

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 299 22 278
UBA-FB 000251



Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern

Projektleitung:

Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Lehrstuhl Umweltgeologie, Cottbus

Unter Mitwirkung von

FUGRO CONSULT GmbH, Berlin

Projektteam

Dr. T. Heinkele (BTU Cottbus)

Prof. Dr. habil. H.-J. Voigt (BTU Cottbus)

Dipl. Krist., Dipl. Geol. C. Jahnke (BTU Cottbus)

Dr. S. Hannappel (FUGRO CONSULT GmbH)

Dipl. Geol. E. Donat (FUGRO CONSULT GmbH)

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei

Vorauszahlung von 10,00 €

durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in dem Bericht geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 3.1
Dr. Rüdiger Wolter

Berlin, Mai 2002

Berichts-Kennblatt

Berichtsnummer 1. UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern		
5. Autoren, Namen, Vornamen Heinkele, Thomas., Jahnke, Christoph., Voigt, Hans-Jürgen (BTU Cottbus)	8. Abschlussdatum 30.04. 2001	
	9. Veröffentlichungsdatum	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Hannappel, Stephan., Donat, Elena. (FUGRO CONSULT GmbH) Brandenburgische Technische Universität, Lehrstuhl Umweltgeologie, Postfach 101344, 03013 Cottbus FUGRO CONSULT GmbH, Wolfener Str. 36K, 12681 Berlin	10. UFOPLAN-Nr. 299 22 278	
	11. Seitenzahl: 118	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, 14193 Berlin	12. Literaturangaben: 96	
	13. Tabellen und Diagramme: 20	
15. Zusätzliche Angaben : 19 Karten 1:200.000 als Anlagen	14. Abbildungen: 15	
16. Kurzfassung Zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern wurde eine neue Methodik erarbeitet. Danach werden in einem zweistufigen Verfahren Komponenten des hydrogeologischen Systems bewertet sowie die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung analysiert. Diese Bewertung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung basiert auf der Ermittlung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone. Die lithologischen Eigenschaften der Gesteine der Grundwasserüberdeckung, der Grundwasserflurabstand sowie die Grundwasserneubildungsrate fließen als bestimmende Parameter zur Berechnung der Verweilzeit ein. Die Methodik basiert im wesentlichen auf Grundlagendaten, die in der Bundesrepublik Deutschland verfügbar sind bzw. in absehbarer Zeit verfügbar sein werden. Die erarbeitete Methodik wurde unter Verwendung eines GIS beispielhaft an einem Flusseinzugsgebiet in Norddeutschland getestet. Die Bearbeitung des Beispielgebietes erfolgte im Maßstab 1:200.000.		
17. Schlagwörter Grundwasser, Grundwasserkörper, Flusseinzugsgebiet, Verschmutzungsempfindlichkeit, Geographische Informationssysteme, Deckschichten, Grundwasserüberdeckung, Grundwasserneubildung, EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)		
18. Preis	19.	20.

Report No. 1. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Characterization of groundwater vulnerability		
5. Authors, Names, First Names Heinkele, Thomas., Jahnke, Christoph., Voigt, Hans-Jürgen (BTU Cottbus)	8. Report Date 30.04.2001	
	9. Publication Date	
6. Performing organisation (Name, Adress) Hannappel, Stephan., Donat, Elena. (FUGRO CONSULT GmbH) Brandenburgische Technische Universität, Lehrstuhl Umweltgeologie, Postfach 101344, 03013 Cottbus FUGRO CONSULT GmbH, Wolfener Str. 36K, 12681 Berlin	10. UFOPLAN-Ref. No. 299 22 278	
	Number of pages: 118	
	Number of references: 96	
7. Sponsoring Agency (Name, Adress) Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, 14193 Berlin	13. No. of tables/diagrams: 20	
	14. No. of figures: 15	
15. supplementary notes : 19 Karten 1:200.000 als Anlagen		
16. Abstract A new method for the characterization of the groundwater vulnerability was developed. According to this method, components of the hydrogeological system and the protection capacity of the unsaturated zone are analysed and evaluated in a two step procedure. The protection capacity of the unsaturated zone is evaluated according to the travel time of infiltrating water. The travel time of infiltrating water in the unsaturated zone is determined by the lithology and the thickness of the unsaturated zone and by the amount of groundwater recharge. The method is mainly based on existing geographical maps and data. The method was tested in a drainage area in northern Germany using a GIS. This method was carried out in a mapscale 1:200.000.		
17. Keywords groundwater, groundwater bodies, drainage area, vulnerability, geographical information system (GIS), unsaturated zone, groundwater recharge, EU water framework directive		
18. Preis	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Tabellen	3
Verzeichnis der Abbildungen	4
Verzeichnis der Anlagen	4
Verzeichnis der Abkürzungen	5
0 Zusammenfassung	6
1 Einleitung	11
1.1 Veranlassung und Zielsetzung	11
1.2 Aktueller Hintergrund (WRRL)	12
1.3 Definition der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen	14
2 Methoden und Kenntnisstand zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit	17
2.1 Klassifizierung von Methoden zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit	17
2.2 Übersicht über wichtige Arbeiten zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit	18
2.2.1 Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit durch Hydrogeologische Systembetrachtung und Analogieschlüsse	19
2.2.2 Matrix- und Punktbewertungsverfahren	20
2.2.3 Mathematische Modelle	32
2.2.4 Andere Methoden zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit	36
2.3 Beurteilung der Entwicklung von Methoden zur Charakterisierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit	38
2.4 Methodenkritik unter Beachtung der Anforderungen der WRRL zur Berichterstattung	40
3 Bearbeitungsmethodik der vorliegenden Studie	42
3.1 Methodik zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen für die Berichterstattung im Rahmen der WRRL	42
3.1.1 Bearbeitungsschritte in der erstmaligen Beschreibung	42
3.1.2 Bearbeitungsschritte in der weitergehenden Beschreibung	47
3.2 Vergleich mit der Methodik der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland (Hölting et al., 1995)	53
4 Untersuchungsgebiet zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen	58
4.1 Auswahl eines geeigneten Untersuchungsgebietes	58
4.2 Daten und Unterlagen zur beispielhaften Anwendung der Methodik im Untersuchungsgebiet Große Aue	59
4.3 Geologisch-morphologische Übersicht über das Untersuchungsgebiet Große Aue	61
5 Anwendung der Bearbeitungsmethodik auf das Beispielgebiet Große Aue	63
5.1 Bearbeitungsschritte im Rahmen der Erstmaligen Beschreibung nach WRRL	63
5.1.1 Ermittlung der geohydraulischen Gebietstypen	63

<u>5.2</u>	<u>Bearbeitungsschritte zur Kennzeichnung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Rahmen der weitergehenden Beschreibung</u>	66
<u>5.2.1</u>	<u>Ermittlung der Verweilzeiten in den Neubildungsgebieten und in Gebieten mit eingeschränkter Neubildung</u>	66
<u>5.2.2</u>	<u>GW-Neubildungsrate</u>	66
<u>5.2.3</u>	<u>Ermittlung der Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung</u>	69
<u>5.2.4</u>	<u>Ermittlung der Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung</u>	70
<u>5.2.4.1</u>	<u>Flächenbezogene Ermittlung der Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung</u>	70
<u>5.2.4.2</u>	<u>Ermittlung der standortkonkreten Feldkapazität an Schichtenverzeichnissen von Bohrungen</u>	71
<u>5.2.4.3</u>	<u>Plausibilitätsprüfung der flächenbezogenen Feldkapazitäten der Grundwasserüberdeckung</u>	72
<u>5.2.5</u>	<u>Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone</u>	72
<u>5.3</u>	<u>Ermittlung der Schutzfunktion der Deckschichten nach der Methode der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland</u>	73
<u>6</u>	<u>Ergebnisse der Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Untersuchungsgebiet „Große Aue“</u>	75
<u>6.1</u>	<u>Ergebnisse der Bearbeitungsschritte im Rahmen der Erstmöglichen Beschreibung nach WRRL</u>	75
<u>6.1.1</u>	<u>Geohydraulische Gebietstypen</u>	75
<u>6.1.2</u>	<u>Beurteilung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit auf der Grundlage der Untersuchungen im Rahmen der Erstmöglichen Beschreibung nach WRRL</u>	79
<u>6.2</u>	<u>Ermittlung der Verweilzeiten des Sickerwassers zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen im Rahmen der weitergehenden Beschreibung nach WRRL</u>	82
<u>6.2.1.</u>	<u>Grundwasserneubildung im Untersuchungsgebiet</u>	82
<u>6.2.2</u>	<u>Mächtigkeit der ungesättigten Zone</u>	83
<u>6.2.3</u>	<u>Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung</u>	83
<u>6.2.3.1</u>	<u>Flächenbezogene Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung</u>	83
<u>6.2.3.2</u>	<u>Standortkonkrete Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung</u>	86
<u>6.2.3.3</u>	<u>Vergleich der flächenbezogenen Feldkapazität und der standortkonkreten Feldkapazität (Plausibilitätsprüfung)</u>	91
<u>6.2.4</u>	<u>Verweilzeiten des Sickerwassers</u>	94
<u>6.3.</u>	<u>Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserdeckschichten nach der Methode der Geologischen Landesämter und Vergleich zu der BTU-Methodik</u>	104
<u>6.4</u>	<u>Zusammenfassende Diskussion der Untersuchungsergebnisse</u>	107
<u>7</u>	<u>Ausblick: Stoff- und stoffgruppenspezifische Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers</u>	111
<u>8</u>	<u>Literaturverzeichnis</u>	113

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Datenanforderung zur Ermittlung der Verweilzeit nach DIN 19732 und zur Kennzeichnung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung nach der Methode der Geologischen Landesämter (Hölting et al., 1995).....	54
Tabelle 2: Ableitung von Feldkapazität und Punktzahl eines Modellprofils Lockergestein.....	56
Tabelle 3: Berechnung der Verweilzeit nach DIN 19732 und der Punktzahl S des Modellprofils Lockergestein bei 300 mm Grundwasserneubildungsrate.....	56
Tabelle 4: Berechnung der Verweilzeit nach DIN 19732 und der Punktzahl S des Modellprofils Lockergestein bei 50 mm Grundwasserneubildungsrate.....	57
Tabelle 5: Dateninput zur Charakterisierung der Verschmutzungsempfindlichkeit im Untersuchungsgebiet Große Aue.....	59
Tabelle 6: Zuordnung von Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung zu den Bodenartengruppen der Karte der Bodenarten (Anlage 4).....	65
Tabelle 7: Reduktionsfaktoren zur Ermittlung der Grundwasserneubildung aus dem Gesamtabfluss nach ABIMO in Anlehnung an Dörhöfer/Josopait 1980.....	69
Tabelle 8: Relative Flächenanteile von Feldkapazitätsklassen in Flurabstandsklassen in Gebieten mit eingeschränkter Neubildung.....	84
Tabelle 9: relative Flächenanteile von Feldkapazitätsklassen in Flurabstandsklassen in Neubildungsgebieten....	85
Tabelle 10: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach der Methode von Dörhöfer & Josopait (1980) sowie Flächenanteile der Entlastungsgebiete und der Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung.	96
Tabelle 11: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten der Bodeninformationssysteme sowie Flächenanteile der Entlastungsgebiete und der Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung.	96
Tabelle 12: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach dem Modell ABIMO sowie Flächenanteile der Entlastungsgebiete und der Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung. 96	96
Tabelle 13: Flächenanteile von Verweilzeitklassen, getrennt nach Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung, berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach der Methode von Dörhöfer & Josopait (1980).....	97
Tabelle 14: Flächenanteile von Verweilzeitklassen, getrennt nach Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung, berechnet mit Grundwasserneubildungsraten der Bodeninformationssysteme.....	98
Tabelle 15: Flächenanteile von Verweilzeitklassen, getrennt nach Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung, berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach dem Modell ABIMO.....	98
Tabelle 16: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach der Methode von Dörhöfer & Josopait (1980), getrennt nach Flurabstandsklassen.....	99
Tabelle 17: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten der Bodeninformationssysteme, getrennt nach Flurabstandsklassen.....	100
Tabelle 18: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach dem Modell ABIMO, getrennt nach Flurabstandsklassen.....	100
Tabelle 19: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet auf Grundlage von Feldkapazitätsklassen (siehe Text) und mit Grundwasserneubildungsraten nach der Methode von Dörhöfer & Josopait (1980) sowie Flächenanteile der Entlastungsgebiete und der Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung.	103
Tabelle 20: Differenz von Verweilzeitklassen bei Ermittlung der Verweilzeiten mit vereinfachter und exakter Berechnungsgrundlage (Erläuterungen siehe Text).....	104

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1: Natürliches Schutzpotential von Grundwasserkörpern verschiedener Gesteinsarten (nach Schenk & Kaue, 1998, verändert)	43
Abb. 2: Abflussverhältnisse der geohydraulischen Gebietstypen Grundwasserneubildungsgebiet und Grundwasserentlastungsgebiet (nach Lawa, 2000, verändert).....	45
Abb. 3: Informationsgehalt von Bodenkarten zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen.....	49
Abb. 4: Informationsgehalt von Geologischen Übersichtskarten zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen.....	50
Abb. 5: Erstellung eines Grundwasserflurabstandsplans.....	51
Abb. 6 Schema zur Berechnung von Verweilzeiten	52
Abb. 7: Flächengewichtete mittlere Feldkapazität in Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung	86
Abb. 8: Häufigkeitsverteilung von Feldkapazitätsklassen der Schichten in Bohrungen in Niedersachsen.....	87
Abb. 9: Häufigkeitsverteilung von Feldkapazitätsklassen der Schichten in Bohrungen in Nordrhein-Westfalen....	87
Abb. 10: Standortkonkrete Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung ermittelt aus Schichtenverzeichnissen .	89
Abb. 11: Standortkonkrete Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung ermittelt aus Schichtenverzeichnissen verschiedener geologischer Einheiten.....	90
Abb. 12: Beziehung zwischen der flächenbezogenen Feldkapazität und der standortkonkreten, aus Schichtenverzeichnissen berechneten Feldkapazität im niedersächsischen Teil des Untersuchungsgebietes.....	93
Abb. 13: Beziehung zwischen der flächenbezogenen Feldkapazität und der standortkonkreten, aus Schichtenverzeichnissen berechneten Feldkapazität im nordrhein-westfälischen Teil des Untersuchungsgebietes.....	93
Abb. 14: Mittlere Verweilzeiten in Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung	98
Abb. 15: Flächengewichtete Mittelwerte der Verweilzeitklassen in Abhängigkeit von Flurabstandsklassen	102

Verzeichnis der Anlagen

Anlage 1 : Geologische Übersichtskarte	
Anlage 2 : Hydrogeologische Gesteinseigenschaften	
Anlage 3 : Bodentypen	
Anlage 4 : Bodenarten	
Anlage 5 : Flächennutzung (CORINE)	
Anlage 6 : Digitales Geländemodell	
Anlage 7 : Grundwasserneubildung nach dem Verfahren von Dörhöfer/Josopait	
Anlage 8 : Grundwasserneubildung nach Niedersächsischem Bodeninformationssystem / Informationssystem Bodenkarte Nordrhein-Westfalen	
Anlage 9 : Grundwasserneubildung berechnet nach dem Modell ABIMO	
Anlage 10 : Geohydraulische Gebietstypen	
Anlage 11 : Grundwassergleichen	
Anlage 12 : Grundwasserflurabstand	
Anlage 13 : Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung	
Anlage 14 : Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern berechnet mit den Grundwasserneubildungsraten nach Dörhöfer/Josopait	
Anlage 14a: Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern berechnet mit den Grundwasserneubildungsraten nach NIBIS/GLA-NRW	
Anlage 14b:Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern berechnet mit den Grundwasserneubildungsraten nach ABIMO	
Anlage 15 : Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung (berechnet nach Hölting et al. 1995)	

Anlage 16 : Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern berechnet mit den Grundwasserneubildungsraten nach Dörhöfer/Josopait und standardisierten Feldkapazitäts-Klassen

Anlage 17 : Analyse unterschiedlicher Methoden der Verweilzeitberechnung

Verzeichnis der Abkürzungen

ABIMO	Abflussbildungsmodell
BK	Bodenkarte
BTU	Brandenburgische Technische Universität
BÜK	Bodenübersichtskarte
DIN	Deutsches Institut für Normung
EU	Europäische Union
FK	Feldkapazität
Gew%	Gewichtsprozent
GIS	Geographisches Informations-System
GLA-NRW	Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen
GÜK	Geologische Übersichtskarte
GW	Grundwasser
HK	Hydrogeologische Karte
HÜK	Hydrogeologische Übersichtskarte
i.e.S.	im engeren Sinne
KA 4	Bodenkundliche Kartieranleitung, 4.Auflage
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LCKW	Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe
nFK	nutzbare Feldkapazität
NIBIS	Niedersächsisches Bodeninformationssystem
NLfB	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
NLÖ	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
NN	normal Null
NRA	National River Authority
SRU	Rat von Sachverständigenrat für Umweltfragen
STUA	Staatliches Umweltamt
TÜK	Topografische Übersichtskarte
Vol%	Volumenprozent
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

0 Zusammenfassung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie fordert entsprechend Artikel 5 von den Mitgliedsstaaten eine Charakterisierung der Flusseinzugsgebiete, insbesondere eine Beschreibung, um zu beurteilen, „inwieweit die Grundwasserkörper genutzt werden und wie hoch das Risiko ist, dass sie die Ziele für jeden einzelnen Grundwasserkörper gemäß Artikel 4 (Umweltziele) nicht erfüllen“ In diesem Zusammenhang spielt die Charakterisierung der Empfindlichkeit der Grundwasservorkommen eine entscheidende Rolle.

Im Rahmen der Untersuchungen zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern wurde die Verschmutzungsempfindlichkeit zum einen als Maß für die Verweilzeit des in den Untergrund eindringenden Niederschlagswassers in der Versickerungszone und zum anderen als Maß für die Wechselwirkungs- und Abbauprozesse, die die Ausbreitung der Stoffe verhindern bzw. verzögern können, verstanden und folgendermaßen definiert: **Die Verschmutzungsempfindlichkeit eines Grundwasservorkommens ist die Wahrscheinlichkeit, ob ein bestimmter Anteil eines Schadstoffes in einer bestimmten Zeit das Grundwasser erreicht bzw. erreichen kann.**

Ausgehend von den in der WRRL bestehenden Anforderungen und der o.g. Definition wurde ein Verfahren entwickelt, das die durch die WRRL vorgegebenen Bearbeitungsschritte berücksichtigt und weitgehend auf den in der Bundesrepublik Deutschland flächenhaft vorliegenden (bzw. zur Zeit in Bearbeitung befindlichen) geowissenschaftlichen Grundlagen basiert.

