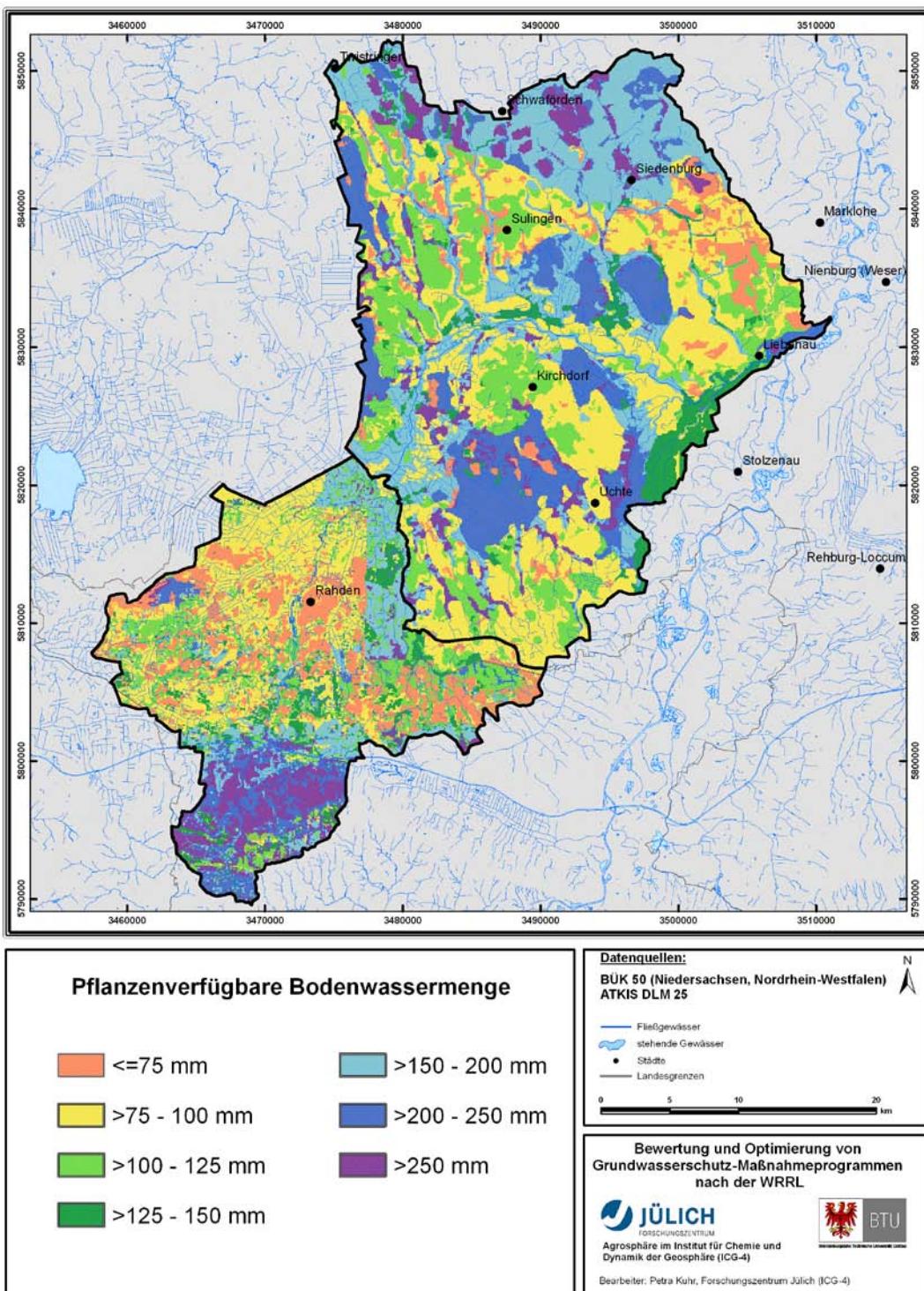


Abbildung 18: Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge

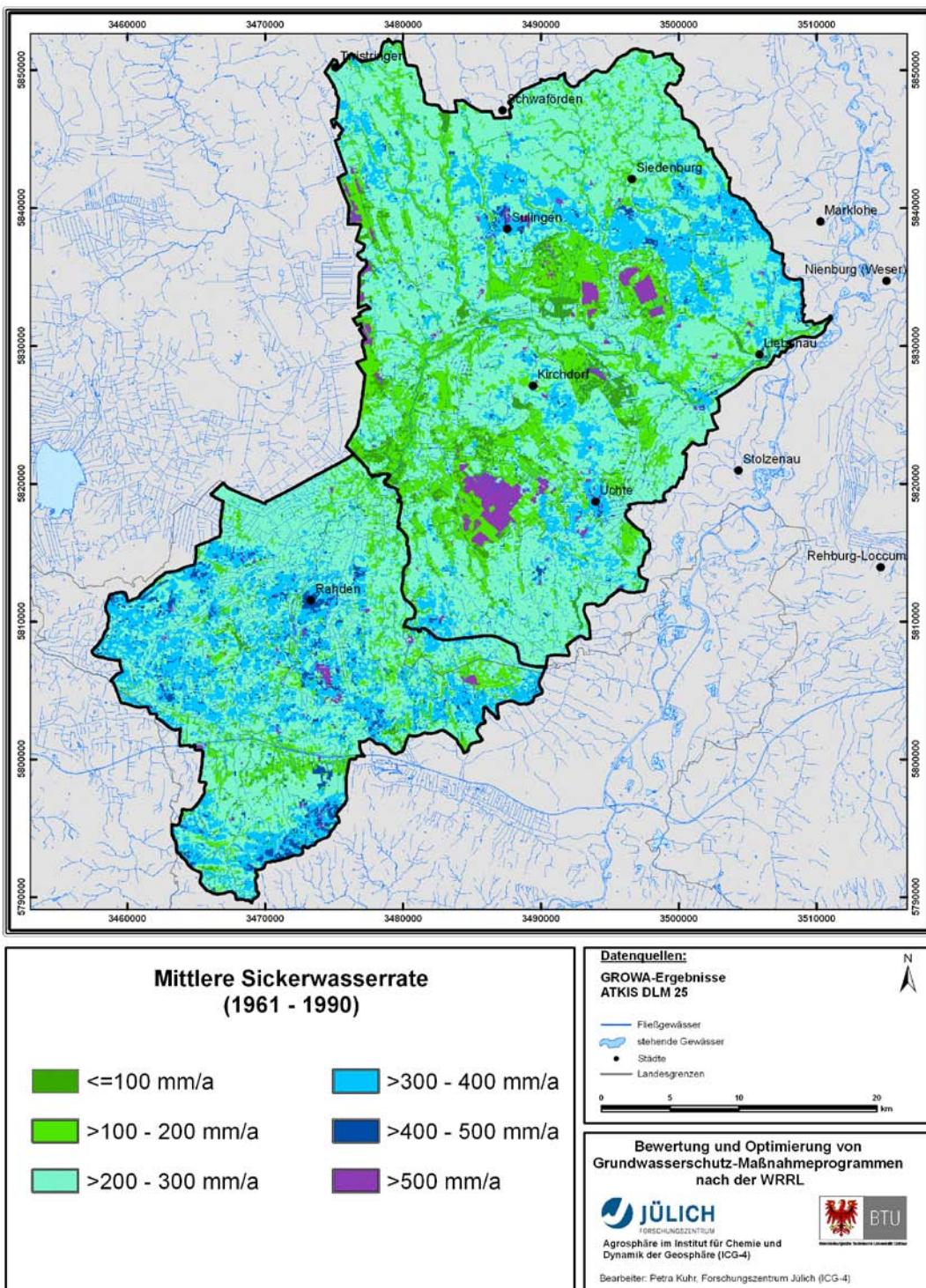


Abbildung 19: Mittlere Sickerwasserrate

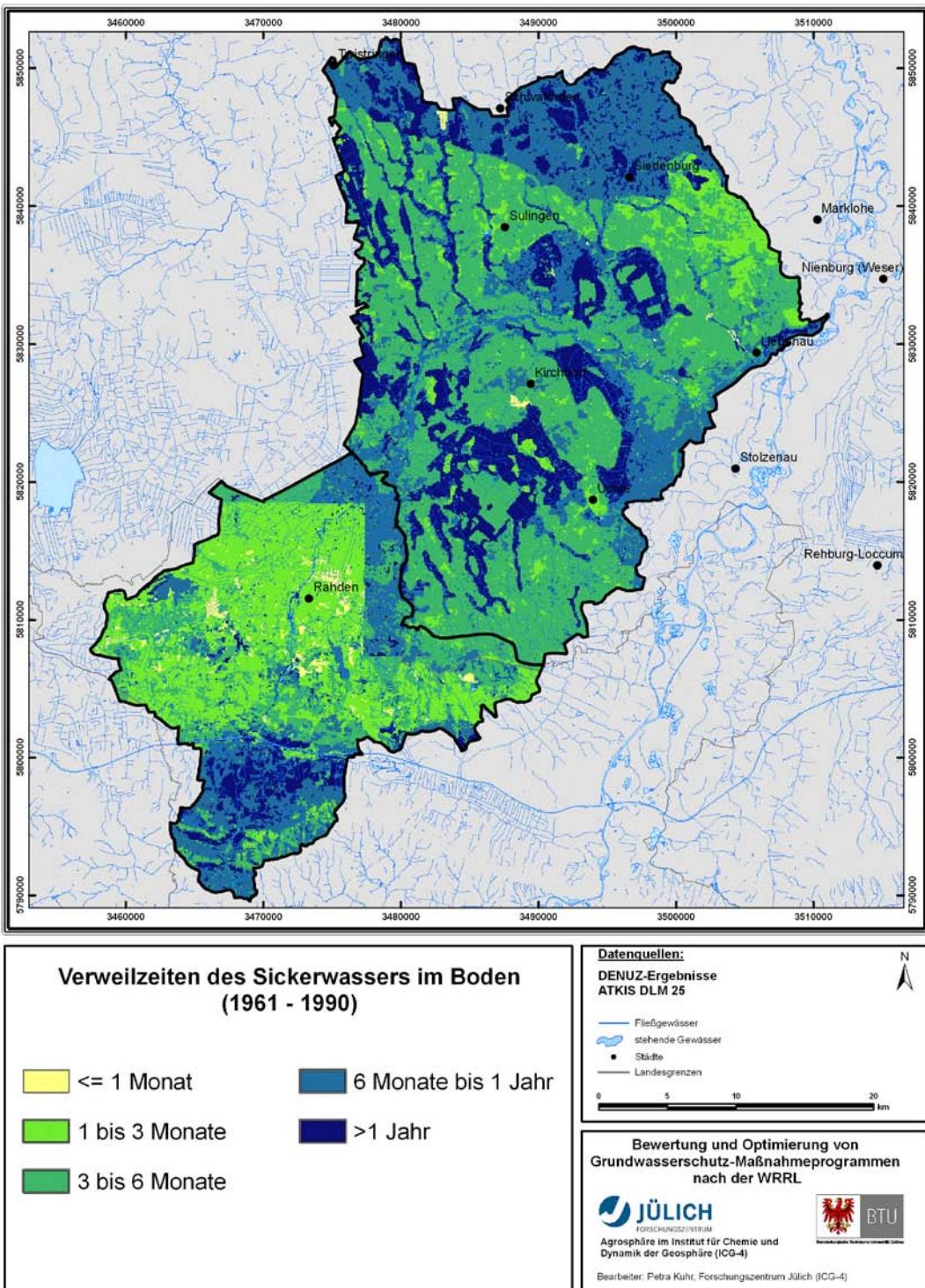


Abbildung 20: Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

Abbildung 20 zeigt die resultierenden Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden. Wie aus Abbildung 20 deutlich wird, liegen die Verweilzeiten im Boden in den Grundwasserkörpern „Große Aue“ zwischen weniger als 3 Monaten und mehr als einem Jahr bei einer medianen Verweilzeit von ca. fünf Monaten. Vor allem in den Hochmoorregionen und den Flussniederungen liegen die Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden meist über einem Jahr, während unter den meist geringmächtigen Podsolen oder Braunerden mit geringem Wasserspeichervermögen Verweilzeiten unter 3 Monaten auftreten.

Verweilzeiten in den Grundwasserdeckschichten

Unter Grundwasserdeckschichten versteht man den gesamten Bereich unterhalb der durchwurzelten Bodenzone und der Grundwasseroberfläche (in Abweichung von der üblichen Definition als „Quartäre Deckschichten“).

Die Bestimmung der Mächtigkeit der Grundwasserdeckschichten erfolgt auf Grundlage eines Modells der Grundwasseroberfläche. Die Konstruktion einer Grundwasseroberfläche ist in Lockergesteinsbereichen aufgrund der in ausreichender Dichte und räumlichen Verteilung vorhandenen Daten vergleichsweise unproblematisch. Die Differenz zwischen Geländeoberfläche und Grundwasseroberfläche ergibt den Flurabstand des Grundwassers. Abzüglich des durchwurzelten Bodenbereichs erhält man so die Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung, die in die Berechnung der Verweilzeiten einfließt.

Im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ liegen die Verweilzeiten der Grundwasserdeckschichten zwischen weniger als 2 und mehr als 30 Jahren. Das mediane Mittel der Verweilzeit in den Grundwasserdeckschichten liegt bei ca. zwei Jahren (vgl. Abbildung 21). Vor allem in den Flussniederungen liegen die mittleren Verweilzeiten unter zwei Jahren. Verweilzeiten von über 50 Jahren findet man unter den Hochmooren im niedersächsischen Teil der „Großen Aue“.

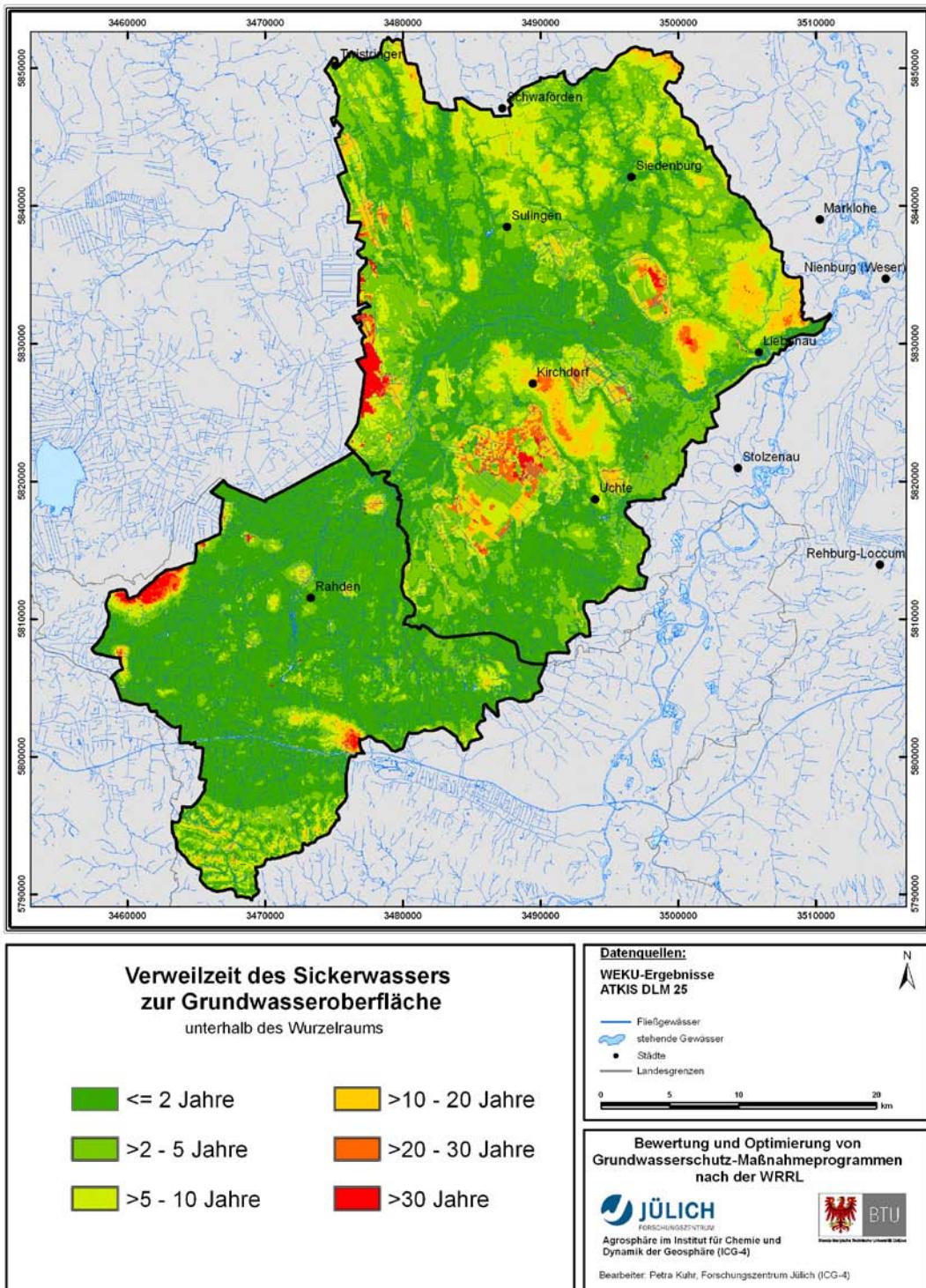


Abbildung 21: Verweilzeiten in den Grundwasserdeckenschichten

Verweilzeiten im Grundwasserleiter

Die Verweilzeiten des Grundwassers bezeichnen die Zeiträume, innerhalb derer das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer zum grundwasserwirksamen Vorfluter gelangt. Die Verweilzeit hängt dabei maßgeblich von der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers ab, deren Höhe durch hydrogeologische Größen, wie den Durchlässigkeitsbeiwert und den nutzbaren Hohlraumanteil, aber auch durch den aus der Morphologie der Grundwasseroberfläche abzuleitenden hydraulischen Gradienten, beeinflusst wird.

Eine ausführliche Darstellung zur Ableitung der benötigten Eingangsgrößen und zu den im Modell WEKU verwendeten Ansätzen wurde bereits in Kap. 2.3 beschrieben, so dass in diesem Kapitel ausschließlich eine Darstellung der Ergebnisse der Verweilzeitenmodellierung erfolgt. In Abbildung 22 ist die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers abgebildet, welche einen Anhaltswert für die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers im Aquifer darstellt. Wie aus Abbildung 22 hervorgeht, liegt diese für die einzelnen Rasterzellen ermittelte Abstandsgeschwindigkeit in weiten Teilen der Grundwasserkörper „Große Aue“ zwischen 0,1 und 1 m pro Tag. Die mediane Abstandsgeschwindigkeit beträgt dabei 0,3 m/d.

Diese Zeit kann als ein Maß für die Verlagerungsgeschwindigkeit eines nicht mit dem Aquifer wechselwirkenden Stoffs (wie z.B. Nitrat) im Grundwasser von einem Ort (z.B. dem Eintragsort) zu einem anderen Ort (z.B. einer Grundwassermessstelle) angenommen werden. Innerhalb eines Jahres würde sich ein Schadstoff bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 0,3 m/d damit um nur ca. 110 m und in Strömungsrichtung des Grundwassers fortbewegen.

Im nächsten Schritt wird die Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer (Abbildung 23) aus Addition der für die Rasterzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten bis zum Eintritt in die Monitoring-Messstelle ermittelt. Die Betrachtung der Verweilzeiten des Grundwassers im Anströmungsbereich der Messstellen des Monitoringmessnetzes zeigt deutlich, dass an allen Messstellen in der Regel ein Grundwasser anzutreffen ist, das verschiedene Alter aufweist. Je nach Größe des Grundwassereinzugsgebietes, Fließrichtung und Abstandsgeschwindigkeit werden die Messstellen von Grundwasser angeströmt, das eine Verweilzeit im Aquifer von bis zu 94 Jahren hat, bevor es die Messstelle erreicht. Im Mittel über alle Messstellen kann man von einer medianen Verweilzeit im Grundwasser von 13 Jahren ausgehen, bevor eine Messstelle erreicht wird.

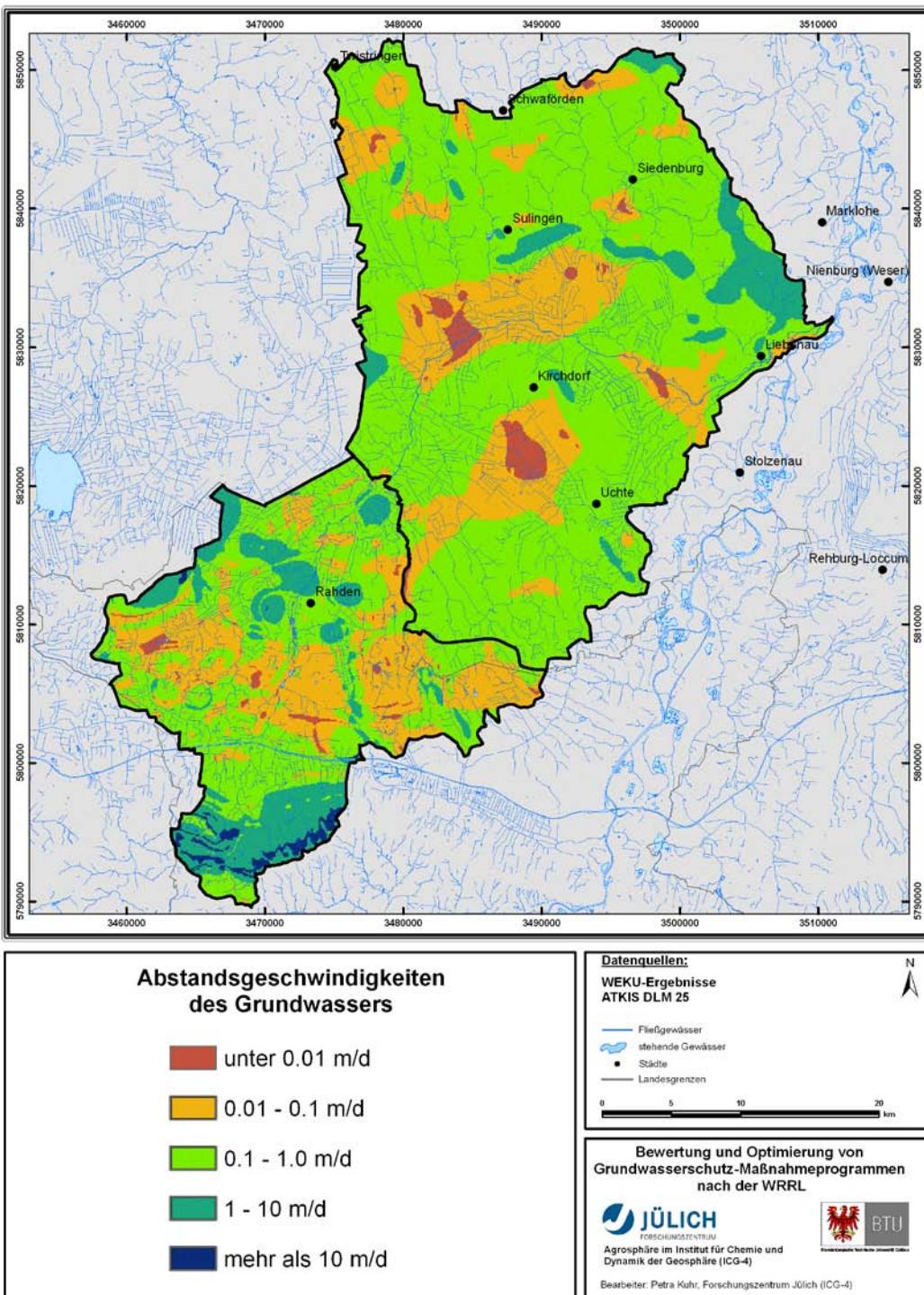


Abbildung 22: Abstandsgeschwindigkeiten des Grundwassers im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

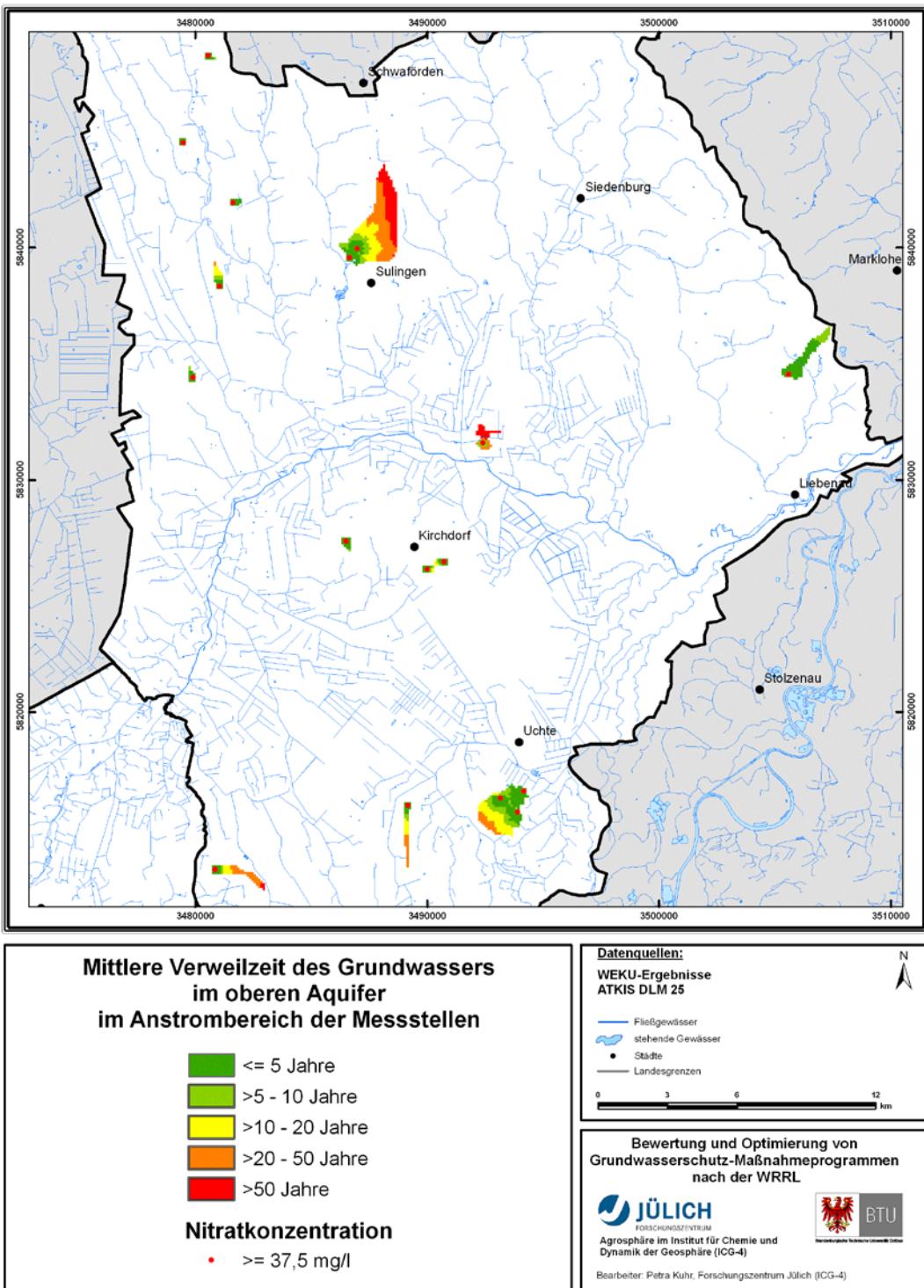


Abbildung 23: Mittlere Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer im Anstrombereich der Messstelle

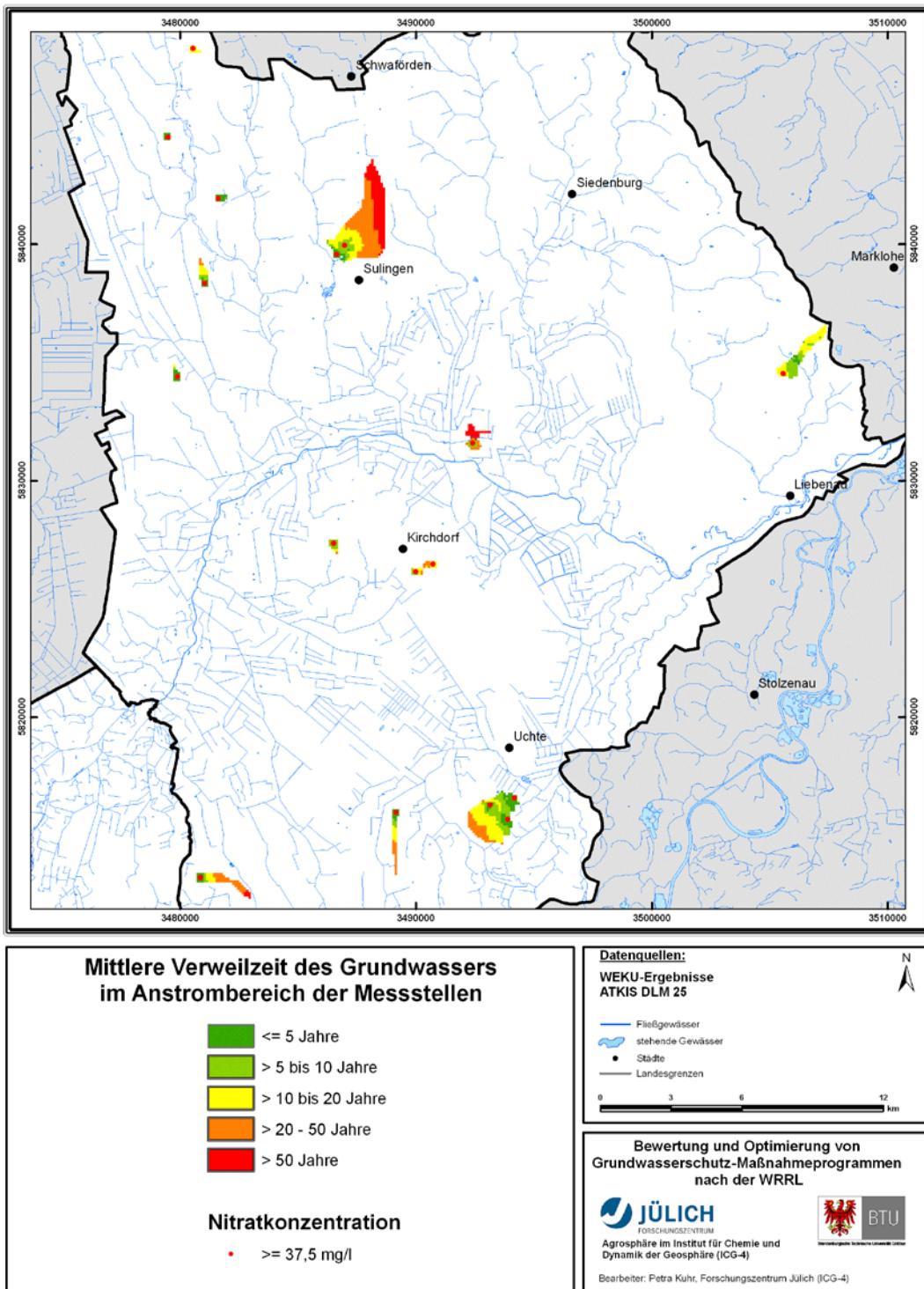


Abbildung 24: Mittlere summierte Verweilzeit im Anstrombereich der Messstellen

Mittlere Verweilzeit des Sickerwassers im Boden und in den Grundwasserdeckschichten und sowie des Grundwassers im Anstrombereich der Grundwassermessstellen

Durch Summation der Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden und in den Grundwasserdeckschichten sowie der Verweilzeiten des Grundwassers im Anstrombereich von Messstellen erhält man eine Information über den Zeitraum, der vergeht, bis das in den Boden eingesickerte Wasser und damit auch potenziell gelöste Schadstoffe (z.B. Nitrat) von der Erdoberfläche bis in die Grundwassermanagementmessstelle gelangt. Abbildung 24 stellt das Ergebnis dieser Berechnung dar.

Im Mittel über alle Messstellen der Grundwasserkörper „Große Aue“ kann von einer Verweilzeit des Grundwassers von etwa 15 Jahren ausgegangen werden. Aufgrund der in der Regel recht hohen Verweilzeit besteht die Gefahr, dass im Jahr 2015 der NO₃-Grenzwert überschritten werden wird, obwohl Maßnahmenprogramme eingeleitet worden sind.

A.2.2 Aufbau und Anwendung des „großräumigen konzeptionellen Modells“ für das Untersuchungsgebiet „Schwalm“

A.2.2.1 Erklärung der Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen, beobachteten Belastungen und dem hydrogeologischen System im Untersuchungsgebiet „Schwalm“

Das in Hessen gelegene Untersuchungsgebiet „Schwalm“ besteht lithologisch aus Festgesteinen. Die Vorgehensweise zur Erklärung der Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen, beobachteten Belastungen und dem hydrogeologischen System im Festgesteinbereich entspricht im Wesentlichen dem in Abbildung 3 dargestellten Ablaufschema zur Aufstellung eines großräumigen konzeptionellen Modells.

Die Grundwasserkörper, für die ein konzeptionelles Modell im Festgesteinbereich konzipiert wurde, liegen im Einzugsgebiet der Schwalm, die in Hessen über die Eder in die Fulda entwässert. Das Einzugsgebiet der Schwalm liegt orographisch rechtsseitig der Eder und erstreckt sich vom Nordrand des Vogelsberges über die oberhessische Schwelle und die Schwalm-Niederung zwischen Vogelsberg, Knüllhochland und Kellerwald bis zur westhessischen Senke bei Altenburg. Die Grundwasserkörper erstrecken sich über eine Fläche von 1299 km². Das Gebiet besteht zum größten Teil aus lößbedecktem Hügelland. Eine Ausnahme bildet die ebene Flussniederung der Schwalm. Die Ausläufer des basaltischen Vogelsberges, die oberhessische Schwelle aus Buntsandstein, die paläozoischen Gesteine des Kellerwaldes und die häufig löß-

bedeckten Basalte, Tuffe, Buntsandsteine und tertiären Sande und Tone des Knüllwaldes begrenzen die Grundwasserkörper.