Nach der hier entwickelten Methodik werden zunächst in einem **ersten Bearbeitungsschritt** allgemeine und noch wenig differenzierte Aussagen zur Empfindlichkeit der Grundwasserkörper eines Einzugsgebietes getroffen. Diese basieren auf den hydrogeologischen Gesteinseigenschaften (Art des Porenraums und geochemische Eigenschaften) des Grundwasserleiters, insbesondere aber auf den geohydraulischen Gebietstypen, die im wesentlichen aus den allgemeinen Eigenschaften der Deckschichten des Grundwasserleiters abgeleitet werden können. Es werden dabei Entlastungsgebiete, Grundwasserneubildungsgebiete, Gebiete mit eingeschränkter

Grundwasserneubildung und Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung unterschieden.

Entlastungsgebiete werden aufgrund des Auftretens von hydromorphen Bodentypen, die einen Grundwasserflurabstand < 2 m anzeigen, ausgeschieden. Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung werden auf der Grundlage der hydrogeologischen Karte abgegrenzt. Die übrigen Gebiete werden nach dem Auftreten sandiger bzw. bindiger Deckschichten unterschieden in Neubildungsgebiete (bei sandiger Grundwasserüberdeckung) bzw. in Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung (bei bindiger Grundwasserüberdeckung).

Die Entlastungsgebiete sind durch eine geringmächtige Grundwasserüberdeckung gekennzeichnet, die i.d.R. nur eine geringe Schutzfunktion gegenüber Stoffeinträgen in das Grundwasser besitzt. Aufgrund der spezifischen geohydraulischen Randsituation in diesen Gebieten, d.h. aufgrund der hydraulischen Verbindungen zu Oberflächengewässern und geringen lateralen Wasser- und Stoffflüssen bleiben die Auswirkungen von Stoffeinträgen im Grundwasser räumlich eng begrenzt. Diese Gebiete stellen Grundwasserkörper dar, bei denen direkt abhängige Oberflächengewässer-Grundwasser-Ökosysteme vorhanden sind und die deshalb als besonders sensibel für Wechselwirkungsprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser gelten. Aufgrund der sehr geringmächtigen Grundwasserüberdeckung ist in diesen Gebieten die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Sinne geringer Verweilzeiten in der Versickerungszone insgesamt als hoch einzustufen. Mit Blick auf die Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern sind die Entlastungsgebiete mit den o.g. Merkmalen hinreichend genau gekennzeichnet.

Gebiete ohne nutzbare Grundwasservorkommen brauchen mit Blick auf die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit nicht näher betrachtet zu werden, da sie aufgrund der hydrogeologischen Gesteinseigenschaften des Grundwasserkörpers keine relevante Grundwasserführung aufweisen.

Da in den Neubildungsgebieten und den Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung eine Infiltration von Niederschlagswasser stattfindet und somit ein Stofftransport zum Grundwasser erfolgt, sind sie grundsätzlich als verschmutzungsempfindlich zu kennzeichnen. Die Art der Überdeckung lässt orientierende Aussagen zum Ausmaß der Verschmutzungsempfindlichkeit zu. In Neubildungsgebieten ist

i.d.R. bei sandiger Grundwasserüberdeckung eine geringere Verweilzeiten des Sickerwassers und damit eine größere Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers zu erwarten als in Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung, die durch eine bindige Grundwasserüberdeckung gekennzeichnet sind.

Hinreichend genaue Aussagen zur Empfindlichkeit des Grundwassers in Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung sind jedoch nur auf der Grundlage einer weiterführenden Kennzeichnung dieser Gebiete möglich. Diese weitergehende Kennzeichnung erfolgt in einem **zweiten Bearbeitungsschritt**. Dazu wird in Anlehnung an die DIN 19732 die Verweilzeit des Sickerwassers ermittelt.

Die Verweilzeiten werden aufgrund der Parameter Grundwasserflurabstand, Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung und Grundwasserneubildungsrate nach den Regeln der DIN 19732 „Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nicht sorbierbaren Stoffen“ (Deutscher Normenausschuss, 1997) bestimmt. Die notwendigen Eingangsdaten zur Feldkapazität können aus den o.g. geowissenschaftlichen Grundlagen unmittelbar übernommen oder abgeleitet werden. Die flächenbezogenen Grundwasserneubildungsraten können ebenfalls aus bestehenden Kartenwerken übernommen oder aus klimatologischen Grundlagen, flächenbezogenen Landnutzungs- und Bodendaten durch geeignete Modelle berechnet werden. Zur Anwendung der o.g. DIN sind Grundwasserflurabstandspläne unverzichtbar.

Im Ergebnis der Anwendung der DIN 19732 können Flächen gleicher Verweilzeiten ermittelt werden. Die Verweilzeiten sind dabei als relatives Maß für die Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasserkörpern im Sinne der o.g. Definition zu verstehen. Die berechnete Verweilzeit an sich ist nur für das Sickerwasser selbst sowie darin gelöste Stoffe, die sich wie ideale Tracer verhalten maßgebend. Darüber hinaus lässt sich durch die Verweilzeit eine relative Abschätzung von Potenzialen, die die Stoffverlagerung mit dem Sickerwasser beeinflussen, ableiten. So bedeuten hohe Verweilzeiten auch höhere Potenziale für Stoffumwandlungsprozesse in der Sickerzone, da längere Zeiträume zur Verfügung stehen. Daneben weisen Bereiche mit hoher Verweilzeit i.d.R. auch höhere Potenziale für Stoffbindungsprozesse auf, da

die Feldkapazität einer lithologischen Einheit ebenso wie die Kationenaustauschkapazität von der Korngrößenverteilung abhängt.

Die oben dargestellte Methodik wurde beispielhaft an dem Einzugsgebiet der Großen Aue getestet. In diesem Bearbeitungsgebiet konnte untersucht werden, inwieweit die Methodik für Fest- und Lockergesteine geeignet ist. Die Bearbeitung wurde auf der Grundlage vorhandener geologischer, hydrogeologischer, hydrologischer und bodenkundlicher digitaler Karten sowie von eigens für die Untersuchung ermittelten Grundwasserflurabständen und Grundwasserneubildungsraten in einem GIS (ArcView) durchgeführt.

Die beispielhafte Bearbeitung erbrachte die folgenden, wesentlichen Befunde:

- Allgemeine Aussagen zur Empfindlichkeit der Grundwasserkörper eines Einzugsgebietes lassen sich in dem ersten Bearbeitungsschritt auf der Grundlage der hydrogeologischen Gesteinseigenschaften der Grundwasserkörper und von Eigenschaften der Deckschichten der Grundwasserkörper problemlos und mit einem vergleichsweise überschaubaren Aufwand ableiten. Die dazu notwendigen Unterlagen liegen zum größeren Teil in den erforderlichen Maßstabbereichen (1:200.000) als digitale Karten vor (Geologische Übersichtskarten) bzw. sind in Bearbeitung (Hydrogeologische Übersichtskarte M 1:200.000 und Bodenkundliche Übersichtskarte M 1:200.000).
- Eine genauere Kennzeichnung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit über die Berechnung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung im Rahmen des zweiten Bearbeitungsschrittes erfordert einen deutlich höheren Aufwand. Die zur Verweilzeitberechnung wesentlichen Parameter Grundwasserneubildungsraten und Grundwasserflurabstände liegen häufig nicht vor und müssen zunächst aus anderen Daten flächendeckend erzeugt werden.
- Die Grundwasserneubildungsraten haben großen Einfluss auf die Verweilzeit des Sickerwassers und damit auf die Einschätzung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit. Der Auswahl einer geeigneten Methodik zur Ermittlung der flächenbezogenen Grundwasserneubildungsraten kommt daher eine besonders große Bedeutung zu.

- Die Berechnung der Verweilzeit gelingt im Lockergestein einfacher und sicherer als im Festgestein. Einerseits sind in den Festgesteinsgebieten die Grundwasserflurabstände häufig nicht ausreichend exakt zu ermitteln (zu geringe Anzahl von Bohrungen und Grundwassermessstellen), andererseits sind die die Verweilzeit bestimmenden lithologischen Gesteinseigenschaften aus den vorhandenen Kartenunterlagen nur recht ungenau abzuleiten. Hier besteht Forschungs- und Entwicklungsbedarf
- Mit Blick auf die Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen wurde mit dieser Methodik ein insgesamt recht ähnliches Ergebnis in dem untersuchten Bearbeitungsgebiet erzielt wie mit der Methode der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland (Hölting et al., 1995). Letztere kommt in der Tendenz jedoch zu einer insgesamt größeren Verschmutzungsempfindlichkeit.

Summary

The Water Framework Directive of the European Union requires according to article 5 a characterisation of the river catchment areas, in particular a description, in order to judge, "to what extent the groundwater bodies are used and the risk is as high that they do not fulfil the targets for each individual groundwater body in accordance with article 4 (environmental targets)" In this context, the characterisation of the groundwater vulnerability plays an important role.

Within this framework the groundwater vulnerability of the groundwater bodies of a catchment area was evaluated according to the retention time of the precipitation water in the infiltration zone penetrating to the groundwater body and according to interaction and reduction processes which can prevent or delay the groundwater bodies from contamination. The groundwater vulnerability was defined as the probability whether a certain proportion of a pollutant can achieve the groundwater in a certain time. A methodology for the evaluation of the groundwater vulnerability of catchment areas was developed. This methodology was mainly based on geographical informations (digital geological, hydro geological and soil maps) that are available in medium scales in the federal Republic of Germany.

According to the methodology developed here in a first step general and still few differentiated predicates for the vulnerability of the groundwater bodies of a catchment area are met. These are based on the hydrogeological rock characteristics (type of the pore space and geochemical characteristics) of the groundwater body, in particular on the geohydraulic area types, which are essentially derived from the general characteristics of the surface layers (unsaturated zone) of the groundwater body. Thereby discharge areas, groundwater recharge areas, areas with reduced groundwater recharge and areas without usable groundwater supply are differentiated.

Discharge areas are separated due to the occurrence of hydromorphic (gleyic) soil types, which display a groundwater table distance $<$ to 2 m. Areas without usable groundwater supply are defined on the basis of hydro geological maps. The remaining areas are separated according to the occurrence of sandy or loamy surface layers into

areas of groundwater recharge (sandy surface layers) or into areas with reduced groundwater recharge (loamy surface layers).

A thin groundwater cover characterizes the discharge areas. With regard to a protection of the groundwater from the input of contaminants into the groundwater, the thin surface layers have a very limited protective function. Due to the specific geohydraulic situation in groundwater discharge areas, i.e. due to the hydraulic connections to surface waters and a limited lateral flow of elements and water the effects of contaminant input remain spatially closely limited. These areas represent groundwater bodies, which are directly connected to surface water ecosystems and therefore are considered as particularly sensitive to interaction processes between surface waters and groundwaters. Due to the very thin groundwater cover the groundwater vulnerability is to be classified as high in these areas with regard to short retention times in the infiltration zone.

Areas without usable groundwater supply do not need to be evaluated with regard to groundwater vulnerability in detail, since they do not indicate relevant groundwater supply due to the hydrogeological rock characteristics of the groundwater body.

Areas of groundwater recharge and of reduced groundwater recharge are to be indicated basically as vulnerable because in these areas a transport of contaminants with the infiltrating water into the groundwater takes place. Due to the lithology of the unsaturated zone some preliminary estimates on the groundwater vulnerability in these areas can be made. In areas of groundwater recharge with sandy sediments of the unsaturated zone the retention times in the unsaturated zone are somewhat smaller and thus the groundwater vulnerability higher than in areas of reduced groundwater recharge.

Sufficiently exact predicates for the groundwater vulnerability in areas of groundwater recharge and in areas of reduced groundwater recharge are possible however only on the basis of a more precise evaluation of these areas, which is done in a second processing step. In applying the German Standard „DIN 19732“ the retention time of the infiltrating water in the unsaturated zone is determined. The retention times are determined due to the thickness of the unsaturated zone, the field capacity of the unsaturated zone and the rate of groundwater recharge according to the rules of the DIN 19732 "determination of the local infiltration potential of non-sorbable materials" (German stan-

standardization committee, 1992). The necessary input data to the field capacity can be taken over or derived from the above mentioned geoscientific maps directly. The rates of groundwater recharge can be likewise taken over from existing maps or be calculated from climatologically bases, land use and soil data by suitable models. As a result of the application of the DIN 19732 areas of same retention times can be determined. The retention times participate as relative measure for the vulnerability of groundwater bodies in the sense of the above mentioned definition. The calculated retention time actually is valid only for the infiltrating water itself as well as solved materials that behave like ideal tracers. Beyond that a relative estimation can be derived from potentials, which influence the material misalignment with the infiltration water by the retention time. Thus high retention times mean also higher potentials for processes of transformation in the seeping zone, since longer periods are available. Areas with high retention times indicate also higher potentials for processes of demobilization. The cation exchange capacity of a lithologic unit depends just like the field capacity on the particle size distribution.

The methodology represented above was tested exemplarily at the catchment area of the „Große Aue“ in Lower Saxony, Germany. This test was carried out on the basis of available geological, hydrogeological, hydrological and soil maps and some specific input data (thickness of unsaturated zone, maps of groundwater recharge rates) using a GIS (ArcView).

The exemplary handling furnished the following substantial results:

- A general evaluation of the vulnerability of the groundwater bodies of a catchment area can be derived in the first processing step on the basis of the lithology of the groundwater bodies and from characteristics of the surface layers (unsaturated zone). This evaluation can be derived from digital maps (geological maps, hydrogeological maps, soil maps) that are available in Germany in medium scale (1:200.000).
- A more detailed evaluation of the groundwater vulnerability by calculating the retention times of the infiltration water in the unsaturated zone requires a clearly higher expenditure. The rates of groundwater recharge and the thickness of the unsaturated zone are substantial for retention time calculation. These parameters are frequently not present and thus have to be calculated from other data.

- The rates of ground-water recharge have great influence on the retention time of the infiltration water and thus on the evaluation of the groundwater vulnerability. Therefore it is of great importance to select a suitable model for the calculation of groundwater recharge rates.
- The evaluation of the groundwater vulnerability is more reliable in areas of quaternary glacial and fluvioglacial sediments than in areas of consolidated sedimentary rocks. In the latter areas, the thickness of the unsaturated zone and some lithological features that determine the field capacity are difficult to determine.
- The evaluation of the groundwater vulnerability by the methodology presented above leads to results that are quite similar to those obtained by the method of the State Geological Services of Federal Republic of Germany (Hölting et al., 1995). However, the latter comes to somewhat higher groundwater vulnerability.

1 Einleitung

1.1 Veranlassung und Zielsetzung

Im Rahmen der Maßnahmen zur Sicherstellung eines flächendeckenden Grundwasserschutzes (SRU, 1998) stellt die Charakterisierung der Empfindlichkeit der Grundwasservorkommen eine vorrangige Aufgabe dar. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordert aufbauend auf den im Artikel 4 fixierten Umweltzielen von allen Mitgliedsstaaten für jedes Flusseinzugsgebiet eine zuverlässige und vergleichbare Beschreibung, die u.a. darstellen soll, „inwiefern die Grundwasserkörper genutzt werden und wie hoch das Risiko ist, dass sie die Ziele für jeden einzelnen Grundwasserkörper gemäß Artikel 4 (Umweltziele) nicht erfüllen“. Ein wichtiges Beurteilungskriterium ist dabei die Verschmutzungsempfindlichkeit der Grundwasservorkommen.

Ausgehend von den in der WRRL entwickelten Anforderungen (siehe Kap. 1.2) stellte sich die Aufgabe, die in der Bundesrepublik bisher praktizierten Verfahren zur Klassifikation bzw. Bewertung der Verschmutzungsempfindlichkeit zu analysieren, mit Blick auf ihre Tauglichkeit zu beurteilen und ggf. Vorschläge für ein Verfahren zur Beurteilung der Verschmutzungsempfindlichkeit zu entwickeln, das den Anforderungen an die Berichterstattung im Rahmen der EU Wasserrahmenrichtlinie möglichst optimal gerecht wird. Dabei sollte insbesondere berücksichtigt werden, dass die Beschreibung der Grundwasserkörper von Flusseinzugsgebieten erfolgt, die eine Größenordnung zwischen ca. 1.000 km² und maximal 5.000 km² aufweisen. Auf der Basis dieser Flächengröße ergab sich für eine gute Darstellbarkeit der Maßstab 1:200.000. Ferner sollte berücksichtigt werden, dass die vorgeschlagene Methodik in einem GIS bearbeitet werden und vollständig auf existierenden Unterlagen (z.B. Geologischen Karten, Bodenkarten, Schichtenverzeichnissen, Grundwasserflurabstandsmessungen usw.) basieren muss, da Erhebungen und Neukartierungen aus Zeitgründen für die Berichterstattung an die EU im Rahmen der WRRL nicht vorgesehen sind.

Weiteres Ziel des Vorhabens war es, die aufgrund der durchgeführten Analyse entwickelte Methode in einem oder mehreren Flusseinzugsgebieten der o.g. Größenordnung beispielhaft anzuwenden und dadurch erste Erfahrungen mit dieser

Methode im Hinblick auf eine geplante Berichterstattung an die EU zu gewinnen. Bei der Durchführung dieses Arbeitsabschnittes zeigte sich, dass diese beispielhafte Bearbeitung auf ein Einzugsgebiet beschränkt werden muss, weil in anderen, zur Bearbeitung vorgeschlagenen Gebieten die Datenlage nicht ausreichend war. Da dieses Einzugsgebiet sowohl Mittelgebirge wie auch norddeutsches Flachland umfasste, konnten in diesem einen Einzugsgebiet sowohl Erfahrungen über die Anwendbarkeit der Methodik im Locker- als auch im Festgestein gewonnen werden. Weiteres Arbeitsziel war es, Anforderungen an die Menge und Qualität der Grundlagendaten für eine Bewertung der Grundwasserverschmutzungs-empfindlichkeit nach der entwickelten Methodik zu formulieren. Dabei war insgesamt die in der Bundesrepublik Deutschland existierende Verfügbarkeit von entsprechenden geowissenschaftlichen Grundlagen zu berücksichtigen (s.o.).

1.2 Aktueller Hintergrund (WRRL)

In der im Dezember 2000 im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften veröffentlichten „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ – der sog. „Wasserrahmenrichtlinie“ (EU 2000), im Folgenden „WRRL“ genannt – wird im Abschnitt 2.1 des Anhangs II eine *„erstmalige Beschreibung aller Grundwasserkörper“* gefordert. Ziel dieser Beschreibung ist es, *„beurteilen zu können, inwiefern die Grundwasserkörper genutzt werden und wie hoch das Risiko ist, dass sie die Ziele für jeden einzelnen Grundwasserkörper gemäß Artikel 4 (Umweltziele) nicht erfüllen“*.

Neben anderen Arbeitsschritten, die zur Erreichung dieses Ziels durchgeführt werden müssen (z.B. die Lage und Grenzen der Grundwasserkörper auszuweisen), ist hier eine

„allgemeine Charakteristik der darüberliegenden Schichten des Einzugsgebiets, aus dem der Grundwasserkörper angereichert wird“,

gefordert. Nach den von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser herausgegebenen Arbeitshilfen zur Umsetzung der EU-WRRL (LAWA 2000) wird mit Bezug auf die *„darüberliegenden Schichten“* im Folgenden nicht von *„Deckschichten“*, sondern von der *„Grundwasserüberdeckung“* gesprochen, die den wasserungesättigten Teil des

Grundwasserkörpers erfasst. Ziel der Arbeiten im Rahmen der erstmaligen Beschreibung ist es unter anderem, *„in Hinblick auf die Ermittlung gefährdeter Grundwasserkörper solche Bereiche abzugrenzen, in denen ein vergleichsweise geringer Schutz zu erwarten ist“*. Dies soll anhand einer *„Ableitung der generellen Verschmutzungsempfindlichkeit durch eine grobe Beschreibung der Grundwasserüberdeckung“* (Mächtigkeit, Verbreitung, Homogenität) und der damit verbundenen Stellung der Grundwasserkörper im großräumigen Strömungsfeld geschehen. Die Grundwasserüberdeckung soll in Hinblick auf ihre *„hydraulische Relevanz“* bewertet werden. Eine *„stoffliche Bewertung der Grundwasserüberdeckung – wie Pufferkapazität, Rückhalte- bzw. Abbaupotential – ist erst für die Bewertung des Ausmaßes der Verschmutzungsempfindlichkeit sowie zur Ableitung von Maßnahmen erforderlich“* und fällt daher in die *„weitergehende Beschreibung“*.

Diese ist in Abschnitt 2.2 des Anhangs II der WRRL aufgeführt: Demnach nehmen die Mitgliedsstaaten im Anschluss an diese erstmalige Beschreibung eine weitergehende Beschreibung derjenigen Grundwasserkörper oder Gruppen von Grundwasserkörpern vor, bei denen ein Risiko hinsichtlich der Zielrichtung ermittelt wurde, um das Ausmaß dieses Risikos genauer zu beurteilen und die Maßnahmen zu ermitteln, die nach Artikel 11 (Maßnahmenprogramm) erforderlich sind. Dementsprechend muss die Beschreibung einschlägige Informationen über die Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten und über die Merkmale der Deckschichten und Böden des Einzugsgebietes, aus dem der Grundwasserkörper neugebildet wird, einschließlich der Mächtigkeit, Hohlraumanteile, hydraulischen Leitfähigkeit und Absorptionseigenschaften der Deckschichten und Böden, enthalten.

Gemäß der Arbeitshilfe der LAWA sind im Rahmen dieses Arbeitsschrittes *„für den gesamten Grundwasserkörper, die das Grundwasser überdeckenden Schichten hinsichtlich der Sickerwasserbewegung und ihrer Möglichkeit zur Rückhaltung von Schadstoffen zu beschreiben“*. Hierfür sind die Parameter Mächtigkeit, Durchlässigkeit, Hohlraumvolumen, Adsorptionsvermögen und nutzbare Feldkapazität zu verwenden (LAWA 2000), da sie das Schadstoffrückhaltevermögen bestimmen.

1.3 Definition der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen

Überlegungen zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit gehen grundsätzlich davon aus, dass Grundwasservorkommen gegenüber dem Eintrag von Schadstoffen empfindlich sind und dass in Abhängigkeit hydrogeologischer, geochemischer, geologischer und pedologischer Eigenschaften des Grundwasserkörpers und der Grundwasserüberdeckung die Empfindlichkeit des Grundwassers (Verletzlichkeit = vulnerability) bzw. die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung an verschiedenen Orten unterschiedlich ausgeprägt ist. Physikalische, chemische und biologische Prozesse führen zu Abbau, Filterung, Adsorption, Verdünnung oder zur Verlangsamung des Transportes von Stoffen zum und im Grundwasser. Das Ausmaß, in dem die o.g. Prozesse wirken und damit einer potentiellen Verschmutzung des Grundwassers entgegenwirken, ist von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Grundwasserüberdeckung, insbesondere der Böden und des Grundwasserleiters abhängig. Während die allgemeinen Zusammenhänge zwischen hydrogeologischen, geologischen und pedologischen Bedingungen und der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit recht einfach erscheinen, ist die Quantifizierung der Prozesse bzw. Potentiale, die die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im einzelnen determinieren, doch recht kompliziert. So ist der Zusammenhang zwischen einer mächtigen, wenig durchlässigen Deckschicht sowie einer relativen Geschützttheit des darunterliegenden Grundwasserleiters und im Gegensatz dazu einer geringmächtigen, stark durchlässigen Deckschicht mit einem gegenüber Schadstoffeintrag empfindlichen Grundwasserleiter allgemein bekannt. Die zusammenfassende Herleitung und Bewertung der Prozesse, die die unterschiedliche Verschmutzungsempfindlichkeiten an verschiedenen Orten letztlich bedingen sowie deren Zusammenfassung zu reproduzierbaren Einheiten bzw. quantifizierbaren Parametern ist hingegen kompliziert.

Zur Definition der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit liegen verschiedene, z.T. auch sich widersprechende Aussagen vor, die im folgenden kurz dargestellt werden sollen. Grundsätzlich ist zu unterscheiden zwischen einer intrinsischen und spezifischen Verschmutzungsempfindlichkeit. Die intrinsische bezieht sich ausschließlich auf die natürliche, geogene Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers bzw. die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung für das Grundwasser. Die spezifische bezieht die möglichen Auswirkungen menschlichen

Handelns, insbesondere den Eintrag von (Schad-) Stoffen an der Erdoberfläche mit ein. Die spezifische Verschmutzungsempfindlichkeit ist immer im Hinblick auf eine bestimmte Nutzung bzw. einen von dieser Nutzung ausgehenden potentiellen Schadstoffeintrag in das Grundwasser zu betrachten. Dabei spielen nicht nur die geologisch-hydrologischen Randbedingungen, sondern vor allem das stoffspezifische Verhalten des zu betrachtenden (Schad-) Stoffes bzw. der zu betrachtenden (Schad-) Stoffgruppen und deren potentiell durch den Menschen freigesetzte Mengen eine Rolle.

Vrba & Zaporozec (1994, S. 7) definieren die Grundwasserverletzlichkeit (vulnerability) als eine dem Grundwassersystem (Grundwasserleiter und Überdeckung) inwohnende Eigenschaft, die von der Empfindlichkeit dieses Systems gegenüber natürlichen und menschlichen Einflüssen abhängt. Nach der U.S. National Academy of Sciences (1993) ist Grundwasserverletzlichkeit (vulnerability) keine messbare Eigenschaft, aber eine Aussage über die Wahrscheinlichkeit einer zukünftigen Kontamination, welche aufgrund von Hilfsgrößen abgeleitet werden kann. Mit Bezug zur allgemeinen (intrinsischen) Verschmutzungsempfindlichkeit schreibt Foster (1998), dass Grundwasser überall empfindlich (verletzlich) gegenüber an der Oberfläche eingetragenen Schadstoffen sei, es unterscheide sich räumlich lediglich durch unterschiedliche Zeiträume, in denen Effekte festgestellt werden können.

Im Sinne der o.g. Aussagen von Foster wurde für das hier beschriebene Vorhaben folgende Definition gewählt: Die Verschmutzungsempfindlichkeit eines Grundwasservorkommens ist die Wahrscheinlichkeit, ob ein bestimmter Anteil eines Schadstoffes in einer bestimmten Zeit das Grundwasser erreicht bzw. erreichen kann. Das heißt, die Verschmutzungsempfindlichkeit ist zum einen ein Maß für die Verweilzeit des in den Untergrund eindringenden Niederschlagswassers in der Versickerungszone und zum anderen ein Maß für die Wechselwirkungs- und Abbauprozesse, die die Ausbreitung der Stoffe verhindern bzw. verzögern können. Daraus folgt aber, dass der Schadstoffeintrag im Grundwasser und damit die Empfindlichkeit auch von den äußeren Faktoren bestimmt wird, die auf das natürliche Ökosystem einwirken und die zusammenfassend durch die Nutzung beschrieben werden können, zum anderen durch die inneren Faktoren des Ökosystems selbst, die ihrerseits die Ausbreitung der Stoffe bzw. das Schutzpotential des Untergrundes bestimmen.

Grundsätzlich gehen die oben genannten Definitionen davon aus, dass die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit keine direkt parameterisierbare Größe ist. Das heißt, sie kann nicht durch einen spezifischen Wert unmittelbar und übergreifend beschrieben werden. Ferner kann sich die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit von Ort zu Ort unterscheiden, sie ist räumlich unterschiedlich stark ausgeprägt.

2 Methoden und Kenntnisstand zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit

2.1 Klassifizierung von Methoden zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit

Karten der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit werden seit Ende der 60er Jahre (Margat, 1968, Albinet & Margat, 1970) angefertigt. Seitdem wurden verschiedene Verfahren und Methoden zur Charakterisierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit entwickelt, die sich je nach Bearbeitungsmaßstab, Fragestellung, der zur Verfügung stehenden Grundlagendaten der physiographischen Bedingungen des untersuchten Raumes z.T. sehr stark unterscheiden. Vrba und Zaporozec (1994) haben in dem, den damaligen Kenntnisstand zusammenfassenden „Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability“ die den verschiedensten Arbeiten zur Kennzeichnung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit zu Grunde liegenden Methoden in drei unabhängige und in wesentlichen Punkten sehr unterschiedliche Herangehensweisen klassifiziert.

Die Methodik des **hydrogeologischen Systemvergleichs** lässt lediglich qualitative Aussagen zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit zu und wird vor allem für mittel- bis großmaßstäbige Karten angewandt. Dabei werden Regelmäßigkeiten und Zusammenhänge der Stoffverlagerung, die in einem System als gültig erkannt wurden, in Bezug auf die Verschmutzungsempfindlichkeit auf ein anderes System, das vergleichbare hydrogeologische Bedingungen aufweist, übertragen. Dabei wird im allgemeinen ein hierarchisches System von wenigen Klassen gebildet, das die unterschiedliche Verschmutzungsempfindlichkeit räumlich wiedergeben soll. Diese Methode wurde vor allem bei den ersten Karten zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit verwendet, sie wird heute nur noch selten eingesetzt.

Die **Matrix- und Punktbewertungssysteme** haben mit Abstand die größte Bedeutung erlangt. Dabei werden sorgfältig ausgewählten Eigenschaften, die die Stoffverlagerung in einem Gebiet bestimmen, zunächst in Wertebereiche klassifiziert. Die Werteklassen dieser meist übersichtlichen Anzahl von Eigenschaften eines hydrogeologischen Systems (z.B. Grundwasserneubildungsrate, Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung, Bodenart der Grundwasserüberdeckung, Ausprägung des

Grundwasserleiters) werden dann in einer Matrix gegenübergestellt oder über Punktzahlen, die den einzelnen Werteklassen zugeordnet werden, aufsummiert. Daraus abgeleitete **erweiterte Punktbewertungssysteme** zeichnen sich dadurch aus, dass die einzelnen Eigenschaften, die in die Bewertung eingehen, aufgrund ihrer vermuteten Wichtigkeit für die Abschätzung der Verschmutzungsempfindlichkeit unterschiedlich stark gewichtet werden und nach Einrechnung von Gewichtungsfaktoren eingehen. Die Methoden zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Höiting et al., 1995) ist ebenso zu den Matrix- und Punktbewertungssystemen zu rechnen wie GOD (Foster, 1987), AVI (van Stempfort et al., 1993), DRASTIC, (Allen et al., 1987) sowie das aus DRASTIC abgeleitete SINTACS (Civita, 1990), die jeweils auf nationalem Maßstab eine große Bedeutung erlangt haben.

Numerische Modelle zur räumlichen Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit werden, da die Vielfalt der zur rechnerischen Ermittlung des Stofftransportes benötigten Parameter meistens flächenhaft nicht vorliegen, nur selten angewandt. Zu aufwendig ist die Erhebung der Daten, die für eine erfolgreiche Berechnung notwendig wären. Dennoch können mathematische Modelle sehr hilfreich sein, wenn die Plausibilität der aus Matrix- und Punktbewertungssystemen flächenhaft abgeleiteten Verschmutzungsempfindlichkeit überprüft wird. Dieses ist dort punktuell durch mathematische Modelle möglich, wo aufgrund spezieller Untersuchungen (z.B. Bohrungen) eine für die Parametrisierung des Modells notwendige Datendichte vorliegt. In einigen neueren Untersuchungen zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit werden zur Plausibilitätsprüfung die flächenhaften Ergebnisse von Punktbewertungsschemata mit den punktuellen Ergebnissen mathematischer Modelle zur Stoffverlagerung verglichen (siehe unten).

2.2 Übersicht über wichtige Arbeiten zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit

Seit den ersten Karten zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit (Albinet und Margat, 1970) hat eine stetige Weiterentwicklung der Konzepte, Methoden und Techniken stattgefunden. Der Stand des Wissens und der Technik ist von Vrba und Zaporozec (1994, dort umfangreiche Literatur) umfassend dargestellt worden. Aus

diesem Grunde soll hier darauf verzichtet werden, eine historische Entwicklung der Arbeiten zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit zu skizzieren. Vielmehr sollen wichtige Beispiele überwiegend jüngerer Arbeiten beschrieben, hinsichtlich der verwendeten Methoden geordnet und kurz bewertet werden.

2.2.1 Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit durch Hydrogeologische Systembetrachtung und Analogieschlüsse

Systembetrachtungen und Analogieschlüsse wurden zu Beginn der Beschäftigung mit der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit häufiger angewandt (zusammenfassend: Vrba und Zaporozec, 1994). An neueren Arbeiten wird lediglich das System DIVERSITY (Ray und O'dell, 1993) für eine kleinmaßstäbige Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit in Kentucky/USA dargestellt. Ferner wird in der Untersuchung von Hahn und Lee (1997) das System Grundwasserleiter/ungesättigte Zone betrachtet, um gewisse Rückschlüsse auf das Belastungspotential eines vulkanischen Grundwasserleiters auf der Insel Cheju, Korea zu ziehen. Bei dieser Untersuchung wird jedoch eine hydrogeologische Systembetrachtung nicht als alleinige Grundlage der Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit verwendet. Vielmehr werden Betrachtungen des hydrogeologischen Systems mit den Ergebnissen eines Punktbewertungssystems nach DRASTIC gekoppelt zur Bestimmung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit unter den spezifischen Bedingungen dieser Region. Im Ergebnis wird eine Karte abgeleitet, die im wesentlichen Grundwasserschutz zonen räumlich ausweist und es werden Aussagen zum Schutzstatus bzw. zu Managementoptionen in den einzelnen Schutz zonen getroffen.

Für die Entwicklung von Methoden zur Charakterisierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit spielen hydrogeologische Systemvergleiche und Analogiebetrachtungen eine wichtige Rolle. Die frühen Karten der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit basieren ausschließlich auf diesen methodischen Grundlagen. Als Beispiele seien hier u.a. die Arbeiten von Margat (1968) und Albinet & Margat (1970) genannt. In der Bundesrepublik Deutschland wurde 1981 im Atlas „Grundwasservorkommen in der Bundesrepublik Deutschland“ eine Karte 1:1.000.000 der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers gegenüber Schadstoffen veröffentlicht (Vierhuff, 1981). Für das Staatsgebiet der ehe-

maligen DDR wurden flächendeckend Karten der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Rahmen des Hydrogeologischen Kartenwerkes der DDR als Karte 4: Karte der Grundwassergefährdung erarbeitet (Voigt, 1983, darin weitere, den damaligen Kenntnisstand zusammenfassende Literatur). In diesen Karten wurde die Grundwassergefährdung im wesentlichen auf Grundlage der lithofaziellen Ausbildung der Versickerungszone und dem Grundwasserflurabstand abgeleitet. Ein Vergleich zwischen dieser Methode der Hydrogeologischen Karte 1:50.000 der DDR (HK 50) und dem Punktbewertungssystem der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland (Hölting et al., 1995) wurde beispielhaft an einem Einzugsgebiet in Sachsen-Anhalt (Hannappel und Voigt, 1999) durchgeführt.

2.2.2 Matrix- und Punktbewertungsverfahren

Die überwiegende Anzahl der Untersuchungen aus jüngeren Jahren verwendet Matrix- und Punktbewertungsschemata. Als wichtige Verfahren sind hier für den amerikanischen Raum das Bewertungsschema nach DRASTIC (Allen et al., 1987), von dem für besondere Anwendungen und verschiedenen Regionen auch unterschiedliche Weiterentwicklungen existieren, und für Deutschland das System der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hölting et al., 1995) genannt. Daneben werden noch verschiedene andere Matrix- und Punktbewertungsverfahren angewandt. Von den zahlreichen Arbeiten, die auf der Grundlage von Matrix- und Punktbewertungsverfahren die Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasservorkommen ermittelt haben, sei im folgenden eine Auswahl dargestellt.