Das Einzugsgebiet der Schwalm gliedert sich in fünf Grundwasserkörper. Der Grundwasserkörper „4288_3301“ ist mit 434,9 km² der größte und erstreckt sich von der oberhessischen Schwelle über die westhessische Senke bis an die Eder. Der Grundwasserkörper „4288_5201“ (338,3 km²) erstreckt sich unter dem Knüllhochland. „4288_3302“ (193,9 km²) bildet den nördlichen Vogelsberg ab, während „4288_5202“ (203,5 km²) parallel zur westhessischen Senke am Fuße des Kellerwaldes verläuft. Der Grundwasserkörper „4288_8101“ (128,2 km²) liegt unterhalb des Kellerwaldes.

Wie bereits im Lockergesteinsbereich „Große Aue“ wurden auch hier zunächst die aus anderen Projekten vorliegenden Grundwassergütemessstellen zusammengetragen und statistisch ausgewertet. Insgesamt standen Werte von 137 Grundwassergütemessstellen für die Auswertungen zur Verfügung (siehe Tabelle 5), wovon acht Nitratmesswerte $\geq 37,5$ mg/l aufweisen, was $\frac{3}{4}$ der Grundwasser-Qualitätsnorm gemäß Wasserrahmenrichtlinie bzw. Grundwasserrichtlinie entspricht.

In Abbildung 25 sind die im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ zur Verfügung stehenden Grundwassergütemessstellen abgebildet. Abbildung 26 stellt die Häufigkeitsverteilung aller Messwerte dar. Auch für die Grundwasserkörper im Einzugsgebiet der Schwalm wurden die Grundwassergütemessstellen hinsichtlich der gemessenen mittleren Nitratkonzentrationen klassifiziert. 6 % aller Messstellen in den Grundwasserkörpern „Schwalm“ weisen Werte $\geq 37,5$ mg NO₃/l und damit kritische Nitratwerte auf. Auch hier stellt sich die Frage, ob die Messstellen mit erhöhter Belastung über ein konzeptuelles Modell erklärt werden können.

Tabelle 5: Statistik der Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet „Schwalm“

Auswertung	Alle Grundwassergütemessstellen	Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5$ mg/l (3/4 des Trinkwassergrenzwertes)
Anzahl	137	8
Maximum	49 mg NO ₃ /l	49 NO ₃ /l
Minimum	0 NO ₃ /l	38,4 NO ₃ /l
Median	7 NO ₃ /l	43 NO ₃ /l
Mittelwert	13 NO ₃ /l	43 NO ₃ /l

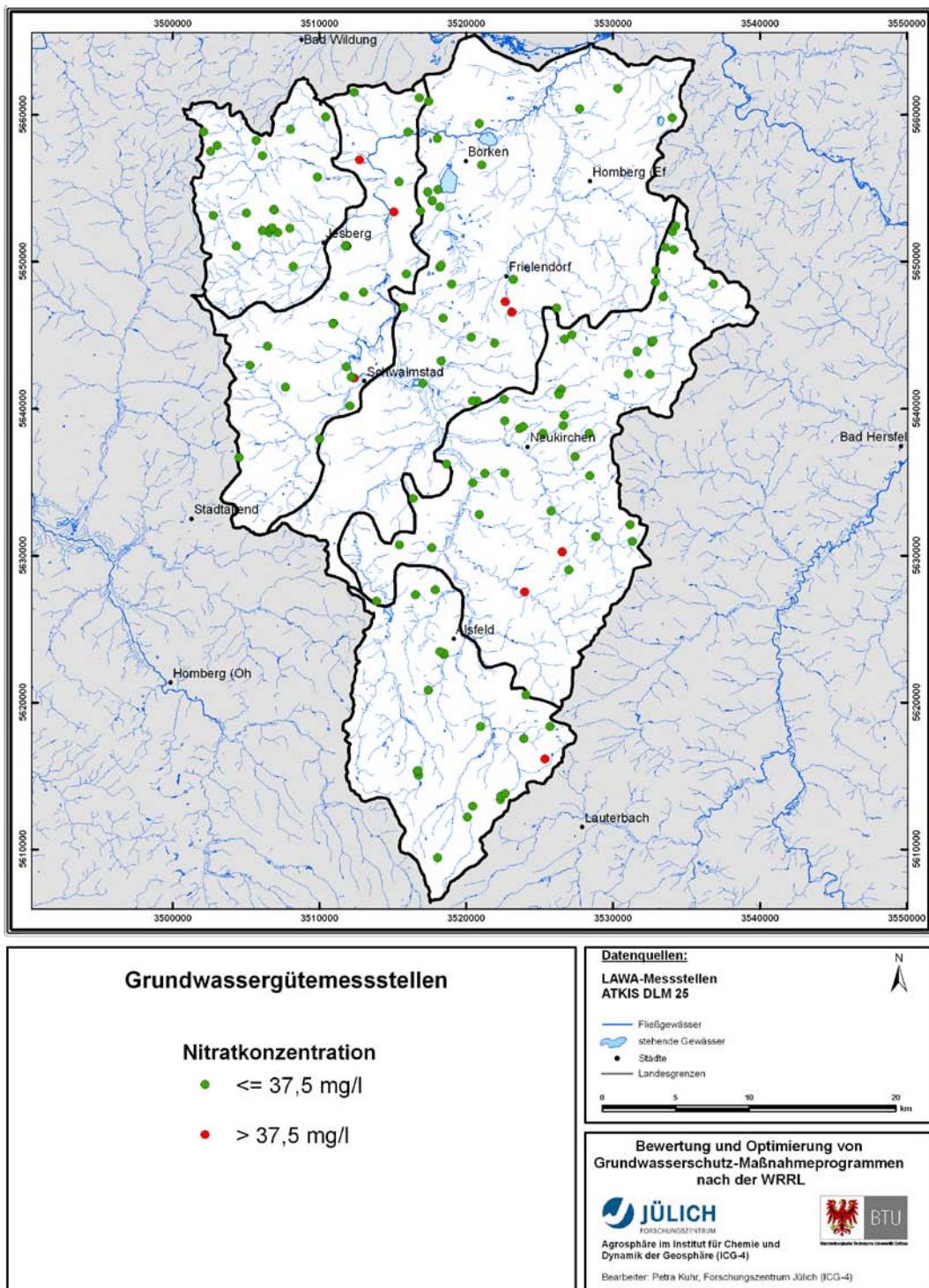


Abbildung 25: Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet „Schwalm“

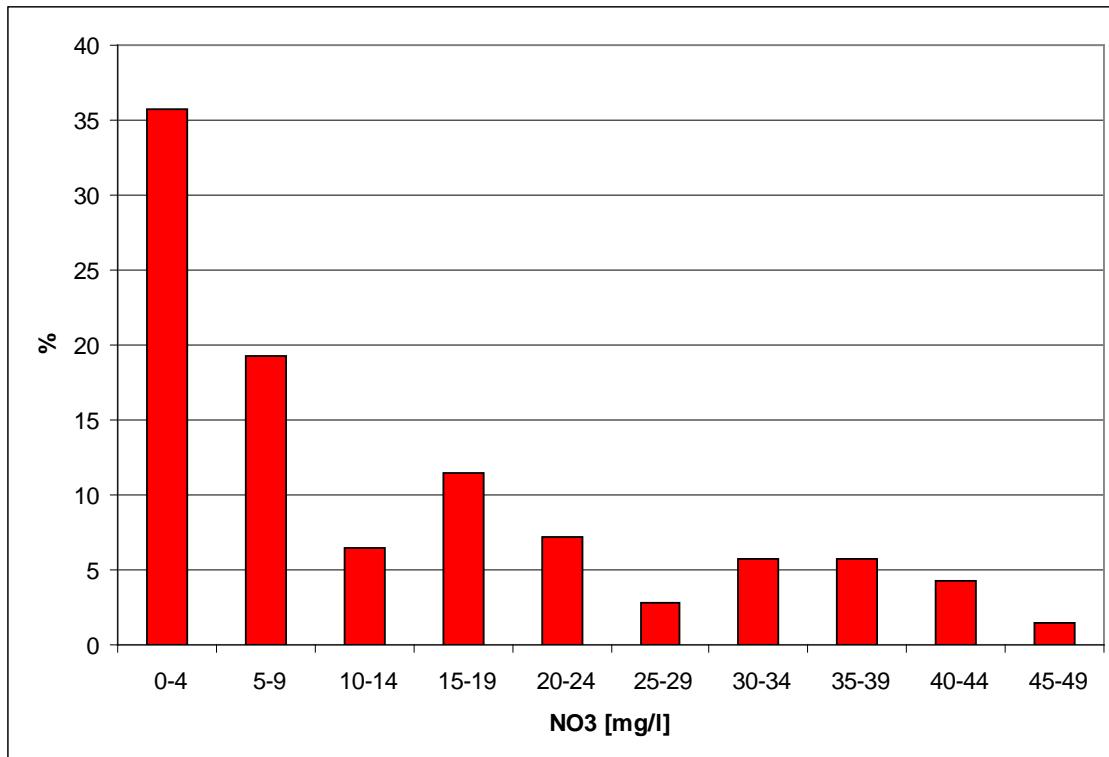


Abbildung 26: Häufigkeitsverteilung aller Messwerte im Untersuchungsgebiet „Schwalm“

Ebenso wie in den Lockergesteinsgrundwasserkörpern „Große Aue“ wurde in den Festgesteingrundwasserkörpern „Schwalm“ zunächst ein einfaches konzeptionelles Modell auf Basis der Landnutzung (ATKIS DLM 25) aufgebaut. Nach der Eingrenzung auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche (Ackerland, Grünland) sind 55 % der Fläche des Untersuchungsgebiets als gefährdet einzustufen (Abbildung 27). In den Grundwasserkörpern „Schwalm“ liegen fünf der acht Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5$ mg/l unter landwirtschaftlich genutzter Fläche.

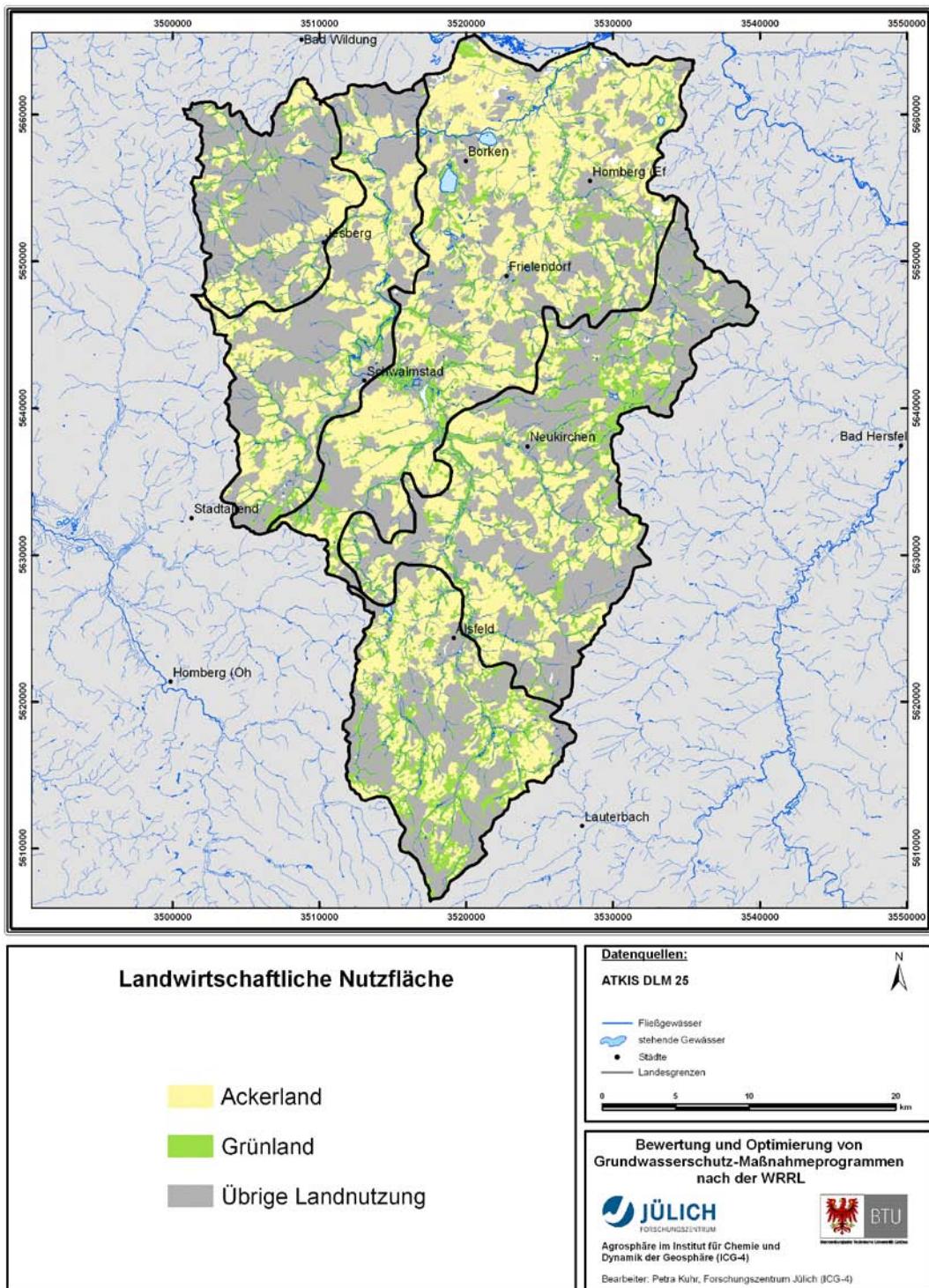


Abbildung 27: Landwirtschaftliche Nutzfläche im Untersuchungsgebiet „Schwalm“

Berücksichtigung der Hydrodynamik

Drei der acht Grundwassergütemessstellen mit erhöhten Nitratwerten $\geq 37,5 \text{ mg/l}$ liegen nicht unter landwirtschaftlich genutzten Flächen. Um diese Konzentrationen zu berücksichtigen werden Informationen über die Gebietsentwässerung herangezogen, die z.B. Grundwassergleichenplänen entnommen werden können. Im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ können alle drei Messstellen mit erhöhten Nitratkonzentrationen unter nicht-landwirtschaftlicher Nutzung durch die Fließrichtung des Grundwassers (Anstrombereich 500 m) erklärt werden.

Bezieht man diese Information in das konzeptionelle Modell ein, sind 55 % des Untersuchungsgebiets „Schwalm“ als gefährdet einzustufen und alle acht Messstellen mit erhöhten Nitratwerten $\geq 37,5 \text{ mg/l}$ werden erklärt. Damit können 100 % aller Messstellen mit erhöhten Nitratwerten über das konzeptionelle Modell erklärt werden.

Berücksichtigung weiterer digitaler Datengrundlagen

Um die gefährdete Fläche und somit die Teilflächen, in denen Maßnahmen wirksam sein müssen, weiter einzugrenzen, wurden in den Grundwasserkörpern „Schwalm“ zusätzlich zu Landnutzung und Hydrodynamik die Denitrifikationsbedingungen und der Grundwasserflurabstand in das konzeptionelle Modell integriert. Da die Flächen weitgehend übereinstimmen, kann entweder nur auf den Datensatz zu Denitrifikationsbedingungen im Boden oder auf Daten zum Grundwasserflurabstand zurückgegriffen werden.

Gefährdete Regionen sind demnach landwirtschaftlich genutzte Flächen mit schlechten Denitrifikationsbedingungen oder landwirtschaftlich genutzte Flächen bei großen Grundwasserflurabständen. Grenzt man die Fläche der Grundwasserkörper auf die Fläche der gefährdeten Regionen ein, so sind im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ nur noch 38 % der Fläche als gefährdet einzustufen, jedoch sind die regionalen Differenzierungen in den beiden Datensätzen nicht sehr signifikant. Durch die Flächeneingrenzung können zudem nur noch sieben der acht Messstellen mit Nitratwerten $\geq 37,5 \text{ mg/l}$ erklärt werden. Die Datengrundlagen, die im Lockergestein zu guten Ergebnissen führen, sind im Festgestein demnach nur eingeschränkt anwendbar.

Um die Teilflächen weiter einzugrenzen, in denen Maßnahmen primär wirksam sein sollten, wurden die hydrogeologischen Gesteinseinheiten für die Grundwasserkörper „Schwalm“ als weitere digitale Datengrundlage einbezogen. Als gefährdende Regionen wurden die hydrogeologischen Einheiten verwendet, deren Ausgangsmaterial für die Bodenbildung primär landwirtschaftlich genutzter Flächen geeignet sind (Abbildung 28). Dabei handelt es sich im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ v.a. um tertiäre Lockergesteine und Buntsandstein, die durch ihre Verwitterungseigenschaften die Bildung ertragsfähiger Böden zulassen.

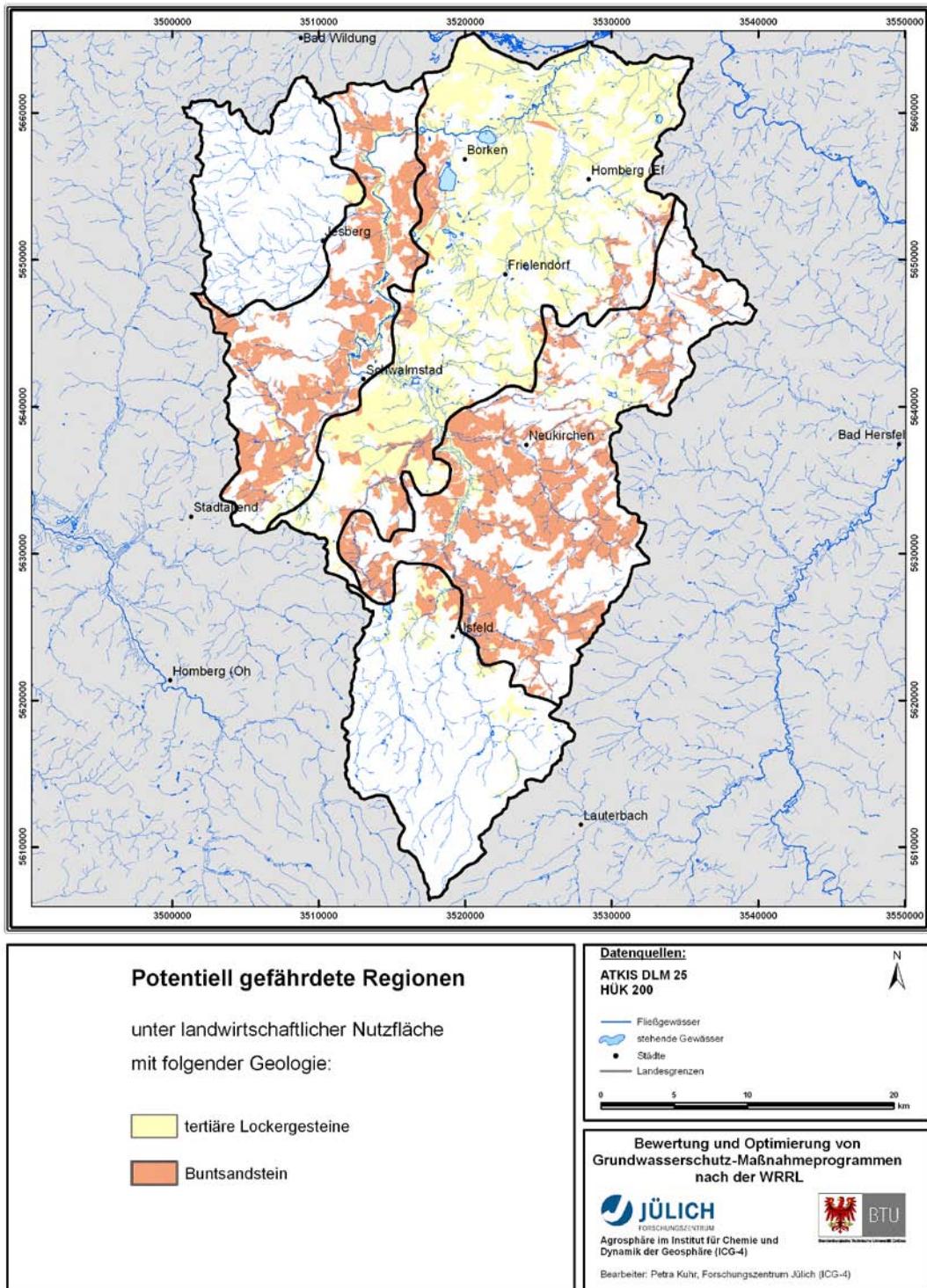


Abbildung 28: Gefährdete Regionen im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ – detailliertes konzeptionelles Modell

Wird die Fläche der Grundwasserkörper auf diese landwirtschaftlich genutzten Regionen eingeschränkt, reduziert sich die gefährdete Fläche auf nur noch 40 %. Unter Hinzuziehung der Hydrodynamik können alle acht Messstellen mit erhöhten Nitratwerten erklärt werden.

Berücksichtigung vorliegender Modellergebnisse

Die Einbeziehung von vorliegenden Modellergebnissen zum Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss und zur Nitratkonzentration im Sickerwasser hat zu keiner weiteren Eingrenzung der gefährdeten Regionen geführt. Auf eine Verschneidung mit diesen Informationen kann deshalb verzichtet werden.

Auch im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ im Lockergestein wurde die gefährdete Fläche durch die Einbeziehung der Modellergebnisse nur um wenige Prozentpunkte weiter eingegrenzt. Die oben aufgeführten Modellergebnisse sind damit generell von untergeordneter Bedeutung für die Erklärung der Nitratbelastung des Grundwassers.

Bewertung des großräumigen konzeptionellen Modells „Schwalm“

Tabelle 6 gibt eine Übersicht über die in das konzeptionelle Modell eingegangenen Datengrundlagen mit den jeweiligen Zwischenergebnissen. Diese Datengrundlagen reichen aus, um die Belastungssituation im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ auf großer Maßstabsebene hinreichend zu beschreiben.

Tabelle 6: Übersicht über die eingegangenen Datengrundlagen

	Gesamtfläche	Anzahl der Messstellen $\geq 37,5 \text{ mg NO}_3/\text{l}$
Landnutzung	55 %	5 von 8
Fließrichtung des Grundwassers	55 %	8 von 8
Hydrogeologie	40 %	8 von 8

Auf die Einbeziehung der Datengrundlagen:

- Denitrifikationsbedingungen im Boden oder Grundwasserstand
- Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss
- Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

kann aus oben genannten Gründen verzichtet werden.

Um die Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen und dem hydrogeologischen System zu beschreiben und die erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu erklären reicht im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ eine einfache bis mittlere Detaillierungsstufe des konzeptionellen Modells aus.

A.2.2.2 Erforderlicher Umfang der N-Reduktion zur Erreichung von Qualitätszielen im Untersuchungsgebiet „Schwalm“

Für die Grundwasserkörper im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ ergibt sich der in Abbildung 29 dargestellte Minderungsbedarf. Im Vergleich zum Untersuchungsgebiet „Große Aue“ ist im Großteil der Grundwasserkörper „Schwalm“ keine Minderung erforderlich. Auch in den Gebieten mit Nitratminderungsbedarf durch Agrar-Umweltmaßnahmen liegen die Werte meist unter 25 kg N/(ha LF *a) Jahr und sind damit deutlich geringer als in den Grundwasserkörpern „Große Aue“.

Da die Wasserrahmenrichtlinie die Durchführung von Maßnahmenprogrammen explizit für die Grundwasserkörper und nicht für jede Teilfläche fordert, wurde das Minderungsziel zusätzlich als Mittelwert über alle landwirtschaftlich genutzten Teilflächen innerhalb der Grundwasserkörper angegeben. Hierbei ergab sich ein mittlerer N-Minderungsbedarf für die landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Größenordnung von 5 kg N / (ha*a). Die Möglichkeit eines Ausgleichs zwischen den landwirtschaftlich genutzten Gebieten könnte daher helfen, den N-Minderungsbedarfs in den am meisten betroffenen Regionen zu verringern.

Für weniger gut untersuchte Grundwasserkörper ergibt sich aus der Betrachtung des notwendigen Minderungsbedarfes für das Grundwasser ein Orientierungswert für das zu erbringende Reduzierungsniveau. Anhand des LAWA-Maßnahmenkatalog (siehe Tabelle 1) können geeignete Maßnahmen mit einem angepassten Reduktionspotential ausgewählt und zur Anwendung gebracht werden. Falls der erforderliche N-Minderungsbedarf die in Tabelle 1 aufgeführten N-Minderungspotentiale der Maßnahmen übersteigt, lassen sich darüber hinaus relativ zielsicher und konsistent die Regionen bzw. Grundwasserkörper identifizieren, in denen die Qualitätsziele für das Grundwasser mit keiner der gängigen Maßnahmen (siehe Tabelle 1) zu erreichen sind.

Die regionale Wirksamkeit einer Maßnahme kann dabei anhand der Monitoring-Messstellen überprüft werden, wobei das Messnetz gegebenenfalls engmaschig anzupassen ist. In diesem Zusammenhang kommt der Abschätzung der Zeiträume, nach welchen sich die eingeleiteten Maßnahmen auf die Belastung des Grundwassers an den Messstellen des Monitoringmessnetzes auswirken, eine besondere Bedeutung zu.

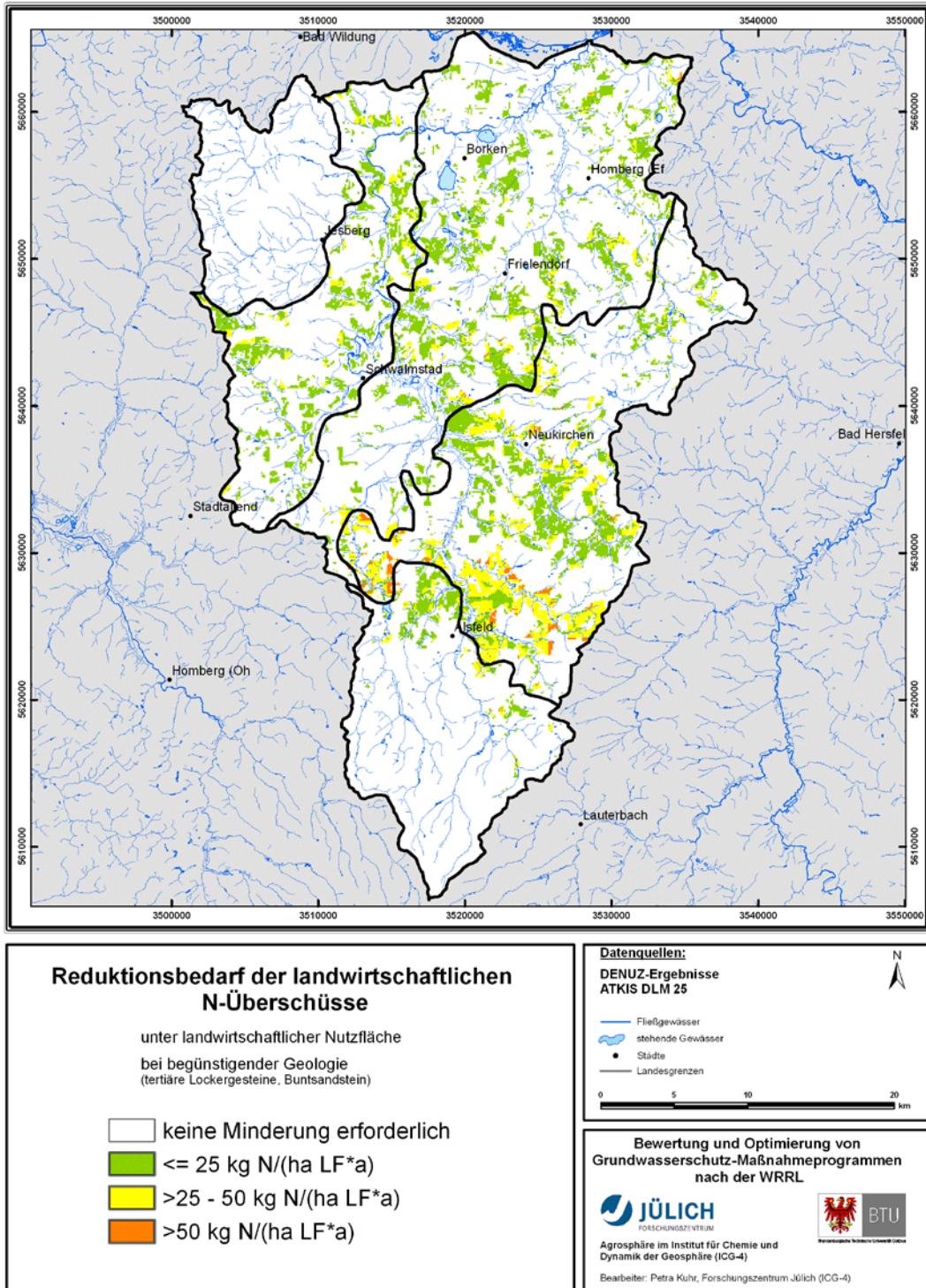


Abbildung 29: Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l bezogen auf jede Rasterzelle

A.2.2.3 Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen im Untersuchungsgebiet „Schwalm“

Wie bereits in Kapitel A.1.2 und Kap. A2.1.3 beschrieben, ergeben sich die mittleren Verweilzeiten durch eine Aufsummierung der rasterelementbezogenen

- Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich,
- Verweilzeiten der dem Grundwasserleiter zusickernden Grundwasserneubildungshöhe in den Grundwasserdeckschichten sowie
- Verweilzeiten des Grundwassers im Grundwasserleiter.

Im Folgenden werden daher nur die Ergebnisse der Verweilzeitenanalyse dargestellt und kurz erläutert.

Verweilzeiten im Boden

Abbildung 30 zeigt die Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden der Grundwasserkörper „Schwalm“. Wie aus der Abbildung deutlich hervorgeht, liegen die Verweilzeiten im Boden im Untersuchungsgebiet „Schwalm“ überwiegend über sechs Monaten. Der Median der Verweilzeit beträgt ca. zehn Monate.

Für die Mittelgebirgsregionen um den Vogelsberg und den Knüllwald ergeben sich Verweilzeiten im Boden von weniger als drei Monaten. Dies ist auf hohe Sickerwasserraten und zum Teil geringe Bodenmächtigkeiten zurückzuführen. Verweilzeiten von einem Jahr und mehr kommen v.a. unter lössreichen und tiefgründigen Böden auf Buntsandstein oder quartären Ausgangsgesteinen vor. Hier kommt es im Jahresgang aufgrund des hohen Wasserspeichervermögens der Böden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch.

Verweilzeiten in den Grundwasserdeckschichten

In den Grundwasserkörpern „Schwalm“ liegen die Verweilzeiten der Grundwasserdeckschichten zwischen weniger als 2 und mehr als 30 Jahren. Der Median der Verweilzeit in den Grundwasserdeckschichten liegt bei ca. vier Jahren (vgl. Abbildung 31).

Bei den Verweilzeiten der Grundwasserdeckschichten bietet sich ein ähnliches Bild wie bei den Verweilzeiten im Boden. Hohe Verweilzeiten von über 30 Jahren findet man überwiegend in Regionen mit anstehendem Buntsandstein. Wesentlich durchlässiger sind dem gegenüber tertiäre Gesteine mit Verweilzeiten unter zwei Jahren.