Die DRASTIC-Methode (Allen et al., 1985, 1987) hat international eine besonders große Anwendung erfahren. Bei dieser Methode wird die relative Verschmutzungsempfindlichkeit aus den Parametern **D**epth to groundwater table, **N**et **R**echarge, **A**quifer media, **S**oil media, **T**opography, **I**mpact to vadose zone, **H**ydraulic **C**onductivity of aquifer abgeleitet. Dabei werden den einzelnen o.g. Parametern je nach ihrer Ausprägung Punktzahlen und Gewichtungsfaktoren zugeordnet. Aus Punktzahlen und Gewichtungsfaktoren wird dann der „vulneribility index“ als relatives Maß der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit berechnet.

Lobo-Fereira et al. (1997) bearbeiten für das gesamte Staatsgebiet von Portugal eine Karte der Grundwasserempfindlichkeit nach der DRASTIC-Methode unter Verwendung eines GIS und kommen zu dem Ergebnis, dass die nach DRASTIC erstellte Karte ein genaueres Bild entwirft als die bisher in Portugal vorliegenden Verschmutzungsempfindlichkeitskarten, die im wesentlichen auf einer hydrogeologischen Klassifizierung und der Verweilzeit des Sickerwassers basieren.

Die Anwendung von DRASTIC bei Verwendung eines GIS in einem Beispielsgebiet Südafrikas zeigen Lynch et al. (1997). Die abgeleitete Karte unterscheidet jedoch leider nur drei Stufen (sehr gering, mittelmäßig und stark verschmutzungsempfindlich), die auch nicht weiter auf ihre Plausibilität hin überprüft oder diskutiert werden.

Barry et al. demonstrieren bereits 1990 die Möglichkeiten des Einsatzes eines GIS bei der Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit. Auf der Grundlage von DRASTIC wird für einen Bereich von Delaware, USA die flächenhafte Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit ermittelt und als Risikoabschätzung bezeichnet. Die Flächen unterschiedlichen Verschmutzungsrisikos werden dann mit Landnutzungstypen verschnitten, denen unterschiedliche Verschmutzungspotentiale zugeordnet sind. Daraus wird abschließend das Gefährdungspotential für das Grundwasser abgeleitet.

Halliday & Wolfe (1991) kombinieren ebenfalls die Verschmutzungsempfindlichkeitsindizes nach DRASTIC mit dem Eintrag an Nitrat, um für den Bundesstaat Texas eine Karte der Nitrat-Verschmutzungsempfindlichkeit zu erstellen. Sie weisen darauf hin, dass eine isolierte Betrachtung der DRASTIC-Indizes kaum Aussagen zur tatsächlichen Grundwassergefährdung zu lassen, sondern dass dazu stets der konkrete Eintrag an Stoffen (Nitrat oder Pflanzenschutzmittel) zusätzlich betrachtet werden muss.

Zwei völlig unterschiedliche Herangehensweisen zur Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit unter Verwendung eines GIS beschreiben Hiscock et al. (1995). In dem ersten Beispiel wird nach der Methode der NRA (National Rivers Authority) auf der Grundlage von bodenkundlichen, geologischen und hydrogeologischen Flächendaten die Verschmutzungsempfindlichkeit in den Midlands von England in einer Einteilung von vier Klassen dargestellt. In dem zweiten Beispiel wird die Verschmutzungsempfindlichkeit für den Großraum London/Südost England lediglich

aus einer Kombination hydrogeologischer Eigenschaften und der Ausprägung quartärer Deckschichten abgeleitet. Der daraus erstellten Karte der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit wird das Eintragungspotential von Schadstoffen gegenübergestellt, das aus der Häufigkeit von Gefahrguttransporten ermittelt wird. Aus der Kombination von Verschmutzungsempfindlichkeitskarte und dem Eintragungspotential lässt sich das tatsächliche Gefährdungspotential für die Grundwasservorkommen abschätzen.

Ein recht einfaches Punktbewertungssystem, das lediglich die Mächtigkeit und Ausprägung der Grundwasserüberdeckung beurteilt, verwenden Crema et al. (1998) zur Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Mittellauf des Esino. Die dargestellte Karte zeigt vier Klassen der Verschmutzungsempfindlichkeit.

Eaton and Zaporozec (1997) entwickeln ein eigenes, auf die Verhältnisse in einem dicht besiedelten Gebiet zugeschnittenes Matrix-System zur Bewertung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im südwestlichen Wisconsin, USA. Dabei werden die Tiefenlage des Grundwasserleiters, die Permeabilität der ungesättigten Zone und die Sickerwasserrate in Kategorien eingeteilt, diese über eine Matrix miteinander verknüpft und aus den Ergebnissen drei Stufen der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit abgeleitet, die in einer Karte dargestellt werden. Im einleitenden Teil der Arbeit kritisieren die Autoren, dass Karten der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit, die auf Punktbewertungssystemen basieren, häufig die pedologischen, geologischen und hydrogeologischen Grundlagen, die die Bewertung bedingen, in den Karten nicht dargestellt werden und deshalb die Grundlage der Bewertung den Nutzern dieser Karten häufig im Unklaren blieben. Die vorgestellte Herangehensweise von Eaton und Zaporozec (1997) soll dieses Problem überwinden. Im Ergebnis stellen sie eine Karte vor, die eine relative Abstufung unterschiedlicher Verschmutzungsempfindlichkeit (low, moderate, high) zeigt, bei der jede einzelne Fläche zusätzlich mit einer Indexzahl versehen ist. Dieses soll ermöglichen, über die Grundlage der Bewertung in der Verknüpfungsmatrix, in der alle in die Bewertung eingehenden Parameter in Kategorien zusammengefasst sind, zu informieren.

Die Anwendung von vergleichsweise einfachen Matrixsystemen zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit werden für England von Lewis et al. (1997), Foster (1998), Palmer und Lewis (1999), für Irland von Daly und Warren

(1998), für ein Einzugsgebiet in South-Carolina/USA von Rine et al. (1998) und für die Region von Sao Paulo/Brasilien von Hirata et al (1991) vorgestellt.

Zur Beurteilung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit von Karstgrundwasserleitern im westlichen Ungarn kombinieren Madl-Szönyi und Füle (1998) hydrodynamische Eigenschaften, den Einfluss der Grundwasserneubildung, Bodeneigenschaften, die Lockergesteinsbedeckung des Karstes, die Mächtigkeit der ungesättigten Zone und die Transmissivität des Karstgrundwasserleiters in einem hierarchisch organisierten Punktbewertungssystem unter Verwendung eines GIS. Die Ergebnisse werden in einer vierzehnstufigen Skala der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit kartenmäßig dargestellt.

Ebenfalls mit der Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit in Karstgebieten befassen sich Malik & Svasta (1999). Nach ihrer Methode werden in einem Punktbewertungssystem (ohne Verwendung von Multiplikatoren) die Ebenen Transmissivität der Gesteinsarten („Layer Rock“ = R), geomorphologische Grundeinheiten von Karstformen in Bezug zu hydrologischen Einheiten („layer Epikarst“ = E), das Ausmaß der Verkarstung des Grundwasserleiters („Layer Karstification“ = K) und die Boden-(filter)-eigenschaften („Layer Soil“ = S) betrachtet. Ergebnisse der Evaluierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit nach dieser Methode werden jedoch leider nicht vorgestellt.

Kurtz & McWhorter (1995) und Kurz & Parizek (1995) beschreiben eine von den o.g. stark abweichende Methode, die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit in Karstgebieten abzuleiten. Danach werden im wesentlichen Niederschlagshöhe und -intensität sowie die Applikationsmenge von Pflanzenschutzmitteln, der Einsatzort im räumlichen Bezug zur Grundwasserentnahme sowie physiko-chemische Eigenschaften der eingesetzten Pflanzenschutzmittel als Parameter zur Ableitung der Verschmutzungsempfindlichkeit herangezogen.

Das Verlagerungspotential von Pflanzenschutzmitteln, die in Bananenplantagen auf den Kanarischen Inseln eingesetzt werden, untersuchen Diaz-Dias et al. (1998) in Bezug zu möglichen Grundwasserkontaminationen. Dabei wurden physikochemische Eigenschaften der eingesetzten Pflanzenschutzmittel, Bodeneigenschaften, Landnutzung, klimatische Faktoren und verschiedene Bewässerungstechniken im Hinblick auf mögliche Grundwassergefährdungen evaluiert, mit dem Ergebnis, dass

von dem Einsatz von Carbofuran in Verbindung mit Grabenbewässerung die größte potentielle Grundwassergefährdung, und von dem Einsatz von Oxamyl in Verbindung mit Tröpfchenbewässerung die geringste potentielle Grundwassergefährdung ausgeht.

Sokol et al. (1993) ermitteln die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit für Nitrat und Pflanzenschutzmittel für ein Gebiet bei Karlsruhe unter Verwendung von klimatischen und hydrologischen Daten, hydrogeologischen Merkmalen, von Bodeneigenschaften und physiko-chemischen Eigenschaften von Pflanzenschutzmitteln mit Hilfe eines GIS. Ein wesentliches Anliegen ist es dabei, die hohe räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften aufzuzeigen, die sich deutlich auf die räumliche Variabilität der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit auswirkt.

Lobo-Ferreira (1998) beschreibt und beurteilt in einem eher theoretischen Artikel verschiedene Methoden von Matrix- und Punktbewertungssystemen und kommt zu dem Ergebnis, dass die Methode nach DRASTIC am ehesten geeignet erscheint, als Standardmethode für das gesamte Gebiet der EU festgeschrieben bzw. zur Anwendung empfohlen zu werden. Abgesehen davon, dass einige Folgerungen von Lobo-Ferreira nicht immer nachvollziehbar erscheinen, ist es kaum vorstellbar, dass die Staaten der EU sich auf eine Methodik zur Evaluierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit einigen, wenn innerhalb der Staaten der EU bereits verschiedene Methoden zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit aus z.T. guten und nachvollziehbaren Gründen, nebeneinander existieren und angewandt werden.

Im Unterschied zu den o.g. Arbeiten zeichnet sich die Untersuchung von Engel et al. (1996) dadurch aus, dass die Ergebnisse der Abschätzung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit anhand tatsächlich gemessener Beschaffenheitsdaten des Grundwassers überprüft werden. Die Autoren kommen bei der Untersuchung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit in Indiana/USA nach den Methoden DRASTIC, SEEPAGE und SPIP zu dem Ergebnis, dass die drei Methoden recht gut vergleichbare Ergebnisse hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Stufen der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit liefern und dass insgesamt eine gute Übereinstimmung der erwarteten Verschmutzungsempfindlichkeit mit gemessenen

Nitrat- und Pflanzenschutzmittelgehalten in geförderten Grundwässern besteht. Annähernd identische Ergebnisse werden von Navulur und Engel (1998) vorgestellt.

Kalinski et al. (1994) vergleichen die zu erwartende Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit nach DRASTIC in Nebraska mit der Häufigkeit der im geförderten Grundwasser angetroffenen Gehalte an flüchtigen Kohlenwasserstoffen und finden eine positive Korrelation zwischen Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit und relativer Häufigkeit kontaminierter Brunnen.

Secunda et al. (1998) stellen Untersuchungen zur Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit in einer intensiv landwirtschaftlich genutzten Region in Israel dar. Sie stellen zwei Karten der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit vor. Die erste basiert auf den DRASTIC-Indizes; bei der zweiten Karte werden die DRASTIC-Indizes mit einem Faktor für das Eintragspotential von Schadstoffen, das aus der Intensität der landwirtschaftlichen Bodennutzung abgeleitet wird, verrechnet. Nach der zweiten Karte ist ein deutlich größeres Gebiet als „potentiell gefährdet“ einzustufen. Eine Überprüfung der Plausibilität der vorgenommenen Abschätzungen wurde anhand der Nitratgehalte in den Grundwässern des Untersuchungsgebietes durchgeführt. Eine größere Anzahl von Brunnen mit erhöhten Nitratgehalten wurde in denjenigen Gebieten angetroffen, deren Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit als hoch eingestuft worden war.

Eine sehr interessante Weiterentwicklung der Arbeiten von Secunda et al. (s.o.) stellen Melloul und Collin (1998) aus dem gleichen Untersuchungsgebiet in Israel vor. Sie leiten aus den Chlorid- und Nitrat-Gehalten von Grundwässern einen „index of aquifer water quality“ (IAWQ) ab. Hohe Indizes sollen in denjenigen Bereichen vorliegen, in denen bereits eine Beeinflussung des Grundwassers durch intensive landwirtschaftliche Nutzung eingetreten ist. Vergleiche des IAWQ mit den Index-Werten der DRASTIC-Abschätzung sollen noch weiterreichende Schlussfolgerungen zulassen. Eine gute Übereinstimmung von hohen DRASTIC- und hohen IAWQ-Indizes soll demnach diejenigen Gebiete anzeigen, in denen aufgrund überwiegend vertikaler Versickerung bei intensiver landwirtschaftlicher Nutzung bereits eine Kontamination des Grundwassers vorliegt. Im Unterschied dazu können größere Unterschiede in den DRASTIC und IAWQ-Indizes dazu beitragen, diejenigen Gebiete zu lokalisieren, die zwar aufgrund intensiver landwirtschaftlicher Nutzung einem höhe-

ren Belastungspotential ausgesetzt sind, in denen aber, wahrscheinlich aufgrund überwiegend lateraler Wasserbewegung, bisher keine nennenswerte Kontamination des Grundwassers eingetreten ist.

Smith et al. (1994) untersuchten die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit des Woodruff County, Arkansas, USA mit der DRASTIC-Methode bei Verwendung unterschiedlicher Maßstabsbereiche. Die Ergebnisse, die bei Verwendung von flächenbezogenen Daten, die in mittleren Maßstabsbereichen von 1:500.000 vorliegen, erzielt werden, sind logischerweise erheblich unpräziser als die Abschätzung der DRASTIC-Indizes auf der Grundlage von Flächendaten eines großen Maßstabsbereiches (1:24.000). Insofern ist das weitere Ergebnis, dass die DRASTIC-Indizes der großmaßstäbigen Grundlagen deutlich besser zu Pflanzenschutzmittelgehalten in Grundwasserbrunnen korrelieren als die DRASTIC-Indizes der mittelmaßstäbigen Grundlage, auch nicht weiter überraschend.

Eine insgesamt gute Übereinstimmung zwischen den DRASTIC-Indizes und der tatsächlichen, in Messstellen angetroffenen Belastung des Grundwassers mit Agrochemikalien beschreiben Halliday und Wolfe (1991) sowie Fritch et al. (1999).

Sappa & Lega (1998) berichten über drei verschiedene Matrix- bzw. Punktbewertungsmethoden der Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit und ihre Anwendung auf einen Grundwasserleiter in porösen Vulkangesteinen in der Nähe von Rom. Leider werden jedoch weder die spezifischen Unterschiede der eingesetzten Methoden, noch die wesentlichen Unterschiede der erzielten Ergebnisse deutlich.

Bereits wenige Jahre nach der Einführung und Anwendung von DRASTIC kritisieren Meeks und Dean (1990) diese Punktbewertungsmethode wegen den ihrer Ansicht nach häufig nicht nachvollziehbaren und subjektiven Gewichtungsfaktoren einzelner Parameter des DRASTIC-Systems. Sie stellen ein eigenes Indexbewertungssystem für Pflanzenschutzmittel vor. Darin gehen die advektiv-dispersive Transportgleichung für nichtkonservative Stoffe, bodenkundliche und hydrogeologische Eigenschaften und die physiko-chemischen Charakteristika des betrachteten Stoffes ein. Der von Meeks und Dean (1990) abgeleitete Leaching Potential Index (LPI) wird auf ein intensiv landwirtschaftlich genutztes Gebiet in Kalifornien zur Vorhersage der potentiellen Grundwassergefährdung durch das Pflanzenschutzmittel DCBP angewandt.

Die Ergebnisse dieser Evaluierung werden mit der tatsächlichen Belastung des Grundwassers verglichen. Dabei zeigt sich, dass in denjenigen Gebieten, in denen eine hohe Gefährdung des Grundwassers durch DCBP auf der Grundlage des Leaching Potential Index vorausgesagt worden war, die relative Anzahl von Brunnen, in denen mit DCBP kontaminiertes Wasser gefördert wurde, viel höher war als in denjenigen Gebieten, für die ein kleiner Leaching Potential Index ermittelt worden war. Daraus wird die Plausibilität des verwendeten Leaching Potential Index abgeleitet. Banton & Villeneuve (1989) setzen sich bereits 1989, 2 Jahre nach erstmaliger Veröffentlichung und Anwendung, kritisch mit der DRASTIC-Methode auseinander. Sie vergleichen DRASTIC mit dem Modell PRZM zur Kennzeichnung der Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasservorkommen und kommen zu dem Ergebnis, dass die Bewertungen nach diesen beiden Ansätzen kaum Übereinstimmung zeigen. Daher wird der Sinn von Karten der Verschmutzungsempfindlichkeit, die nach der DRASTIC-Methode erstellt wurden, generell angezweifelt.

Barber et al. (1994) kritisieren die oft subjektiven und wenig nachvollziehbaren Gewichtungsfaktoren nach dem DRASTIC System. Sie untersuchen die relative Verschmutzungsempfindlichkeit nach dem DRASTIC-System unter Verwendung eines GIS in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet nahe der Stadt Tomworth, Australien. Die nach DRASTIC ermittelten Punktzahlen werden anschließend mit der elektrischen Leitfähigkeit und den Nitratgehalten von Grundwässern im Untersuchungsgebiet korreliert. Insgesamt lässt sich nur ein schwacher Zusammenhang zeigen. Insbesondere ist die Übereinstimmung zwischen potentiell hoher Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit und Nitratgehalten gering. Barber et al. (1994) fordern aus ihren Ergebnissen, die nach DRASTIC ermittelten Abschätzungen durch Untersuchungen statistischer Zusammenhänge abzusichern, um zukünftig die Gewichtungsfaktoren dieses Systems objektiver und nachvollziehbarer zu gestalten.