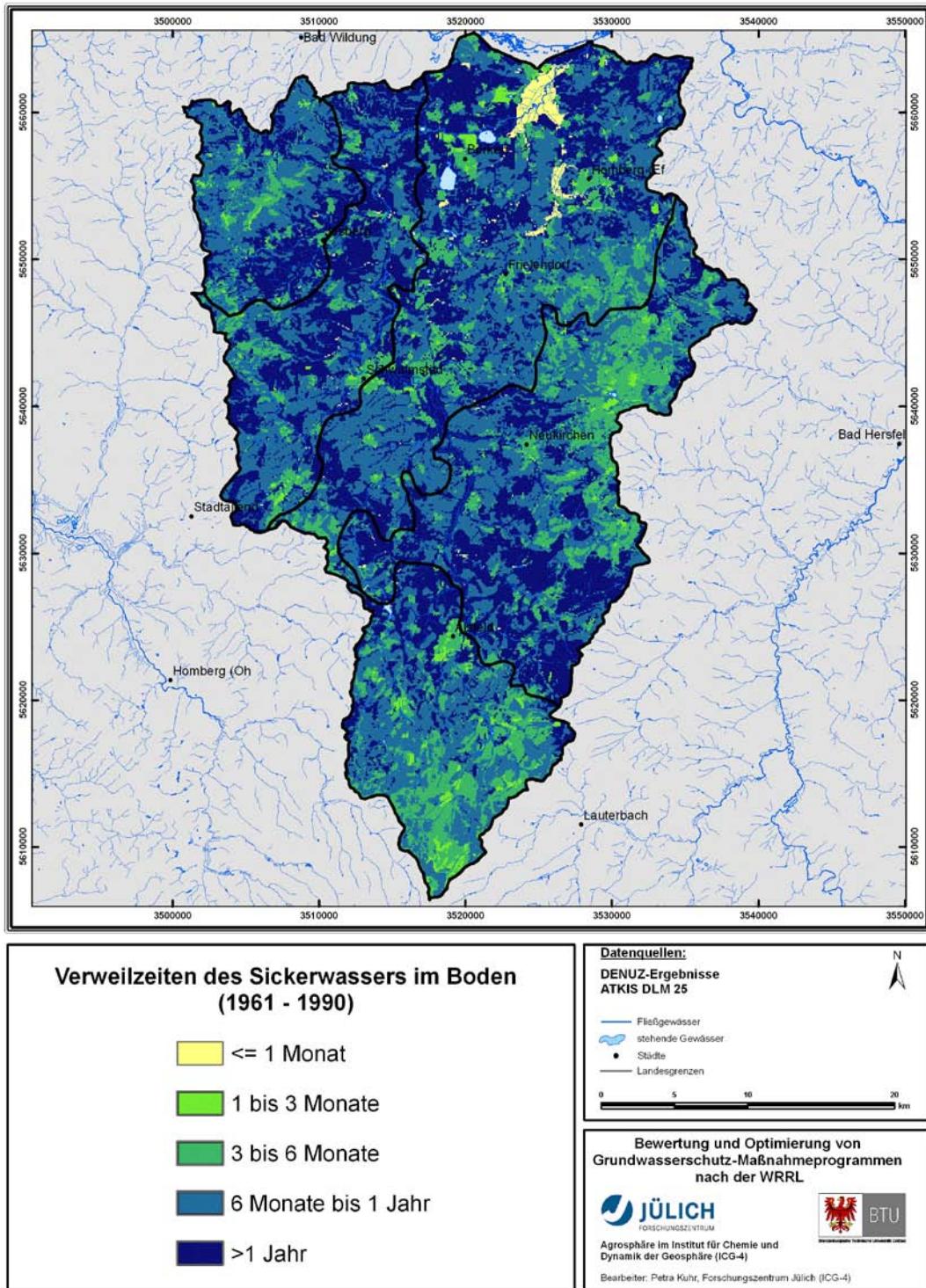


Abbildung 30: Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden im Untersuchungsgebiet „Schwalm“

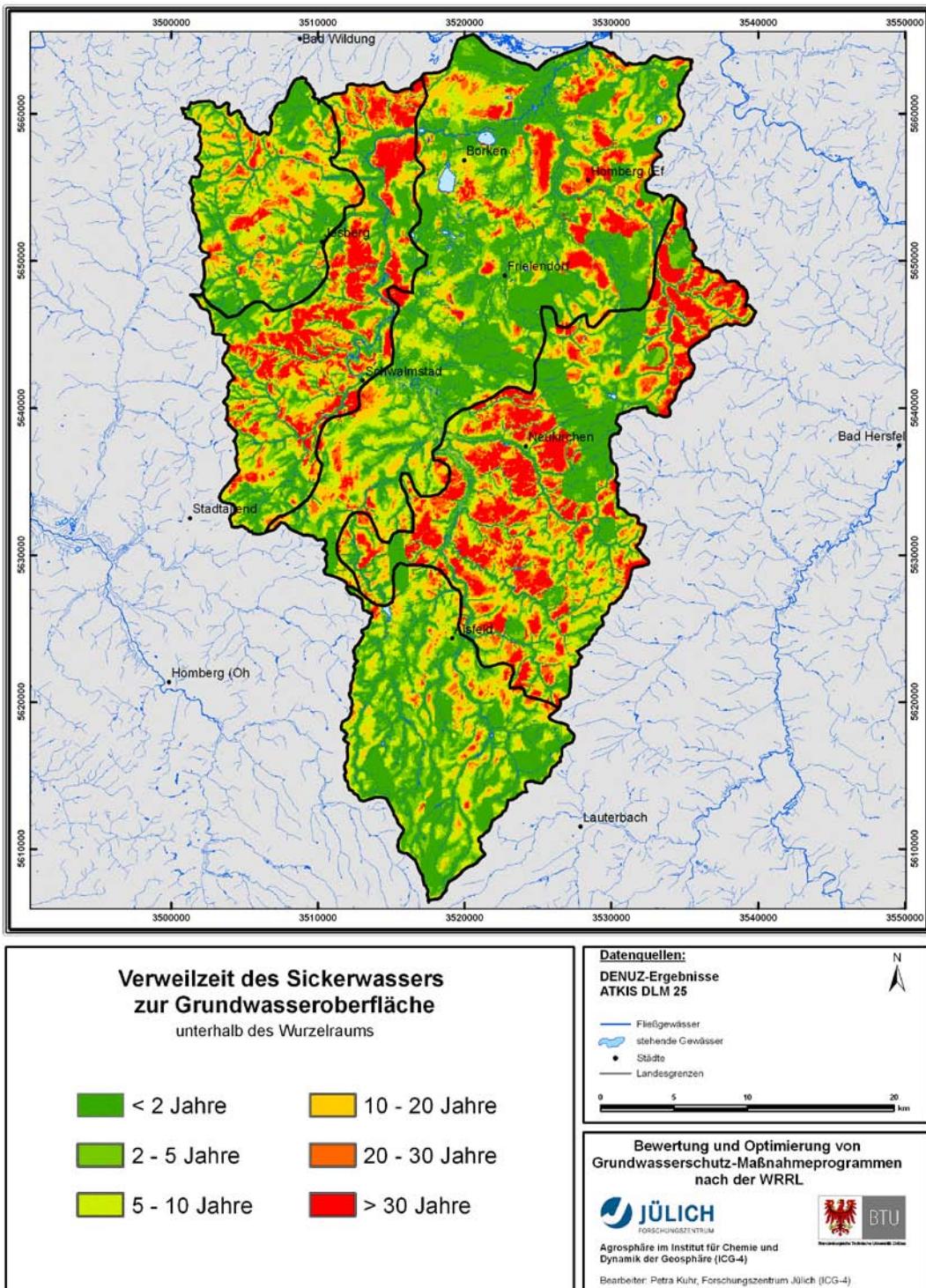


Abbildung 31: Verweilzeiten in den Grundwasserdeckschichten im Untersuchungsgebiet „Schwalm“

Verweilzeiten im Grundwasserleiter

In Abbildung 32 ist zunächst die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers abgebildet, welche einen Anhaltswert für die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers im Aquifer gibt. Danach liegen die für die einzelnen Rasterzellen ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten in weiten Teilen des Untersuchungsgebiets „Schwalm“ über 10 m pro Tag. Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit beträgt dabei 4,3 m/d.

Die Betrachtung der Verweilzeiten des Grundwassers im Anströmungsbereich der Messstellen des Monitoringmessnetzes (Abbildung 33) erbrachte Verweilzeiten im Aquifer von bis zu 37 Jahren. Im Mittel über alle Messstellen beträgt der Median der Verweilzeit im Grundwasser 170 Tage, bevor eine Messstelle erreicht wird.

Mittlere Verweilzeit des Sickerwassers im Boden und in den Grundwasserdeckschichten und sowie des Grundwassers im Anstrombereich der Grundwassermessstellen

Die Summation der Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden und in den Grundwasserdeckschichten sowie der Verweilzeiten des Grundwassers im Anstrombereich von Messstellen erbrachte eine mediane Verweilzeit des Grundwassers von etwa 11,5 Jahren (Abbildung 34).

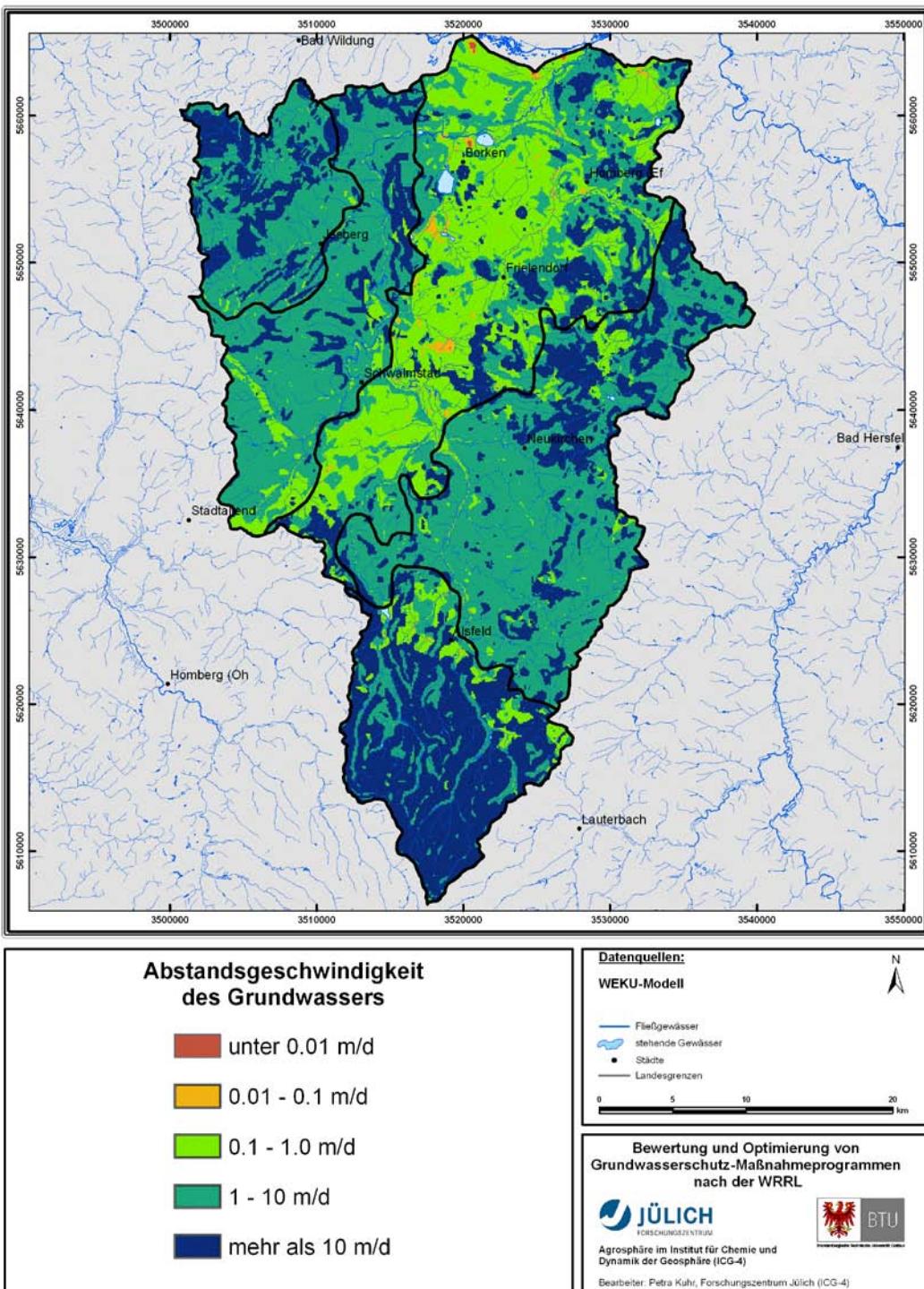


Abbildung 32: Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers in den Grundwasserkörpern „Schwalm“

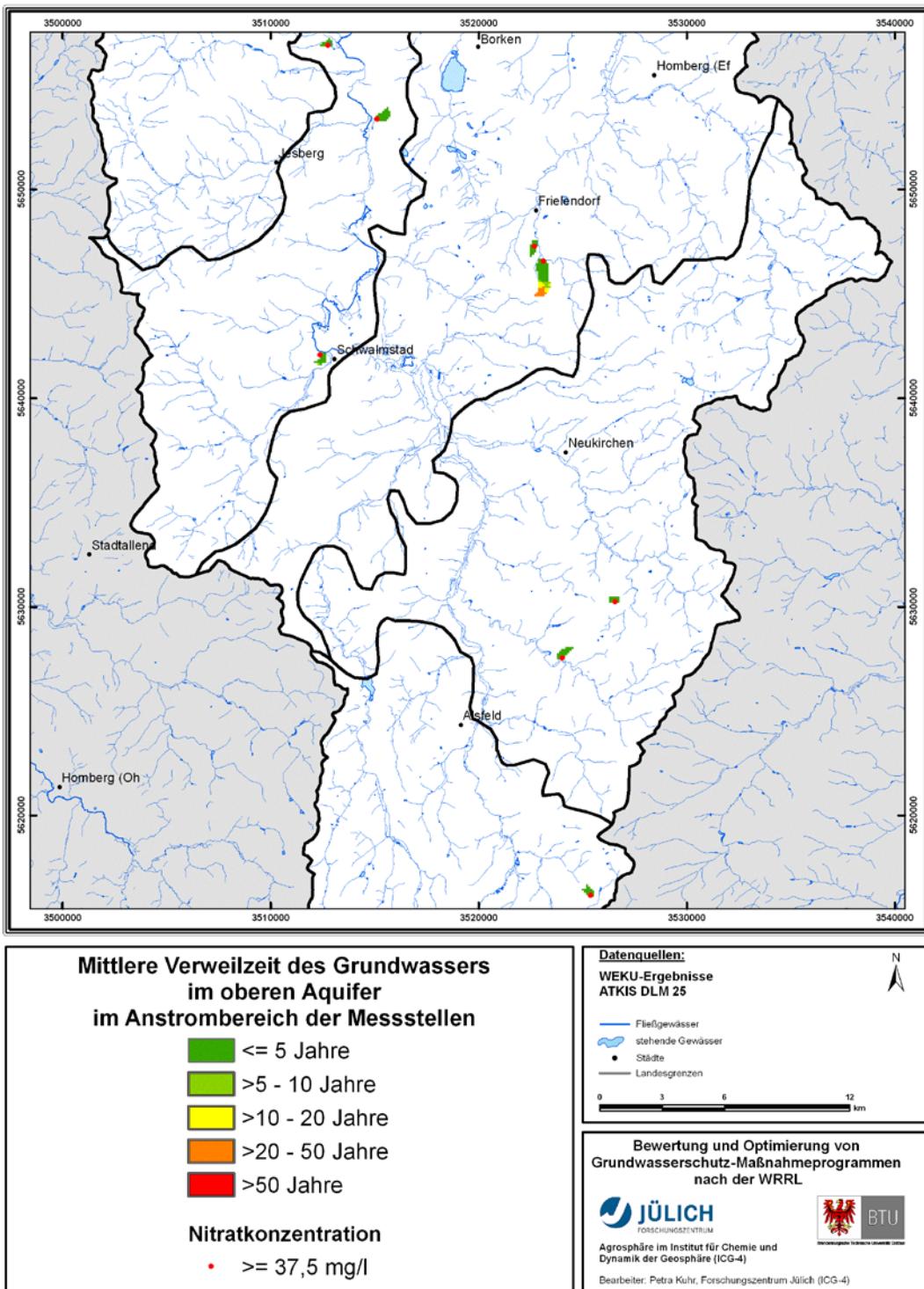


Abbildung 33: Mittlere Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer im Anstrombereich der Messstelle in den Grundwasserkörpern „Schwalm“

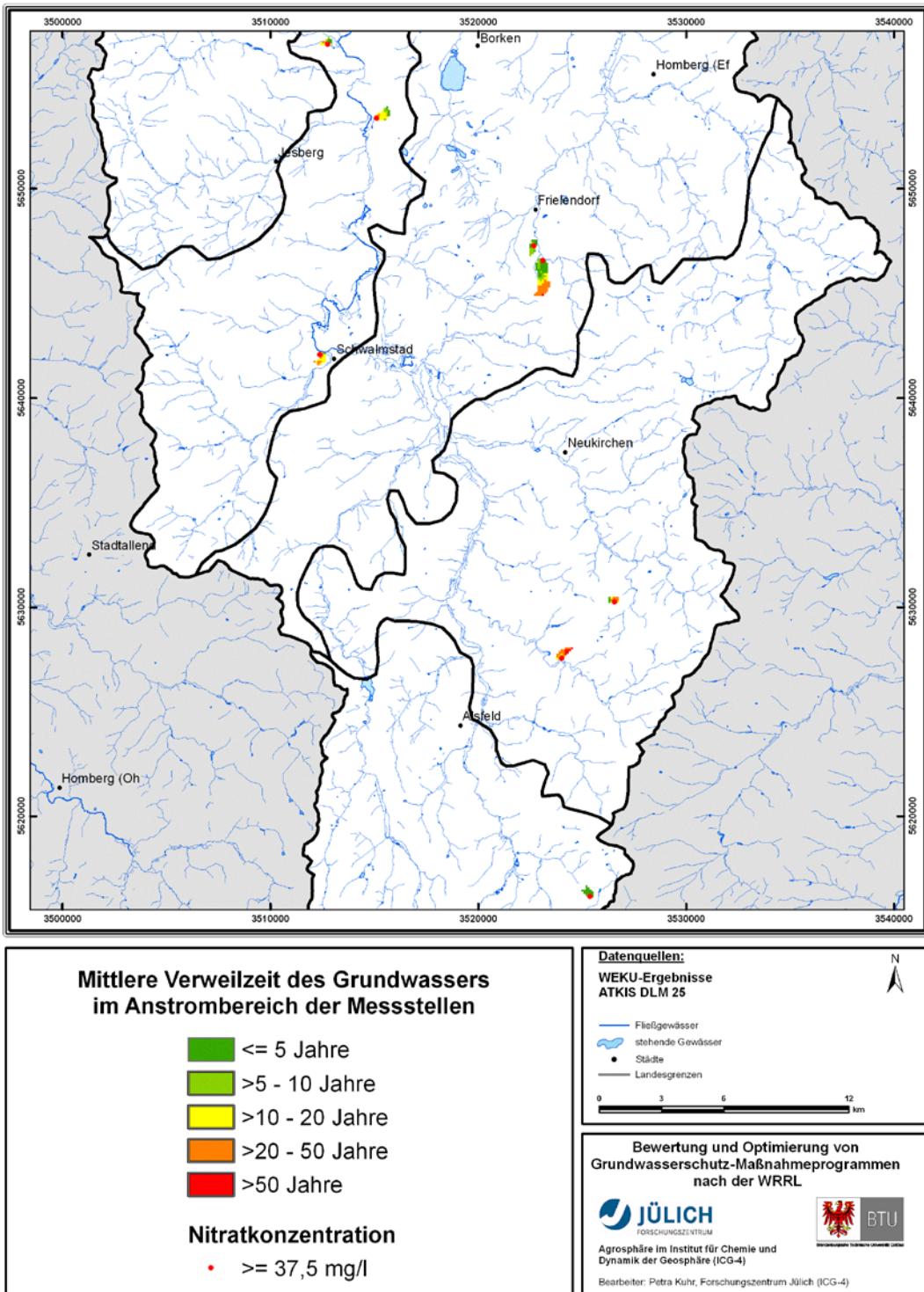


Abbildung 34: Mittlere summierte Verweilzeit im Anstrombereich der Messstellen in den Grundwasserkörpern „Schwalm“

B. Bewertung von Grundwasserbelastungen aus punktförmigen Quellen

B.1 Einführung und Veranlassung

Im Gegensatz zu den bereits beschriebenen großräumigen, flächenhaft wirkenden diffusen Quellen handelt es sich bei punktförmigen Quellen um lokal begrenzte Emissionsquellen, vorwiegend Altablagerungen (z.B. geschlossene Deponien) und Altstandorte (Gewerbe- und Industriestandorte). Hierbei ist die Anzahl der möglichen Schadstoffe im Allgemeinen wesentlich größer als bei den diffusen Stoffen. Welche Schadstoffe dabei betrachtet werden, ist in der EU-GRUNDWASSERRICHTLINIE (2007) verankert. Des Weiteren gibt die Richtlinie den Ausgangspunkt für die Einleitung von Maßnahmen zur Trendumkehr vor. In der Regel ist eine Trendumkehr vorzunehmen, wenn die Konzentration des Schadstoffs 75 % der Grundwasserqualitätsnormen oder Schwellenwerte, überschreitet.

Die Signifikanz der Belastungen aus Punktquellen für den guten chemischen Zustand eines Grundwasserkörpers definiert sich über die Auswirkung der Punktquelle auf den gesamten Grundwasserkörper. Eine einzelne Punktquelle wird nur ausnahmsweise den guten Zustand des Grundwasserkörpers gefährden. Treten jedoch Häufungen von Punktquellen auf, kann dies zur Gefährdung eines Grundwasserkörpers führen. Bewertungsmaßstab ist dabei die Ausdehnung des Bereiches in einem Grundwasserkörper, in dem es eine Überschreitung der Qualitätsnormen oder der Schwellenwerte gibt (Artikel 4, Abschnitt 2ci Grundwasserrichtlinie).

In einigen Bundesländern wurden Grundwasserkörper aufgrund punktförmiger Belastungen als „at risk“ eingeschätzt (siehe Tabelle 7). Hierbei wurden die Punktquellen zunächst pauschal mit einem Wirkungsbereich definierter Fläche bzw. Radius versehen (Niedersachsen, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Thüringen, Sachsen). Bei Überschreitung eines bestimmten Prozentsatzes der Summe der Wirkungsflächen zum gesamten Grundwasserkörper wurde der Körper als belastet eingestuft (Hessen) oder einer intensiveren Betrachtung unterzogen. Bei letzteren wurden die betreffenden Bereiche in einem zweiten Schritt unter Berücksichtigung des Ausbreitungspotentials näher definiert. Im Ergebnis davon wurden ihnen neue, in ihrer Größe abgestufte Wirkungsflächen zugewiesen. Eine erneute Flächenbilanz lieferte das Ergebnis der Risikoabschätzung (Zielerreichung unwahrscheinlich/unklar bzw. Grundwasserkörper ist belastet).

In Brandenburg wurden aufgrund der Risikoabschätzung die Grundwasserkörper bereits „belastungsorientiert“ abgegrenzt. Sie wurden 2007 durch das Landesumweltamt

(LUA, Frau Braun, Herr Pohl, Herr Wünsch) einer weiteren Prüfung unterzogen. Diese Prüfung fand in Zusammenarbeit mit der BTU statt. In einem Grundwasserkörper wurde zur Recherche der Schadstoffausbreitung und zur Erweiterung des Monitorings ein Pilotprojekt durchgeführt (MLUV, Dez. 2007). Das Vorgehen aus dem Pilotprojektgebiet wurde auf alle weiteren neun punktquellenbelasteten Grundwasserkörper übertragen und für jeden Grundwasserkörper ein Gutachten erstellt. Die Ergebnisse aus diesen Projektgutachten lieferten nach den Vorgaben der LAWA (2007) die Grundlage zur Einordnung eines Grundwasserkörpers in den schlechten Zustand.

Werden, wie oben beschrieben, die Qualitätsnormen oder Schwellenwerte überschritten, und werden signifikante Trends aufgezeigt, müssen geeignete Maßnahmen eingeleitet werden. Solche Maßnahmenprogramme zur Zielerreichung für punktförmige Belastungen nach WRRL Artikel 4 beinhalten vorwiegend Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen für Grundwasser und Boden und die Vermeidung von Einträgen. Eine Bewertung der Maßnahmen kann nur über eine Analyse der Wirkung erfolgen, die an den Messstellen sichtbar wird. Hierbei gelten die Kriterien:

- Abnahme der gemessenen Schadstoffkonzentration
- Verringerung der Schadstoffausbreitungsfläche
- Trendumkehr

Hierzu ist ein messstellenbezogenes konzeptionelles Modell für punktförmige Belastungen zu erarbeiten, welches zum einen die Emissionsstandorte mit den Messstellen in Beziehung setzt zum anderen aber auch die lokalen Faktoren einer jeden Messstelle berücksichtigt. Es wird dadurch möglich, für jede einzelne Messstelle eine Bewertung hinsichtlich ihrer Lage zur Schadstofffahne einer oder mehrerer punktuellen Belastungsquellen durchzuführen. Die Bewertung kann dann über die Änderung der Konzentration an der Messstelle sowie der Änderung der Schadstoffausbreitung erfolgen. Damit wird auch der Startpunkt zur Ermittlung signifikanter Trends bei Schadstoffen gegeben. Darüber hinaus kann mit dem messstellenbezogenen konzeptionellen Modell für punktförmige Belastungen geprüft werden, ob die einzelnen Messstellen zur Kontaminationsquelle so angeordnet sind, dass Auswirkungen von Maßnahmen erkennbar werden.

Des Weiteren spielt die Zeitkomponente eine wichtige Rolle. In diesem Zusammenhang ist zu klären, ob die Auswirkungen von Maßnahmen an der Messstelle beobachtet werden können, oder ob sie aufgrund der lokalen Faktoren (hydrogeologischen Bedingungen) auf dem Weg zwischen Emissionsort und Messstelle so überprägt werden, dass ein Effekt nicht zu beobachten ist. Diese Information ist besonders für die nach WRRL einzuhaltenden Fristen zur Umsetzung der Richtlinie und der Zielerreichung eines guten Zustandes des Grundwassers wichtig.

Tabelle 7: Anteile der punktuell belasteten GWK in einzelnen Bundesländern (nach Kunze et al., 2007)

Bundesland	Anzahl GWK - gesamt -	durch Punktquellen belastete GWK	
		Anzahl	%
Berlin	4	0	0
Brandenburg	51	10	20
Hessen	124	0	0
Mecklenburg-Vorpommern	38	0	0
Niedersachsen	121	13	11
Nordrhein-Westfalen	275	17	6
Rheinland Pfalz	117	0	0
Sachsen	64	5	8
Sachsen-Anhalt	74	8	11
Schleswig-Holstein	55	0	0
Thüringen	74	5	7

Neben der Bewertung von Maßnahmen ist das konzeptionelle Modell auch geeignet, diese zu optimieren. Folgende Optimierungsansätze werden aufgezeigt:

- Da die Landesmessnetze vor 2000 nicht auf punktuelle Belastungen ausgerichtet waren und im Gegensatz dazu auf zumeist kommunaler Ebene Sondermessnetze auf den einzelnen Schadensfall und nicht auf den „belasteten GWK“ als Ganzes ausgerichtet waren, ist die Anpassung der Landesgrundwassermessnetze erforderlich. Über eine gezielte Auswahl von Messstellen der Sondermessnetze und Anpassung an die Belastungssituation im Grundwasserkörper kann die Anzahl der neu einzurichtenden Messstellen reduziert werden.
- Da die bisherigen Grundmessnetze der Länder naturräumliche Hintergrundwerte beschreiben, das operative Messnetz demgegenüber schadstoffbezogen ist, müssen im Rahmen des Einrichtens eines operativen Monitorings Zusatzuntersuchungen zum bisherigen landesweiten Monitoring definiert werden. Auch hier können über eine gezielte Auswahl einzelner Messstellen aus den Sondermessnetzen und eine Anpassung des Analysenumfangs an prioritäre Schadstoffe die Kosten für die chemischen Analysen gesenkt werden.

- Die gezielte Einleitung von Maßnahmen an den Standorten, welche die größte Belastungsfläche des GWKs verursachen, macht einen effektiven Einsatz von Maßnahmen möglich.

B.2 Allgemeine Vorgehensweise

Die allgemeine Vorgehensweise zur Bewertung und Optimierung von Grundwasserbelastungen durch Punktquellen enthält folgende Teilschritte (siehe auch Abbildung 35):

- a) Mit Hilfe des konzeptionellen Modells für punktförmige Belastungen werden die Zusammenhänge zwischen punktuellen Belastungen, gemessenen Konzentrationen und dem hydrogeologischen System durch die Abschätzung der Schadstoffverbreitung und Ausweisung der Belastungsflächen hergestellt.

Auf diese Weise wird der aktuelle Zustand des Grundwasserkörpers festgestellt. Geplante Maßnahmen können bereits in diesem Abschnitt auf Effizienz bewertet werden. Zum einen kann abgeschätzt werden, inwieweit die Maßnahmen eine Auswirkung auf die ermittelten Hauptbelastungsflächen haben und zum anderen inwieweit sie zu einer Verminderung des beeinflussten Flächenanteils im Vergleich zum Gesamtgrundwasserkörper führen.

- b) Die Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen Einleitung einer Maßnahme und deren Auswirkung auf den Zustand eines Grundwasserkörpers erfolgt im zweiten Arbeitsschritt.

Anhand der Verweilzeiten der Schadstoffe in den Belastungsflächen, kann abgeschätzt werden, ab wann eine Maßnahme frühestens an den Monitoringmessstellen detektierbar ist und somit zur Verbesserung des Zustandes des Grundwassers führt.

In den folgenden Kapiteln B.2.1-B.2.3 ist die allgemeine Vorgehensweise zur Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für punktuelle Belastungen ausführlich beschrieben. Die Umsetzung in die Praxis wird beispielhaft im Kapitel B.3 für einen Grundwasserkörper in Brandenburg beschrieben.

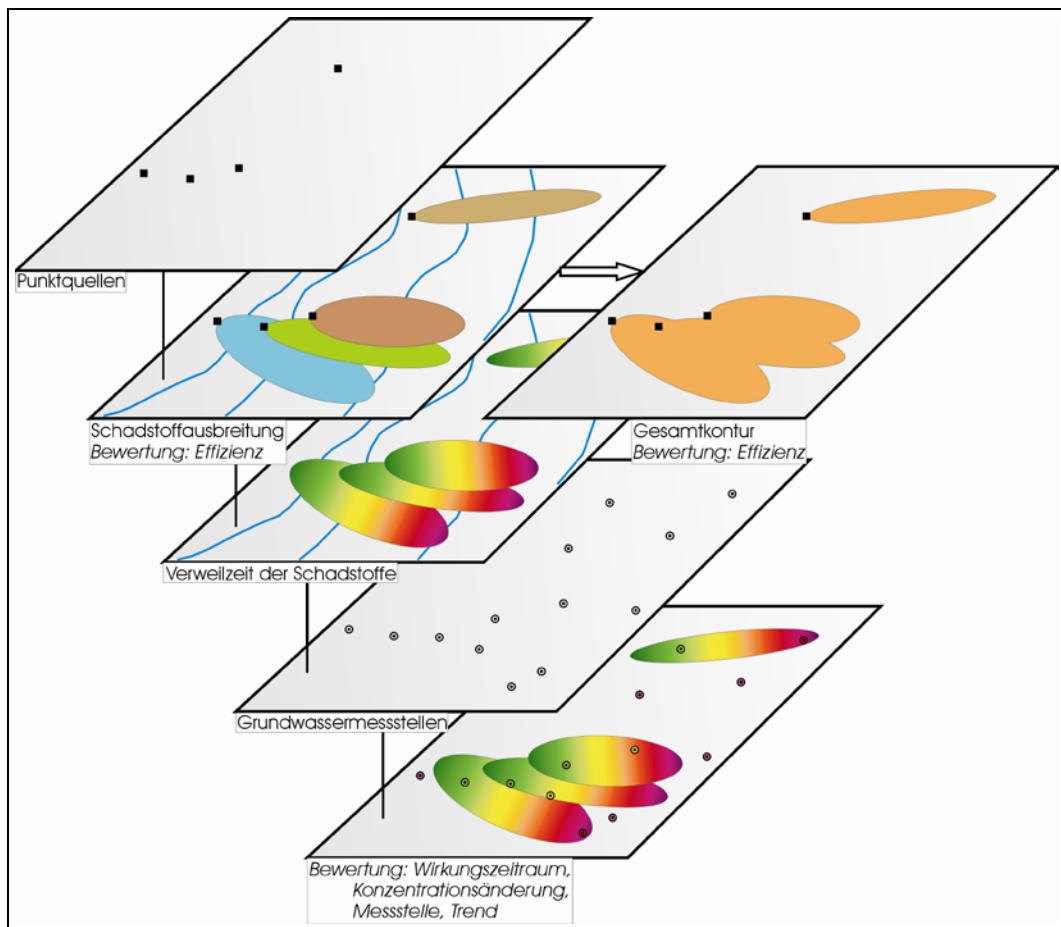


Abbildung 35: Vereinfachtes Schema zur allgemeinen Vorgehensweise bei punktuellen Belastungen

B.2.1 Aufbau eines messstellenbezogenen konzeptionellen Modells zur Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogramme für punktförmige Belastungen

Beim Aufbau des konzeptionellen Modells (Abbildung 36) kann man sich an bereits bestehenden Konzepten orientieren, wie z.B. an dem im Rahmen des EU-Programms COST 629 von der Arbeitsgruppe „Grundwassermanagement“ (VOIGT ET AL., 2008) entwickelten Strategieschema. Es erweitert das in Kapitel 3 aufgezeigte konzeptionelle Modell nach LITTLEJOHN ET AL. (2002) im Hinblick auf eine detaillierte Ausarbeitung eines Monitoringkonzepts.

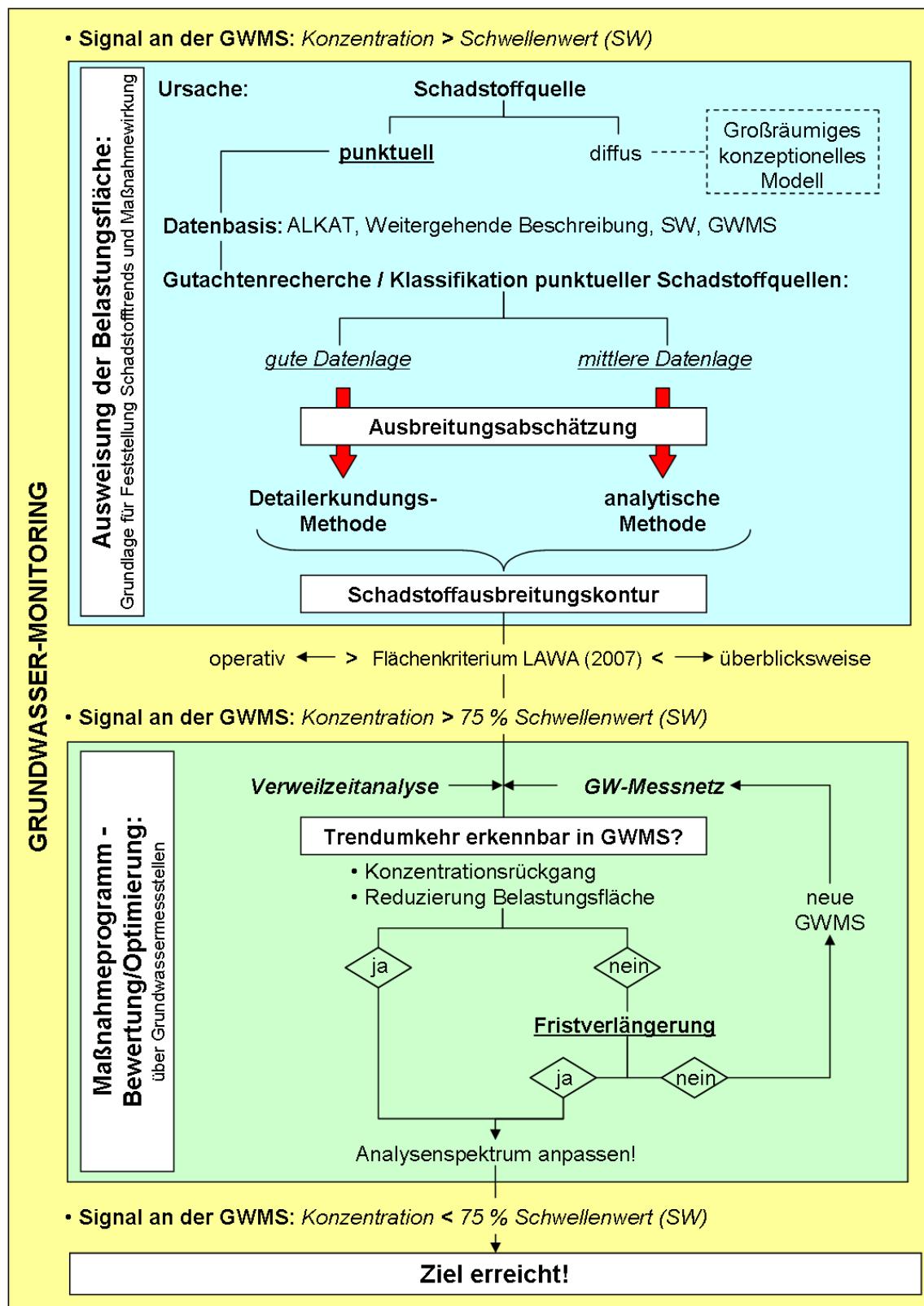


Abbildung 36: Konzeptionelles Modell für punktförmige Kontaminationsquellen

Die Messstellen sind ein wichtiger Bestandteil bei der Bewertung von Maßnahmenprogrammen. An ihnen wird der chemische (Ist-)Zustand des Grundwassers festgestellt und die Wirkung der eingeleiteten Maßnahmen überprüft. Sie sind damit eine wichtige Komponente bei der Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutzmaßnahmen.

Das Strategieschema nach VOIGT ET AL. (2008) wurde so modifiziert, dass die Auswirkungen durch punktuelle Verunreinigungen für den Grundwasserkörper flächenhaft dargestellt werden. Somit wird ein direkter Bezug von Emission, Immission und Monitoringnetz hergestellt. Das heißt auch, dass die Messergebnisse an einzelnen Messstellen mit den lokalen Maßnahmenprogrammen und den im Einzugsgebiet der Messstelle spezifischen hydrogeologischen Gegebenheiten in Beziehung gesetzt werden konnten.

Ausgangspunkt für den Aufbau des konzeptionellen Modells für punktförmige Kontaminationen ist das Signal, d.h. die Schadstoffkonzentrationen an der Messstelle, wenn die gemessene Konzentration des Schadstoffs größer ist als der nach WRRL festgelegte Schwellenwert (Abbildung 36, oben). Ist die Überschreitung des Schwellenwertes auf punktuelle Schadstoffquellen zurückzuführen, wird die von der Quelle ausgehende Belastung für den Grundwasserkörper durch Ermittlung der Schadstoffausbreitung abgeschätzt. Hierzu sind Informationen zur Emissionsquelle und den lokal vorliegenden hydrogeologischen und hydrodynamischen Gegebenheiten notwendig (siehe Kapitel B.2.1.1). Da die Informationsgehalte zur Ermittlung der Ausbreitung der Belastung im Grundwasser sehr unterschiedlich ausfallen, werden zwei verschiedenen komplexe Methoden zur Ausbreitungsabschätzung angewendet, d.h. eine Detailerkundungsmethode bei guter Datenlage und eine analytische Methode bei mittlerer Datenlage (siehe Kapitel B.2.1.2). Die Gesamtbelastungskontur für den Grundwasserkörper ergibt sich dann aus der Umrandung bzw. der Umhüllenden für die einzelnen Belastungskonturen der jeweiligen Punktquellen. An dieser Stelle kann bereits eine erste Bewertung hinsichtlich der Belastungsfläche für den Grundwasserkörper vorgenommen werden. Nach dem Flächenkriterium LAWA (2007) „befinden sich Grundwasserkörper in einem schlechten Zustand, wenn aufgrund von Punktquellen auf mehr als 25 km² des Körpers die Qualitätsnorm (QN) bzw. die Schwellenwerte (SW) überschritten werden. Körper die kleiner als 250 km² sind, sind dann in einem schlechten Zustand, wenn auf 10 % ihrer Fläche die QN bzw. SW überschritten werden.“

Wurde nach WRRL ein signifikanter und anhaltend steigender Trend für die festgestellten Schadstoffe ermittelt und überschreitet die Konzentration des Schadstoffs 75 % des Schwellenwertes, so sind Maßnahmen zur Verhinderung oder Begrenzung des Eintrags der Schadstoffe in das Grundwasser einzuleiten, die zu einer Trendumkehr führen (GWRL, 2007).

Für die Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen Einleitung einer Maßnahme und deren Auswirkung auf den Zustand eines Grundwasserkörpers, wird für jede einzelne Belastungsfläche die Verweilzeit (Kapitel B.2.3) der Schadstoffe berechnet und diese mit dem vorhandenen Messstellenpool verschnitten (vgl. Abbildung 36, unten). Im Ergebnis wird anhand der Lage der Messstellen zu den Ausbreitungskonturen und der Verweilzeit der Schadstoffe eine Bewertung der Repräsentanz der Messstelle bezüglich der Erfassung der eingeleiteten Maßnahmen vorgenommen. Das bedeutet, dass eine Messstelle im günstigsten Fall sowohl den Zusammenhang zwischen Stoffeintrag und beobachteter Belastung im hydrogeologischen System, Konzentrationsänderungen und Veränderungen der belasteten Flächenausdehnung des Grundwasserkörpers, als auch eine Trendumkehr erfasst. Das Analysenspektrum des Monitorings sollte an das Schadstoffspektrum angepasst/optimiert werden. Ist eine Trenderfassung innerhalb des nach WRRL vorgeschriebenen Zeitrahmens nicht möglich, ist zu prüfen, inwiefern die Beantragung einer Fristverlängerung auf Grundlage der Verweilzeitanalyse sinnvoll ist.

Das Ziel der Trendumkehr, der Minimierung der Ausbreitungskontur und der Schadstoffkonzentrationen ist erreicht, wenn sich die Konzentrationen der Schadstoffe in der Grundwassermessstelle signifikant verringern, die belastete Fläche 25 km^2 unterschreitet oder bei Körpern kleiner 250 km^2 unter 10 % des GWK bzw. die beobachteten Konzentrationen unter 75 % des Schwellenwertes zurückgehen.

B.2.1.1 Datenbasis/Gutachtenrecherche/Klassifikation punktueller Schadstoffquellen

In Anlehnung an das COST Strategieschema (VOIGT ET AL., 2008) und unter dem Aspekt, das bereits vorhandene Datenmaterial optimal beim Aufbau des messstellenbezogenen konzeptionellen Modells zu nutzen, wurden die in den folgenden Abschnitten genannten Datenquellen/Informationen zur Ausweisung von Belastungsflächen verwendet (vgl. Abbildung 36).

Datenbasis

- **Altlastenkataster der jeweiligen Länder (ALKAT)**

Grundlage für die Ausweisung der Belastungsflächen (Schadstofffahnen) bilden Informationen aus den Altlastenkatastern der Länder. Dabei werden alle Altlastverdachtsflächen (ALVF) und Altlasten (AL) herausgefiltert, für die laut Altlastenkataster eine Grundwasserbelastung ausgewiesen wurde. Bereits sanierte Standorte werden vorerst ebenfalls berücksichtigt. Die folgenden Informationen aus dem Altlastenkataster sollten für jede Messstelle verfügbar gemacht werden:

- Bezeichnung der Punktquelle

- Lagekoordinaten
- Schadstoffspektrum an den Punktquellen
- (hydro-)geologische Informationen
- Untersuchungsstadium
- Informationen zu Gutachten (Titel, Anzahl)

Diese Informationen geben einen ersten Überblick über die recherchierten Punktquellen mit nachgewiesener Grundwasserbelastung, deren geografische Lage innerhalb des Grundwasserkörpers sowie das vermutete Schadstoffspektrum.

- „**Weitergehende Beschreibung**“

Zur Charakterisierung des Standortes, der vorherrschenden Untergrundverhältnisse und der Belastungsschwerpunkte werden vorrangig die Informationen verwendet, die durch die Länder bereits im Rahmen der Arbeiten zur „Weitergehenden Beschreibung“ für die als „at risk“ eingestuften Grundwasserkörper nach WRRL Anhang II Punkt 2.2 (2000/60/EG) zusammengestellt wurden.

In der „weitergehenden Beschreibung“ nach WRRL wurden unter anderem Informationen zu „geologischen, hydrogeologischen Merkmalen, Schätzungen der Strömungsrichtung, sowie eine Beschreibung der chemischen Zusammensetzung des Grundwassers, einschließlich der Beiträge aus menschlichen Tätigkeiten“ zusammengestellt. Diese Angaben sind für die Ausweisung der Wirkungsbereiche der Schadstoffe sowie der Trendermittlung unabdingbar.

Viele dieser Informationen können aus digitalen oder analogen Karten abgeleitet oder direkt übernommen werden, wie z.B. Angaben zum Durchlässigkeitsbeiwert oder zu Mächtigkeitsangaben des Grundwasserleiters. Für die Gutachtenrecherche und die Darstellung der Ausbreitungsabschätzung hat sich die Topographische Karte 1:10.000 (TK10) bewährt. Für die Charakterisierung der Untergrundverhältnisse können die HÜK 200, für die neuen Bundesländer die Hydrogeologische Karte 1:50.000 der ehemaligen DDR (HK 50) sowie andere Hydrogeologische Karten der Länder hinzugezogen werden.

- **Grundwassermessstellen (GWMS)**

Die Grundwassermessstellen sind wesentliche Bestandteile des konzeptionellen Modells, (nicht nur für punktförmige Belastungen). Sie sind u.a. Voraussetzung für die Ermittlung signifikanter und anhaltender Trends, sowie für die Bewertung/Optimierung der Maßnahmenprogramme. Deshalb gilt es, den gesamten zur Verfügung stehenden Grundwassermessstellenpool zu nutzen. Dieser definiert sich aus dem GWMS-Bestand der Kreise und den im Zuge der Überwachung nach WRRL aufgestellten überblicksweisen, operativen und mengenmäßigen Monitoringnetze. Diese Daten soll-

ten den zuständigen Behörden vorliegen. Stellt sich bei der Bearbeitung nach dem konzeptionellen Modell für punktförmige Kontamination heraus, dass eine Monitoring-Messstelle aufgrund ihrer Lage zur Schadstoffausbreitungskontur und Verweilzeitanalyse nicht geeignet ist, die Zusammenhänge zwischen punktuellen Belastungen, gemessenen Konzentrationen und dem hydrogeologischen System sowie eine Trendumkehr zu erfassen, kann anhand des vorhandenen GWMS-Pools eine alternative Messstelle favorisiert und auf ihre Tauglichkeit hin überprüft werden. Eine Erweiterung und Veränderung des Monitoring-Netzes ist nach WRRL für die operative Überwachung möglich.

Gutachtenrecherche/Klassifikation punktueller Schadstoffquellen

Für die Ermittlung der Schadstofffahnen im Grundwasserkörper sind konkrete Informationen zu den Emissionsstandorten notwendig (Eintragsmenge, Schadstoffspektrum, lokale hydro-geologische Bedingungen etc.). Anhand der Altlastenkataster-Recherche werden die dort aufgeführten Gutachten zu den einzelnen relevanten Standorten gezielt bei den zuständigen Behörden (Unteren Bodenschutzbehörde - UBB) angefordert und ausgewertet.

Folgende konkreten Informationen sind den Gutachten für die detaillierte Ausweisung der Schadstoffkonturen und zur Trendermittlung zu entnehmen:

- Standortcharakterisierung (Lage des Standortes)
- Untergrundverhältnisse
- Grundwassermessstellen (Lage, Ausbaudaten, Schichtenverzeichnisse),
- Grundwasseranalysen
- empfohlene/durchgeführte Sicherungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen

Auf Grundlage der recherchierten Informationen (Altlastenkataster, Gutachten) ergeben sich hinsichtlich der Qualität und Quantität sehr inhomogene Ausgangsdaten für die nachfolgende Ausbreitungsabschätzung, die eine Klassifikation notwendig machen, siehe Abbildung 36. Unterschiedliche Informationsgehalte implizieren eine differenziertere Vorgehensweise bei der Abschätzung der Schadstoffausbreitung. Nachfolgend werden die verschiedenen Klassifikationen je nach Informationsgehalt vorgestellt.

- „gute“ Datenlage

Im Falle einer „guten“ Datenlage sind entweder aktuelle, flächendeckende Grundwasser-Analysewerte vorhanden, aus denen durch Interpolation eine tatsächliche Schad-

stoffverteilung abgeleitet werden kann, oder es wurde bereits eine Ausbreitungskontur visualisiert, die für die vorliegende Aufgabenstellung übernommen werden kann.

- „mittlere“ Datenlage

In die Kategorie „mittlere Datenlage“ werden alle Altlasten (-verdachtsflächen) aufgenommen, bei denen die Grundwasseranalysenwerte die nach WRRL aufgezeigten Qualitätsnormen, Schwellenwerte überschreiten, aber eine Interpolation noch nicht möglich ist.

Vorwiegend sind dies Altlasten (-verdächtige Flächen) deren Gutachten/Analysenwerte zum Teil etliche Jahre zurückliegen. Häufig basieren solche Gutachten auch nur auf wenigen Messungen und repräsentieren jeweils nur kleinere Bereiche eines Grundwasserkörpers. Zudem ist in der Regel der Zeitpunkt des Schadenseintritts unbekannt und die Standorte wurden in der jeweiligen Altlastenuntersuchung als minderrelevant angesehen. Diese Einschätzungen erfolgten jedoch auf Grundlage von Wertelisten (z.B. für Brandenburg war dies die „Brandenburger Liste“), die teilweise höher lagen, als die Qualitätsnormen und Schwellenwerte nach WRRL.

- Ausschluss von Standorten

Einige Standorte besitzen eine „schlechte“ bis „unzureichende Datenlage“. Da für diese Standorte keine Maßnahmen ergriffen werden, kann auch keine Bewertung hinsichtlich eines Maßnahmenerfolges durchgeführt werden. Aufgrund dessen werden sie aus dem Bewertungsverfahren ausgeschlossen, wenn folgende Kriterien für eine schlechte bis unzureichende Datenlage vorliegen:

- Sie sind im Altlastenkataster als potenziell grundwasserbelastend ausgewiesen worden, es liegen dazu aber keine Informationen vor, (z.B. keine Grundwasseranalysen) und es werden entsprechend keine Maßnahmen eingeleitet
- Es sind keine Gutachten verfügbar, es ist eine Grundwasserbelastung laut Altlastenkataster-Abfrage bestätigt, es wurde aber kein weiterer Handlungsbedarf angemeldet
- Es liegen Gutachten ohne Grundwasseranalysen vor, die eine Grundwassergefährdung ausschließen,
- Es liegen Gutachten mit Grundwasseranalysen vor, es werden aber keine Schwellenwerte ($> 75\%$) überschritten,
- Es kann aufgrund der Entwicklung der Altlast eine Gefährdung ausgeschlossen werden.

Eine Signifikanz der Belastung für den Grundwasserkörper im Sinne der WRRL kann allerdings bei Nichtvorhandensein von Messwerten nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden. Zur Risikoabschätzung und zur Abschätzung der Schadstoffverbreitung mit

dem Ziel einer Zustandsbestimmung des Grundwasserkörpers wird in diesen Fällen die UBA-Methode empfohlen (UBA 2003, siehe S.93).

B.2.1.2 Methoden der Ausbreitungsabschätzungen nach Klassifikation

Differenzierte Informationsgehalte zu den jeweiligen Emissionen, erfordern auch eine individuelle Herangehensweise bei der Ausbreitungsabschätzung der einzelnen punktuellen Belastung (siehe Abbildung 36). So wurden für die eben erwähnten zwei Klassifikationen nach Datenlage zwei unterschiedliche Methoden für die Abschätzung der Belastungsfahnen angewendet, die im Folgenden kurz erläutert werden. Welche Auswirkungen diese unterschiedlichen Ausbreitungsabschätzungen haben, wird beispielhaft an einem Standort für die jeweils verwendete Methode aufgezeigt.

- „**Detailerkundungs-Methode**“ (**gute Datenlage**)

Bei der Detailerkundungs-Methode handelt es sich um eine einfache Übernahme der vorhandenen „guten“ Daten. Es wird dabei unterschieden in:

- *Übernahme bereits visualisierter Schadstofffahnen*

Für den Fall, dass bereits Schadstoffkonturen erstellt wurden, können diese übernommen werden. Hierbei wird der Parameter mit der größten Ausbreitung als Leitparameter ausgewählt. Mögliche zeitliche Veränderungen, sowie der Wert für die Randlinie der Fahne (soll dem Schwellenwert entsprechen) sind dabei aber zu berücksichtigen und gegebenenfalls anzupassen.

- *Interpolation*

Bei ausreichend hoher Dichte zeitlich und räumlich zusammenhängender Messwerte kann eine Schadstofffahne durch Interpolation ermittelt werden. (Die Wahl des Interpolationsverfahrens wird dabei freigestellt). Auch in diesem Fall ist der Schadstoff mit der größten Ausdehnung als Leitparameter zu wählen. Bei der Visualisierung ist als Randlinie der Schwellenwert zu wählen und die interpolierten Bereiche den hydrogeologischen Verhältnissen anzupassen.

Im Ergebnis erhält man Schadstofffahnen, -konturen, welche die realen Zustände am zuverlässigsten widerspiegeln.

Abbildung 37 zeigt eine beispielhafte Anwendung der „Detailerkundungsmethode“ einer Emissionsquelle. Es wird angenommen, dass Sulfat von dort mit einer fast 14-fachen Überschreitung des Schwellenwertes (SW) ins Grundwasser eingetragen wird und den Stoff mit dem höchsten Belastungspotential darstellt. Im Abstrom befinden sich 13 Monitoringmesstellen. Die dort gemessenen Sulfatgehalte im Grundwasser

wurden interpoliert. Die daraus resultierende Schadstoffkontur ist in Abbildung 37 dargestellt. Die Begrenzungslinie entspricht dabei dem Schwellenwert für Sulfat.

Schadstoffausbreitungskontur für einen Beispielstandort

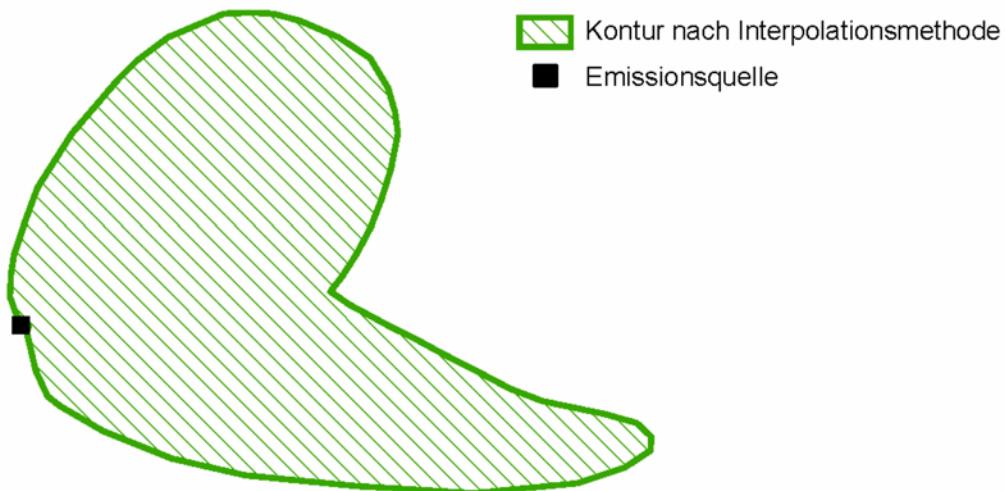


Abbildung 37: Ermittelte Schadstofffahne für einen Beispielstandort nach „Detailerkundungs-Methode“

- „analytische Methode“ (mittlere Datenlage)

Die analytische Methode wird angewendet für Schadstoffquellen mit „mittlerer“ Datenlage. Das bedeutet, dass der Informationsgehalt zu der Punktquelle so hoch ist, dass die Schadstoffausbreitung berechnet werden kann, aber die Dichte der Messdaten des Grundwassermanagements für eine Interpolation zu gering ist. In den Gutachten zu den betroffenen Altlastenstandorten liegen häufig nur einzelne Grundwasseranalysen mit Schwellenwert-Überschreitungen (keine Zeitreihen) vor.

Die Abschätzung der Schadstoffausbreitung erfolgt bei mittlerer Datenlage auf Grundlage der vereinfachten Transportgleichung (Anhang 1, Gl.7) nach KINZELBACH (1992). Unter Berücksichtigung verschiedener Untergrund- und stoffspezifischer Parameter kann sie analytisch, zweidimensional für Lockergesteine berechnet werden. Die analytische Lösung der Transportgleichung (Anhang Gl. 8) nach KINZELBACH (1992) erfolgt unter Annahme eines kontinuierlichen Stoffeintrages und in Abhängigkeit von der Zeit, sowie den hydrogeologischen Parametern Dispersion und Retardation. Alle für die Lösung der Transportgleichung (Anhang Gl. 8) notwendigen Gleichungskomponenten sind, bis auf die gesuchte Ausbreitungskomponente in x- und y-Richtung, entweder den Gutachten zu entnehmen, oder können berechnet bzw. festgelegt werden (siehe dazu Anhang 1).

Da der Beispielgrundwasserkörper im pleistozänen Flachland (in Brandenburg) liegt, wurden die Festlegungen der Parameter (siehe Anhang 1) auf die dort vorherrschenden hydrogeologischen Verhältnisse/Erfahrungswerte zugeschnitten. Für andere hyd-

rogeologische Gegebenheiten müssen die Parameter entsprechend angepasst werden.

Die Wahl der vorgegebenen/festgelegten Eingangsgrößen repräsentiert generell eine „worst-case“-Betrachtung. Aus diesem Grunde wird von einer kontinuierlichen Schadstoffnachlieferung ausgegangen. Die Vorgabe einer Eintragsdauer von $t = 50$ Jahre führt aus der Annahme, dass eine verstärkte anthropogene Belastung seit den 60-er Jahren stattfand. Liegen konkrete Zeitangaben zum Schadensfall vor, sind diese zu verwenden. Des Weiteren wird ein Schadstoffabbau nicht berücksichtigt ($\lambda = 0$), da er von zu vielen Faktoren abhängt und die Vorgabe von Richtwerten daher nicht möglich ist (ein und derselbe Schadstoff kann in Abhängigkeit der Untergrundverhältnisse entweder gar nicht bis sehr gut abgebaut werden). Auch bei den Retardationsfaktoren (siehe Literaturrecherche in Anhang 2) wurde der „worst case“ angenommen.

Ausschlaggebend für die Berechnung der Schadstoffausbreitung ist der Schadstoff mit dem größten Ausbreitungspotential. Dieses wird sowohl durch die Höhe der SW-Überschreitung, als auch durch den Retardationsfaktor maßgeblich bestimmt und kann oftmals nicht auf den ersten Blick erkannt werden (Tabelle 8). Daher werden für die Berechnung maximal drei Stoffe mit SW-Überschreitung pro Standort nach folgenden Kriterien ausgewählt, um die größtmögliche Ausbreitungsfahne zu erfassen:

- 1. Stoff = „Tracer“-Stoff mit höchster Schwellenwert-Überschreitung (z.B. Sulfat, Chlorid, Fluorid mit Retardationsfaktor = 1)
- 2. Stoff = toxisch relevanter Stoff mit geringstem Retardationsfaktor (z.B. LHKW, Phenol, Schwermetalle)
- 3. Stoff = toxisch relevanter Stoff mit höchster SW-Überschreitung – gilt in erster Linie für Stoffe mit verhältnismäßig geringen Retardationsfaktoren (bis $R \approx 20$), da sich Stoffe mit $R > 20$ (selbst mit sehr hohem GFS/RW - Überschreitungsgrad) nie weiter ausbreiten als z.B. ein Tracer (mit nur geringem Überschreitungsgrad)

Der Parameter mit der größten resultierenden Ausbreitungskontur ist zu übernehmen und kartographisch darzustellen. Gleichzeitig ist er der Ausgangspunkt für die Beobachtung der Tendentwicklung für diesen Standort.

In der Tabelle 8 wird diese Vorgehensweise beispielhaft für einen beliebigen Standort dargestellt. Für die drei Parameter Sulfat, Phenol und LHKW, die nach oben genannten Kriterien ausgewählt wurden, sind die Ausbreitungsgeometrien nach der analytischen Methode berechnet worden. Im Beispiel ist zu erkennen, dass der Schadstoff mit der höchsten Überschreitung des Schwellenwertes (LHKW) nicht die größte Verbreitung (Phenol) aufweist. Da die Größe des Überschreitungsgrades des Schwellenwertes nicht immer auch die größte Ausbreitung zur Folge hat, ist eine Dreiteilung für die Be-

rechnung der Ausbreitungskonturen (Fahnenlänge, Fahnenbreite und Fahnenfläche) notwendig. Die für diesen Beispielstandort ermittelte Fläche ist zwar relativ gering im Gegensatz zur Größe eines GW-Körpers, spiegelt aber auch nur eine Punktquelle wieder. Für die Gesamtkontur der Schadstoffausbreitung werden aber alle Punktquellen betrachtet.

Die Berechnung erfolgt iterativ, unter Vorgabe des jeweiligen Schwellenwertes sowie der aufgeführten Randbedingungen. Dabei wird die Fahnenlänge so oft variiert, bis die berechnete Konzentration für den maximalen Schadstofftransport in Grundwasserfließrichtung mit dem Schwellenwert übereinstimmt. Die Ermittlung der Fahnenbreite erfolgt ebenfalls iterativ unter Variation der Fahnenbreite so lange bis die berechnete Konzentration bei halber Fahnenlänge (breiteste Stelle einer Ellipse) ebenfalls dem Schwellenwert entspricht.

Für den Beispielstandort wurde unter Annahme der „mittleren Datenlage“ die analytische Methode zur Berechnung der Ausbreitung von Sulfat angewendet. Für die Berechnung der Schadstoffausbreitungskontur werden dabei die Qualitätsnormen und Schwellenwerte (SW) (EU-GRUNDWASSERRICHTLINIE, 2007) der Schadstoffe verwendet. Die Eingangsparameter und die daraus berechneten Parameter, sowie die Ergebnisse sind in Tabelle 9 dargestellt. Die sich daraus ergebende Abschätzung der Schadstoffverbreitung zeigt Abbildung 38.

Tabelle 8: Beispiel für die Konturenberechnung nach Gleichung 8 für verschiedene Kontaminanten an einem beliebigen Standort

	„Tracer“-Stoff	toxisch relevanter Stoff mit geringstem Retardationsfaktor	toxisch relevanter Stoff mit höchster GFS-Überschreitung
Parameter	Sulfat	Phenol	Tri-/Tetrachlorethen (LHKW)
Konzentration [mg/l]	400	0,030	0,075
SW [mg/l]	240	0,008	0,010
Überschreitungsggrad	167 %	375 %	750 %
Retardationsfaktor	1	1,1	2,5
Fahnenlänge [m]	1759	3122	2703
Fahnenbreite [m]	380	774	812
Fahnenfläche [km ²]	0,53	1,90	1,72

Tabelle 9: Eingangsparameter und Ergebnisse bei der Anwendung der analytischen Methode für den Beispielstandort

Eingangsparameter/berechnete Parameter	Wert	Einheit
Kf-Wert	$2 \cdot 10^{-4}$	[m/s]
hydraulische Gefälle	0,023	[-]
effektive Porosität	0,3	[-]
/ Abstandsgeschwindigkeit	$1,5 \cdot 10^{-5}$	[m/s]
/ korrigierte Abstandsgeschwindigkeit ¹	$5,8 \cdot 10^{-6}$	[m/s]
quellnah gemessenen Sulfatkonzentration	3726	[mg/l]
Aquifermächtigkeit	35	[m]
geschätzte Ausdehnung	150	[m]
/ Schadstofffracht	113,2	[g/s]
Longitudinale Dispersivität	636	[m]
transversale Dispersivität	70	[m]
Retardationsfaktor Sulfat	1	[-]
Zeit	15	[a]
Ergebnis der Ausbreitungsabschätzung		
Länge	4095	[m]
Breite	1265	[m]
Fläche	4	[km ²]

Ein Vergleich der nach Interpolationsmethode und analytischer Methode ermittelten Ausbreitungskonturen für den Beispielstandort ist in der Abbildung 39 dargestellt. Die grün umrandete durch Interpolation ermittelte Fläche spiegelt die reale Schadstoffausbreitung am besten wieder. Im Gegensatz dazu ist die orangefarbene Kontur das Ergebnis der Berechnung mittels der analytischen Methode für „mittlere Datenlage“. Sie bildet mit 65 % über die Hälfte der realen Verhältnisse (siehe Abbildung 39) ab, ist aber wesentlich länger ausgebildet, so dass 44 % der analytisch ermittelten Ausbreitung nicht mit der interpolierten Kontur übereinstimmen. Ursachen hierfür liegen zum Einen in den fehlenden Angaben zu den lokalen hydrogeologischen Gegebenheiten an der Emissionsquelle sowie für den Grundwasserleiter, z.B. hinsichtlich effektiver Porosität, Retardation, Abbau-/Zerfallskonstante und kf-Wert, so dass diese Parameter abge-

¹ Aufgrund von Erfahrungswerten wurde eine Maximale Abstandsgeschwindigkeit von 0,5 m/d festgelegt. Geschwindigkeiten die diesen Wert überschreiten, werden bei der Berechnung auf 0,5 m/d zurückgesetzt.

Schadstoffausbreitungskontur für einen Beispielstandort

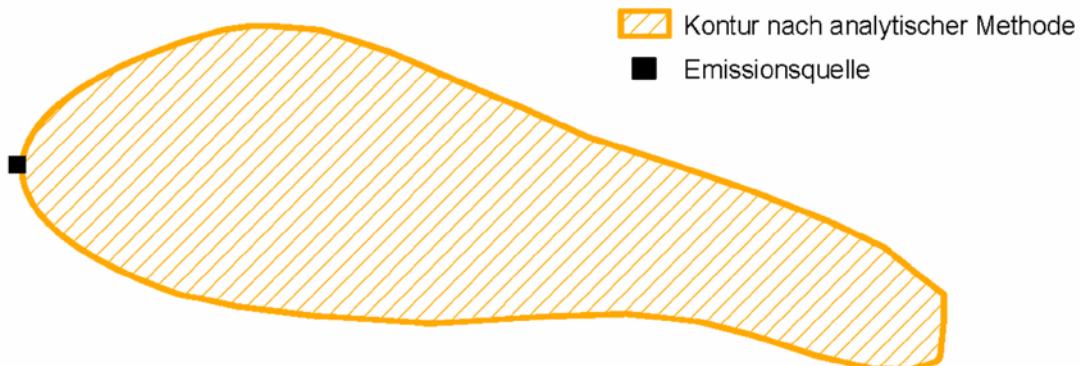


Abbildung 38: Ermittelte Schadstoffverbreitung für einen Beispielstandort nach „analytischer Methode“

schätzt und regionalisiert werden mussten. Zum Anderen wurden für die Berechnung nach der analytischen Methode Annahmen getroffen, die dem „worst case“ entsprechen, wie zum Beispiel eine Abbau-/Zerfallskonstante von „Null“ anzunehmen. Dies hat zur Folge, dass die ermittelte Belastungsfläche nach analytischer Methode im Allgemeinen größer als bei der Detailerkundungs-Methode (Interpolation) ist, so dass der Gefahr einer Unterschätzung der tatsächlichen Belastung entgegen gewirkt wird.

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse der je nach Klassifikation der Punktquellen angewandten Methodik zeigt, dass die Anwendung der „Detailerkundungs-Methode“ (Interpolation) bei guter Datenlage die besten Ergebnisse hinsichtlich der Abbildung der realen Verhältnisse (Tabelle 10) für die Schadstoffausbreitung im Grundwasser liefert. Für die weitere Bewertung/Optimierung der Monitoringmessstellen bietet sie die besten Voraussetzungen. Grundlage hierfür ist eine ausreichende Datenbasis, die aber nicht immer im ausreichenden Maße gegeben ist. Ist dies der Fall kann mit Hilfe der Anwendung der analytischen Methode eine Ausbreitungsabschätzung vorgenommen werden, die mit zunehmendem Detaillierungsgrad der Eingangsparameter an Zuverlässigkeit gewinnt.

Tabelle 10: Flächenanteile die mit den realen Verhältnissen (Interpolation) übereinstimmen

Methodik	Flächenanteil an der Interpolationskontur [%]	Flächenanteil der Kontur, die nicht innerhalb der Interpolationskontur liegt [%]
Interpolations-Methode	100	0
Analytische Methode	65	44

Vergleich der Schadstoffausbreitungskonturen nach Datenlage für einen Beispielstandort



Abbildung 39: Auswirkungen der unterschiedlichen Ausbreitungsabschätzungen je nach Informationsgehalt“

Es gibt noch eine Methode, die zwar in Brandenburg bei schlechter Datenlage verwendet wurde, um die Schadstoffverbreitung und damit über das LAWA- Kriterium der Flächengröße den Zustand des Grundwasserkörpers zu bestimmen, die allerdings für dieses konzeptionelle Modell hinsichtlich einer Maßnahmenüberprüfung nicht übernommen wurde (siehe Kapitel B.2.1.1 “Ausschluss von Standorten“). Der Vollständigkeit halber soll die UBA-Methode von 2003 deshalb hier erwähnt werden.