Giambelluca et al. (1996) setzen sich mit der Ungenauigkeit der Abschätzung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Pearl Harbour - Becken von Hawaii auseinander. Die zu erwartende Grundwasserbelastung durch Pflanzenschutzmittel, die beim Anbau von Ananas und Zuckerrohr verwendet werden, wird bei diesen Untersuchungen durch den Attenuation Faktor (AF)-Index ausgedrückt. Nach diesen Untersuchungen sind Unsicherheiten bei der Ableitung des AF-Indexes in starkem

Maße von den Unsicherheiten bei der Abschätzung des Bodenwasserhaushaltes abhängig. Aufgrund der hohen Ungenauigkeit der ermittelten AF-Indizes kommen Giambelluca et al. (1996) zu dem Schluß, dass die potentielle Grundwassergefährdung durch Pflanzenschutzmittel bisher möglicherweise unterschätzt worden ist.

Loague et al. (1996) fassen in einem Review Paper die über fast ein Jahrzehnt durchgeführten Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Pflanzenschutzmittel in Hawaii zusammen. Darin werden insbesondere die bestehenden Unsicherheiten bei der Abschätzung der Grundwassergefährdung kritisch beleuchtet und die möglichen Quellen von Ungenauigkeiten erfasst. Dieser Aufsatz ist besonders hilfreich, da wichtige Methoden zur Abschätzung der Verschmutzungsempfindlichkeit mit ihren jeweiligen spezifischen Problemen, Vor- und Nachteilen bewertet werden und in einer überaus umfangreichen Liste weiterführender Literatur der damalige Kenntnisstand zusammengefasst wird.

In der Bundesrepublik Deutschland wurden bereits früh einfache Matrixsysteme zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit angewendet. Im Maßstab 1:200.000 wurden in Niedersachsen im Rahmen der Erstellung der Karten des „Geowissenschaftlichen Naturraumpotentials von Niedersachsen und Bremen“ (Josopait und Schwertfeger, 1979) Karten der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit publiziert. Bei diesen Karten wurde die Verschmutzungsempfindlichkeit aufgrund einer einfachen Matrix, in der die Mächtigkeit und lithologische Eigenschaften der Grundwasserüberdeckung eingegangen sind, abgeleitet (Haertlé & Josopait, 1982). In jüngeren Jahren wird in Deutschland vor allem das Punktbewertungssystem der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hölting et al., 1995) angewandt. Dabei wird die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung aufgrund der sechs Parameter nutzbare Feldkapazität, Sickerwassermenge, Gesteinsart, Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung, schwebende GW-Stockwerke und Druckverhältnisse abgeleitet. Diesen Parametern werden entweder Punkte (z.B. nutzbare Feldkapazität, Gesteinsart, schwebende GW-Stockwerke, Druckverhältnisse) oder Gewichtungsfaktoren (Sickerwassermenge, Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung) zugeordnet. Die aus den Punktzahlen der einzelnen Parameter und Gewichtungsfaktoren ermittelten Gesamtpunktzahlen werden in 5 Klassen eingeteilt, denen Verweilzeiten des

Sickerwassers und damit Geschütztheitsstufen entsprechen sollen. Das System ist insgesamt nicht ganz schlüssig. So werden z.B. die ermittelten Gesamtpunktzahlen, die aus der Gesamtbetrachtung der Grundwasserüberdeckung und den Eigenschaften des Grundwasserleiters abgeleitet werden, mit angenommenen Verweilzeiten des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung korreliert und die Verweilzeit als Maß für die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung dargestellt (siehe auch Kap.3.2). Im Hinblick auf Karten zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit ist es bei dem System der Geologischen Landesämter (Hölting et al., 1995), wie auch bei dem insgesamt vergleichbaren System nach DRASTIC als Vorteil zu sehen, dass recht komplexe Informationen zusammengefasst und für Laien verständlich und übersichtlich flächenhaft dargestellt werden und dadurch ein Überblick über das dem System innewohnende allgemeine Schutzpotential gegenüber Stoffeinträgen in das Grundwasser vermittelt wird. Dabei gehen jedoch fast sämtliche Informationen, die zur Beurteilung des Verhaltens einzelner Stoffe bzw. Stoffgruppen wichtig sind, verloren.

Margane (1999) wendet das o.g. Verfahren (Hölting et al., 1995) auf die Untersuchungsgebiete Chian Mai in Thailand und Irbid in Jordanien an. In beiden Gebieten wurde die flächenhaft dargestellte Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit mit bestehenden Planungen zum Bau von Deponien, Kläranlagen und anderer, potentiell wassergefährdender Einrichtung sowie bestehenden Anlagen und verlassenen Deponien verglichen. Dabei wurde festgestellt, dass aufgrund der Lage der geplanten und bereits existierenden Anlagen mit einem größeren Gefährdungspotential gerechnet werden muss, da diese häufig in Gebieten mit hoher Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit angesiedelt bzw. geplant sind. Grundsätzlich darf jedoch hinterfragt werden, ob ein System, das für die Verhältnisse in Mitteleuropa konzipiert ist, ohne weitere methodische Anpassung in Regionen, die sich insbesondere hinsichtlich klimatischer Bedingungen von Mitteleuropa sehr unterscheiden, angewandt werden darf.

Magiera (1999) stellt verschiedene Ansätze zur Klassifizierung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers in einem Beispielsgebiet in Niedersachsen (Wasserschutzgebiet Wittkoppenberg) vor. Es werden detaillierte Erläuterungen zu den Methoden nach AVI (van Stempvoort, 1993), der Geologischen Landesämter der

Bundesrepublik Deutschland (Hölting et al., 1995) und der von Schleyer (1993) entwickelten Methodik gegeben und diese Methoden anhand des o.g. Beispielgebietes unter Verwendung von GIS und geostatistischen Verfahren getestet. Die Ergebnisse werden untereinander und mit der tatsächlichen Nitratbelastung im Einzugsbereich des Wasserwerks verglichen. Dabei kommt es zu differenzierten Bewertungen der getesteten Methoden untereinander und zu den gemessenen realen Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser des entsprechenden Gebietes. Die Bewertung der verschiedenen Methoden anhand der tatsächlich gemessenen Nitratgehalte fällt jedoch nicht so eindeutig aus, dass einer der genannten Methoden hinsichtlich der Aussagegenauigkeit Vorteile gegenüber den anderen Methoden eingeräumt werden müsste. Magiera fordert (1999), dass die ermittelte Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit anhand der tatsächlich vorkommenden Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser zu überprüfen sei. In einer neueren Arbeit stellt Magiera (2000) die wesentlichen Ansätze und Methoden, die zur Charakterisierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit existieren, mit Blick auf ihre Anwendbarkeit bei unterschiedlichen Maßstäben und verschiedenen Fragestellungen zusammenfassend und bewertend vor.

Braun (1999) erstellt Karten zur Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung nach der Methode der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland (s.o.) mit und ohne Einbeziehung des Bodens (i.e.S.) in die Punktbewertung. Sie untersucht ein Wasserschutzgebiet mit oberflächennahem GW-Leiter mit Altlastverdachtsflächen im Norden von Niedersachsen. Zur Generierung der Karten werden Punktdaten mit Hilfe geostatistischer Verfahren (Kriging) regionalisiert und in einem GIS verarbeitet. Erwartungsgemäß sind die Flächenanteile mit geringer Schutzfunktion in der Karte „Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung ohne Bewertung des Bodens“ deutlich größer als in der Karte „Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung mit Bewertung des Bodens“. Die mit beiden Betrachtungsweisen ermittelte relative Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit wird mit den Ergebnissen einer „formalen“ und „differenzierten“ Erstbewertung von Altablagerungen verglichen mit dem Ergebnis, dass die Karte der „Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung ohne Bewertung des Bodens“ tendenziell eine größere Übereinstimmung mit der Erstbewertung der Altlastenverdachtsflächen aufweist, wobei ein detaillierter Vergleich,

aufgrund fehlender Angaben zur Methodik der Erstbewertung, unterbleibt. Insofern bleibt auch das Ansinnen dieser Arbeit letztlich etwas im Unklaren.

Peters et al. (2000) ermitteln die natürliche Schutzwirkung der Grundwasserüberdeckung in der Region Saalfeld auf der Grundlage der Methodik der Geologischen Landesämter (s.o.). Die Bewertungsgrundlagen sowie die Methodik der Bearbeitung unter Verwendung von Datenbanken und GIS werden genauer beschrieben. Die Teilergebnisse werden im einzelnen aufgezeigt und als Ergebnis der Verschneidung der Teilergebnisse mit dem GIS das Endergebnis einer Karte der Verschmutzungsempfindlichkeit im Untersuchungsgebiet dargestellt. Eine Überprüfung der Ergebnisse anhand der Stoffkonzentrationen von Grundwasservorkommen in dem Untersuchungsgebiet wird jedoch nicht vorgenommen.

Dickel et al. (1993) bestimmen die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung im Wasserschutzgebiet „Engen“ anhand der Punktzahlbewertung der Geologischen Landesämter (s.o.). Sie legen insbesondere Gewicht auf die angewandte Methodik bei dem Einsatz eines GIS zur Ableitung flächenbezogener Aussagen und zur Erstellung der Karten.

Neben den hier genannten Beispielen ist das Verfahren der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland in mehreren Bundesländern zur Herstellung einiger Karten der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung, so z.B. in Bayern (Diepolder, 1995) und vom Geologischen Dienst Nordrhein-Westfalen (siehe z.B. Internetseite des Geologischen Dienstes Nordrhein-Westfalen, <http://www.gla.nrw.de/hydkg3.htm>) angewandt worden.

Die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin (1995) führt in der Karte der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers in Berlin die unterschiedlichen Kartensysteme des ehemaligen West-Berlin (Karte der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwasser 1:50.000 der ersten Ausgabe des Umweltatlas und Flurabstandskarte) und Ostberlin (Karte der Grundwassergeschüttheit der Hydrogeologischen Karte der DDR 1:50.000) zusammen. Die Verschmutzungsempfindlichkeit derjenigen Bereiche, die entlang des ehemaligen Grenzstreifens liegen, wird anhand vorliegender archivierter Bohrdaten auf der Grundlage des Aufbaus der Deckschichten bewertet.

2.2.3 Mathematische Modelle

Arbeiten zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit, die sich im wesentlichen auf die Beschreibung des Verhaltens von Stoffen in der ungesättigten Zone mittels Simulationsmodellen stützen, sind wesentlich seltener als solche, die Matrix- und Punktbewertungssysteme verwenden.

Sauttier und Pannatier (1996) verwenden geostatistische Verfahren und das LEACH-P-Modell zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit in einem Abschnitt des Rhone-Tals in der Schweiz. Dazu wurden zunächst die Grundwasserstände in dem Untersuchungsgebiet durch Kriging flächenhaft aus den vorliegenden Punktdaten ermittelt. Das Verhalten eines sehr mobilen, persistenten und eines weniger mobilen, weniger persistenten Modellpflanzenschutzmittels wurde für 196 Bodenprofile des Untersuchungsgebietes, für die die zahlreichen benötigten physikochemischen Daten und durch den o.g. Schritt auch die GW-Flurabstände vorlagen, modelliert. Dazu wurde das Verhalten der Modell-Chemikalien über einen Zeitraum von drei Jahren mit Hilfe des Programms LEACH-P simuliert. Die für die einzelnen Profile erhaltenen Ergebnisse eines „vulnerability index“ wurden wiederum durch Kriging regionalisiert, um zu flächenhaften Aussagen zu gelangen. Das räumliche Muster der ermittelten Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit ist nur teilweise mit den ermittelten Klassen von Grundwasserflurabständen übereinstimmend, die Autoren sehen daher in der räumlichen Anordnung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit einen deutlichen Einfluss der räumlichen Heterogenität der physikochemischen Bodeneigenschaften. Die in dieser Arbeit vorgestellten Untersuchungen stellen im Vergleich zu den Matrix- und Punktbewertungsverfahren eine interessante Alternative dar. Sie ermöglichen vor allem exaktere standortbezogene Aussagen. Für flächenhafte Ableitungen sind sie jedoch nur dort einsetzbar, wo Anzahl und räumliche Anordnung von Beprobungspunkten flächenhafte Interpolationen, z.B. über Kriging zulassen und die für die Initialisierung der Modelle notwendigen physikochemischen Eigenschaften von Boden und ungesättigter Zone für eine ausreichend große Anzahl von Punkten vorliegen.

Sautter und Musy (1998) führen die vorhin genannten Untersuchungen in dem gleichen Gebiet fort. Sie verwenden dabei drei unterschiedliche Simulationsansätze zur Vorhersage des Verhaltens von drei (Modell-)Pflanzenschutzmitteln, die durch unter-

schiedliche physiko-chemische Eigenschaften gekennzeichnet sind. Bei diesen Untersuchungen interessiert insbesondere die Empfindlichkeit der Simulationsmodelle gegenüber Ungenauigkeiten in Bezug auf in die Modelle eingehenden Parameter. Die errechneten Werte und daraus abgeleiteten Karten zeigen für das gesamte Gebiet, unabhängig von dem verwendeten Simulationsmodell, insgesamt eine hohe Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit, aber auch eine größere Ungenauigkeit der Vorhersagen von 20-30 %. Diese Ungenauigkeiten werden zu 40-50 % durch Abweichungen in den Pflanzenschutzmitteleigenschaften (bzw. durch die Spannweite von Eigenschaften) bedingt, zu 30-40 % durch Ungenauigkeiten bei der Abschätzung des Grundwasserflurabstandes und zu 20 % durch variierende Gehalte an organischer Substanz in Böden. Die Untersuchungen machen deutlich, dass in Modellansätzen zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit ein großes Potential steckt, dass aber die Randbedingungen sehr exakt definiert bzw. die physikalisch-chemischen Eigenschaften von Böden und ungesättigter Zone sehr genau bekannt sein müssen, um tatsächlich eine hohe Aussagegenauigkeit zu erzeugen.

Tim et al. (1997) vergleichen die Ergebnisse der Vorhersage der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit für Pflanzenschutzmittel, die durch die Simulation mit drei verschiedenen Modellen (AF, LPI und RI) erhalten werden in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet in Iowa, USA. Zur Ableitung flächenhafter Aussagen wird ein GIS verwendet. Die Karten der Verschmutzungsempfindlichkeit auf der Grundlage der o.g. Modellansätze weisen, je nach betrachtetem Stoff, mehr oder weniger große Ähnlichkeiten auf. Für Artrazin ergibt sich bei den drei Modellen eine recht gute Übereinstimmung empfindlicher und weniger empfindlicher Flächen, für Alachlor und Carbofuran wird hingegen weit weniger Übereinstimmung erzielt. Die Autoren ziehen aus den Ergebnissen im wesentlichen die Schlussfolgerung, dass Modellrechnungen zur Vorhersage der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit innerhalb eines GIS gut anwendbar sind und zu brauchbaren Ergebnissen führt. Die Tatsache, dass unterschiedliche Modelle zu durchaus sehr verschiedenen Aussagen kommen können, die hinsichtlich eventuell abzuleitender Maßnahmen zu sehr verschiedenen Einschätzungen und Entscheidungen führen können, wird hingegen nicht weiter bewertet.

Burkart und Feher (1996) berichten über ein US-amerikanisch-ungarisches Projekt zur Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Mittelwesten der USA und Ungarn. Dabei sollen auch Modellrechnungen zur Anwendung kommen. Welche das sein sollen wird leider ebenso wenig dargestellt wie bisher vorliegende Ergebnisse.

Burkart et al. (1999) stellen für den Mittelwesten der USA verschiedene, für dieses Gebiet geeignete Methoden zur Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit vor. Dabei werden insbesondere Modellansätze hervorgehoben. Ergebnisse zur Ableitung der Verschmutzungsempfindlichkeit mittels der aufgeführten Methoden finden sich jedoch nicht.

Shukla (1998) verwendet den Attenuation Factor (AF) als „Übersichtsmodell“ zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit gegenüber Pflanzenschutzmittel im Louissa County, Virginia, USA. Dabei wurden für verschiedene Pflanzenschutzmittel unterschiedliche Szenarien des Abbaus und der Adsorption im Boden gerechnet und die Ergebnisse zu fünf Kategorien der Empfindlichkeit zusammengefasst. Um zu flächenhaften Aussagen zu kommen, wurde ein GIS verwendet. Die Aussagegenauigkeit des AF-Modells wurde überprüft, indem die Flächenanteile der verschiedenen Empfindlichkeitskategorien, jeweils bezogen auf einzelne Pflanzenschutzmittel, mit der relativen Häufigkeit des Auftretens des jeweiligen Pflanzenschutzmittels in dem Grundwasser des Untersuchungsgebietes verglichen wurde. Nach Aussage der Autoren war das Modell in der Lage, das Auftreten der häufigsten Pflanzenschutzmittel in den Grundwasserproben des Untersuchungsgebietes vorherzusagen. Es fällt dem Leser allerdings schwer, diese Aussage auf der Grundlage der vorgestellten Untersuchungsergebnisse nachzuvollziehen.

Zhang et al. (1996) kombinieren die DRASTIC-Methode und Simulationsmodelle, um zu Aussagen über die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Goshen County, Wyoming, USA zu kommen. Zunächst wurde mit Hilfe eines GIS eine Karte der Verschmutzungsempfindlichkeit nach dem DRASTIC-Konzept erstellt. Dabei wurden zusätzlich zu den natürlichen Faktoren das Ausmaß der Bewässerung als wichtiger anthropogener Faktor, der Einfluss auf die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit ausübt, mit einbezogen. Zum Vergleich wurden an 130 Punkten im Untersuchungsgebiet das Verhalten von gelösten Stoffen (Kontaminanden) im Bo-

densickerwasser mit Hilfe des Modells HYDRUS simuliert. Als Eingangsparameter wurde eine Infiltrationsrate von 15 cm pro Tag, eine Anfangskonzentration von 10 mg/l und eine Simulationsdauer von 100 Tagen gewählt. An den 130 Untersuchungspunkten konnten im Ergebnis der Simulation die Gesamtmenge des dem Grundwasser zugeströmten Sickerwassers, die aktuellen Bodenwassergehalte (nach 100 Tagen), die Gesamtmenge des dem Grundwasser zugeströmten gelösten Stoffes und der zeitliche Beginn der Kontamination des Grundwassers festgestellt werden. Zur Ableitung der Empfindlichkeit des Grundwassers gegenüber einer Kontamination wurde als besonders wichtiger Parameter die Gesamtmenge des dem Sickerwasser zugeströmten Stoffes angesehen und diese Ergebnisse zu Indizes zusammengefasst. Die Indizes der 130 Punkte wurde dann mit Hilfe eines GIS auf die Untersuchungsfläche regionalisiert und die aus diesem Schritt erhaltene Karte mit der Karte der Verschmutzungsempfindlichkeit nach DRASTIC verglichen. Die Autoren stellen insgesamt eine gute Übereinstimmung fest, insbesondere in denjenigen Gebieten, die durch eine hohe bis sehr hohe Verschmutzungsempfindlichkeit gekennzeichnet sind.