„UBA-Methode“ (schlechte Datenlage)

Die UBA-Methode kann dann angewendet werden, wenn für die betreffenden Punktquellen keine Gutachten vorhanden sind oder Informationen zu Schadstoffmenge, -freisetzung fehlen. Die UBA-Methode basiert auf Bewertungsmatrizen, die im Rahmen des UBA-Forschungsberichtes 000439 (HUEDC, 2003) vorgestellt wurden. Grundlage bildet eine Auswahl von 34 altlastentypischen grundwasserrelevanten Stoffen/Stoffgruppen, die für die Bewertung des durch punktuelle Schadstoffquellen potenziell gefährdeten guten chemischen Zustands der Grundwasserkörper herangezogen werden. Jedem dieser Stoffe wurde ein branchenspezifisches Stoffemissionspotential zugeordnet, das definiert, in welchem Maße durch den Umgang mit diesen Stoffen das Grundwasser potenziell gefährdet wird. Des Weiteren erfolgte eine Klassifikation dieser Stoffe hinsichtlich ihrer Mobilität im Untergrund und ihres mikrobiologischen Transformationspotentials, woraus sich das stoffspezifische Ausbreitungspotential ableitet. In Verbindung mit den standortspezifischen Kriterien (geologisch/hydrogeologische Standortverhältnisse) erfolgt die Ableitung der Schadenseintrittswahrscheinlichkeit der punktuellen Schadstoffquellen. Für mittlere oder hohe Schadenseintrittswahrscheinlichkeiten wird das standort- und stoffspezifische Ausbreitungspotential dargestellt, unter Berücksichtigung der hydraulischen Durchlässigkeit. Dadurch ist eine differen-

zierte Betrachtung der Wirkungsbereiche dieser punktuellen Schadstoffquellen möglichen (HUDEC, 2003).

B.2.1.3 Schadstoffausbreitungskonturen

Schadstoffbezogene Ausbreitungskontur

Die ermittelten Ausbreitungskonturen der punktuellen Belastungen werden in ArcView visualisiert. Für die schadstoffbezogene Darstellung der Ausbreitungskonturen ist eine farblich differenzierte Abstufung nach den betrachteten Parametern von Vorteil. Sie ermöglicht im weiteren Verlauf der Bearbeitung eine Priorisierung von Flächen hinsichtlich der Wahl repräsentativer Messstellen, sowie der Optimierung des Analysenspektrums.

Gesamtschadstoffkontur für den Grundwasserkörper

Die Erstellung von Gesamtkonturen nach Datenlage (siehe Abbildung 40) ermöglicht eine Abstufung nach dem Grad des Informationsgehaltes. Eine Farbgebung nach folgendem Muster signalisiert gleichzeitig die Wertigkeit der Datensätze:

Farbgebung	Informationsgehalt	Wertigkeit
Gelb	„mittlere“ Datenlage	mittel
Grün	„gute“ Datenlage	hoch

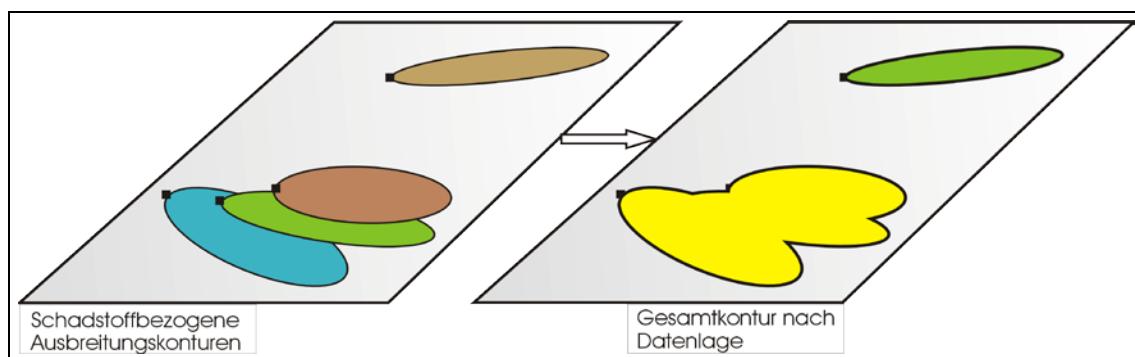


Abbildung 40: Darstellung der umrandenden Gesamtkontur aus den schadstoffbezogenen Ausbreitungskonturen

Abschließend wird eine allumfassende, umrandende Gesamtkontur erstellt, um das Verhältnis der ausgewiesenen Belastungsräume zur Fläche des Grundwasserkörpers zu ermitteln. Ist die ausgewiesene Belastungsfläche größer als 25 km^2 (für GWK größer 250 km^2) oder größer als 10 % der Gesamtfläche des Grundwasserkörpers (bei GWK kleiner 250 km^2) so befindet er sich nach LAWA (2007) in einem schlechten Zustand und es müssen Maßnahmen ergriffen werden.

B.2.2 Analyse des erforderlichen Umfangs von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung von Qualitätszielen für das Grundwasser

Seit Verabschiedung der WRRL im Jahre 2000 wurden im Rahmen der Umsetzung der Richtlinie der Zustand der GW- und Oberflächengewässer beschrieben, eine Risikoabschätzung vorgenommen, die Monitoring-Programme aufgebaut und im Ergebnis der Überprüfung dieser Risikoabschätzung die Bewertung und Ausweisung der Grundwasserkörper als im „guten“ oder „schlechten Zustand“ vorgenommen. Die abschließenden Arbeiten umfassen nun die Erstellung koordinierter Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme bis 2009 und deren Umsetzung bis zum Jahre 2012. Nach WRRL umfassen diese die grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen, die in der Richtlinie aufgeführt sind. Für durch punktförmige Verunreinigungen belastete Grundwasserkörper werden folgende Maßnahmen nach Maßnahmenkatalog LAWA aufgezeigt:

- Maßnahmen zur Reduzierung punktueller Stoffeinträge aus Industrie- und Gewerbestandorten
- Maßnahmen zur Reduzierung punktueller Stoffeinträge aus dem Bergbau
- Maßnahmen zur Reduzierung punktueller Stoffeinträge aus Altlasten und Altstandorten
- Maßnahmen zur Reduzierung punktueller Stoffeinträge aus der Abfallentsorgung
- Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge aus anderen Punktquellen.

Eine Bewertung/Optimierung der Maßnahmen hinsichtlich ihres Umfangs und ihrer Effektivität, kann anhand des konzeptionellen Modells für punktförmige Belastungen über die ermittelten stoffspezifischen Schadstofffahnen erfolgen. Die Maßnahmen können gezielt an den Standorten eingeleitet werden, die hauptsächlich für die Ausweitung der Grundwasserkörper mit schlechtem Zustand aufgrund ihrer Flächengröße verantwortlich sind.

B.2.3 Bewertung/Optimierung von Maßnahmenprogrammen

Optimierung der Monitoringmessstellen

Eine Bewertung der Effektivität und Effizienz von Maßnahmen zum Erreichen der festgelegten Umweltziele erfolgt über eine Analyse der Auswirkungen (Reduzierung der Schadstoffkonzentration, Belastungsfläche und der Umkehr von Trends) im Grundwasserkörper. Hierzu werden, wie in den vorigen Kapiteln beschrieben, zunächst alle Informationen zu den punktförmigen Belastungen gesammelt und daraus mit Hilfe des

konzeptionellen Modells für punktförmige Belastungen ein erstes Bild der Schadstoffausbreitung entwickelt.

An den verfügbaren Monitoringmessstellen können nun ggf. Konzentrationsänderungen festgestellt werden. Ist dies nicht der Fall, dann kann das Monitoringmessnetz mit Hilfe des konzeptionellen Modells optimiert, d.h. an die ermittelten Ausbreitungsfahnen angepasst werden. An die Lage der Messstellen sind diesbezüglich bestimmte Anforderungen zu stellen. Folgende Kriterien wurden hierfür aufgestellt und sind bei neu zu errichtenden Messstellen zu beachten:

Lage der GWMS in Bezug zu den Schadstofffahnen:

- In der Nähe zur Schadstoffquelle (innerhalb der stoffspezifischen Schadstofffahne)
- Im Überschneidungsbereich mehrerer Schadstofffahnen
- In Nähe zu anderen Schutzgütern

Im Hinblick auf das Analysespektrum ist generell darauf zu achten, dass dieses jeweils an die Parameter angepasst wird, welche die Kontur bestimmen.

Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen und ihrer räumlichen Auswirkungen

Ein weiterer wichtiger Punkt bei der Bewertung von Maßnahmen ist ihre zeitliche Effizienz, d.h. die Abschätzung wie lange es nach Einleitung einer Maßnahme dauert, bis sich Veränderungen im Grundwasser an den Messstellen bemerkbar machen. Mit Hilfe einer Verweilzeitanalyse ist eine solche Bewertung der zeitlichen Effizienz von Maßnahmen möglich. In Kap. A.1.3 ist dargestellt, wie dies basierend auf dem WEKU-Modell (KUNKEL & WENDLAND, 1997; WENDLAND ET AL., 2004) für diffuse Belastungen durchgeführt werden kann.

Für punktförmige Belastungen erfolgt die Verweilzeitanalyse mit Hilfe eines einfachen Partikel-Tracking-Ansatzes. Hierbei wird für die einzelnen Schadstofffahnen ermittelt, wie lange ein Partikel benötigt, um eine gewisse Strecke zurückzulegen. Die Berechnung erfolgt mit Hilfe der folgenden Gleichung Gl. 6:

$$x = \frac{u \cdot t}{R} \quad \text{Gl. 6}$$

mit:	x:	zurückgelegte Wegstrecke	[m]
	u:	Abstandsgeschwindigkeit	[m/s]
	t:	Zeit	[s]
	R:	Retardationsfaktor	[-]

Bei Betrachtung des „worst case“ wird hierbei der Retardationsfaktor R = 1 gesetzt.

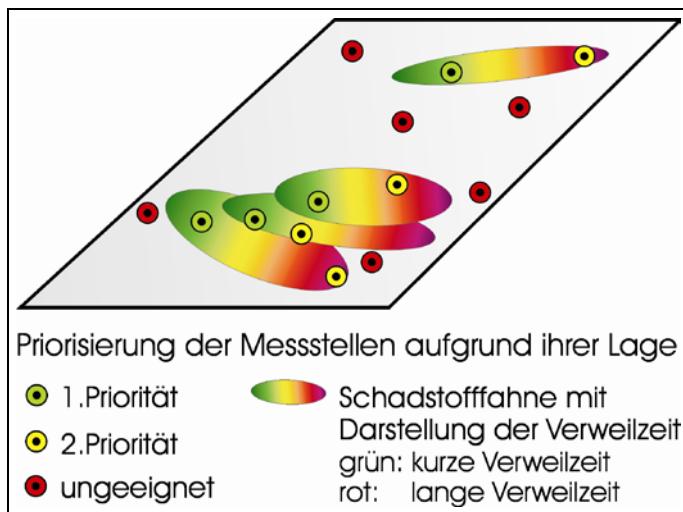


Abbildung 41: Priorisierung der Messstellen aufgrund ihrer Lage zu den SchadstofffahnenÜberschneidungsbereichen und der Verweilzeit

Nach erfolgter Berechnung der Verweilzeit wird der Abstand ausgehend vom Fahnen-scheitelpunkt in Grundwasserfließrichtung in die schadstoffbezogenen Ausbreitungs-konturen eingezeichnet (Abbildung 41). Somit kann anhand der Lage der Messstellen zu den Schadstofffahnen bzw. deren Überschneidungsbereichen sowie anhand der zu erwartenden Verweilzeiten eine Priorisierung der Messstellen (Tabelle 11) vorgenom-men werden.

Die Lage der GWMS zu den Schadstofffahnen gibt den Zusammenhang zwischen dem Stoffeintrag, der beobachteten Belastung und dem hydrogeologischen System wieder. Dies erlaubt die Darstellung von Konzentrationsänderungen im Zeitverlauf, von Ände-rungen der Schadstoffausbreitungskontur und der Umkehr von Trends auf Grund ein geleiteter Maßnahmen. Der Analysenumfang kann durch eine Anpassung an die relevanten Schadstoffe optimiert werden, was in der Regel eine Reduzierung der Analyse-kosten zur Folge hat.

In Bezug auf die Lage der Messstellen im Überschneidungs- bzw. Überlagerungsbereich von mehreren Schadstofffahnen, wird eine Optimierung der Messstellenanzahl und des Analysenumfanges (Kostenreduzierung) ermöglicht.

Durch Ausweisung der Lage der Messstellen zu den berechneten Verweilzeiten der Schadstofffahne sind Aussagen über den Zeitraum möglich, ab wann nach Einleitung einer Maßnahme die Wirkungen in einer Messstelle messbar werden können. Hier-durch ist es möglich abzuschätzen, ob der Zeitrahmen zur Erreichung von Umweltzie-len nach WRRL (kurze Verweilzeiten) eingehalten werden kann, oder ob ggf. eine Fristverlängerung (lange Verweilzeiten) beantragt werden muss.

Die Definition von „kurzen oder langen“ Verweilzeiten orientiert sich dabei nach den zur Verfügung stehenden Zeiträumen bis zur Zielerreichung des guten Zustandes im Jahr 2015 nach WRRL :

- Messstellen 1. Priorität liegen vor, wenn sie innerhalb der Schadstofffahnen liegen, möglichst im Überschneidungsbereich mehrere Fahnen und kurze Verweilzeiten aufweisen (Abbildung 41). Sie sind für ein Monitoring sehr gut geeignet.
- 2. Priorität haben Messstellen die innerhalb der Schadstofffahnen liegen, möglichst im Überschneidungsbereich, aber größere Verweilzeiten aufweisen (Abbildung 41). Sie sind für ein Monitoring gut geeignet. Auf Grund der hohen Verweilzeiten ist zu prüfen, ob eine Fristverlängerung nach WRRL (Artikel 4 Absatz 3, 4) sinnvoll ist.
- Monitoringmessstellen, die nicht innerhalb der Schadstoffkontur liegen, sind „ungeeignet“, da sie weder den Wirkungszeitraum einer Maßnahme, noch die Zusammenhänge zwischen Stoffeintrag, beobachteter Belastung und hydrogeologischem System aufzeigen können. Solche Messstelle sollten aus dem Monitoringmessnetz entfernt werden (rot markierte Messstellen in Abbildung 41). Stattdessen sollte überprüft werden, ob es Standorte für neu einzurichtende Monitoringmessstellen gibt, die den o.a. Anforderungen gerecht werden.

Tabelle 11: Priorisierung der Messstellen nach ihrer Lage

Priorisierung der Messstellen hinsichtlich ihrer Lage:	innerhalb der Schadstofffahne	im Überschneidungsbereich mehrerer Fahnen	Verweilzeit [Jahre]	
			kurz	lang
1. Priorität	+	+	+	
	+	-	+	-
2. Priorität.	+	+	-	+
	+	-	-	+
ungeeignet	-			

B.3 Anwendung des Verfahrens für die Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutzprogrammen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für punktuelle Belastungen des Grundwassers

In den folgenden Kapiteln B.3.1 bis B.3.2 wird die in Kapitel B.2 beschriebene Methodik für punktuelle Belastungen an einem Grundwasserkörper in Brandenburg beispielhaft dargestellt. Für die Bereitstellung der Daten und die gute Zusammenarbeit sei den entsprechenden Institutionen (LUA Brandenburg/Untere Bodenschutzbehörden und Untere Wasserbehörden) an dieser Stelle besonders gedankt.

B.3.1 Aufbau und Anwendung des „messstellenbezogenen konzeptionellen Modells“ für einen Grundwasserkörper in Brandenburg

B.3.1.1 Datengrundlage / Gutachtenrecherche / Klassifikation / Methodenwahl für einen Grundwasserkörper in Brandenburg

Für das Land Brandenburg wurden im Rahmen der Risikoabschätzung nach WRRL/LAWA (2004) 10 Grundwasserkörper aufgrund von Punktquellen als „unklar bzw. unwahrscheinlich hinsichtlich des Erreichens des guten chemischen Zustandes“ eingestuft (Kapitel B.1). Sie wurden bis 2007 einer weiteren Prüfung unterzogen. Diese Prüfung fand in Zusammenarbeit mit der BTU LS Umweltgeologie statt (MLUV, Dez. 2007). Das Vorgehen aus dem Pilotprojektgebiet wurde parallel auf alle weiteren punktquellenbelasteten Grundwasserkörper übertragen. Die Ergebnisse aus diesen Projektgutachten lieferten die Grundlage zur Einordnung der Grundwasserkörpers in den guten oder schlechten Zustand (LAWA 2007). Der hier beschriebene Grundwasserkörper erfasst aus geomorphologischer Sicht:

- den Ostrand einer glazialen Hochfläche,
- die an das Hochflächengebiet grenzende Hauptterrasse des Warschauer Berliner Urstromtals,
- die Unterste Niederterrasse des Oder-Neiße-Flusssystems
- und die rezente Oderaue.

Die Sedimente der frühen Eiszeiten sind in ihrer Lagerung stark gestört und weisen komplizierte Stauchungsstrukturen auf. Nach Osten und Nord-Osten erstreckt sich die weite Aue der Oder mit den typischen Talsanden der Urstromtäler, den glazialen Nie-

derterrassen und den periglazialen und fluviatilen Auesedimenten heutiger Zeit. Im Bereich dieses mehrere Kilometer breiten Tales liegt auch der Kern der Stadt und der Großteil der aufgelassenen Industrieanlagen.

Der obere Grundwasserleiter (GWLK1) wird nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet durch spätweichselkaltzeitliche bis holozäne periglaziäre-fluviatile Urstromtalbildungen mit Mächtigkeiten von 5 bis 12 m gebildet. Unterlagert wird diese Schichtenfolge von saalekaltzeitlichen Geschiebemergeln und Beckenschluffen. Hydraulische Verbindungen zum darunter lagernden GWLK2 sind weitflächig vorhanden.

Das Landesumweltamt Brandenburg stellte neben der „Weitergehenden Beschreibung für den Grundwasserkörper einschließlich der hierfür erstellten Karten, die Topographische Karte 1:10.000 (TK10), das digitale Geländemodell 1:25.000 (DGM25), das digitale Gewässernetz (DLM 25w) sowie alle Daten zu den GW-Messstellen zur Verfügung.

Die Abfrage beim Altlastenkataster des Landes Brandenburg (ALKAT) ergab für den Grundwasserkörper 53 Altlasten (AL) bzw. Altlastverdachtsflächen (ALVF). Die räumliche Verteilung dieser Belastungsstandorte ist in Abbildung 42 visualisiert. Es zeigt sich, dass die Punktquellen räumlich auf zwei Hauptbereiche konzentriert sind, den südlichen und den westlichen Teil des Industriestandortes.

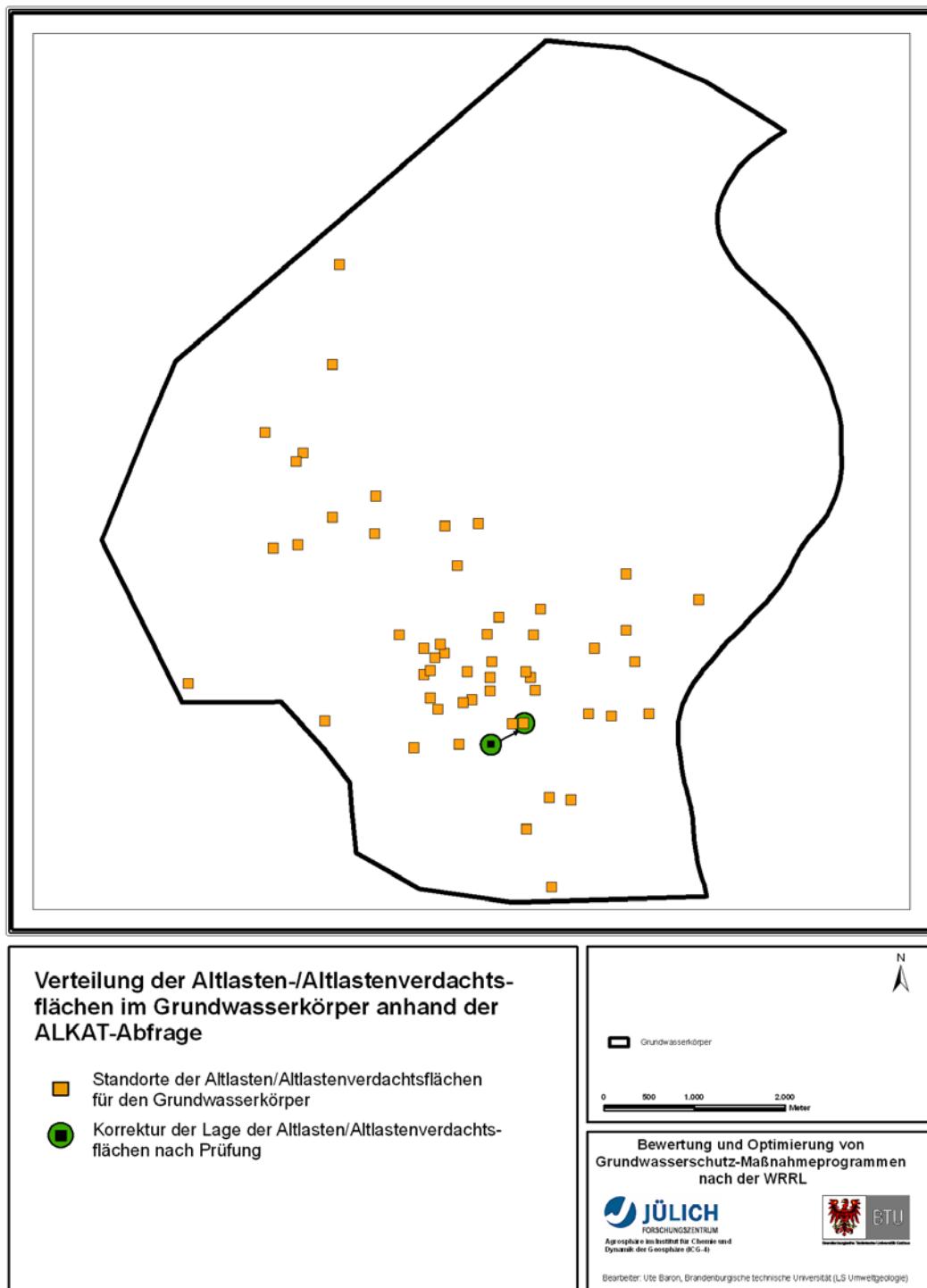


Abbildung 42: Karte zur Verteilung der Standorte aus der ALKAT-Abfrage

Auf Grundlage der ALKAT-Abfrage wurden bei der zuständigen Unteren Bodenschutzbehörde die Gutachten angefordert. Nach Konsultation mit den zuständigen Bearbeitern erfolgte eine Auswahl der vorhandenen Gutachten hinsichtlich des aktuellen Gefährdungsgrades, des Kenntnisstandes und des höchst möglichen Informationsgehaltes.

Die Gutachtenrecherche ergab, dass zusätzlich vier (in ALKAT nicht erfasste) Standorte aufgrund ihrer Relevanz als Belastungsquelle in die Fallstudie einbezogen werden können. Auf Grundlage der recherchierten Informationen (ALKAT, Gutachten) ergaben sich hinsichtlich der Qualität und Quantität sehr inhomogene Ausgangsdaten für die Ausbreitungsabschätzung (vgl. Abbildung 43).

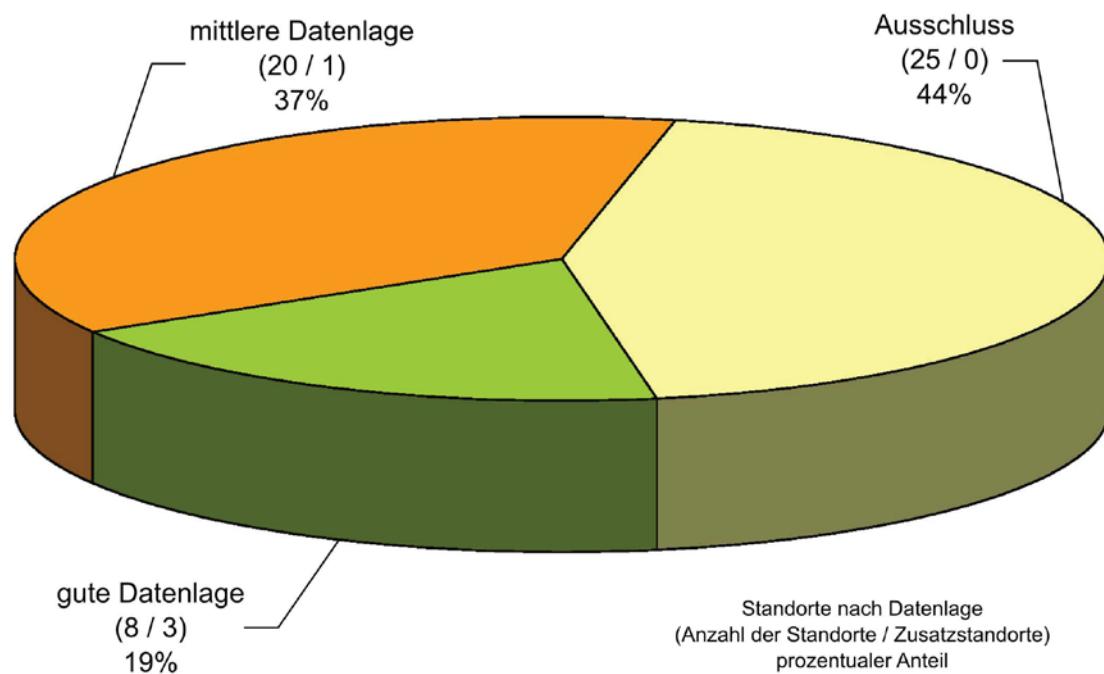


Abbildung 43: Anteile der Altlasten bzw. Altlastenverdachtsflächen nach Datenlage für den untersuchten GWK

Mehr als die Hälfte (56 %) der gesamten Standorte sind der „guten“ und „mittleren“ Datenlage zugeordnet. Diese Standorte sind für die spätere Bewertung und Optimierung der Monitoringmessstellen ausschlaggebend.

Standorte, die der „guten“ Datenlage zugeordneten wurden, befinden sich im jährlichen Monitoring der Verursacher. Die Ausbreitungsabschätzung erfolgte mittels Interpolation punkt-quellenübergreifend, sofern zwischen den Messstellen ein hydraulischer Zusammenhang besteht.

Die Klassifizierung nach „mittlerer“ Datenlage erfasst die Standorte, für die mindestens eine Gefährdungsabschätzung im Rahmen der Altlastenbearbeitung durchgeführt wurde. Bei einer Vielzahl der betreffenden Punktquellen liegen die Grundwasserbeprobungen allerdings 10-15 Jahre zurück und es handelt sich dabei vorwiegend um einmalige, asynchrone Messdaten, die sich in Zeit und Analysenumfang/-qualität stark unterscheiden. Zwei Standorte wurden trotz Zeitreihen und aktueller Messwerte aufgrund nur einer Messstelle ebenso der „mittleren“ Datenlage zugeordnet. Für diese Standorte erfolgte die Ausbreitungsabschätzung mittels analytischer Methode (Kapitel B.2.1.2) In zwei Fällen, in denen ein ALKAT-Standort aus mehreren räumlich nicht zusammenhängende Teilflächen besteht, wurde für jede Teilfläche eine Schadstofffahnenberechnung durchgeführt, da Schadstoffspektrum und Analysenbefunde nicht übereinstimmten.

44% der Standorte wurden nach den in Kap. B.2.1.2 aufgeführten Kriterien von den weiteren Auswertungen ausgenommen. Dabei wurden 30 % der im Altlastenkataster verzeichneten Standorte aufgrund fehlender Gutachten ausgeschlossen. In einem Fall lag zwar ein Bericht vor, jedoch bezog sich dabei die Untersuchung nur auf den Boden, in dem Kontaminationen nachgewiesen wurden. Grundwasseranalysen lagen nicht vor. Die restlichen 14 % wurden wegen fehlender Grundwasserbeeinträchtigung verworfen.

In Abbildung 44 ist die Verteilung aller betrachteten Altlasten bzw. Altlastenverdachtsflächen hinsichtlich Status, Datenlage und Methodik der angewendeten Ausbreitungsabschätzung veranschaulicht. Es ist zu erkennen, dass sich die bereits oben erwähnten beiden Hauptbelastungsbereiche hinsichtlich ihres Informationsstandes unterscheiden. Während im südlichen Teil des GWK ausschließlich eine mittlere Datenlage vorherrscht und somit für dieses Gebiet eine Ausbreitungsabschätzung nach analytischer Methode erfolgen muss, kann im westlichen Hauptbereich weitestgehend die Schadstoffverteilung mit Hilfe der Interpolationsmethode ermittelt werden.

Die recherchierten GW-Messstellen und die zugehörigen Ausbaudaten stammen zum Teil aus den Gutachten, zum anderen wurden sie vom LUA übergeben (Landesmessnetze und die Ergebnisse einer Recherche nach Sondermessnetzen bei den Kreisen). In Abbildung 45 sind die recherchierten Grundwassermessstellen dargestellt. Sie wurden farblich differenziert dargestellt nach Messstellen, bei denen das GW analysiert worden ist und nach solchen, bei denen nur GW-Stände gemessen wurden. Die Verbreitung der Messstellen reicht hierbei bis über die Grenzen des GWK hinaus. Mehr als die Hälfte (54 %) der Messstellen befinden sich im Grundwassermanagement der Verursacher. Insgesamt standen 219 GWMS zur Verfügung, von denen in 127 Messstellen das Grundwasser chemisch analysiert wurde. Bei der Auswertung der aktuellsten Analysedaten zu den Altlastenstandorten, wurden an insgesamt 70 GWMS 186 Überschreitungen von Schwellenwerten festgestellt.

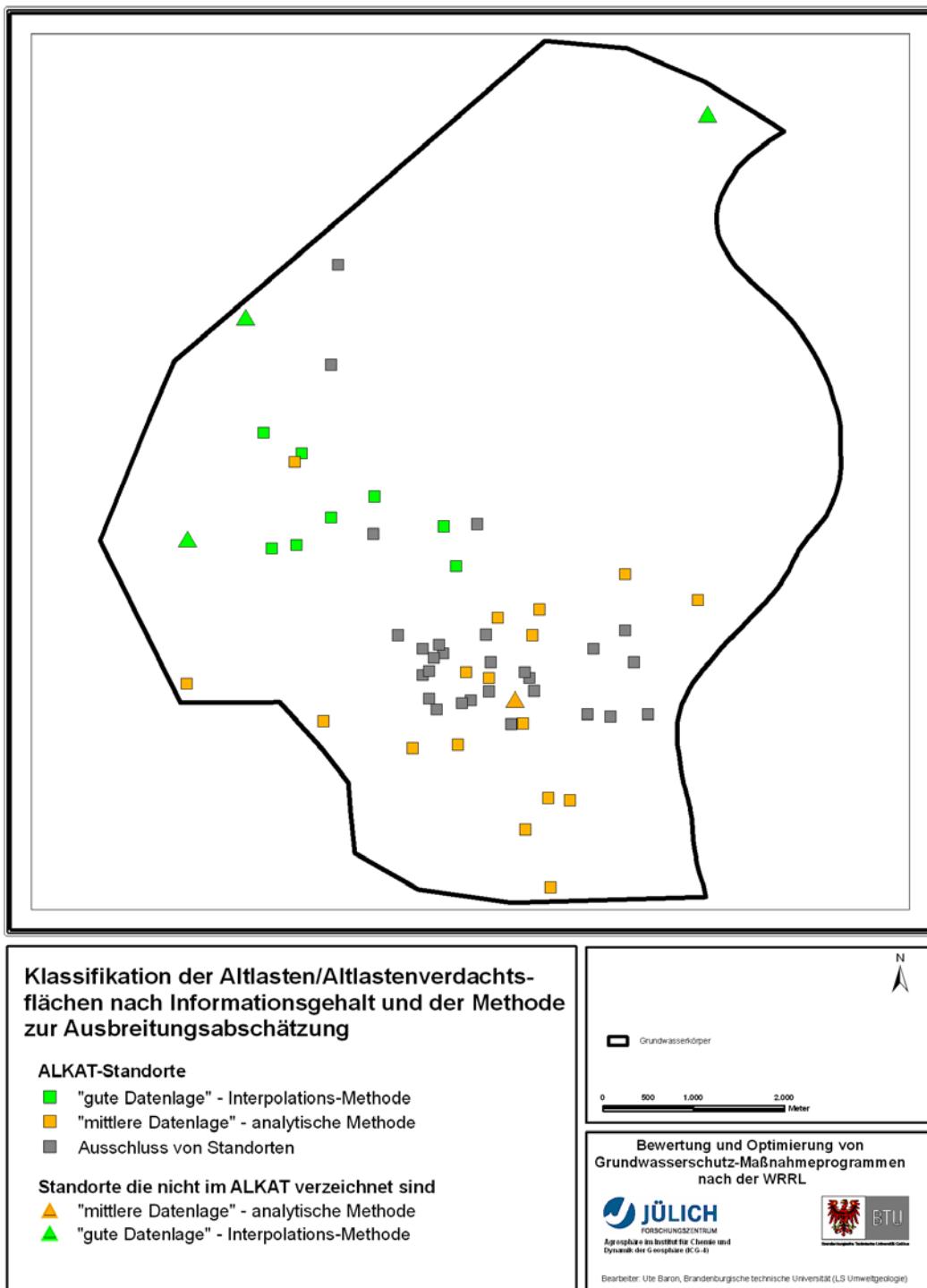


Abbildung 44: Karte der Standorte der Altlasten bzw. Altlastenverdachtsflächen nach der Methodik der Ausbreitungsabschätzung

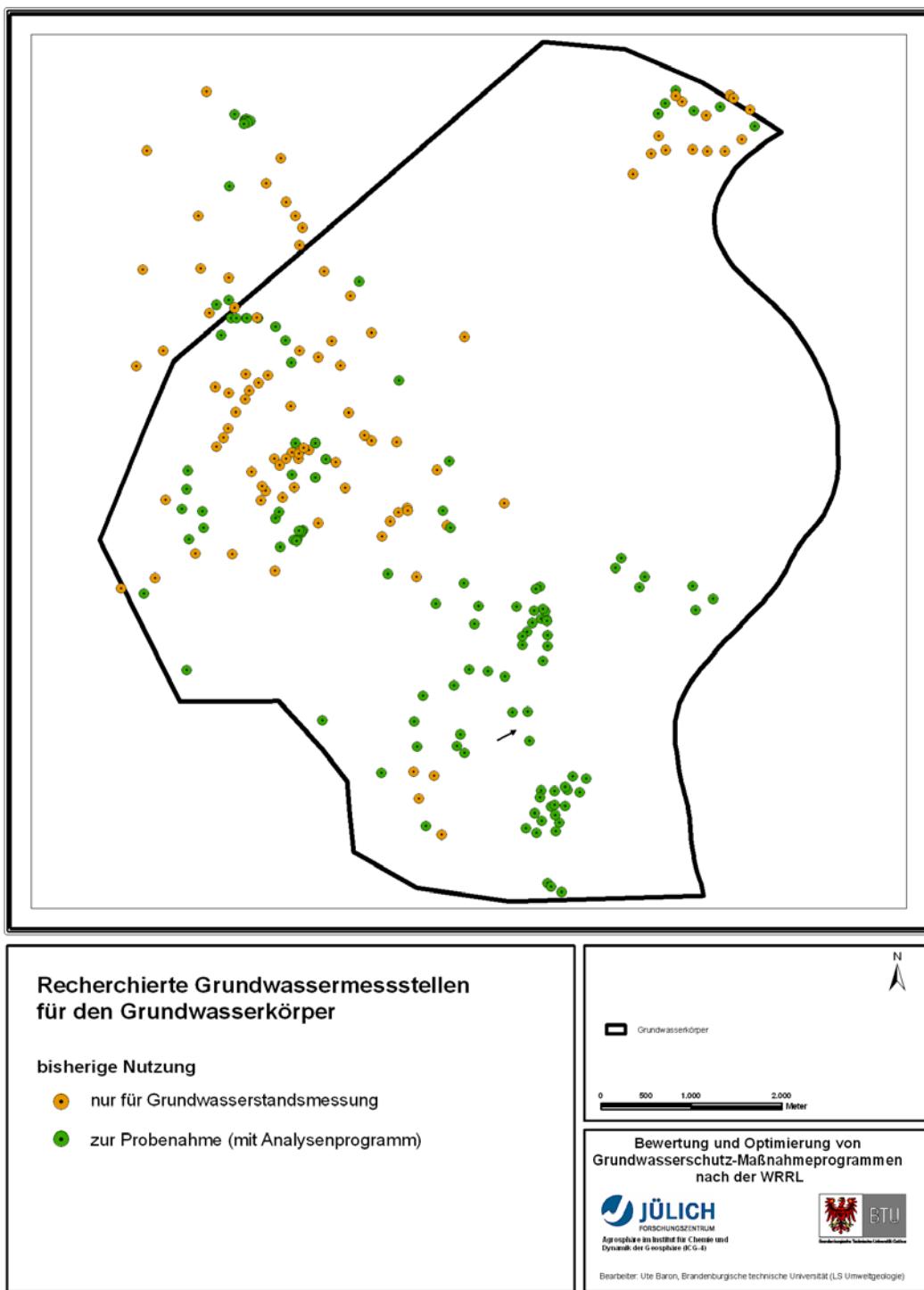


Abbildung 45: Karte der recherchierten Grundwassermessstellen

B.3.1.2 Schadstoffausbreitungskonturen für einen Grundwasserkörper in Brandenburg

Interpolation

Für die nach der Recherche als „gute Datenlage“ definierten 11 Standorte, erfolgte die Ermittlung der Schadstoffausbreitungskontur durch Interpolation über die Messwerte in den Messstellen. Bei der Bearbeitung wurde der für den Parameter gültige Schwellenwert als Randlinie festgelegt. Zur Darstellung der Schadstoffausbreitung in ArcView wurden die interpolierten Bereiche als Shape-Files exportiert. Gewählt wurden jeweils die Parameter mit dem größten Ausbreitungspotential („worst case“).

Abbildung 46 zeigt die Konturen der Ausbreitungsfahnen dieser Schadstoffe. Für die Standorte ohne Fahnendarstellung wurden die Schwellenwerte nicht überschritten. Für die große Fläche im westlichen Bereich des GWK wurden ausgehend vom identifizierten Quellbereich zwei Fahnen abgegrenzt, die sich in Abhängigkeit der Grundwasserisohypsen entsprechend nach Nordosten bzw. Osten orientieren. Der Leitparameter ist in diesem Fall Sulfat, da er der Schadstoff mit dem größten Ausbreitungspotential ist. Für die beiden kleineren Flächen im Norden und Nordosten des GWK wurde jeweils nur eine Umrandende gezeichnet und nach dem die Kontur bestimmenden Parameter (Sulfat bzw. Fluorid) farblich differenziert dargestellt (siehe analytische Methode).

Die durch die Interpolations-Methode ermittelten Flächengrößen betragen insgesamt rund 3 km², was einem Flächenanteil am Gesamtgrundwasserkörper von 6 % entspricht.

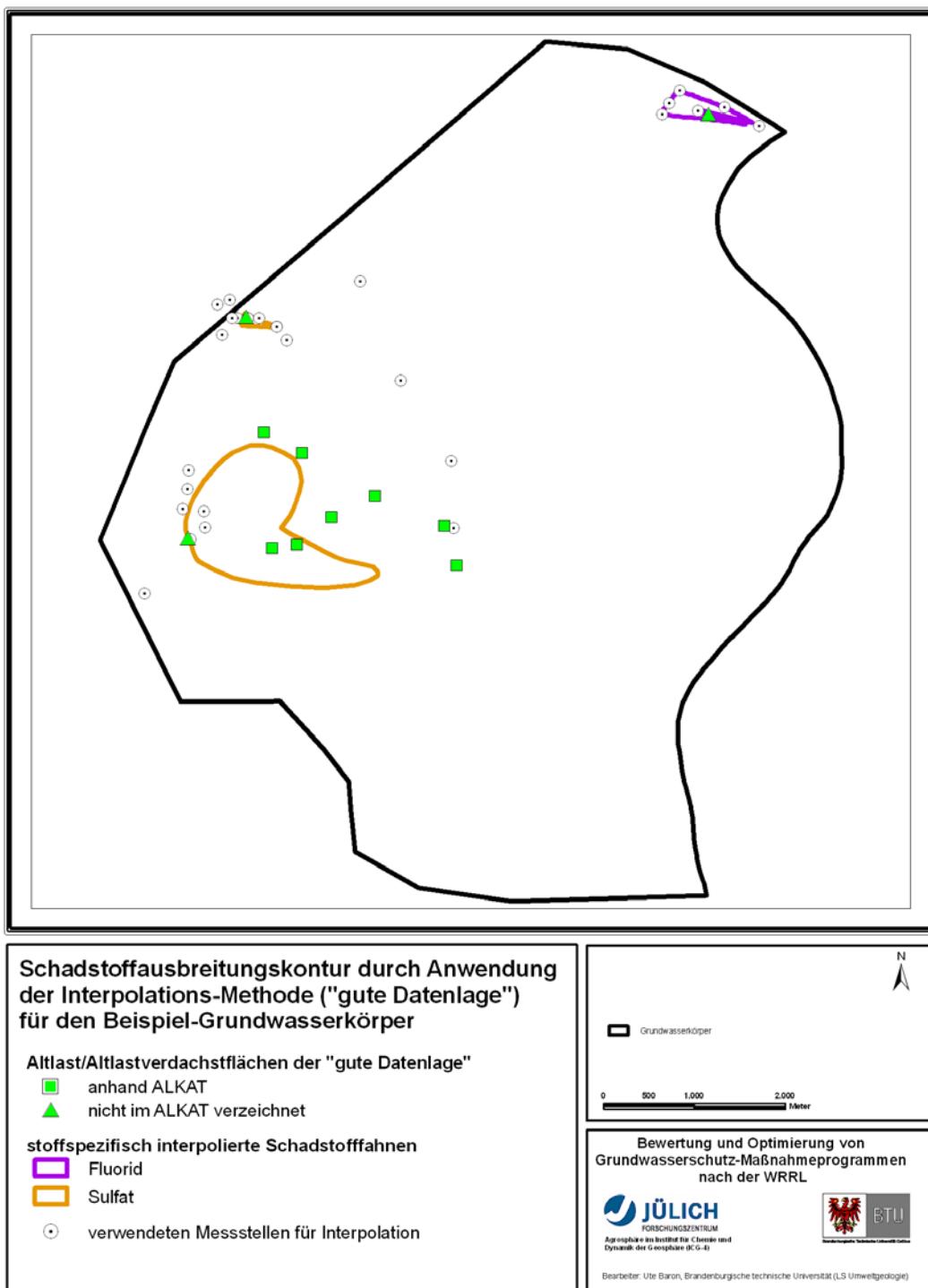


Abbildung 46: Karte zur Ausbreitungsabschätzung durch Interpolation

Analytische Methode

Die analytische Methode konnte bei 21 Standorten von Altlasten bzw. Altlastenverdachtsflächen angewendet werden. Mit Hilfe der in Kapitel B.2.1.2 „analytische Methode“ beschriebenen Kriterien zur Ermittlung der größten Ausbreitungsfahnen, wurden für die in Tabelle 12 aufgeführten Schadstoffe die Ausbreitungskonturen für die einzelnen Standorte berechnet. Der konturbestimmende Parameter, also der mit der größten berechneten Fläche, ist fettgedruckt dargestellt.

Tabelle 12: Die prioritären und konturbestimmenden Schadstoffe an den einzelnen Schadstoffherden für den Beispielgrundwasserkörper

Nr.	Tracer-Stoff	toxisch relevanter Stoff mit R_{min}	toxisch relevanter Stoff mit max. GFS/RW-Überschreitung
1		MKW	
2	Cyanid	MKW	Ammonium
3	Vanadium		
4	Sulfat		
5	Cyanid		
6		Phenol	
7		Tri- und Tetrachlorethen	
8			Kupfer
9		Tri- und Tetrachlorethen	
10	Sulfat	Benzol	
11		LHKW	
12		MKW	
13	Sulfat		
14		MKW	
15	Sulfat	MKW	Ammonium
16	Sulfat	MKW	Ammonium
17		Tri- und Tetrachlorethen	
18	Sulfat		
19	Sulfat	Benzol	Tri- und Tetrachlorethen
20	Sulfat	Tri- und Tetrachlorethen	
21	Sulfat		Ammonium

Bei der Berechnung wurde, soweit nicht bekannt, von einem vor 50 Jahren beginnenden Eintrag ausgegangen. Die Visualisierung der berechneten Fahnengeometrien erfolgt mittels ArcView als Ellipsendarstellung. Diese Ellipsen/Fahnen werden an den Grundwassergleichenplan sowie unter Berücksichtigung der Entlastungswirkung der Vorfluter angepasst. Die angepassten Fahnen nach analytischer Methode sind in Abbildung 47 dargestellt. Es ist deutlich eine Konzentration der Schadstoffkonturen im südlichen Bereich des GWK zu erkennen, wobei sich die Fahnen teils mehrfach überlagern/überschneiden. Außerdem erfolgte eine farblich differenzierte Darstellung der jeweiligen Leitschadstoffe.

Die konturbestimmenden Parameter sind dabei:

- Benzol (BTEX)
- Cyanid
- Tri-/Tetrachlorethen bzw. LHKW
- MKW
- Sulfat
- Phenol
- (Kupfer)
- (Vanadium)

die entsprechend farblich differenziert dargestellt wurden.

Die durch die analytische Methode ermittelte beeinträchtigte Fläche des Grundwasserleiters beträgt rund 7 km², was einem Flächenanteil am Gesamtgrundwasserkörper von rund 14 % entspricht.

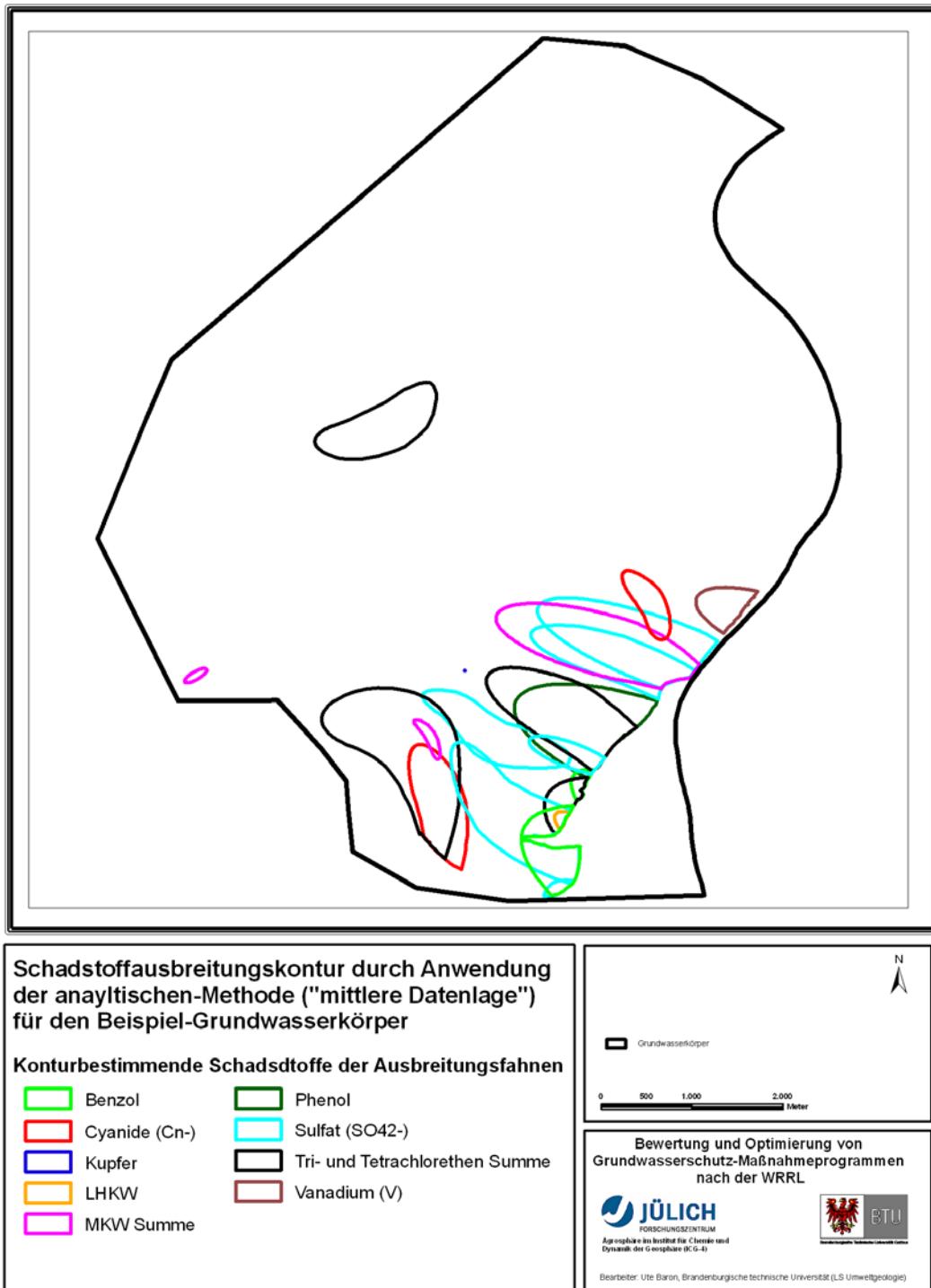


Abbildung 47: Karte zur Ausbreitungsabschätzung nach analytischer Methode

Gesamtkontur der Schadstofffahne für den GWK

Legt man nun die für die verschiedenen Methoden ermittelten Schadstofffahnen übereinander, so erhält man die in Abbildung 48 dargestellte Schadstoff-Gesamtkontur für den GWK. Die der Flächenausweisung zugrunde liegenden unterschiedlichen Berechnungsansätze wurden farblich differenziert entsprechend der jeweiligen Datenlage dargestellt.

Wie man auch aus der Abbildung 48 erkennen kann, konzentrieren sich die Belastungsschwerpunkte des Grundwassers aus Punktquellen auf den südlichen und den westlichen Bereich des GW-Körpers, wobei sich die Informationsgehalte und die Methodenwahl für die zwei Hauptbereiche wie folgt dargestellt.

Südlicher Hauptbereich	Westlicher Hauptbereich
<p>hauptsächlich asynchrone, 10-15 Jahre alte Daten</p> <p>→Interpolations-Methode <u>nicht</u> anwendbar</p> <p>→analytische Methode bei unzureichender Datendichte anwendbar</p>	<p>aktuelle Messwerte</p> <p>→Interpolations-Methode bei ausreichender Datendichte anwendbar</p> <p>→analytische Methode bei unzureichender Datendichte</p>

Setzt man nun die Fläche der ermittelten Gesamtkontur der Schadstofffahnen in Relation zur Fläche des Grundwasserkörpers, und weist die **Gesamtkontur für Grundwasserkörper kleiner 250 km²** einen **Flächenanteil > 10% auf**, oder ist die **Gesamtausdehnung der Belastung >25 km²** müssen zwingend Maßnahmenprogramme entwickelt und umgesetzt werden.

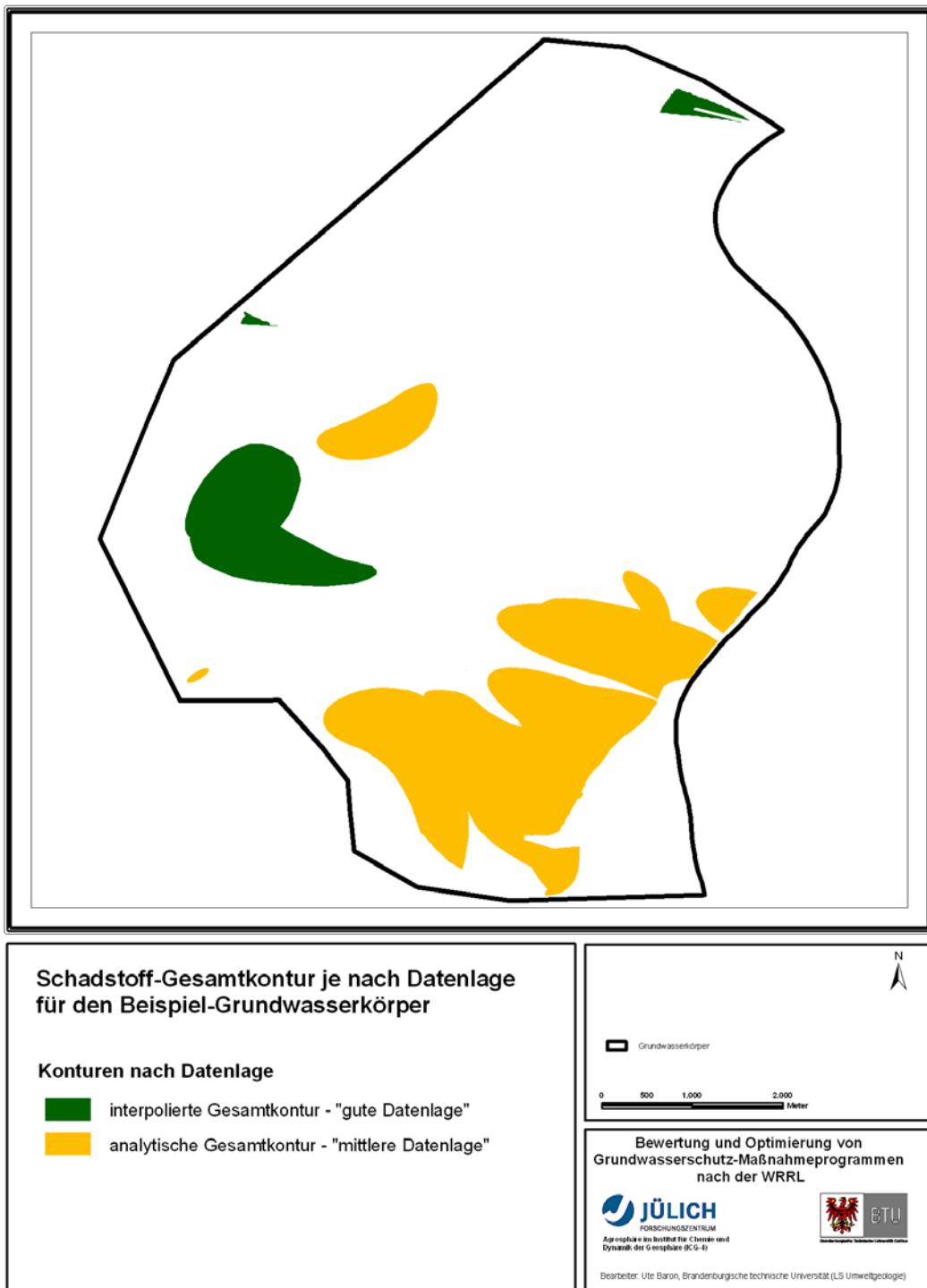


Abbildung 48: Karte der Schadstoff-Gesamtkonturen nach Datenlage für den GWK

B.3.2 Bewertung/Optimierung von Maßnahmenprogrammen

Wie bereits in Kapitel B.2.3 beschrieben, kommt der Abschätzung des Zeitraumes zwischen Einleitung einer Maßnahme und deren Auswirkung auf die entsprechende (Schadstoff-) Konzentration an den Monitoringmessstellen eines Grundwasserkörpers eine besondere Bedeutung zu. Das Ergebnis dieser Verweilzeitabschätzung ist in der Abbildung 49 dargestellt. An dieser Abbildung kann abgelesen werden, wie viel Zeit nach Einleitung einer Maßnahme verstreicht, ehe diese an einem bestimmten Punkt innerhalb der Schadstofffahne sichtbar wird.

Die Messstellen spielen dabei eine wichtige Rolle, da an ihnen die Wirksamkeit einer Maßnahme gemessen wird. Sie müssen den in Kapitel B.2.3 angeführten Kriterien gerecht werden. Hierzu wurde der vorhandene Messstellenpool mit den abgeschätzten Verweilzeiten verschnitten (siehe Abbildung 49). Es ist zu erkennen, dass ein Großteil der Messstellen sich innerhalb der Schadstofffahnen befindet und sie demnach geeignet sind, die Zusammenhänge zwischen Stoffeintrag, Maßnahmen, beobachteter Belastung und hydrogeologischem System herzustellen. An diesen Messstellen können nach Einleitung von Maßnahmen auch Veränderungen der Konzentration der Schadstoffe, der Belastungsfläche sowie eine Trendumkehr erfasst werden. In welchem Zeitraum dies möglich ist, wird durch die Lage der Messstellen in Relation zu den Verweilzeiten deutlich. Einige Messstellen liegen im Bereich kurzer Verweilzeiten (0-10 Jahre), so dass sie für die Beurteilung der Zielerreichung nach WRRL bis zum Jahr 2015 geeignet sind. An diesen Messstellen könnten die Auswirkungen einzuleitender oder bereits eingeleiteter Maßnahmen am frühesten erkannt werden. Sie sind deshalb für das Monitoring hinsichtlich des Zeitrahmens nach WRRL am besten geeignet.

Auf Grundlage der Auswahlkriterien wurden Optimierungsvorschläge für die Nutzung bereits vorhandener repräsentativer Messstellen erarbeitet. Diese sind in Abbildung 50 dargestellt. Hierbei wurden nicht nur Vorschläge für eine Messstelle angegeben, sondern auch jeweils alternative Messstellen aufgezeigt bzw. nach welchem Kriterium sie ausgewählt wurde, sollte die ausgewählte Messstelle aus technischen Gründen die Anforderungen nicht erfüllen.

Für den südlichen Hauptbereich, der durch zahlreiche Einzelstandorte charakterisiert ist, waren für die Wahl repräsentativer GW-Messstellen die Fahnenüberlagerung, die Nähe zur Emissionsquelle und die Nähe zu anderen Schutzgütern (z.B. Vorfluter) besonders ausschlaggebend. Im westlichen Hauptbereich des GWK, der hauptsächlich durch interpolierte Flächen gekennzeichnet ist, kam primär das Auswahlkriterium Nähe zur Emissionsquelle zur Anwendung. Außerdem wurde dort eine GWMS zur Beobachtung der Verringerung der Ausbreitungskontur ausgewählt. Des Weiteren wurden folgende technische Kriterien bei der Auswahl neuer Messstellen berücksichtigt:

- Priorisierung von GWMS, die bereits auf Inhaltsstoffe beprobt wurden (keine reinen Grundwasserstands-Messstellen)
- Vollständigkeit von Ausbau- und Bewegungsdaten (inkl. Schichtenverzeichnissen)
- Ausschluss von GWMS mit durchgehender Verfilterung (max. Filterbereich = 4 m)

Die vorgeschlagenen Messstellen müssen vor Gebrauch auf ihre Funktionstüchtigkeit untersucht werden.

Zusätzlich zu den oben aufgeführten repräsentativen GWMS wird empfohlen, die in der Abbildung 50 dargestellten zwei GWMS zu errichten, die aufgrund der Kriterien Fahnenüberlagerung und Schutzgutnähe (Vorfluter) zur Bewertung des chemischen Zustands notwendig erscheinen.

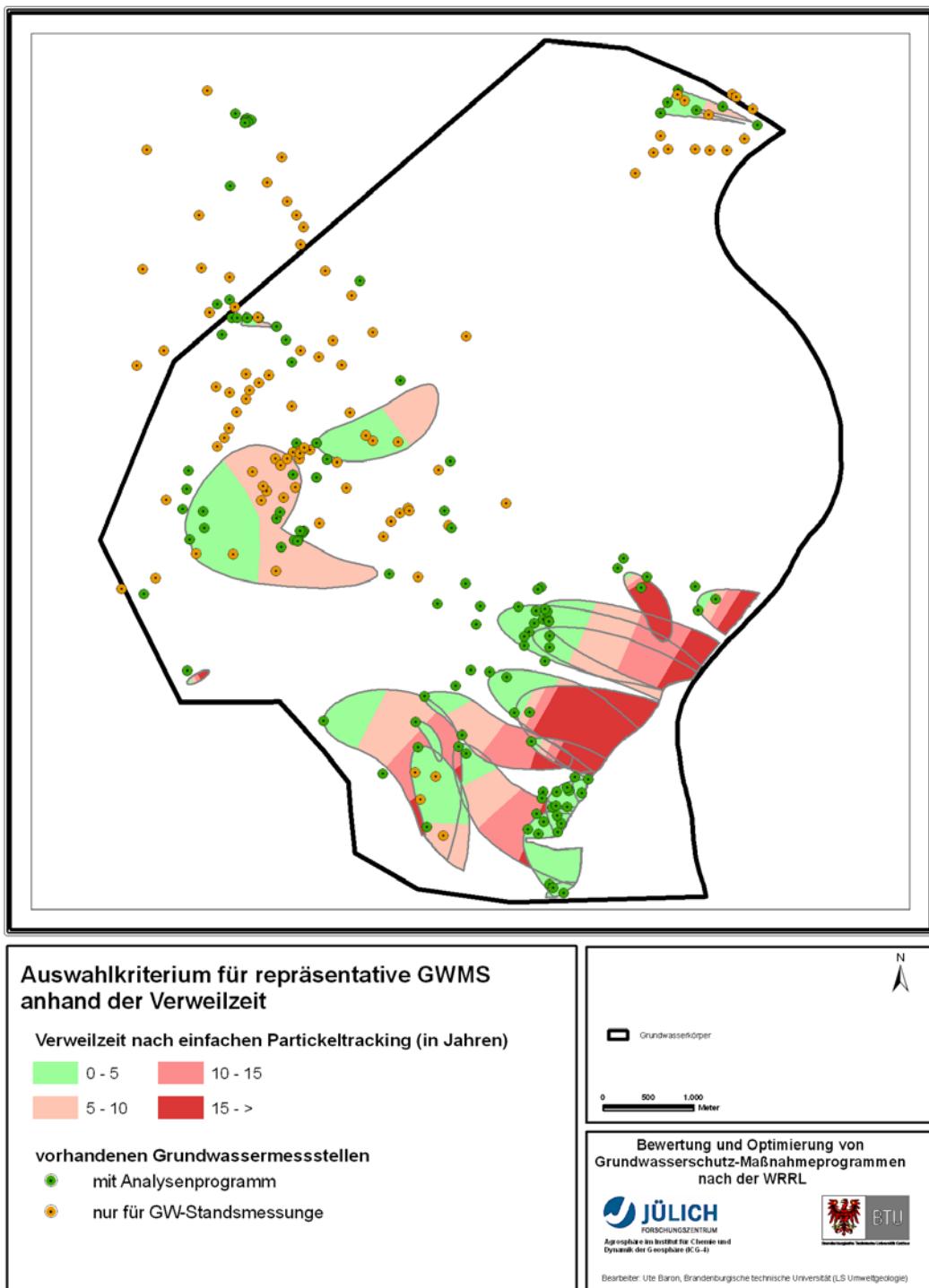


Abbildung 49: Karte zur Lage der recherchierten GWMS hinsichtlich der Verweilzeit

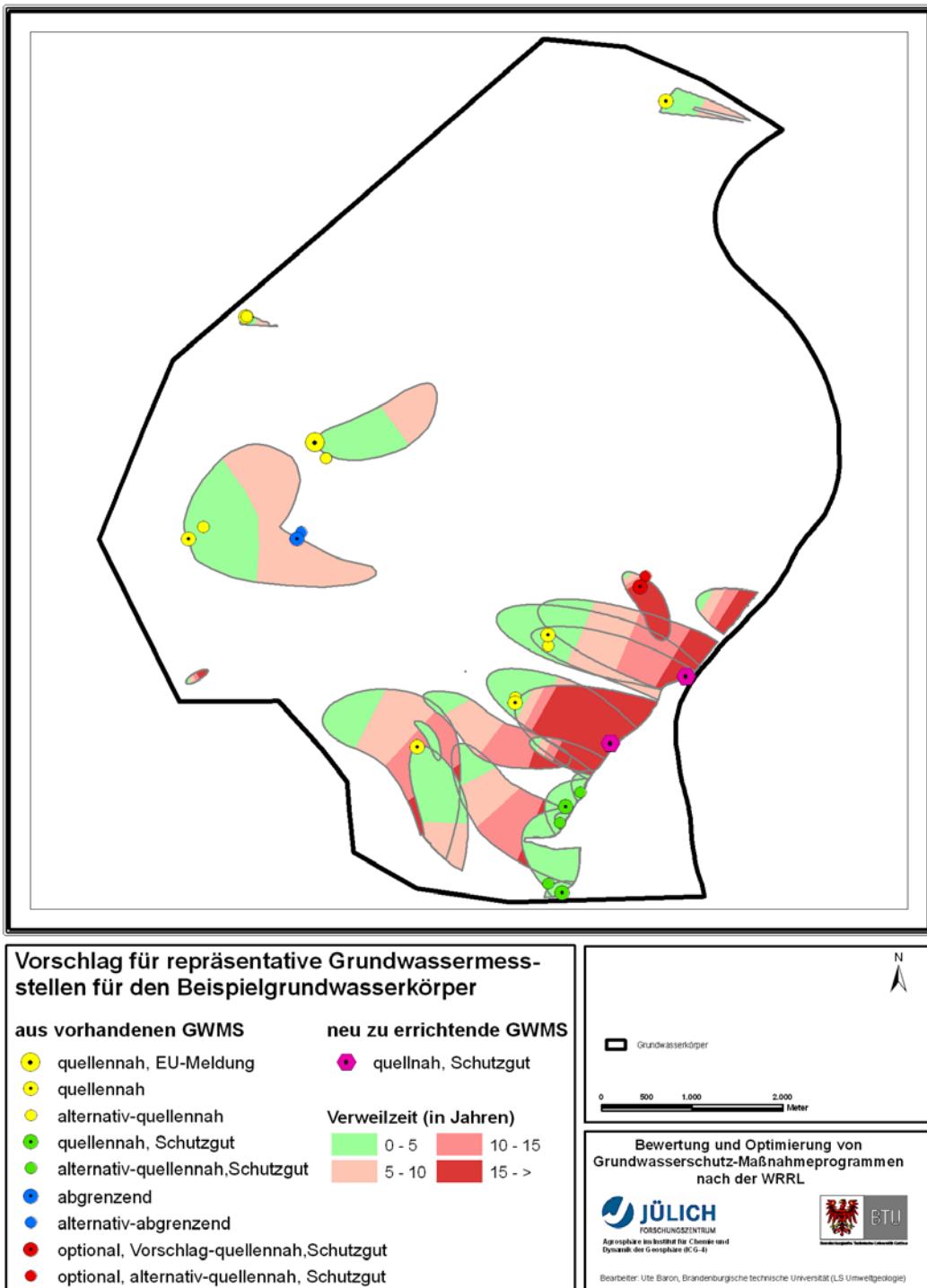


Abbildung 50: Karte der ausgewählten repräsentativen GWMS anhand des Messstellen-Pool

Empfehlung des Analysenspektrums für das operative Monitoring

Wie in Kapitel B.1.5.2 bereits erwähnt, sollte sich das Analysenspektrum aus den Leitparametern der stoffbezogenen Fahnendarstellung zusammensetzen. Für den GWK ergeben sich in Abhängigkeit der beiden Hauptbereiche zwei verschiedene Analysespektren, welche in Tabelle 13 aufgeführt sind:

Tabelle 13: Standortgebundene Vorschläge zur Wahl des Analysenspektrums

Südlicher Hauptbereich	Westlicher Hauptbereich
Analysenspektrum	
Sulfat	Sulfat
LHKW (Tri-/Tetrachlotethen)	LHKW (Tri-/Tetrachlotethen)
Benzol (BTEX)	Fluorid
MKW	
Cyanid	
Phenol	
(Kupfer, Vanadium)	(Chlorid, Nitrat, Ammonium)

Der westliche Teilbereich umfasst hierbei hauptsächlich die durch Interpolation berechneten Fahnen. Im südlichen Teil dagegen kommt es durch die Vielzahl an Einzelfahnen zu einem umfangreicheren Analysenspektrum.

Für die bisher in den vorgeschlagenen Messstellen aus den Sondermessnetzen durchgeföhrten Analysen wäre eine Reduzierung der Parameter um ca. 47 % denkbar. Die Messstellen müssen in das Landesmessnetz als „Operative Messstellen“ aufgenommen werden und regelmäßig beprobt werden. Bei aktuell in Sondermessnetzen beprobten Messstellen können Vereinbarungen mit den Datenherren getroffen werden und dadurch die Parameterwerte übernommen werden. In Anbetracht der Analysekosten ist dies ein Faktor der wesentlich zur Kosteneffizienz beitragen kann. Es gibt aber auch Messstellen, bei denen das Analysenspektrum anhand des Modells erweitert werden muss. Eine Optimierung Grundwassermanagements wird derzeit durchgeföhrt.