Mit einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch das Nematocid DCBP im Fresno County, Kalifornien, USA setzen sich Loague et al. (1998a,b) auseinander. Diese Untersuchung zielt strenggenommen nicht auf die Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit, sondern betrachtet eher das Verhalten dieses Pflanzenschutzmittels in der ungesättigten und der gesättigten Zone. Die Untersuchungen zeigen allerdings sehr deutlich das Potential von Simulationsmodellen zur Ableitung der (spezifischen) Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit. Zur Simulation des Stoffverhaltens von DCBP wurde das Modell PRZM-2 verwendet. Das Verhalten des Stoffes wurde über einen Zeitraum von 35 Jahren simuliert, unter der Annahme eines mehrfach wiederholten Auftrags (als „nonpoint source application“) auf die Bodenoberfläche. In das Simulationsmodell gehen u. a. die Prozesse der Advektion, des Abbaus, der Sorption und der Verflüchtigung ein. Im Ergebnis der Simulationen ist eine sehr große räumliche Heterogenität im Hinblick auf den Eintrag von DCBP in das Grundwasser festzustellen. Ferner folgern Loague et al. (1998a), dass bei bestimmungsmäßigem Gebrauch an den meisten der untersuchten Punkte die Konzentration von DCBP im Grundwasser unterhalb der Bestimmungsgrenze sein müsste. Die Ergebnisse der Simulation des Stoffverhaltens in der ungesättigten Zone

werden als Eintragsgrößen für den Eintrag von DCBP in das Grundwasser verwendet. Zur weiteren Beschreibung des Verhaltens von DCBP im Grundwasser verwenden Loague et al. (1998b) das Grundwasserflussmodell MODFLOW, das mit dem Modell für gelösten Stofftransport MT3D gekoppelt ist. Die Ausbreitung von DCBP wird für einen Zeitraum von 35 Jahren im Fresno County simuliert. Im Ergebnis zeigen sich lediglich die oberflächennahen, aus jüngeren Sedimenten aufgebauten Grundwasserleiter überhaupt mit DCBP kontaminiert; die simulierten Konzentrationen liegen dabei aber noch deutlich unterhalb der gesetzlich vorgeschriebenen Richtwerte. Die Autoren folgern aus ihren Ergebnissen, dass die bestimmungsgemäße Anwendung von DCBP nicht für einzelne, im Untersuchungsgebiet vorliegende „hot spots“, räumlich eng begrenzte Gebiete mit einer sehr hohen DCBP Belastung, verantwortlich zu machen sei.

Weitere Anwendungsbeispiele von Modellierungen zur Ableitung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers werden bei Behrend et al. (1996), Görres und Gold (1996) und Aliawi et al (1999) dargestellt. Eine insgesamt gute Übereinstimmung zwischen der auf der Grundlage von Modellberechnungen vorhergesagten Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit und der tatsächlichen Schadstoffbelastung von Grundwässern wird in den Untersuchungen von Carsel et al. (1985), Wagenet und Hudson (1986), Persicani 1993), Wu et al., 1996, Peters et al. (1999) und Lasserre et al. (1999) erzielt.

2.2.4 Andere Methoden zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit

In den vergangenen Jahren sind bei einigen wenigen Untersuchungen statistische Methoden zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit angewandt worden. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Zusammenhänge zwischen Grundwasserbeschaffenheit und der Vielzahl der Einflussfaktoren mit ihren gegenseitigen Wechselwirkungen generell zu komplex sind, um sie in wenigen Parametern und Indizes, klassifiziert in eine übersichtliche Anzahl von Kategorien auszudrücken.

Schleyer (1993,1994) erfasst die räumliche Verteilung verschiedener Schadstoffe (Nitrat, Triazin-Herbizide, LCKW) eines Untersuchungsgebietes. Das Auftreten dieser Schadstoffe im Grundwasser wird mit den Eigenschaften der Grundwasserüberdek-

kung statistisch korreliert. Dabei werden Flächen vergleichbarer natürlicher Ausstattung, aber unterschiedlicher Flächennutzung verglichen. Aus dem Verhältnis zwischen den im Grundwasser gemessenen Stoffkonzentrationen bei einer Flächennutzung, die keinen oder nur einen geringen Eintrag des betrachteten Stoffes in die Böden verursacht und einer Flächennutzung, die einen erheblichen Eintrag bedingt (in bezug zu Nitrat z.B. der Vergleich land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen sonst vergleichbarer naturräumlicher Ausstattung) lässt sich die relative Verschmutzungsempfindlichkeit einer gegebenen naturräumlichen Situation mittels eines Quotienten ableiten. Auf der Grundlage dieser Methode wird von Schleyer (1993,1994) für ein Untersuchungsgebiet südöstlich von Offenbach die Verschmutzungsempfindlichkeit für die o.g. Stoffe abgeleitet und in Karten dargestellt. Insgesamt erscheint diese Methode sehr aufwendig, sie erfordert eine große Anzahl von Daten zur Grundwasserbeschaffenheit sowie zu Eigenschaften der Grundwasserüberdeckung, zum Grundwasserleiter und zu nutzungsbedingten Stoffeinträgen in der Landschaft. Wahrscheinlich hat diese Methode aus diesen Gründen bisher kaum Nachahmung gefunden. Die Begründung für die Anwendung dieser statistischen Methode ist auf jeden Fall, ebenso wie die erzielten Ergebnisse, sehr gut nachvollziehbar und in jedem Falle gut belegt.

Jamet et al. (1997) untersuchen die statistischen Zusammenhänge zwischen den Chlorid-Gehalten im Rheinwasser, den Wasserständen im Rhein und den Fördermengen von Brunnen auf der Rheinniederterasse für ein Wassergewinnungsgebiet bei Straßburg. Im Ergebnis erklärt das aus den gefundenen statistischen Zusammenhängen abgeleitete Modell 86 % der in den Brunnen über einen Zeitraum von 2 Jahren bei wöchentlicher Messung festgestellten Variationen der Chloridgehalte. Diese Untersuchung verfolgt nicht primär das Ziel, die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit abzuleiten. Die Anwendung der skizzierten Methode auf die Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit liegt jedoch auf der Hand.

Tesoriero und Voss (1997) beschreiben eine statistische Untersuchung zur Ableitung der Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasser im Puget Sound Basin, Washington/USA. Dabei wird die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit auf der Grundlage statistischer Korrelationen der Beschaffenheitsdaten von über 3.000 Messstellen mit naturräumlichen Gegebenheiten und Landnutzungsdaten abgeleitet.

Die Lithologie der oberflächennahen Deckschichten, der Grundwasserflurabstand und die landwirtschaftliche Bodennutzung in einem Umkreis von ca. 3 km um die Messstelle hatten bei dieser Untersuchung den größten Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit und erschienen damit am ehesten geeignet, in einem benachbarten Gebiet die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit vorhersagen zu können.

Hebert (1999) und Hebert et al. (1991, 1992) verwenden das Auftreten von Tritium als relatives Maß für die Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit. Diese Methode geht davon aus, dass Tritium als Isotop erst nach den oberirdischen Atombombenversuche der 50er und 60er Jahre in der Atmosphäre auftritt und durch Niederschlagswasser in das Grundwasser gelangen kann. Bei Kenntnis der hydrogeologischen Randbedingungen in einem Grundwasserleiter ist daher die Ermittlung der Tritiumgehalte ein Maß für das relative Alter des Wassers bzw. des Anteils von Wasser, das nach Beginn der oberirdischen Atombombenversuche dem Grundwasserkörper zugeströmt ist, also des Jungwasseranteils. Der relative Jungwasseranteil wird von den Hebert und Mitarbeitern (1990, 1991, 1999) als Maßstab für die Geschütztheit des Grundwassers angesehen. Beispiele für die Anwendung dieser Methode werden aus dem Festgesteinsbereich (Erzgebirgisches Becken, Mülsengrund und Finnestörung) sowie dem Lockergesteinsbereich aus Brandenburg gegeben.

Die Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone stellt eine weitere Methode zur Ableitung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen dar. Entsprechende Untersuchungen wurden u.a. von Bencini et al. (1993), Merkel et al. (1993), Maxe und Johansson (1998), Seiffert und Tenholtern (1998) und Gargini und Pranzini (1999) durchgeführt. Im Rahmen der hier vorliegenden Untersuchung spielt ebenfalls die Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone in Anlehnung an die DIN 19732 (Deutsches Institut für Normung, 1997) eine zentrale Rolle zur Ableitung der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern.

2.3 Beurteilung der Entwicklung von Methoden zur Charakterisierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit

Im Vergleich zu dem Arbeitsstand, der von Vrba und Zaporozec (1994) zusammenfassend dargestellt wurde, ist eine Weiterentwicklung der Methoden zur Charakterisierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit zu erkennen. Auch wird

deutlich, dass viele Arbeiten sich nicht mit einer bloßen Ableitung der intrinsischen Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit zufrieden geben, sondern zusätzlich eine Plausibilitätsprüfung durchführen.

In den vergangenen Jahren wird die Tendenz deutlich, dass mathematische Modelle und numerische Simulationen zunehmend eine Rolle spielen. Die Mehrzahl der Arbeiten verwendet Modelle, um standortbezogen die Verlagerung von meist flächenhaft verteilten Stoffen, z.B. von Pflanzenschutzmitteln, in der ungesättigten Zone bis in das Grundwasser vorherzusagen. Die Simulationsergebnisse werden bei den meisten Arbeiten anhand der im Grundwasser gemessenen Konzentrationen der untersuchten Stoffe überprüft, und das mit mehr oder weniger guten Übereinstimmungen. Ein anderer Ansatz, der u.E. besonders interessant erscheint, besteht darin, mit Hilfe von Modellen die Ergebnisse von Punkt- und Matrixverfahren zur Vorhersage der Verschmutzungsempfindlichkeit zu überprüfen (s.u.). Die Anwendung von Modellen betrachtet immer die spezifische Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit, da als wesentlicher Parameter das Stoffverhalten in die Simulationen mit eingeht.

Matrix-/Punktbewertungsverfahren zur Untersuchung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit werden nach wie vor am häufigsten angewandt. Bei den neueren Arbeiten wird i.d.R. die vorhergesagte Verschmutzungsempfindlichkeit anhand der tatsächlichen Beschaffenheit von Grundwasser in dem untersuchten Gebiet oder durch Simulationsmodelle überprüft. Bei den hier zitierten deutschen Beiträgen trifft das allerdings, abgesehen von Magiera (1999), nicht zu.

Die Überprüfung der aufgrund von Matrix- oder Punktbewertungsverfahren ermittelte intrinsische Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit, die z.B. als Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone angegeben wird, stößt auf verschiedene Schwierigkeiten. Meistens werden für die Plausibilitätsprüfung Konzentrationen von Stoffen im Grundwasser herangezogen, die durch landwirtschaftliche Nutzung flächenhaft eingetragen werden, also Pflanzenschutzmittel und Dünger. Das Verhalten dieser Stoffe ist erstens durch die Verweilzeit in der ungesättigten Zone nicht ausreichend charakterisiert, hierzu wäre die Betrachtung von Pufferung, Sorption und Abbauprozessen nötig. Zweitens kann das Ausmaß des Eintrages dieser Stoffe räumlich stark variieren, was jedoch häufig nicht beachtet wird. Aus diesen Gründen ist es nicht weiter überraschend, dass zwischen einer vorhergesagten intrinsischen

Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit und dem tatsächlichen Zustand des Grundwassers nicht immer ein Zusammenhang besteht. Eine Überprüfung der Plausibilität der vorhergesagten intrinsischen Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit ist auch über den Einsatz von Modellen möglich, vielfach sogar erfolgversprechender. Dabei können einzelne Punkte, für die die notwendigen Daten vorliegen, im Hinblick auf das Verhalten verschiedener Stoffe modelliert werden und anschließend die Simulationsergebnisse mit der erwarteten Verschmutzungsempfindlichkeit verglichen werden. Der Vorteil besteht vor allem darin, dass an allen Punkten, an denen eine Simulation des Stoffverhalten durchgeführt werden soll, von der gleichen Eintragsituation, d.h. Konzentration und Dauer des Stoffeintrags an der Oberfläche, ausgegangen werden kann. Die Unsicherheiten mit Bezug auf den Eintrag von Stoffen, die bei einer Plausibilitätsprüfung mithilfe der tatsächlichen Grundwasserbeschaffenheit bestehen, entfallen bei der Anwendung von Simulationsmodellen mit definierten Randbedingungen.

2.4 Methodenkritik unter Beachtung der Anforderungen der WRRL zur Berichterstattung

Zur Charakterisierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Rahmen der Berichterstattung kommen grundsätzlich alle Methoden in Frage, die mit vertretbarem Aufwand in dem geforderten Maßstabsbereich flächenhafte Aussagen zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit ermöglichen. Aufgrund ihres sehr hohen Anspruchs an quantitative Daten zur Beschaffenheit der Grundwasserüberdeckung und des Grundwasserleiters, ferner an Klimadaten, kommen mathematische Modelle grundsätzlich nicht in Betracht. Vor allem auch deshalb nicht, weil mit mathematischen Modellen strenggenommen immer nur das Verhalten eines Stoffes bzw. einer Stoffgruppe im System Grundwasserüberdeckung/Grundwasserleiter charakterisiert wird. Auch statistische/geostatistische Untersuchungen erscheinen aufgrund des sehr hohen Aufwandes wenig geeignet, sie würden vielerorts Neuerhebungen von Daten erfordern, was im Rahmen der Berichterstattung an die EU jedoch für die Charakterisierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit nicht flächenhaft erfolgen soll.

Somit bleiben im wesentlichen die Verfahren der hydrogeologischen Systemanalyse und Analogieschlüsse sowie die Punkt- und Matrixbewertungsverfahren, die für die

Bearbeitung dieser Aufgabenstellung geeignet erscheinen. Es lag nahe, das in der Bundesrepublik Deutschland bereits mehrfach angewandte Verfahren der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hölting et al., 1995) anzuwenden. Dagegen, wie auch gegen andere, ähnlich aufgebaute Punktbewertungsmethoden, z.B. DRASTIC oder GOD sprachen einerseits praktische Überlegungen, andererseits aber auch wissenschaftliche Erwägungen (siehe Kap.3.1.2). Die Charakterisierung von Grundwasserkörpern eines Einzugsgebietes soll im Rahmen der WRRL in zwei Stufen erfolgen (siehe auch Kap.3.1). Im Rahmen der erstmaligen Beschreibung nach WRRL werden allgemeine und nur wenig detaillierte Grundlageninformationen ausgewertet, die gleichwohl Aussagen über die Empfindlichkeit der Grundwasserkörper gegenüber von außen eingetragenen Schadstoffen zulassen sollen. Erst in der weitergehenden Beschreibung von Grundwasserkörpern werden diejenigen detaillierten geowissenschaftlichen, flächenbezogenen Daten interpretiert, die für eine Kennzeichnung der Verschmutzungsempfindlichkeit nach einem der o.g. Punktbewertungssystemen notwendig sind. Das heißt, dass mit einem der o.g. Punktbewertungsverfahren Aussagen zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit erst im Rahmen der weitergehenden Beschreibung sinnvoll sind. Eine Charakterisierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit mit einem Punktbewertungsverfahren in der erstmaligen Beschreibung würde im Vergleich zu den im Rahmen dieser erstmaligen Beschreibung geforderten Ergebnisse einen viel zu hohen Aufwand bedeuten.

Der zweistufige Aufbau der Beschreibung der Grundwasserkörper in der WRRL ermöglicht, sich auf allgemeine Aussagen zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Rahmen der erstmaligen Beschreibung zu beschränken und detailliertere Aussagen im Rahmen der weitergehenden Beschreibung zu treffen. Eine stufenweise Bewertung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit, die Stufe 1 (erstmalige Beschreibung) oder Stufe 2 (weitergehende Beschreibung) als Ergebnis vorsieht, ist deshalb optimal für die Berichterstattung.

3 Bearbeitungsmethodik der vorliegenden Studie

3.1 Methodik zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen für die Berichterstattung im Rahmen der WRRL

3.1.1 Bearbeitungsschritte in der erstmaligen Beschreibung

Die im Rahmen der erstmaligen Beschreibung nach Anhang II der WRRL zu beurteilenden Unterlagen erlauben eine hydrogeologische Systemanalyse von Grundwasserkörpern eines Flusseinzugsgebietes. Diese hydrogeologische Systemanalyse soll es ermöglichen, die Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasserteilkörpern aufgrund ihrer physikalischen und hydrochemischen Eigenschaften sowie ihrer Zuordnung zu einem geohydraulischen Gebietstyp in allgemeiner Art zu klassifizieren.

Nach der Art des Hohlraumes von Grundwasserkörpern werden folgende Gesteinsarten unterschieden:

- Porengesteine, unverfestigt
- Poren – Kluftgesteine
- Kluftgesteine
- Karstgesteine

Die o.g. Gesteinsarten sind charakterisiert durch unterschiedliche Grundwasserführung und Abflussbedingungen. Sie unterscheiden sich in der Ausbreitungsgeschwindigkeit von Stoffen sowie in Art und Umfang der Wechselwirkung, die zwischen eingetragenen Stoffen und der Boden- bzw. Gesteinsmatrix stattfinden. Bei gleicher Belastungssituation ist daher die Auswirkung auf das Grundwasser in den verschiedenen Einheiten unterschiedlich.

Einige Eigenschaften der Grundwassereinheiten, die unmittelbar die Verschmutzungsempfindlichkeit dieser Einheiten bestimmen, sind in der Abb. 1 in vereinfachter Form dargestellt.