Für den Grundwasserkörper wurden im Maßnahmenprogramm sieben Maßnahmen aufgeführt, wobei es sich um Sanierungs-, Sicherungs- und Rekultivierungsmaßnahmen handelt. Hierbei handelt es sich größtenteils um bereits laufende Maßnahmen, aber auch um eine neu zu beginnende Maßnahme.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Rahmen des UFO-Plan-Vorhabens wurde eine *Methodik zur Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutzprogrammen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für diffuse und punktförmige Belastungen* entwickelt. Diese Methodik umfasst drei aufeinander aufbauende Teile:

1. Im ersten Teil werden mit Hilfe eines konzeptionellen Modells die Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen (Belastungen), gemessenen Stoffkonzentrationen im Grundwasser und dem hydrogeologischen System ermittelt. Auf Basis dieses konzeptionellen Modells wird der aktuelle Zustand eines Grundwasserkörpers erklärt. Bereits in dieser Stufe kann beurteilt werden, ob die geplanten Maßnahmen an den Orten ansetzen, von denen die Hauptbelastung/-gefährdung des Grundwassers ausgeht.
2. Hierauf aufbauend wird eine konsistente Bewertung von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung des guten Grundwasserzustandes durchgeführt. Hierzu wird der erforderliche Umfang von Reduktionsmaßnahmen zur Erreichung von Qualitätszielen für das Grundwasser abgeschätzt sowie eine Bewertung der Effizienz von (möglichen bzw. bereits eingeleiteten) Maßnahmen im Hinblick auf die Zielerreichung vorgenommen.
3. Im dritten Teil erfolgt eine Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen Einleitung einer Maßnahme und deren Auswirkung im Hinblick auf den Zustand des Grundwassers. Hiermit kann abgeschätzt werden, ab wann sich eine Maßnahme (frühestens) im Grundwasser auswirkt und damit zu einer messbaren Verbesserung des Grundwasserzustands an den Monitoringmessstellen führen kann.

Über Anwendungsbeispiele in hydro-(geo-)logisch und von ihrem Belastungspotential her unterschiedlichen Grundwasserkörpern wurde die grundlegende Methodik entwickelt und praktisch erprobt. Angepasst an die Belastungsquellen des Grundwassers (Belastungen aus diffusen Quellen vs. Belastungen aus punktförmigen Quellen) wurden dabei im Rahmen des Projektes zwei Vorgehensweisen entwickelt:

- **Vorgehensweise zur Bewertung von Grundwasserbelastungen aus diffusen Quellen:**
Da der Großteil der diffusen Grundwasserbelastungen in Deutschland durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verursacht wird, wurde beispielhaft ein großräumiges konzeptionelles Modell für die Bewertung von Maßnahmenprogrammen aufgebaut, die eine Kontrolle und Reduktion der Grundwasserbelastung durch Nitrat zum Ziel haben.

- **Vorgehensweise zur Bewertung von Grundwasserbelastungen aus punktförmigen Quellen:**

Da punktförmige Belastungen einer konkreten Emissionsquelle zuordnet werden können, stand hierbei die Analyse der Stoffausbreitungsabschätzung verschiedener Schadstoffgruppen im Vordergrund sowie die Bewertung/Optimierung der Monitoringmessstellen anhand von Verweilzeiten.

Die Anwendbarkeit der Methodik zur Bewertung von Grundwasserbelastungen aus diffusen Quellen erfolgte exemplarisch für zwei Untersuchungsregionen in den Bundesländern Hessen und Niedersachsen/Nordrhein-Westfalen. Hierbei fiel die Wahl auf mehrere Grundwasserkörper, die von ihrer naturräumlichen und landwirtschaftlichen Struktur her, als stellvertretend für viele Grundwasserkörper in Deutschland gelten können. Zum einen wurden die in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen liegenden Grundwasserkörper ausgewählt, die zum Einzugsgebiet der Großen Aue gehören. Diese können als typisch für die Situation im Norddeutschen Flachland angesehen werden. Zum anderen wurden die zum Einzugsgebiet der Schwalm in Hessen gehörigen Grundwasserkörper ausgewählt, die als typisch für eine landwirtschaftlich genutzte Mittelgebirgsregionen angesehen werden können.

Für beide Untersuchungsregionen konnte gezeigt werden, dass schon wenige, im Allgemeinen digital vorliegende Datengrundlagen (Landnutzung sowie Denitrifikationsvermögen der Böden oder Flurabstand des Grundwassers) bzw. relativ leicht ableitbare Parameter (Fließrichtung des Grundwassers) sowie ggf. vorliegende Modellergebnisse (Nitratkonzentration im Sickerwasser oder Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss) ausreichen, um die Flächen mit potenziell hoher Nitratbelastung innerhalb eines Grundwasserkörpers auf großer Maßstabsebene hinreichend zu beschreiben und regional einzutragen. Als hoch gefährdet wurden hierbei grundwasserferne Standorte mit schlechten Denitrifikationsbedingungen im Boden und einem hohen Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss ausgewiesen.

Im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ konnten auf diese Weise 95% der Messstellen (19 von 20) mit erhöhten Belastungen erklärt werden. Zudem wiesen nur 25% der Grundwasserkörper Standortbedingungen auf, die den o.a. entsprechen. Für das Untersuchungsgebiet „Schwalm“ wurden ebenfalls gute Ergebnisse erzielt. Dort konnten auf diese Weise alle Messstellen mit signifikant erhöhten Nitratkonzentrationen (8 von 8) erklärt und die Fläche der gefährdeten Bereiche innerhalb der Grundwasserkörper auf 40% reduziert werden. Die mit Hilfe des konzeptionellen Modells ausgewiesenen Bereiche der Grundwasserkörper mit hoher potenzieller Belastung zeigen gleichzeitig die Flächen auf, auf denen Maßnahmenprogramme zur Reduzierung der Nitratbelastung vorrangig umgesetzt werden müssten.

Bei guter Datenlage, d.h. vorliegenden Informationen (Modellergebnissen) zur Höhe der Nitratkonzentration im Sickerwasser bzw. zu verlagerbaren (überschüssigen) Mengen an Stickstoffdünger im Boden sowie zur Sickerwasserhöhe, kann der erforderliche Minderungsbedarf zur Gewährleistung der gewünschten Nitratkonzentration im Grundwasser abgeschätzt werden. Damit ist es möglich, die Effizienz von möglichen bzw. bereits eingeleiteten Reduktionsmaßnahmen zu beurteilen.

Für weite Bereiche beider Untersuchungsgebiete reichte im Mittel ein Minderungsbedarf zwischen 10 und 25 kg N / (ha*a) aus, um eine aktuelle Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg/l zu erreichen. Anhand des LAWA-Maßnahmenkatalogs können dann geeignete Maßnahmen mit einem angepassten Reduktionspotential ausgewählt und zur Anwendung gebracht werden. Im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes „Große Aue“ tritt ein Bereich auf, in dem ein Minderungsbedarf von mehr als 25 kg N / (ha*a) besteht. Es ist möglich, dass der erforderliche Minderungsbedarf dort die N-Minderungspotentiale von praxistauglichen Einzelmaßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen übersteigt. Dadurch lassen sich relativ zielsicher und konsistent die Regionen in einem Grundwasserkörper identifizieren, in denen die Qualitätsziele für das Grundwasser über keine der gängigen Maßnahmen zu erreichen und zusätzliche Maßnahmen vorzusehen sind.

Die regionale Wirksamkeit einer Maßnahme kann in jedem Fall anhand der Messstellen des Monitorings überprüft werden. In diesem Zusammenhang kommt der Abschätzung der Zeiträume, nach welchen sich die eingeleiteten Maßnahmen auf die Belastung des Grundwassers an den Messstellen des Monitoringmessnetzes auswirken, eine besondere Bedeutung zu. Die mittleren Verweilzeiten werden über analytische Berechnungsansätze zur Abschätzung der Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich und in den dem Grundwasserleiter zusickernden Grundwasserdecksschichten sowie den Verweilzeiten des Grundwassers im Grundwasserleiter hergeleitet. Die hierzu erforderlichen Datengrundlagen (z.B. Feldkapazität des Bodens, hydraulische Leitfähigkeit des Aquifers, Grundwassergleichen) können aus deutschlandweit digital verfügbaren Bodenkarten und hydrogeologischen Übersichtskarten abgeleitet werden.

Bei der Aufsummierung der Verweilzeiten in den einzelnen Kompartimenten zeigte sich, dass vor allem im Untersuchungsgebiet „Große Aue“ Verweilzeiten aufgetreten sind, die deutlich über sechs Jahren liegen. Dies lässt erwarten, dass die Nitratgehalte in den Grundwasserkörpern dort auch dann noch steigen können, wenn gezielte Reduktionsmaßnahmenprogramme schon eingeleitet worden sind. Die ausgewiesenen Wirkungszeiträume zwischen Verabschiedung einer Maßnahme und deren Auswirkung im Hinblick auf den Zustand des Grundwassers ist damit eine Entscheidungsgrundlage, auf deren Basis gegenüber der EU-Kommission ggf. stichhaltig begründet werden

kann, warum die Ziele der EU-WRRL nicht erreicht werden konnten und ggf. eine Fristverlängerung beantragt wird sollte.

Für punktförmige Grundwasserbelastungen (z.B. durch Altlasten, alte Industriestandorte etc.) ist zu erwarten, dass die „großräumigen konzeptionellen Modelle“ nur in Einzelfällen dazu in der Lage sind, das Grundwassersystem lokal bzw. kleinräumig im Hinblick auf die Bewertung und Optimierung von Maßnahmenprogrammen zu charakterisieren. Deshalb wurde ein „messstellenbezogenes konzeptionelles Modell“ erarbeitet, das eine Bewertung und Optimierung von Maßnahmenprogrammen ermöglicht. Eine Schlüsselstellung nimmt hierbei die Auswahl geeigneter Messstellen ein, wobei die Wahl geeigneter Messparameter und Messstandpunkte für die Optimierung ausschlaggebend sind. Ein weiterer Schwerpunkt bei der Optimierung liegt in der Ermittlung der Standorte, von denen die größte Belastung ausgeht. Die Optimierung des Operativen Messnetzes sollte die Datenübernahme aus aktuellen Sondermessnetzen beinhalten, was kosteneffizient ist.

In dem „messstellenbezogenen konzeptionellen Modell“ werden neben der Aufnahme der natürlichen Gegebenheiten des Grundwasserkörpers auch die Informationen der punktuellen Belastungen (Eintragsmodell) mit dem Monitoringnetz in Beziehung gebracht.

Die Besonderheit dieses konzeptionellen Modells liegt in der Klassifizierung des Wissensstandes zu den einzelnen punktuellen Belastungen und der daraus resultierenden unterschiedlichen Verfahren zur Darstellung der Schadstoffausbreitung. Sind die Informationen zu einem Standort hoch – „gut“, kann durch Interpolationsverfahren die Ausbreitungskontur ermittelt werden. Ist der Informationsgehalt eher „mittel“, wird die Ausbreitungskontur anhand der analytischen Methode, der Lösung der Transportgleichung abgeschätzt. Im Ergebnis erhält man Schadstoffausbreitungskonturen die je nach Stand des Wissens die realen Verhältnisse so gut wie möglich widerspiegeln. Standorte mit „schlechter Datenlage“ sollten zur Ermittlung der „Signifikanz einer Gefährdung“ nach dem Flächenkriterium der LAWA (2007) zur Ermittlung des „guten oder schlechten Zustandes zwar herangezogen werden, brauchen aber hinsichtlich einer Bewertung des Maßnahmenprogramms nicht in den Betrachtungsraum übernommen werden. Eine Monitoringmessstelle sollte die Auswirkungen eingeleiteter Maßnahmen bei Einhaltung der von der WRRL geforderten Zeitvorstellung, also bis zum Jahr 2015 erfassen. Hierzu ist die Ermittlung des Wirkungszeitraumes notwendig. Dieser wird

durch die Berechnung der Verweilzeit anhand eines Partikeltracking innerhalb der Schadstofffahne abgeschätzt.

Verschneidet man nun alle Ergebnisse, kann eine Priorisierung der Messstellen hinsichtlich der Bewertung und Optimierung von Maßnahmen anhand ihrer Lage zu den Schadstofffahnen, deren Überschneidungsbereichen und der Verweilzeit vorgenommen werden.

Anhand der Lage der GWMS zu den Schadstofffahnen wird der Zusammenhang zwischen Stoffeintrag, beobachteter Belastung und hydrogeologischem System aufgezeigt. Des Weiteren wird die Erfassbarkeit von Konzentrationsänderungen, Änderungen der Schadstoffausbreitungskontur und der Umkehr von Trends auf Grund eingeleiteter Maßnahmen erfasst. Eine Optimierung des Analysenumfangs an die prioritären Schadstoffe hat in den meisten Fällen eine Kostenminimierung zur Folge.

Die Lage der Messstellen im Überschneidungsbereich von mehreren Schadstofffahnen ermöglicht eine Optimierung der Messstellenanzahl und des Analysenumfangs (Kostenreduzierung).

Hinsichtlich der Lage zu den Verweilzeiten sind Aussagen zur Einhaltung des Zeitrahmens nach WRRL oder begründeten Fristverlängerungen möglich. Ebenso kann abgeschätzt werden, ab wann eine Maßnahme in einer Messstelle sichtbar wird.

Messstellen 1. Priorität liegen innerhalb der Schadstofffahnen, wenn möglich im Überschneidungsbereich und weisen in Anbetracht der Erfüllung der Umweltziele nach WRRL bis zum Jahr 2015 geringe Verweilzeiten auf. Sie sind für ein Monitoring sehr gut geeignet.

2. Priorität haben Messstellen die innerhalb der Schadstofffahnen, wenn möglich im Überschneidungsbereich liegen, aber größere Verweilzeiten aufweisen. Sie sind für ein Monitoring gut geeignet. Auf Grund der hohen Verweilzeiten, ist zu prüfen ob eine Fristverlängerung nach WRRL (Artikel 4 Absatz 3, 4) sinnvoll ist.

Liegt jedoch die Messstelle nicht in der Schadstoffkontur, ist sie demnach weder in der Lage den Wirkungszeitraum einer Maßnahme zu bewerten, noch kann sie die Zusammenhänge zwischen Stoffeintrag, beobachteter Belastung und hydrogeologischem System aufzeigen. Die Messstelle sollte aus dem Monitoring entfernt werden. Stattdessen sollte überprüft werden ob es andere Messstellen gibt, die den Anforderungen gerecht werden oder ob der Bau einer neuen Messstelle notwendig wird.

Die Anwendbarkeit der Methodik zur Bewertung von Grundwasserbelastungen aus punktuellen Quellen erfolgte exemplarisch an einem Grundwasserkörper in Brandenburg. Hierbei fiel die Wahl auf einen für die Region typischen Industriestandort. Es wurden Abschätzungen zur Ausbreitung der Belastung durchgeführt und Vorschläge zur Optimierung des Monitoring-Messnetzes unterbreitet, wobei zehn Messstellen nach

1. Priorität und 12 Messstellen nach 2. Priorität ausgewählt wurden. Wenn eine Überschreitung des nach LAWA (2007) aufgestellten Flächenkriteriums zur Beurteilung des chemischen Zustandes festgestellt wird, ergibt sich die Notwendigkeit Maßnahmen einzuleiten.

Die vorgestellte Methodik wurde in Brandenburg 2007 in Folge des Pilotprojektes für alle zehn im Rahmen der Risikoabschätzung aufgrund punktueller Belastungen näher zu überprüfenden Grundwasserkörper angewendet. Im Ergebnis wurde in Brandenburg nach LAWA-Kriterien 2007 ein Grundwasserkörper in den schlechten Zustand eingeordnet.

Die Maßnahmen im Grundwasserkörper können in Zukunft bei Anwendung des konzeptionellen Modells und Beprobung der repräsentativ ermittelten Messstellen auf ihren Erfolg hin überprüft werden.

Summary and conclusion

In the framework of the UFO - Plan – project a *Methodology to evaluate and optimize groundwater protection programs aiming at diffuse and point source pollution according to EU-Water framework directive* has been developed. This methodology comprises three consecutive parts:

1. In the first part the interrelations between matter inputs (contaminations), observed matter concentrations in groundwater and the hydrogeological system are analyzed based on a „conceptual model“. In this way the actual status of a groundwater body is interpreted. Already at this stage it can be assessed if the projected measures will show effect at the areas / locations which display the highest contamination / pollution risk for groundwater resources.
2. Based on this a consistent evaluation of programs of measures to reach good status of groundwater is carried out. For this purpose the reduction level necessary to reach quality targets for groundwater and the efficiency of possible (or already introduced) measures is assessed.
3. The third part is an evaluation of the time gap between the introduction of a measure and its impact on the status of groundwater. This makes it possible to get idea about the delay which must be taken into account until a certain measure may lead to a significant improvement of groundwater status at the monitoring stations.

The methodology has been applied in case study areas (groundwater bodies), which display significant differences with regard to hydrogeological site conditions and contamination potentials. Adapted to the sources of contamination (diffuse sources vs. point sources) two procedures have been developed:

- **Procedure for the evaluation of groundwater contaminations from diffuse sources:**

As the majority of diffuse groundwater contaminations in Germany is caused by nitrate leached from fertilized areas under agricultural use, a large-scale conceptual model has been designed for the evaluation of programs of measures, which aim at controlling and reducing diffuse nitrate contamination of groundwater.

- **Procedure for the evaluation of groundwater contaminations from point sources:**

As the majority of point source contaminations of groundwater can not be al-

located to well-defined emission sources, the analyses of plumes of different groups of pollutants came in the fore of the small-scale conceptual model.

The applicability of the large-scale conceptual model to evaluate groundwater pollution from diffuse nitrate leaching was tested for two groundwater bodies in the Federal States of Hesse and Northrhine-Westfalia / Lower Saxony, which display considerable differences with regard to their site conditions and their agricultural structures. Both can be regarded as representative for many groundwater bodies occurring in Germany. The groundwater body "Große Aue" is located between the Federal States of Northrhine-Westfalia and Lower Saxony and is representative for groundwater bodies in the North-German Lowlands. The groundwater body "Schwalm" in contrast can be regarded as typical for an agriculturally used area in the midlands.

For both groundwater bodies it could be shown that already few parameters, such as

- digital available data bases (Land use, depth of groundwater and denitrification conditions of soils respectively),
- parameters, which can be derived easily from other data bases (e.g. flow directions of groundwater from groundwater contour maps) or
- available results from model simulations (e.g. nitrate concentrations in the leachate, runoff ratios)

are sufficient to describe and identify areas showing a potentially high nitrate pollution risk for groundwater. Consequently, the simultaneous occurrence of deep groundwater tables, bad denitrification conditions in soils and a high portion of groundwater recharge characterize areas with a high nitrate pollution risk. These areas are identical to the agricultural land, where programs of measures to reduce nitrate pollution of groundwater should be implemented primarily.

In the groundwater body "Große Aue" such accordance of site conditions indicating a high nitrate pollution risk occurs at 25% of the total area. Nevertheless 95% of the available groundwater monitoring stations (19 out of 20) for which high nitrate concentrations were observed corresponds to locations where these three site conditions coincided. Applying the same procedure to the groundwater body „Schwalm“ resulted in reducing the areas with high nitrate pollution risk down to 40%. There, all monitoring stations (8) showing significantly raised nitrate concentrations were located in areas showing these site conditions.

In case information about leachable nitrate loads in the soil (such as modelled nitrate concentrations in the leachate and nitrogen surpluses respectively) is available, the N reduction level necessary to reach groundwater quality targets (e.g. 50 mg/l) can be

assessed. In this way it becomes possible to evaluate the efficiency of both, already implemented reduction measures and additional future reduction measures.

It could be shown that in large parts of both groundwater bodies an average reduction of 10 to 25 kg N / (ha*a) is sufficient to guarantee a nitrate concentration in the leachate below 50 mg NO₃/l. With the help of measures described in detail in the „LAWA catalogue of measures“ regionally suitable measures with a well defined reduction potential may be selected and applied.

In the Southwestern part of the groundwater body „Große Aue“ an area has been identified, in which the reduction level exceeds 25 kg N / (ha*a). In these areas it is possible that the required N reduction levels can not be achieved based on the N reduction potential of applicable single measures or combination of measures. In this way it is possible to identify unerringly and consistently those areas in a groundwater body for which quality targets for the groundwater can not be achieved with the established measures. If necessary, additional measures have to be taken into account.

At any case the regional effectiveness of measures can be verified at the monitoring stations located in a groundwater body. In this connection the assessment of the time gaps after which the implementation of a measure may lead to a significant downward trend becomes important. The mean residence times in the soil, the groundwater covering layers and the aquifer itself can be derived with the help of analytical model approaches. The essential data base (e.g. field capacity of soil, hydraulic conductivity of aquifer, groundwater contours) can be derived German-wide from digital survey maps.

The summation of the residence times in soil, groundwater covering layers and the aquifers has shown in the case of the groundwater body „Große Aue“ that significantly more than six years predominate. Hence, it can be expected that nitrate concentrations at the monitoring sites will not decrease to a value beneath the threshold value of 50 mg NO₃/l until the year 2015 even in case well-targeted reduction measures have already been implemented in 2009.

The assessed time gaps between the introduction of a measure and its impact with regard to an improvement of the groundwater quality at the monitoring sites are an important decision support as they may help to justify towards the EU commission that the targets of the EU-WFD can not be reached until 2015, although an implementation of adequate reduction measures has been carried out. Thus the determined residences times may support the application of an extension of timescale (EU-WFD, article 4 section 3, 4).

It can be expected that large-scale conceptual models are able to describe the local hydrogeological system only in exceptional cases. Hence, the evaluation of programs of measures derived for point source groundwater contaminations (e.g. former industrial sites, landfills) is only possible to a certain extent. Consequently a “local conceptual model” was developed, for which the choice of suitable monitoring sites and monitored parameters plays an important role in the initial phase. In a later phase the results of the local conceptual model with regard to the local groundwater flow system can be used to optimize the existing monitoring network in terms of monitoring sites and parameters. This enables both, a considerable cost reduction for the selective maintenance of monitoring sites and the determination of sites displaying the highest pollution potential.

Consequently the local conceptual model integrates not only information about the hydrogeology of a groundwater body and the monitoring network, but also information about the punctiform contamination sources (input model).

A characteristic feature of the local conceptual model is the classification of knowledge about the individual point source contaminations and the subsequent procedures to present the dispersal of pollutants. In case there is a lot of information available about a site, the contour of dispersal is determined based on interpolation procedures. In case of less information the contour of dispersal is assessed based on an analytical methodology (transport equation). Both procedures result in contours of dispersal which reflect on the real groundwater flow systems and pollution sources as good as possible. As the total polluted area of a groundwater body is determined with the help of the enveloping contour of the individual plumes, the “significance of a pollution risk” can be assessed according to LAWA (2007).

The time gaps after which the implementation of a measure may lead to a significant downward trend of pollution at the monitoring sites are quantified in the local conceptual model based on a particle tracking approach.

The overlaying of all results may help to understand the interplay of contaminant input, observed contamination and the hydrogeological system. In this way it becomes possible to rank the monitoring sites with regard to the evaluation and optimization of measures taking the plumes and the residence times into account. Additionally changes in concentrations including trend reversals and contaminant contours due to implemented measures can be detected. An optimisation of the geographic positioning of monitoring sites in the plumes of several pollutants extend and the limitation analysed parameters to the relevant ones results in most cases in a minimization of costs.

- 1. priority monitoring sites are located in the plume of one or several contaminants. With regard to the reaching of the quality targets of the EU-WFD until 2015 these monitoring sites display **short residence times of groundwater**,

so that trend reversals after the implementation of reduction measures can be proved.

- 2. priority monitoring sites are also located in the plume of one or several contaminants. With regard to the reaching of the quality targets of the EU-WFD until 2015 these monitoring sites however display **long residence times of groundwater**, so that trend reversals after the implementation of reduction measures can not be expected in short terms. Due to the long residence times it has to be checked if an extension of timescale to reach the quality targets of the EU-WFD makes sense.

In case a monitoring station is not located in the plume of a contaminant, it is neither suitable to evaluate the temporal development of a pollution after implementation of reduction measures nor is it suitable to illustrate the interplay of contaminant input, dispersal of the contaminant and the hydrogeological system. Consequently such monitoring sites should be removed from the monitoring network. Instead it should be checked if other monitoring sites are more appropriate or if a construction of new monitoring sites is advisable.

The applicability of the methodology to evaluate groundwater pollution from point sources was tested for a groundwater body in the Federal State of Brandenburg, for which the quality target of the EU-WFD was failed due to contaminations leached from a former industrial site.

Literatur

- AG BODEN (HRSG., 1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Auflage, Hannover, 392 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2004): Bericht der Bundesrepublik Deutschland gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.- Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland. 131 S.
- BMU (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland.- Bonifatius, Paderborn, August 2005, 67 S.
- EU-GRUNDWASSERRICHTLINIE (GWRL) (2007): EU-Grundwasserrichtlinie zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung.- Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006
- GAUGER, TH.; ANSHELM, F.; SCHUSTER, H.; DRAAIJERS, G. P. J.; BLEEKER, A.; ERISMAN, J. W.; VERMEULEN, A. T. & NAGEL, H.-D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels.- Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE-Nr. 299 42 210, Institut für Navigation, Universität Stuttgart, Teil 1, 207 S.
- HEINKELE, T.; VOIGT, H.-J.; JAHNKE, C.; HANNAPPEL, S. & DONATH, E. (2002): Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen.- UBA-Forschungsbericht 000251, Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin
- HENNINGS, V. (ED.) (1994): Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- Geologisches Jahrbuch, Band F 31, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany, 242 S.
- HUDEC, B. (2003): Erfassung und Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch punktuelle Schadstoffquellen – Konkretisierung von Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie.- UBA-Forschungsbericht 000439, Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin
- JAHNKE, C.; HANNAPPEL, S.; HEINKELE, T.; VOIGT, H.-J.; LIMBERG, A. & GOEDECKE, M. (2004): Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung auf der Basis der Verweilzeit des Sickerwassers für das Land Berlin.- In: Hydrogeologie regionaler

Aquifersysteme, Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Heft 32, Hannover.

KINZELBACH, W. (1992): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schad-stoffen im Grundwasser.- 2. Auflage, R. Oldenbourg Verlag GmbH, München, 313 S.

KÖLLE, W. (1990): Nitratelimination im Aquifer – Reaktionspartner und Mechanismen.- In: Walther, W.: Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen – Diffuser Nitrateintrag, Fallstudien – Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Heft 48, S. 129-145; Braunschweig.

KREINS, P.; GOEMANN, H.; HERRMANN, S.; KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (2007): Weser-Ems: Integrated agricultural and hydrological modelling within an intensive live-stock region taking supra-regional manure transports into account.- In: Erickson, J.; Messner, F. & Ring, I. (Hrsg.): Ecological Economics of Sustainable Watershed Management, Advances in the Economics of Environmental Resources, Heft 7, S. 113-142, Elsevier.

KREINS, P.; BEHRENDT[†], H.; GÖMANN, H.; HIRT, U.; KUNKEL, R.; SEIDEL, K.; TETZLAFF, B. & WENDLAND, F. (2009): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser.- Endbericht Forschungsprojekt AGRUM-Weser, Braunschweig, 308 S.

KUNKEL, R. (1994): Stochastische Modellierung der Nitratbelastung und der Verweilzeiten in den Grundwässern der Bundesrepublik Deutschland.- Interner Bericht Nr. FZJ-STE-IB 4/94, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, Germany.

KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1997): WEKU; a GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management.- Environmental Geology, Heft 30 (1-2), S. 1-9.

KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbebecken.- Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 19, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 122 S.

KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (2002): The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins – the river Elbe case study.- Journal of Hydrology, Heft 259, S. 152-162.

KUNKEL, R.; VOIGT, H.-J.; WENDLAND, F. & HANNAPPEL, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland.- Schriften des For-

- schungszentrums Jülich Reihe Umwelt/Environment, Band 47, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 204 S.
- KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (2006): Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems – Ist-Zustands- und Maßnahmenanalysen.- Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 62, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 124 S.
- KUNKEL, R., WENDLAND, F., HANNAPPEL, S., VOIGT, H.J. & WOLTER, R. (2007): The influence of diffuse pollution on groundwater content patterns for the groundwater bodies of Germany.- Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research, Heft 55(3), S. 97-105.
- KUNKEL, R.; EISELE, M.; SCHÄFER, W.; TETZLAFF, B. & WENDLAND, F. (2008). Planning and implementation of nitrogen reduction measures in catchment areas based on a determination and ranking of target areas.- Desalination, Heft 226, S. 1–12.
- KUNZE, M.; LÜTTKE, C. & MIETH, K. (2007): Studienarbeit: „Monitoringkonzepte für als gefährdet eingestufte Grundwasserkörper zur Umsetzung der Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland“. - LS Umweltgeologie, BTU Cottbus
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG; LBGR (2005): Weitergehende Beschreibung für den Grundwasserkörper Eisenhüttenstadt.- MS_CD_GB Code: ODR_OD_7
- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE, LBEG (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Gewässerschutz – Ergebnisse eines Modellprojekts (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.- GeoBerichte 9, Hannover, Germany.
- LAWA (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat.- Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Stuttgart.
- LAWA (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser.- Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) unter dem Vorsitz von Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- LAWA (2007): Bundesweit einheitliche Methode zur Beurteilung des chemischen Zustandes nach Artikel 4 und Anhang III der GWTR, Fachliche Umsetzung der Grundwasser-Tochterrichtlinie (GWTR).- Sachstandsbericht LAWA-Unterausschuss.
- LITTLEJOHN, C.; NIXON, S.; CASAZZA, G.; FABIANI, C.; PREMAZZI, G.; HEINONEN, P.; FERGUSON, A. & POLLARD, P. (2002): Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive, Water Framework Directive, Common Implementation Strategy.- Working Group 2.7 Monitoring, Final Draft 15. October 2002.

- MLUV Brandenburg (2007): Aufbau von konzeptionellen Modellen zur Erfassung, Bewertung und Erarbeitung von Maßnahmenvorschlägen nach EU-WRRL. Handlungsanleitung mit Beispielbearbeitung bei vermuteten Stoffeinträgen in das Grundwasser.- (unveröff. Bericht).
- MÜLLER, U. (1997): Dokumentation zur Methodenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde (FIS Boden). Technische Berichte zum NIBIS.- 2. Auflage, unter Mitarbeit von Malessa, V., Bergmann, A. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stuttgart, Germany, 409 S.
- ROHMANN, U. & SONTHEIMER, H. (1985): Nitrat im Grundwasser.- DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, 468 S.
- VOIGT, H.-J.; HEINKELE, T.; JAHNKE, C. & WOLTER, R. (2004): Characterization of ground-water vulnerability to fulfill requirements of the water framework directive of the European Union.- Geofísica Internacional (2004), Heft 43 (4), S. 567-574.
- VOIGT, H.-J.; NITSCHE, C.; TAMÁS, J.; BÍRÓ, T.; BROERS, H. P. & KOZEL, R. (2008): Strategies and effectiveness of groundwater monitoring systems for different aims (Report from Working Group 1).- In: Candela, L., Vadillo, I., Elorza, F. J.: Advances in Subsurface Pollution of Porous Media – Indicators, Processes and Modelling: IAH Selected Papers, Volume 14: Indicators, Processes and Modelling (IAH Selected Papers), Taylor and Francis, 240 S.
- WENDLAND, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der "alten" Bundesländer (BRD).- Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band 8, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 150 S.
- WENDLAND, F. & KUNKEL, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbe-einzugsgebietes.- Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 13, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 166 S.
- WENDLAND, F.; KUNKEL, R. & VOIGT, H.-J. (2004): Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the River Elbe Basin.- Environmental Geology, Heft 46, S. 1-9.
- WENDLAND, F.; BOGENA, H.; GOEMANN, H.; HAKE, J.-F.; KREINS, P. & KUNKEL, R. (2005): Impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen loads of the river Ems and Rhine (Germany).- Physics and Chemistry of the Earth, Heft 30 (8-10), S. 527-541, ISI Proceedings – Science & Technology Proceedings.
- WENDLAND, F.; BLUM, A.; COETSIERS, M.; GOROVA, R.; GRIFFIOEN, J.; GRIMA, J.; HINSBY, K.; KUNKEL, R.; MARANDI, A.; MELO, T.; PANAGOPOULOS, A.; PAUWELS, H.; RUISI,

- M.; TRAVERSA, P.; VERMOOTEN, J. S. A. & WALRAEVENS, K. (2007a): European Aquifer Typology: a practical framework for an overview of major groundwater composition at European scale.- Environmental Geology, Heft 55, S. 77-85.
- WENDLAND, F.; KUNKEL, R.; GÖMANN, H. & KREINS, P. (2007b): Water fluxes and diffuse nitrate pollution at the river basin scale: Interfaces for the coupling of agroeconomical models with hydrological approaches.- Water Science and Technology, Heft 55 (3), S. 133-142.
- WOLTER, R.; BOEHME, J.; ELBRACHT, J.; FRITSCHE, H.-G.; GOENS, J.; HIMMELSBACH, T.; HOHBERGER, K.-H.; HÖRMANN, U.; HÜBSCHMANN, M.; KATER, R.; KRÖGER, J.; LINDER, B.; MAI, CH.; MARCZINEK, S.; NOMMENSEN, B.; PANTELEIT, B.; PAWLITZKY, M.; PETERS, A.; PLAUAL, W.; PLUM, H.; SCHUSTER, H.; SCHWERDTFEGER, B.; STRUCKMEIER, W.; TAUGS, R.; WAGNER, B.; WALTER, T.; WINTER, P. & WIRSING, G. (2007): Empfehlung zur Gestaltung der Grundwasserüberwachung, Grundwassermanagement zur Umsetzung der EU-Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL) sowie der Grundwassertochter-Richtlinie (GWTR).- Ad hoc AG Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste Deutschlands, Interner Bericht.
- 2000/60/EG: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpoltik – EG-Wasserrahmenrichtlinie.

LINKS:

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/master/C19947385_N18865571_L20_D0_I5231158.html
www.wagrico.de

Anhang

Anhang 1 analytische Methode zur Ausbreitungsabschätzung vereinfachte Transportgleichung nach Kinzelbach (1992)

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -u_x \frac{\partial c}{\partial x} - u_y \frac{\partial c}{\partial y} + D_{xx} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_{xy} \frac{\partial^2 c}{\partial xy} + D_{yx} \frac{\partial^2 c}{\partial yx} + D_{yy} \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - \frac{p \cdot K_D}{n_e} \frac{\partial c}{\partial t} + \frac{W}{n_e}$$

Gl. 7

Die einzelnen Terme (a-e) veranschaulichen dabei:

- a Konzentrationsänderung am Punkt
- b Advektion
- c Diffusion/Dispersion
- d Adsorption (Retardation)
- e Schadstoffquelle

mit:	c:	gelöste Schadstoffkonzentration	[mg/ m ³]
	t:	Zeit	[s]
	x, y:	horizontale Ortskoordinaten	[m]
	u _x , u _y :	x, y-Komponente der Abstandsgeschwindigkeit	[m/s]
	n _e :	effektive Porosität	[·]
	p:	Schüttdichte Kornmaterial	[kg/m ³]
	K _D :	Adsorptionskoeffizient	[m ³]
	W:	Volumenbezogene Quellstärke	[mg/ m ³ /s]
	$\begin{pmatrix} D_{xx} & D_{xy} \\ D_{yx} & D_{yy} \end{pmatrix}$:	Difusions-Dispersionstensor	[m ² /s]

analytische Lösung der Transportgleichung nach Kinzelbach (1992)

$$c(x, y, t) = \frac{\bar{c}_0}{4 \cdot \sqrt{\pi \cdot \alpha_T}} \cdot \exp\left(\frac{x - r \cdot \gamma}{2 \cdot \alpha_L}\right) \cdot \frac{1}{\sqrt{r \cdot \gamma}} \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{r - u \cdot t \cdot \gamma / R}{2 \cdot \sqrt{\alpha_L \cdot u \cdot t / R}}\right)$$

Gl. 8

wobei:

$$\bar{c}_0 = \frac{\dot{M}}{n_e \cdot m \cdot u} \quad \text{Gl. 9}$$

$$\gamma = \sqrt{1 + 4 \cdot \alpha_L \cdot \lambda \cdot R / u} \quad \text{Gl. 10}$$

$$r = \sqrt{x^2 + \left(\frac{\alpha_L}{\alpha_T} \right) \cdot y^2} \quad \text{Gl. 11}$$

mit: $c(x,y,t)$: Konzentration als Funktion des Ortes und der Zeit [g/m^3]; [mg/m^3]

\dot{M} : Schadstofffracht der Eintragsquelle bei permanentem Eintrag
[g/s]; [mg/s]

n_e :	effektive Porosität	[\cdot]
m :	Aquifermächtigkeit	[m]
u^2 :	Abstandsgeschwindigkeit	[m/s]
α_L :	longitudinale Dispersivität	[m]
α_T :	transversale Dispersivität	[m]
R :	Retardationsfaktor	[\cdot]
T :	Zeit	[s]
λ :	Abbau- bzw. Zerfallskonstante	[1/s]
x :	Ausbreitungskomponente in x-Richtung (entspricht der Fahnen/Ellipsenlänge)	[m]
y :	Ausbreitungskomponente in y-Richtung (entspricht der Fahnen/Ellipsenbreit)	[m]

Annahmen die für die analytische Lösung der Transportgleichung Gl. 7 getroffen wurden:

Die Ausbreitungsgleichung gilt für ideale Untergrundbedingungen (homogener GWL konstanter Mächtigkeit).

² Aufgrund von Erfahrungswerten wurde eine Maximale Abstandsgeschwindigkeit von 0,5 m/d festgelegt. Geschwindigkeiten die diesen Wert überschreiten, werden bei der Berechnung auf 0,5 m/d zurückgesetzt.

Es wurden eine Vielzahl an Eingangsgrößen vorgegeben/festgelegt, um den Prozess der Recherche der Gleichungskomponenten zu minimieren. Für folgende Parameter wurden daher die angegebenen Festlegungen getroffen:

- effektive Porosität ($n_e = 0,3$)
- longitudinale und transversale Dispersivität ($\alpha L = 0,17 \cdot x$ und $\alpha T = 0,1 \cdot \square L$)
- Zeit ($t = 50$ a)
- Abbaurate ($\lambda = 0$)
- Retardationsfaktor (R)

Anhang 2 Recherche von Retardationsfaktoren

Anhang 2-1 Veranlassung der Recherche

Der Retardationsfaktor ist eine wichtige stoffspezifische Eingangsgröße für die analytische Fahnenberechnung (Kapitel 6.3.2). In der Literatur gibt es keine einheitliche und zusammenfassende Auflistung des Parameters für die im vorliegenden Fall relevanten Stoffe. Zur Reduzierung des Arbeitsaufwandes für die Anwendung der Ausbreitungsgleichung wurde eine Recherche der Retardationskoeffizienten durchgeführt. Diese wurden in einer Liste zusammengetragen, welche vorrangig die schadstoffrelevanten Parameter umfasst, die auch in der Datenbank enthalten sind.

Anhang 2-2 Randbedingungen bei der Recherche

In den wenigsten Fällen waren Werte für Retardationsfaktoren zu finden. Vielmehr erfolgte eine Recherche der Gleichungskomponenten zur Berechnung des Retardationskoeffizienten R mit Hilfe folgender Formel.

$$R = 1 / \frac{\rho_{tr}}{n_e} \cdot K_D^3 \quad \text{Gl.12}$$

mit:	K_D	Adsorptionskoeffizient	[l/kg]
	ρ_{tr}	Trockenrohdichte	[g/cm³]
	n_e	Durchflusswirksamer Hohlraumanteil	[\cdot]
(wurde gleichgesetzt mit effektiver Porosität)			

³⁾ http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/Salfaweb/salfaweb-nt/berichte/mza6_97/mza6_97-3.1.2.html

Für Trockenrohdichte und Porosität wurden Werte festgelegt, wie sie im natürlichen Aquifer zu erwarten wären (entsprechend $1,8 \text{ g/cm}^3$ und 0,3).

Da auch der K_D -Wert oftmals nicht recherchiert werden konnte, musste er ggf. aus K_{OW} - bzw. $\log K_{OW}$ -Werten (Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient) berechnet werden. Für die organischen Schadstoffe standen dafür folgende Formeln zu Verfügung:

Tab. A2-1: K_D -Berechnung für organische Schadstoffe

Stoffgruppen	Formel	Quelle
allgemein	$K_D = K_{OC} * f_{OC};$ $\log K_{OC} = 0,90 * \log K_{OW} + 0,094$	http://www.soil.tu-bs.de/mitarbeiter/durner/projects/atvdvwk/Manuskript_Worch-Thiele-Bruhn_14_05_2004.pdf
Nitrobenzole	$K_D = K_{OC} * f_{OC};$ $\log K_{OC} = 0,63 * \log K_{OW} + 0,90$	http://www.soil.tu-bs.de/mitarbeiter/durner/projects/atvdvwk/Manuskript_Worch-Thiele-Bruhn_14_05_2004.pdf
aromatische Amine (2A46DNT, 4A26DNT)	$K_D = K_{OC} * f_{OC};$ $\log K_{OC} = 0,42 * \log K_{OW} + 1,49$	http://www.soil.tu-bs.de/mitarbeiter/durner/projects/atvdvwk/Manuskript_Worch-Thiele-Bruhn_14_05_2004.pdf
BTEX, PAK, Phenol	$K_D = 0,63 * f_{OC} * K_{OW}$	persönliche Information Prof. Beims
LHKW, PCB	$K_D = 9,92 * f_{OC} * K_{OW}^{0,54}$	persönliche Information Prof. Beims
Tetrachlorethen, Chlorbenzole	$K_D = 3,09 * f_{OC} * K_{OW}^{0,72}$	persönliche Information Prof. Beims
Pestizide	$K_D = 0,66 * f_{OC} * K_{OW}^{1,029}$	persönliche Information Prof. Beims
Chlorphenole	$K_D = K_{OC} * f_{OC};$ $\log K_{OC} = 0,83 * \log K_{OW} + 0,3$	persönliche Information Prof. Beims

Für den organischen Kohlenstoffanteil (f_{OC}) wurde, in Anlehnung an Aquiferverhältnisse, generell ein Wert von 0,01 festgelegt. Werte für K_{OW} bzw. $\log K_{OW}$ waren in den häufigsten Fällen in der Literatur zu finden.

Im Falle angegebener Wertebereiche für die gesuchten Parameter wurde nach dem „worst-case“-Prinzip vorgegangen. Das heißt, es wurde grundsätzlich der Wert gewählt, der im Endeffekt zu geringsten Retardation führt (der jeweils kleinste K_D - bzw. $K_{OW}/\log K_{OW}$ -Wert).

Für Schwermetalle erfolgte die KD-Wert-Berechnung nach einem gesonderten Algorithmus, welcher neben dem organischen Kohlenstoffanteil (f_{OC}) auch den Tongehalt (T) und den pH-Wert mit einbezog. Der Tongehalt wurde, ebenfalls an Grundwasserleitereigenschaften orientiert, auf einen Wert von 2% vereinheitlicht. Der pH-Wert wurde auf einen Bereich (normaler Grundwasserbeschaffenheit) von 6-8 beschränkt. Die K_D -Werte wurden pro Schwermetall anschließend für beide Grenzwerte ermittelt. Für die weitere Berechnung wurde jeweils der kleinere K_D -Wert gewählt („worst-case“-Prinzip).

Anmerkung: Einige Schwermetalle werden mit abnehmendem, andere mit zunehmendem pH Wert mobiler. Das bedeutet, bei einem pH-Wertebereich von 6-8, welcher als normal für Grundwasser angenommen wird, weisen manche Stoffe den kleinsten K_D -Wert (und somit geringste Retardation) bei pH 6 auf, andere wiederum bei pH 8.

Die recherchierten bzw. berechneten Retardationsfaktoren wurden im Anschluss gemittelt, wobei Ausreißer ausgeschlossen wurden. Die Liste umfasst nahezu alle für die vorliegende Aufgabenstellung relevanten Stoffe.

Generell weisen wir ausdrücklich darauf hin, dass Retardationsfaktoren stark standortabhängig sind und deshalb als Grundlage für Sanierungsplanungen untergrundspezifisch ermittelt werden sollten (laborativ oder in-situ)!

Anhang 2-3 Liste der recherchierten Retardationsfaktoren

Grau unterlegte Werte wurden nicht in die Mittelwertbildung einbezogen („Ausreißer“).

Tabelle A2-2: Liste der recherchierten Retardationsfaktoren

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungsgrundlage	R	Literat.-Quelle	Mittel-werte1	Mittel-werte2	Mittel-werte3
Benzol	BTEX	$\log K_{OW}$	1,5	1	1,4	3,0	
		K_D [l/kg]	1,2	3			
		K_{OW}	1,4	4			

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungs- grundlage	R	Literat.- Quelle	Mittel- werte1	Mittel- werte2	Mittel- werte3
		K _D [l/kg]	1,4	5			
		K _D [l/kg]	1,1	8			
		logK _{OW}	1,6	9			
		logK _{OW}	1,6	9			
Ethylbenzol	BTEX	K _D [l/kg]	1,6	3	4,4	3,5	
		K _D [l/kg]	7,6	5			
		K _D [l/kg]	1,1	8			
		logK _{OW}	7,0	9			
		logK _{OW}	6,0	9			
Toluol	BTEX	logK _{OW}	3,0	1	2,3	3,5	
		K _D [l/kg]	1,8	3			
		K _{OW}	1,5	4			
		K _D [l/kg]	2,8	5			
		K _D [l/kg]	1,1	8			
		logK _{OW}	3,1	9			
		logK _{OW}	2,8	9			
Xylool	BTEX	K _D [l/kg]	2,4	3	3,9	50,4	
		K _D [l/kg]	2,4	5			
		K _D [l/kg]	1,1	8			
		logK _{OW}	7,6	9			
		logK _{OW}	5,9	9			
Chlorbenzol	Chlorbenzole	K _D [l/kg]	2,7	3	2,6	50,4	
		K _{OW}	2,9	4			
		K _D [l/kg]	3,0	5			
		K _D [l/kg]	1,1	8			

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungs- grundlage	R	Literat.- Quelle	Mittel- werte1	Mittel- werte2	Mittel- werte3
		$\log K_{OW}$	2,9	9			
		$\log K_{OW}$	3,0	9			
Dichlorbenzol	Chlorbenzole	K_D [l/kg]	14	3			
		K_{OW}	6,0	4			
		K_D [l/kg]	11,2	5			
Dichlorbenzol (1,2-)	Chlorbenzole	K_D [l/kg]	1,2	8	6,2		
		$\log K_{OW}$	6,2	9			
		$\log K_{OW}$	6,7	9			
Dichlorbenzol (1,3-)	Chlorbenzole	K_D [l/kg]	1,1	8			
		$\log K_{OW}$	6,8	9			
Dichlorbenzol (1,4-)	Chlorbenzole	K_D [l/kg]	1,4	8			
		$\log K_{OW}$	6,7	9			
		$\log K_{OW}$	7,0	9			
Trichlorbenzol	Chlorbenzole	K_D [l/kg]	50	3	20,0		
		$\log K_{OW}$	14	7			
Trichlorbenzol (1,2,4-)	Chlorbenzole	K_D [l/kg]	3,5	8			
		$\log K_{OW}$	18,2	9			
		$\log K_{OW}$	15,1	9			
Pentachlorbenzol	Chlorbenzole	$\log K_{OW}$	61	7	61,5		
Hexachlorbenzol	Chlorbenzole	$\log K_{OW}$	124	7	161,5		
		K_D [l/kg]	61,0	8			
		$\log K_{OW}$	279,0	9			
		$\log K_{OW}$	181,7	9			
Chlorphenol	Chlorphenole	K_D [l/kg]	1,0	8	1,7	22,1	
Chlorphenol (2-)	Chlorphenole	$\log K_{OW}$	1,8	9			
Chlorphenol (4-)	Chlorphenole	$\log K_{OW}$	2,2	9			

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungsgrundlage	R	Literat.-Quelle	Mittelwerte1	Mittelwerte2	Mittelwerte3
Dichlorphenol	Chlorphenole	K _D [l/kg]	1,7	8			
Dichlorphenol (2,4-)	Chlorphenole	logK _{OW}	5,4	9	3,6		
Trichlorphenol (2,4,5-)	Chlorphenole	K _D [l/kg]	61	8			
Trichlorphenol (2,4,6-)	Chlorphenole	K _D [l/kg]	55	8			
		logK _{OW}	14	9	61,0		
Methylchlorid	LHKW	K _D [l/kg]	1,1	3	1,1		
Dichlormethan	LHKW	K _{OW}	1,3	4			
		logK _{OW}	1,3	7			
		K _D [l/kg]	1,1	8	1,2		
		logK _{OW}	1,3	9			
		logK _{OW}	1,3	9			
Trichlormethan (Chloroform)	LHKW	K _D [l/kg]	1,5	3			
		logK _{OW}	1,7	5			
		logK _{OW}	1,6	7	1,5		
		K _D [l/kg]	1,1	8			
		logK _{OW}	1,7	9			
		logK _{OW}	1,7	9	1,77		
Tetrachlormethan	LHKW	K _D [l/kg]	3,8	3			
		K _{OW}	1,6	4			
		K _D [l/kg]	1,2	8	2,4		
		logK _{OW}	2,9	9			
		logK _{OW}	2,8	9			
Dichlorethan (1,2-)	LHKW	logK _{OW}	1,4	7			
		logK _{OW}	1,4	9	1,4		
		logK _{OW}	1,4	9			

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungs- grundlage	R	Literat.- Quelle	Mittel- werte1	Mittel- werte2	Mittel- werte3
Trichlorethan	LHKW	K _D [l/kg]	1,3	3			
Trichlorethan (1,1,1-)	LHKW	K _{OW}	2,3	4	1,8		
		K _D [l/kg]	1,9	5			
		K _D [l/kg]	1,1	8			
		logK _{OW}	2,3	9			
		logK _{OW}	2,2	9			
Trichlorethan (1,1,2-)	LHKW	K _D [l/kg]	1,3	8			
Tetrachlorethan	LHKW	K _{OW}	2,6	4	2,3		
		K _D [l/kg]	1,6	8			
Tetrachlorethan (1,1,2,2-)	LHKW	logK _{OW}	2,8	9			
		logK _{OW}	2,2	9			
Monochlorethen (Vinyl-chlorid)	LHKW	logK _{OW}	1,4	1	1,2		
		K _D [l/kg]	1,0	3			
		K _{OW}	1,1	4			
		K _D [l/kg]	1,4	5			
		logK _{OW}	1,3	9			
		logK _{OW}	1,3	9			
Dichlorethen (1,2-) trans	LHKW	K _D [l/kg]	1,3	5	1,5		
		logK _{OW}	1,8	9			
		logK _{OW}	1,8	9			
Dichlorethen (1,2-)cis	LHKW	K _D [l/kg]	1,1	3			
		K _D [l/kg]	1,3	5			
		logK _{OW}	1,5	9			
		logK _{OW}	1,5	9			

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungsgrundlage	R	Literat.-Quelle	Mittelwerte1	Mittelwerte2	Mittelwerte3
Trichlorethen	LHKW	K _D [l/kg]	1,1	3	2,0	2,5	
		K _{OW}	2,0	4			
		K _D [l/kg]	1,8	5			
		K _D [l/kg]	1,1	8			
		logK _{OW}	3,6	9			
		logK _{OW}	2,3	9			
Tetrachlorethen	LHKW	K _D [l/kg]	1,2	8	3,0	3,5	
		K _D [l/kg]	2,6	3			
		logK _{OW}	3,2	9			
		logK _{OW}	2,3	9			
Tetrachlorethen (PER)	LHKW	K _{OW}	2,4	4	1,1	3,5	
		K _D [l/kg]	3,2	5			
		logK _{OW}	6,2	1			
Methyl-tertiär-butyl-ether (MTBE)	MKW	logK _{OW}	1,1	1	1,1	9,3	
		K _D [l/kg]	1,1	3			
		logK _{OW}	1,1	5			
Methan	MKW	K _{OW}	1,1	4	3,5	9,3	
Ethan	MKW	K _{OW}	1,3	4			
Pentan	MKW	K _{OW}	8,6	4			
MKW (C5-C10)	MKW	logK _{OW}	7,0	5			
Benzin	MKW	K _D [l/kg]	1,6	8	9,3		
Diesel	MKW	K _D [l/kg]	1,6	8			
Naphtalin	PAK	K _D [l/kg]	77	3			
Naphtalin	PAK	K _D [l/kg]	8,8	5	9,3		
Naphtalin	PAK	logK _{OW}	9,5	7			

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungsgrundlage	R	Literat.-Quelle	Mittelwerte1	Mittelwerte2	Mittelwerte3
Naphtalin	PAK	K _D [l/kg]	1,5	8			
Naphtalin	PAK	logK _{OW}	10	10			
Acenaphthalin	PAK	logK _{OW}	45	10	45,4		
Acenaphthen	PAK	K _D [l/kg]	43	3	37,9	108,2	1127
		K _D [l/kg]	29	5			
		logK _{OW}	42	10			
Anthracen	PAK	logK _{OW}	108	1	3073,5		
		K _D [l/kg]	86	3			
		logK _{OW}	108	7			
		K _D [l/kg]	4,6	8			
		logK _{OW}	132	10			
Benz(a)anthracen	PAK	logK _{OW}	3073	10	3073,5		
Benzo(a)pyren	PAK	K _D [l/kg]	2335	3	4963,6		
		logK _{OW}	11954	5			
		K _D [l/kg]	601	8			
Benzo(b)fluoranthen	PAK	logK _{OW}	14045	10	14045,0		
Benzo(ghi)perylen	PAK	logK _{OW}	64195	10	64194,6		
Benzo(k)fluoranthen	PAK	logK _{OW}	26152	10	26152,2		
Chrysene	PAK	K _D [l/kg]	1198	3	2135,8		
		logK _{OW}	3073	10			
Dibenz(a,h)anthracen	PAK	logK _{OW}	58546	10	58546,3		
Fluoranthen	PAK	logK _{OW}	113	1	444,8		
		K _D [l/kg]	229	5			
		logK _{OW}	809	7			
		logK _{OW}	628	10			
Fluoren	PAK	K _D [l/kg]	44	3	78,5		

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungs- grundlage	R	Literat.- Quelle	Mittel- werte1	Mittel- werte2	Mittel- werte3
		logK _{OW}	113	10			
Indeno(123-cd)pyren	PAK	logK _{OW}	172780	10	172780, 3		
Phenanthren	PAK	K _D [l/kg]	86	3			
Phenanthren	PAK	logK _{OW}	141	10			
Pyren	PAK	K _D [l/kg]	229	3			
		K _D [l/kg]	7,0	8			
		logK _{OW}	573	10			
Dibenzofuran	PAK	logK _{OW}	51	1	50,8		
PCB	PCB	K _{OW}	31	4			
Monochlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	17	14			
2-Monochlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	14,8	33			
4-Monochlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	16,8	33			
2,2-Dichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	27,3	33			
2,4-Dichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	36,5	33			
2,5-Dichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	37,4	33			
2,6-Dichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	28,3	33			
3,4-Dichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	43,8	33			
4,4-Dichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	58,7	33			
Trichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	61	8			
2,2,5-Trichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	63,9	33			
2,4,5-Trichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	82,7	33			
2,4,6-Trichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	61,6	33			
2,4,5-Trichlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	80,7	33			
2,2,4,5-Tetrachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	74,9	33			
2,3,4,5-Tetrachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	74,0	33			

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungs- grundlage	R	Literat.- Quelle	Mittel- werte1	Mittel- werte2	Mittel- werte3
Pentachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	601	8			
2,2,4,5,5- Pentachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	193,6	33	172,4		
2,3,4,5,6- Pentachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	151,2	33			
Hexachlorbiphenyl	PCB	K _D [l/kg]	6001	8			
2,2,3,3,4,4- Hexachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	350,8	33			
2,2,3,3,6,6- Hexachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	284,2	33	416,1		
2,2,4,4,5,5- Hexachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	317,7	33			
2,2,4,4,6,6- Hexachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	711,7	33			
2,2,3,3,4,4,6- Heptachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	241,9	33	241,9		
2,2,3,3,5,5,6,6- Octachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	417,4	33	417,4		
2,2,3,3,4,5,5,6,6- Nonachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	1518,3	33	1518,3		
Decachlorbiphenyl	PCB	logK _{OW}	1595,6	33	1595,6		
Aldrin	Pestizide	K _{OW}	840	4			
		K _D [l/kg]	601	8	756,5		
		logK _{OW}	828	16			
Atrazin	Pestizide	K _{OW}	117	4			
		K _D [l/kg]	7,0	8	117,4		
Azinphos-methyl	Pestizide	K _D [l/kg]	25	15	25,0		
Chlordan	Pestizide	logK _{OW}	3,9	17	3,9		

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungsgrundlage	R	Literat.-Quelle	Mittelwerte1	Mittelwerte2	Mittelwerte3
Dibutylzinnverbindungen	Pestizide	logK _{OW}	8,6	22	8,6		
Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT)	Pestizide	logK _{OW}	9274	1	7337,4		
		K _{OW}	4579	4			
		K _D [l/kg]	6001	8			
		logK _{OW}	9496	9			
		logK _{OW}	8238	9			
Dichlorvos	Pestizide	logK _{OW}	1,1	15	1,1		
Dieldrin	Pestizide	logK _{OW}	25,8	18	25,8		
Disulfoton	Pestizide	logK _{OW}	46,9	15	46,9		
Diuron	Pestizide	K _D [l/kg]	15,4	15	15,4		
Endosulfan	Pestizide	K _D [l/kg]	175,0	15	175,0		
Etrimfos	Pestizide	logK _{OW}	10,8	15	10,8		
Fenitrothion	Pestizide	K _D [l/kg]	31,0	15	31,0		
Fenthion	Pestizide	logK _{OW}	65,0	15	65,0		
g-Hexachlorcyclohexan (Lindan)	Pestizide	logK _{OW}	24	1	24,1		
		K _D [l/kg]	1,1	8			
Heptachlor	Pestizide	logK _{OW}	134	20	134,4		
Heptachlorepoxyd	Pestizide	logK _{OW}	1428	21	1427,6		
Hexazinon	Pestizide	K _D [l/kg]	2,2	15	2,2		
Malathion	Pestizide	logK _{OW}	3,7	15	3,7		
Mevinphos	Pestizide	logK _{OW}	1,0	15	1,0		
Parathion-ethyl	Pestizide	logK _{OW}	35,6	15	35,6		
Parathion-methyl	Pestizide	K _D [l/kg]	5,8	15	5,8		
Pentachlorphenol	Pestizide	K _D [l/kg]	7,8	8	856,6		

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungsgrundlage	R	Literat.-Quelle	Mittelwerte1	Mittelwerte2	Mittelwerte3		
		$\log K_{OW}$	977	9					
		$\log K_{OW}$	736	12					
Phoxim	Pestizide	K_D [l/kg]	44	15	44,2				
Simacin	Pestizide	K_D [l/kg]	1,3	8	1,3				
Triazophos	Pestizide	$\log K_{OW}$	12	19	11,8				
Tributylzinn	Pestizide	$\log K_{OW}$	67	24	66,6				
Trichlorphon	Pestizide	$\log K_{OW}$	1,0	15	1,0				
Trifluralin	Pestizide	K_D [l/kg]	113	15	112,6				
Triphenylzinnverbindungen	Pestizide	$\log K_{OW}$	14	23	14,4				
Phenol	Phenole	$\log K_{OW}$	1,1	1	1,1				
		K_D [l/kg]	1,2	3					
		$\log K_{OW}$	1,1	5					
		K_D [l/kg]	1,1	8					
Nonylphenol	Phenole	$\log K_{OW}$	8,2	11	8,2				
Antimon	Halbmetalle	K_D [l/kg]							
Arsen	Halbmetalle	K_D [l/kg]	3082	5	399,0				
		K_D [l/kg]	399	8					
Blei	Schwermetalle	K_D [l/kg]	6052	2	6636,6				
		K_D [l/kg]	7221	8					
Cadmium	Schwermetalle	K_D [l/kg]	265	2	591,5				
		K_D [l/kg]	591	8					
Chrom (III)		K_D [l/kg]	2349	2	6445,1				
		K_D [l/kg]	6445	8					
Kupfer	Schwermetalle	K_D [l/kg]	1147	2	335,0				
		K_D [l/kg]	335	8					

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungsgrundlage	R	Literat.-Quelle	Mittelwerte1	Mittelwerte2	Mittelwerte3
Molybdän	Schwermetalle	K _D [l/kg]					
Nickel	Schwermetalle	K _D [l/kg]	149	2	1153,0		
		K _D [l/kg]	1153	8			
Quecksilber	Schwermetalle	K _D [l/kg]	9568	8	9567,5		
Thallium	Schwermetalle	K _D [l/kg]			???		
Zink	Schwermetalle	K _D [l/kg]	325	2	619,9		
		K _D [l/kg]	706	5			
		K _D [l/kg]	534	8			
Zinn	Schwermetalle	K _D [l/kg]	53	8	52,7		
2-Nitrotoluol	sprengstofftypische Verbindungen	K _D [l/kg]	937	8	5,3		
	Nitroaromaten	logK _{OW}	1,9	26			
		R _{exp.}	5,3	34			
3-Nitrotoluol	sprengstofftypische Verbindungen	K _D [l/kg]	937	8	5,3		
	Nitroaromaten	logK _{OW}	2,2	27			
		R _{exp.}	5,3	34			
4-Nitrotoluol	sprengstofftypische Verbindungen	K _D [l/kg]	937	8	5,3		
	Nitroaromaten	logK _{OW}	2,0	28			
		R _{exp.}	5,3	34			
2,4-Dinitrotoluol	sprengstofftypische Verbindungen	logK _{OW}	1,5	29	5,5		
	Nitroaromaten	logK _{OW}	1,5	30			

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungs- grundlage	R	Literat.- Quelle	Mittel- werte1	Mittel- werte2	Mittel- werte3
		R _{exp.}	5,5	34			
2,6-Dinitrotoluol	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	K _D [l/kg]	1,5	5	5,5		
		logK _{OW}	1,5	29			
		logK _{OW}	1,3	30			
		R _{exp.}	5,5	34			
2-Amino-4,6-Dinitrotoluol	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	2,2	29	2,2		
4-Amino-2,6-Dinitrotoluol	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	2,2	29	2,2		
2,4,6-Trinitrotoluol (TNT)	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	1,5	1	13,2		
		R _{exp.}	13,22	34			
Nitrobenzol	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	1,8	31	1,8		
1,3-Dinitrobenzol	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	1,4	29	1,4		
1,3,5-Trinitrobenzol	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	1,3	29	1,3		
2,4,6-Trinitrophenol (Pik- rinsäure)	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	1,1	32	1,1		
Hexanitrodiphenylamin (Hexyl)	sprengstofftypi- sche Verbin-						

Stoff	Stoffgruppe	Berechnungs- grundlage	R	Literat.- Quelle	Mittel- werte1	Mittel- werte2	Mittel- werte3
	dungen						
Hexogen	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	1,0	29	1,8		
		R _{exp.}	1,8	34			
Nitropenta (PETN)	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	1,2	25	1,2		
Octogen	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	1,0	29	1,0		
Tetryl	sprengstofftypi- sche Verbin- dungen	logK _{OW}	1,2	29	1,2		
Epichlorhydrin		logK _{OW}	1,0	13	1,0		
Chlorid, Nitrat, Sulfat, Fluorid	Anionen (Tracer)		1,0		1,0		
Cyanid	Anionen (toxisch)	K _{OW}	1,0	5	1,0		
Ammonium	Kationen (toxisch)						
Barium							
Bor							
Kobalt							
Selen							
Vanadium							

Anhang 2-4 Literaturquellen zur Liste der Retardationsfaktoren

- 1 www.tu-dresden.de/fghhiaa/L&D/UWTP06_07/Ogata_und_Banks.xls [07.2007]
- 2 cdl.niedersachsen.de/blob/images/C35838476_L20.xls [06.2007]
- 3 cdl.niedersachsen.de/blob/images/C35838476_L20.xls [06.2007]
- 4 http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/Salfaweb/salfaweb-nt/berichte/mza6_97/mza6_97-3.1.2.html [07.2006]
- 5 UBA-Bericht (Seite 117 ff.)
- 6 http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/bofaweb/berichte/tbb05/tbb050028.html [05.2007]
- 7 www.wrrl-info.de/docs/zsgf_prior.pdf [06.2007]
- 8 persönliche Information Prof. Beims
- 9 "Schadstoffmuster in der regionalen Grundwasserkontamination der mitteldeutschen Industrie- und Bergbauregion Bitterfeld-Wolfen", Anhänge 3.2-3.7.
http://sundoc.bibliothek.uni-halle.de/diss-online/01/02H175/prom.pdf [07.2007]
- 10 "Bestandsaufnahme der Bodenbelastung in Wien - PAK, KW, Schwermetalle (Gesamtgehalte)", Seite 4 von 34. www.wien.gv.at/umweltschutz/pool/pdf/belastung.pdf [06.2007]
- 11 http://www.nies.go.jp/edc/edcdb/HomePage_e/medb/chem/chempdf/chem69.pdf [07.2007]
- 12 http://www.epa.gov/safewater/dwh/t-soc/pentachl.html [06.2007]
- 13 http://www.epa.gov/OGWDW/dwh/t-voc/epichlor.html [06.2007]
- 14 http://who.unep.ch/pops/stpeter/stpete2c.html [06.2007]
- 15 http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?pg=http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2004/87-7614-434-8/html/bred03_eng.htm [06.2007]
- 16 http://www.oztoxics.org/cmwg/chemicals/rbapts_chem/aldrin.html [06.2007]
- 17 http://www.epa.gov/safewater/dwh/t-soc/chlordan.html [06.2007]
- 18 http://www.oztoxics.org/cmwg/chemicals/rbapts_chem/Dieldrin.html [06.2007]
- 19 http://www.nanjingagrochem.com/product/detail.asp?pid=26255 [06.2007]
- 20 http://www.oztoxics.org/cmwg/chemicals/rbapts_chem/Heptachlor.html [06.2007]
- 21 Michal Oravec (2006): "Degradace chirálních polutantů v půdním prostředí", Tabelle 4
- 22 http://www.oztoxics.org/cmwg/chemicals/rbapts_chem/Organotin.html [06.2007]

- 23 <http://www.mindfully.org/Plastic/Stabilizers/Triphenyltin-Compounds-WHO1999.htm> [06.2007]
- 24 http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/tributyltin_appendix_a.pdf [06.2007]
- 25 <http://ntp.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=E883145A-BDB5-82F8-F48EFD866533CF48> [06.2007]
- 26 <http://ntp.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=E883E852-BDB5-82F8-FE0A997D0C839EC3> [06.2007]
- 27 <http://ntp.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=E884A91E-BDB5-82F8-FD2A144A6BA0794D> [06.2007]
- 28 <http://ntp.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=E884B796-BDB5-82F8-F1A286306C42EDE4> [06.2007]
- 29 <http://clu-in.org/char/technologies/exp.cfm#25> [06.2007]
- 30 www.clarkson.edu/projects/remeng2002/Contaminant_Properties_-_12-3-01.doc - [06.2007]
- 31 http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/nitrobenzene_a.pdf [06.2007]
- 32 <http://www.rochambeau.org/physique/msds/picricacid.pdf> [06.2007]
- 33 http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/tba16-95/pcb0026.html#Table8470_ [06.2007]
- 34 "Entfernung von Sprengstoffen aus kontaminiertem Grundwasser: Analytik und Verfahrensentwicklung", Seite 23. http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=957632304&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=957632304.pdf [06.2007]