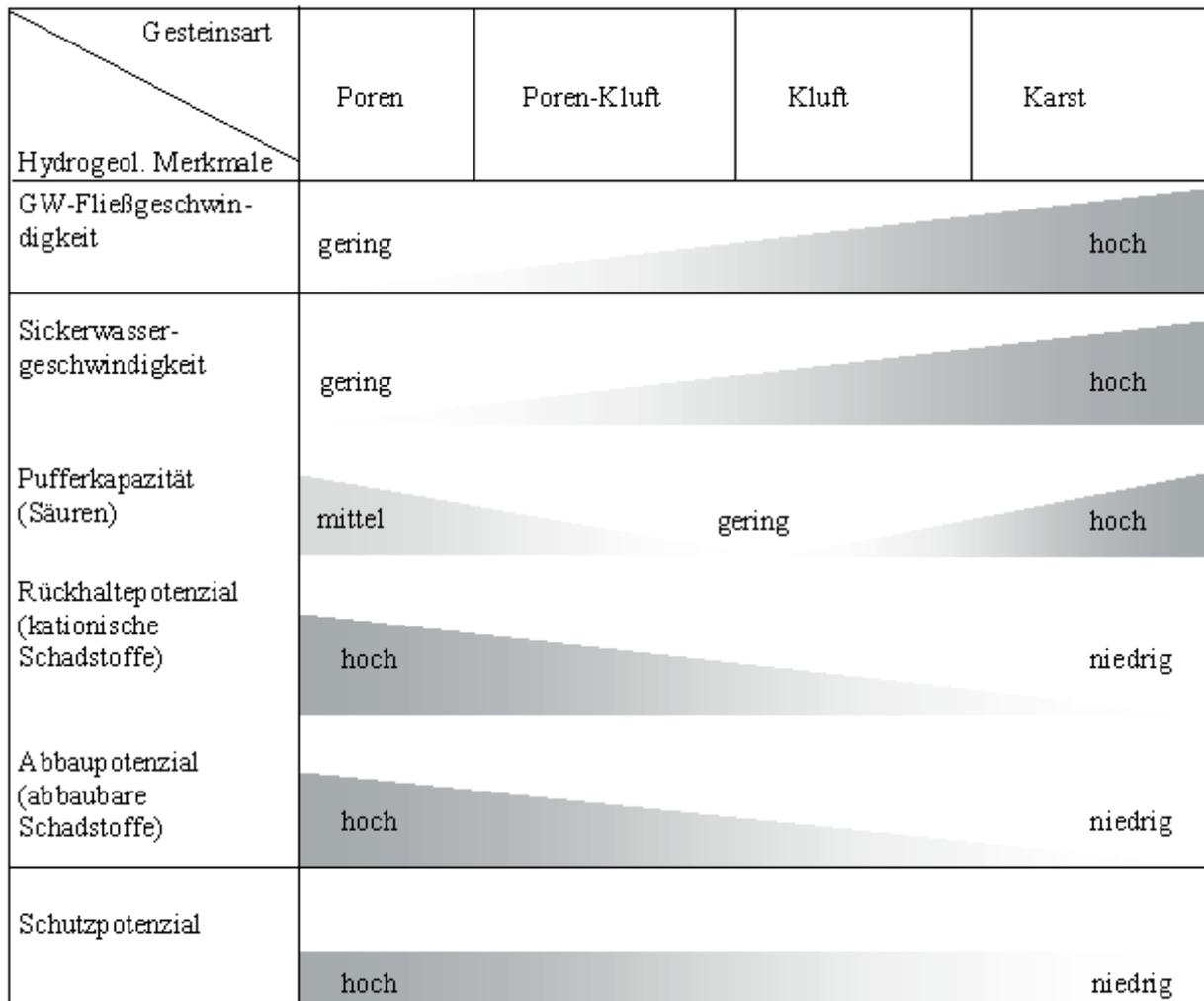


Abb. 1: Natürliches Schutzpotenzial von Grundwasserkörpern verschiedener Gesteinsarten (nach Schenk & Kaupe, 1998, verändert)

Neben den in Abb. 1 genannten Eigenschaften spielen die geochemischen Bedingungen des Grundwasserleiters für Prozesse, die Einfluss auf die Wirkung, den Abbau, die Pufferung von potentiellen Schadstoffen haben, eine Rolle. Daher wird eine weitere Gliederung in geochemische Gesteinstypen nach vorherrschenden geochemischen Eigenschaften in

- organische Gesteine
- silikatische Gesteine
- carbonatische Gesteine
- sulfatische Gesteine

und deren Mischtypen vorgenommen.

Der **geohydraulische Gebietstyp** ist maßgeblich für die Ableitung der Verschmutzungsempfindlichkeit. Grundsätzlich sind die folgenden geohydraulischen Gebietstypen zu unterscheiden:

Grundwasserneubildungsgebiete (Recharge areas), mit dominierenden abwärts gerichteten Druckgradienten bei ungespannten Grundwasserdruckverhältnissen und einem Flurabstand größer 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.

Grundwasserentlastungsgebiete (Discharge areas), mit dominierender Grundwasserzehrung sowie aufsteigenden Druckgradienten und einem Flurabstand < 2 m.

Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung, mit Kluftgrundwasserleitern sehr geringer Gesamtporosität und sehr geringer gesättigter Wasserleitfähigkeit

In **Neubildungsgebieten** (Abb. 2, links) gelangen Schadstoffe durch die ungesättigte Zone in das Grundwasser und können sich großflächig über den gesamten und/oder in tiefere GW-Leiter verteilen. Neubildungsgebiete sind daher stets als **verschmutzungsempfindlich** zu charakterisieren. Die Transportgeschwindigkeit der Schadstoffe und ihre Konzentration im Grundwasser sind im wesentlichen von der Mächtigkeit der ungesättigten Zone, von den lithologischen Eigenschaften der Gesteine, der Feldkapazität der ungesättigten Zone sowie der Sickerwassermenge abhängig. Neubildungsgebiete i.e.S., also solche Gebiete mit sandiger Grundwasserüberdeckung können im allgemeinen als stärker verschmutzungsempfindlich eingeschätzt werden als Gebiete mit eingeschränkter Neubildung, in denen aufgrund der bindigen Anteile der Grundwasserüberdeckung ein verzögerter Stofftransport zum Grundwasser angenommen werden kann. Eine detaillierte Kennzeichnung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit in Neubildungsgebieten

(Neubildungsgebiete i.e.S. und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung) erfolgt in einem zweiten Bearbeitungsschritt (siehe Kap.3.1.2)

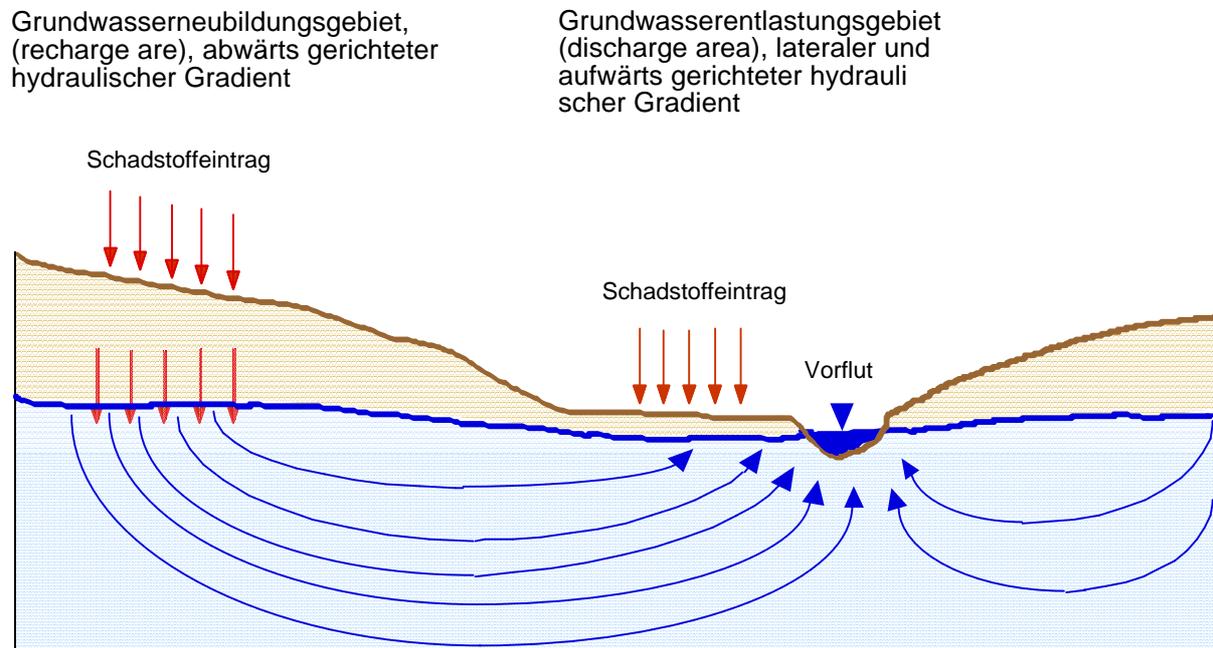


Abb. 2: Abflussverhältnisse der geohydrologischen Gebietstypen Grundwasserneubildungsgebiet und Grundwasserentlastungsgebiet (nach Lawa, 2000, verändert)

Entlastungsgebiete (Abb. 2, Mitte) zeichnen sich durch hoch anstehendes Grundwasser und eine im Jahresverlauf überwiegende Grundwasserzehrung aus. Saisonal kann es jedoch auch zu einem abwärts gerichteten Sickerwasserstrom mit einer Verlagerung von Schadstoffen in das Grundwasser kommen. Aufgrund der geringen Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung werden Entlastungsgebiete **grundsätzlich** als **empfindlich** charakterisiert. Im Gegensatz zu den Neubildungsgebieten wirkt sich jedoch der Schadstoffeintrag aufgrund der überwiegend aufwärts gerichteten Grundwasserbewegung nur räumlich begrenzt auf das Grundwasser aus. Entlastungsgebiete sind daher grundsätzlich als Gebiete mit hoher Empfindlichkeit des Grundwassers zu kennzeichnen, in denen die Auswirkung von Stoffeinträgen auf das Grundwasser oft räumlich begrenzt ist. Diese Gebiete stellen ferner Grundwasserkörper dar, bei denen direkt abhängige Oberflächengewässer-Ökosysteme vorhanden sind und die deshalb als besonders sensibel für Wechselwirkungsprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser gelten.

Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung sind durch sehr geringe Ergiebigkeiten und überaus geringen Austausch zu den benachbarten Grundwasserkörpern gekennzeichnet. Aufgrund dieser spezifischen Eigenschaften sind es i.d.R. Gebiete mit **geringer Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit**. Aufgrund ihrer geringen wasserwirtschaftlichen Relevanz bedürfen diese Gebiete keiner weitergehenden Beschreibung.

Zur Kennzeichnung der Grundwassereinheiten und der geohydraulischen Gebietstypen werden ausschließlich Merkmale der Grundwasserüberdeckung herangezogen. Grundlage für die räumliche Abgrenzung sind die Geologische Übersichtskarte 1.200.00 (GÜK 200) bzw. 1.100.000 (GÜK 100), bzw. ihre Umattributierung in der Hydrogeologischen Übersichtskarte HÜK 200 bzw. HÜK 100 sowie bodenkundlichen Übersichtskarten (BÜK). Auf der Grundlage dieser Kartenwerke ist es möglich, die allgemeine Charakteristik der Schichten des Einzugsgebietes, aus dem der Grundwasserleiter angereichert wird, sowie die dominierenden unterirdischen Abflussbedingungen hinreichend genau zu kennzeichnen.

Die räumliche Abgrenzung von Gesteinsarten der Grundwasserkörper kann unmittelbar auf der Grundlage der GÜK 200 bzw. GÜK 100 sowie ihrer Umattributierung in einer Hydrogeologischen Übersichtskarte (HÜK 200 bzw. HÜK 100) erfolgen.

Eine Unterscheidung der Entlastungsgebiete von den Neubildungsgebieten und den Gebieten ohne nutzbare Grundwasserführung ist anhand der flächenbezogenen Angaben der Bodenkundlichen Übersichtskarte bzw. von Bodenkarten möglich. Entlastungsgebiete sind alle Kartiereinheiten, die durch einen mittleren Grundwasserstand < 2 m gekennzeichnet sind. Diese Angaben können entweder unmittelbar aus den Legenden der Bodenkarten entnommen werden, oder aber die Grundwasserflurabstände sind in den Bodeninformationssystemen der Länder flächendeckend verfügbar. Fehlen diese Angaben, lassen sich Entlastungsgebiete durch die Zuordnung von Grundwasserflurabständen zu den genetischen Bodentypen recht genau abgrenzen. Zu Entlastungsgebieten sind die Flächen derjenigen Leitbodengesellschaften zu rechnen, in denen Bodentypen, die durch einen mittleren Grundwasserstand < 20 cm gekennzeichnet sind, mindestens überwiegend auftreten (im Sinne der KA 4 (Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN, 1994)). Hierzu zählen z.B. sämtliche Leitbodengesellschaften, in denen überwiegend Gleye, Niedermoore und verschiedene Auenbö-

den, ferner Gley-Subtypen von terrestrischen Bodentypen sowie Gley-Varietäten von terrestrischen Bodentypen anzutreffen sind.

Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung können auf einfache Weise unmittelbar aus den Angaben der Hydrogeologischen Übersichtskarte aufgrund von k_f -Werten $< 10^{-9}$ m/s ausgegrenzt werden.

Die Neubildungsgebiete werden ferner in Neubildungsgebiete mit sandiger Grundwasserüberdeckung (Neubildungsgebiete im engeren Sinne) und Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung, die sich durch wechselhaften Aufbau bzw. eine bindige Grundwasserüberdeckung auszeichnen, unterschieden. Grundlage dazu sind die lithologischen Angaben der Geologischen Übersichtskarten sowie die Bodenartenansprachen der Bodenkarten bzw. Bodenkundlichen Übersichtskarten.

Die zur Durchführung der oben skizzierten Arbeiten benötigten Kartenwerke stehen in der Bundesrepublik Deutschland weitgehend zur Verfügung (Geologische Übersichtskarte 1:200.000) bzw. sind zur Zeit in Bearbeitung (Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000, Bodenkundliche Übersichtskarte 1:200.000). Dort, wo die Bodenkundliche Übersichtskarte 1:200.000 noch nicht vorliegt, kann zumindest in Teilflächen auf Bodenkarten bzw. auf Bodeninformationssysteme in größeren Maßstäben zurückgegriffen werden. Die Karten der Bodenschätzung sind hingegen nur sehr eingeschränkt verwendbar, da sie keine genaueren Aussagen zum Grundwasserflurabstand im Bereich 0 – 2 m zulassen.

3.1.2 Bearbeitungsschritte in der weitergehenden Beschreibung

Eine weitergehende Charakterisierung der Verschmutzungsempfindlichkeit der Grundwasserkörper in Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung soll im Rahmen der weitergehenden Beschreibung erfolgen. Dieses geschieht entsprechend Definition durch die Ermittlung der Verweilzeit des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung. Dazu werden die die Verweilzeit bestimmenden Parameter Grundwasserflurabstand, Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung und Grundwasserneubildungsrate ermittelt und nach den Regeln der DIN 19732 „Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nicht sorbierbaren Stoffen“ (Deutscher Normenausschuss, 1997) verknüpft. Die notwendigen Eingangsdaten zur Feldkapazität können aus den o.g. geowissenschaftlichen

Grundlagen unmittelbar übernommen oder abgeleitet werden. Die flächenbezogenen Grundwasserneubildungsraten können ebenfalls aus bestehende Kartenwerken übernommen oder aus klimatologischen Grundlagen, flächenbezogenen Landnutzungs- und Bodendaten durch geeignete Modelle berechnet werden. Zur Anwendung der o.g. DIN sind Grundwasserflurabstandspläne unverzichtbar. Die Grundwasserflurabstände können entweder aus bestehenden Unterlagen übernommen werden oder es müssen Grundwasserflurabstandspläne aus Grundlageninformationen erzeugt werden.

Die Abbildungen 3 bis 6 geben einen schematisierten Überblick über die Informationsinhalte der o.g. geowissenschaftlichen Grundlagenkarten sowie die für die Berechnung der Verweilzeit notwendigen Attributierungs- und Interpretationsschritte. Die Bodenkarten (Abb. 3) liefern Informationen zu den Grundwasserflurabständen und den Bodenarten, die insbesondere zur Abgrenzung der geohydraulischen Gebietstypen (vgl. Kap. 3.1.1) von Bedeutung sind. Ferner geben die Bodenkarten Aufschluss über die Feldkapazität des Bodenraums (0 – 2 m) und sie liefern Informationen zur Grundwasserneubildung. Die geologischen Übersichtskarten (Abb. 4) lassen einerseits Rückschlüsse auf die hydrogeologischen Gesteinseigenschaften der Grundwasserkörper zu (vgl. Kap. 3.1.1). Andererseits können aus den lithologischen Angaben die Feldkapazitäten der Grundwasserüberdeckung unterhalb der Bodenzone bis zum Grundwasseranschnitt abgeleitet werden. Die Abb. 5 erläutert die Herstellung eines Grundwasserflurabstandsplanes aus Grundlageninformationen.

Aus der Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung (Summe aus Feldkapazität des Bodens und der Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung unterhalb des Bodens bis zum Grundwasseranschnitt), dem Grundwasserflurabstand und der Grundwasserneubildungsrate werden durch die Anwendung der DIN 19732 Flächen der Verweilzeiten des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung ermittelt (siehe Abb.6 und Kap. 5.2.5). Die Verweilzeiten sind dabei als relatives Maß für die Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasserkörpern im Sinne der in Kap. 1.3 genannten Definition zu verstehen. Eine beispielhafte Zuordnung von Verweilzeitklassen zu Empfindlichkeitsstufen ist im Rahmen des vorliegenden Forschungsvorhabens erfolgt (siehe Anlagen 14, 14a, 14b, und 16). Die berechnete Verweilzeit an sich ist nur für das Sickerwasser selbst sowie darin gelöste Stoffe, die sich wie ideale Tracer

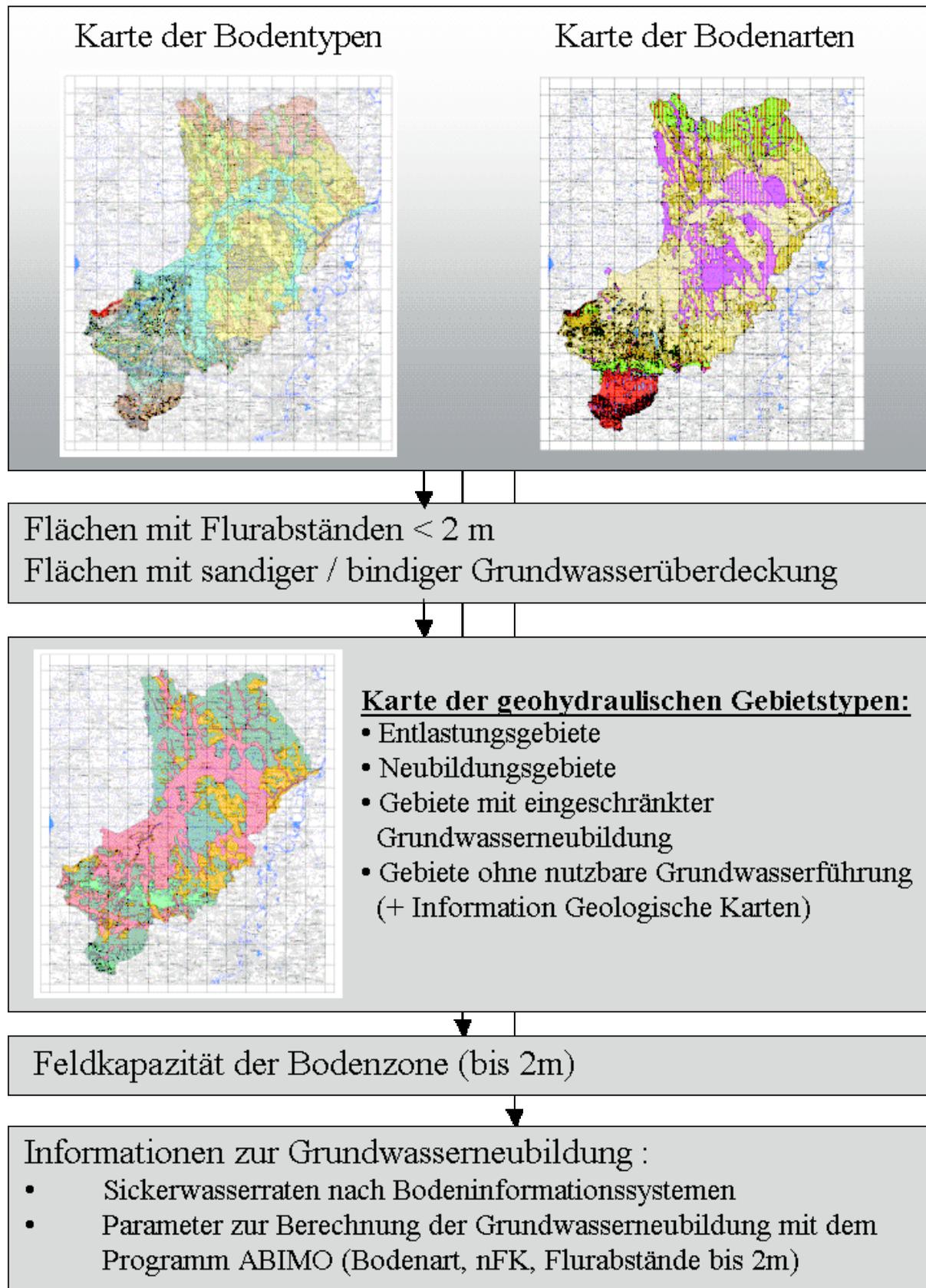


Abb. 3: Informationsgehalt von Bodenkarten zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen

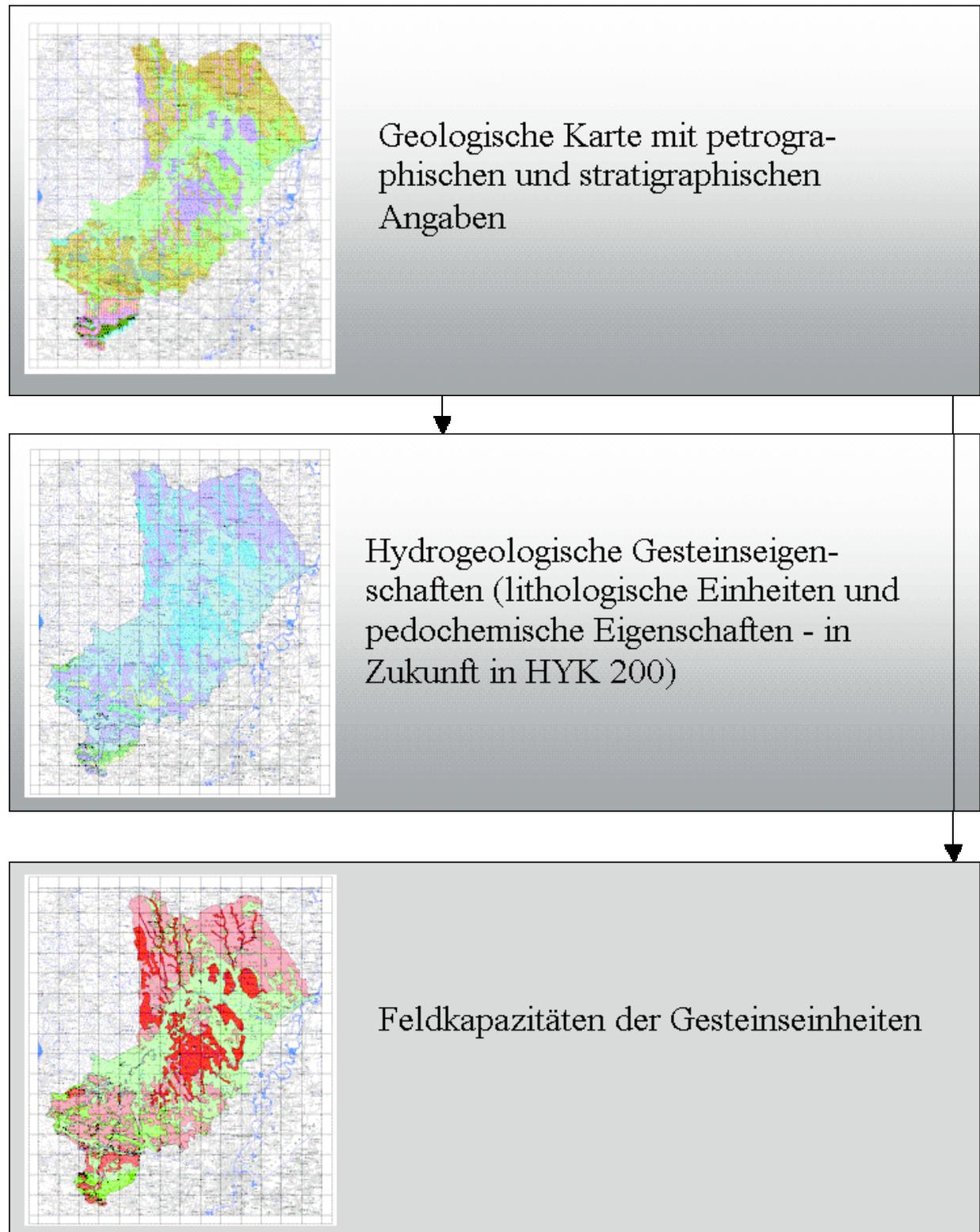


Abb. 4: Informationsgehalt von Geologischen Übersichtskarten zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen

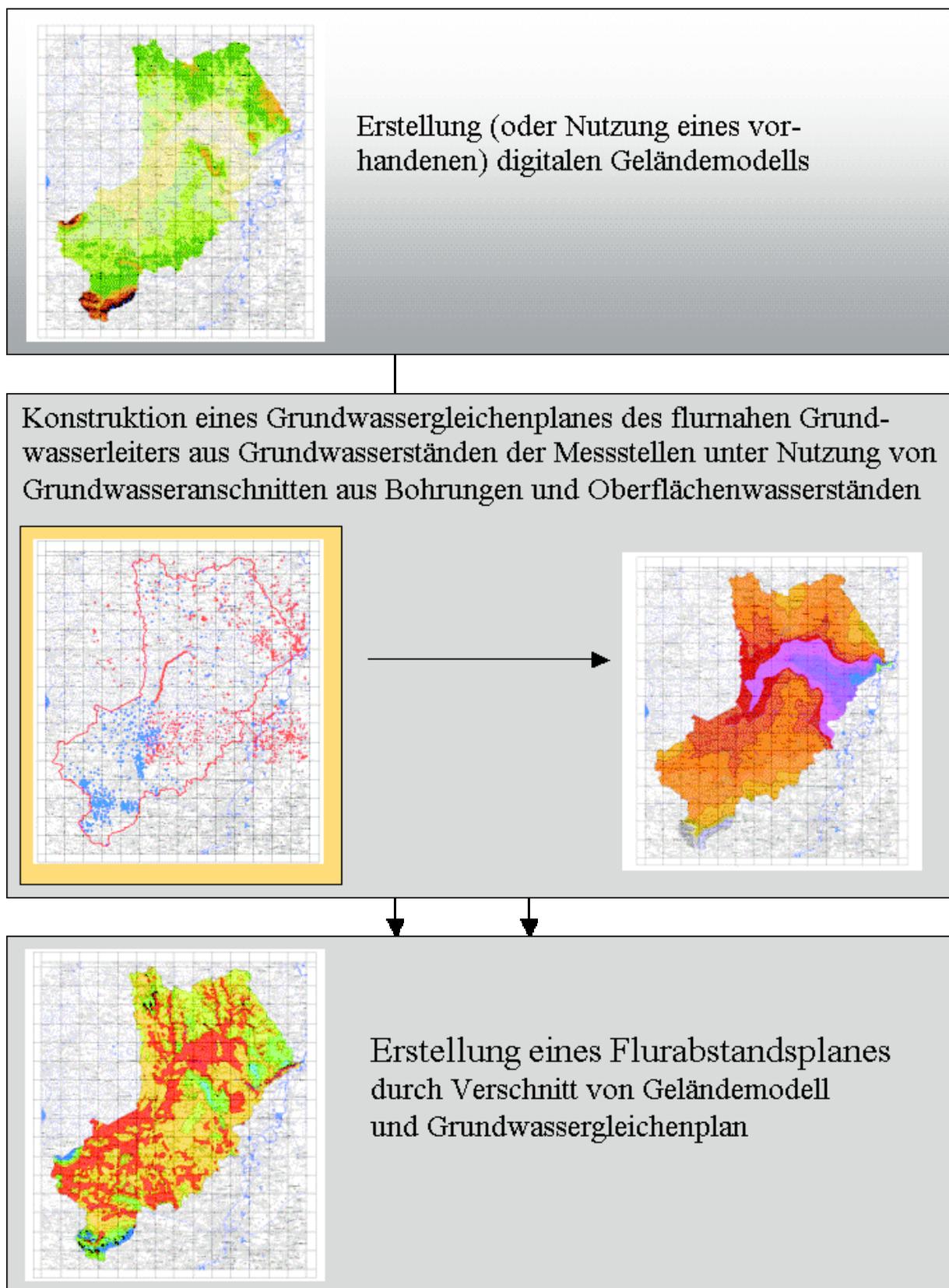
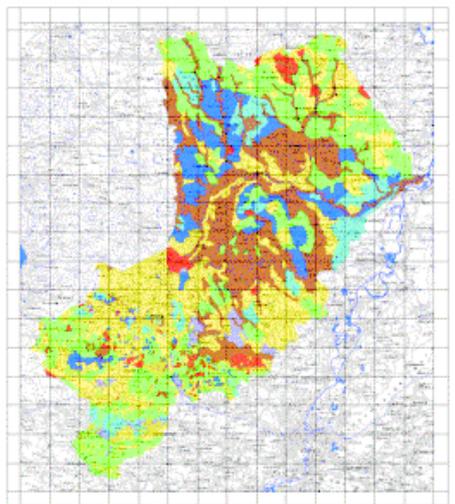
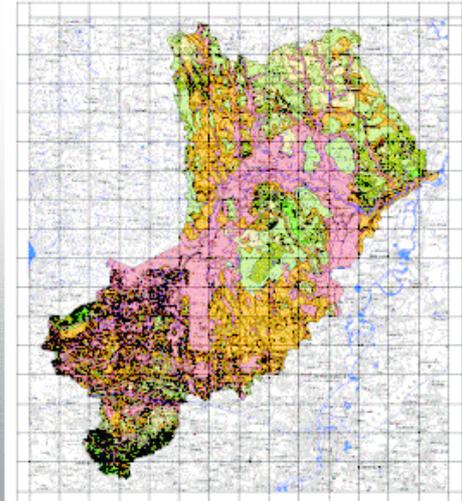


Abb. 5: Erstellung eines Grundwasserflurabstandsplans

aus :

- Karte der Feldkapazität der Bodenzone
- Karte der Feldkapazität der Gesteine
- Flurabstandsplan

Erstellung der **Karte der Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung**



Erstellung (oder Nutzung einer vorhandenen) **Karte der Grundwasserneubildung**

z.B. nach

- Verfahren von Dörhöfer/Jossopait
- ABIMO
- Bodeninformationssysteme der Länder unter Berücksichtigung der Flächennutzung (Corine oder Atkis)

- Flächenbezogene Verrechnung der
- Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung
 - der Grundwasserneubildung nach der DIN 19732

Ergebnis:

Verweilzeiten des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung

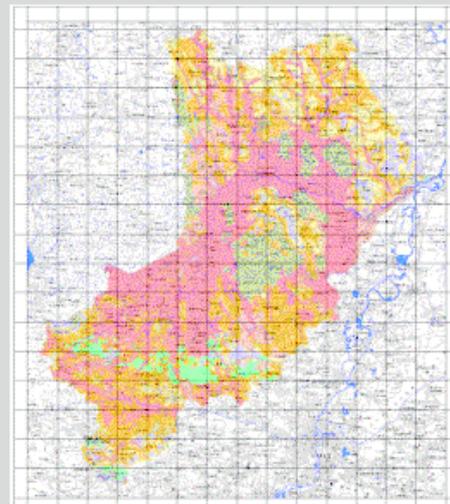


Abb. 6 Schema zur Berechnung von Verweilzeiten

verhalten zutreffend. Darüber hinaus lässt sich durch die Verweilzeit eine relative Abschätzung von Potenzialen, die die Stoffverlagerung mit dem Sickerwasser beeinflussen, ableiten. So bedeuten hohe Verweilzeiten auch höhere Potenziale für Stoffumwandlungsprozesse in der Sickerzone, da längere Zeiträume zur Verfügung stehen. Daneben weisen Bereiche mit hoher Verweilzeit i.d.R. auch höhere Potenziale für Stoffbindungsprozesse auf, da die Feldkapazität einer lithologischen Einheit ebenso wie die Kationenaustauschkapazität von der Korngrößenverteilung abhängen (siehe Kap. 7).

3.2 Vergleich mit der Methodik der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland (Hölting et al., 1995)

Die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung angewandte Methodik unterscheidet sich durch die zweistufige Vorgehensweise, die der Beschreibung der Grundwasserkörper nach Anhang II der WRRL Rechnung trägt von der Methodik der Geologischen Landesämter (Hölting et al., 1995). Die Bearbeitungsschritte zur Ableitung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit, die im Rahmen der Erstmaligen Beschreibung nach WRRL hier vorgeschlagen werden, sind an keiner Stelle mit der Methodik der Geologischen Landesämter vergleichbar, da darin vergleichbare Bearbeitungsschritte nicht enthalten sind. Mit Blick auf die Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung (Hölting et al., 1995) und die Berechnung der Verweilzeiten nach DIN 19732 (die hier vorgeschlagene Methodik, im weiteren auch „Methodik nach BTU“ genannt), werden allerdings sehr ähnliche Parameterkonstellationen betrachtet. Diese sind in der Tabelle 1 gegenübergestellt.

Folgende wesentliche Merkmale kennzeichnen dabei die Methodik nach BTU:

- Es wird mit bodenkundlich / geologisch definierten Flächen gearbeitet.
- Die Feldkapazität wird einheitlich für die gesamte ungesättigte Zone aus den lithologischen Eigenschaften der Grundwasserüberdeckung abgeleitet.
- Die Sickerwasser- bzw. Grundwasserneubildungsrate geht als konkrete Zahl und nicht als Korrekturfaktor („Faktor W“ Methodik der Geologischen Landesämter) in die weitere Berechnung ein.

- Die Verweildauer ist das direkte Ergebnis der drei eingehenden Parameter Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung, Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung und Sickerwasserrate und deren Verknüpfung nach den Regeln der DIN 19732. Es handelt sich dabei um konkrete Zeitangaben. Diese Zeitangaben können in beliebigen Klassierungen (Jahren) angegeben werden.

Tabelle 1: Datenanforderung zur Ermittlung der Verweilzeit nach DIN 19732 und zur Kennzeichnung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung nach der Methode der Geologischen Landesämter (Hölting et al., 1995)

Methode	Boden	Ungesättigte Zone		GW-Neubildungsrate
		Lithologische Eigenschaften	Schichtmächtigkeiten, Grundwasserflurabstand	
Geol. Landesämter				
Eingehender Parameter	nFK 0 -10 dm	Bodenarten (KAK) der Deckschichten	Schichtmächtigkeiten	GW-Neubildungsrate
Abgeleiteter Parameter	Punktzahl	Punktzahlen der Deckschichten	Faktor für Punktzahlen	Korrekturfaktor
DIN 19732				
Eingehender Parameter	Bodenarten 0 – 20 dm	Bodenarten der Deckschichten	Schichtmächtigkeiten	GW-Neubildungsrate
Abgeleiteter Parameter	Feldkapazität 0 – 20 dm	Feldkapazitäten der Deckschichten	Faktor für Feldkapazität	Quotient

Bei der Methodik der Geologischen Landesämter (Hölting et al., 1995) gehen ebenfalls lithologische Eigenschaften der Grundwasserüberdeckung, die Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung sowie die Grundwasserneubildungsrate ein. Den lithologischen Eigenschaften der Grundwasserüberdeckung werden dann aber Punktzahlen zugeordnet. Die Zuordnung dieser Punktzahlen folgt jedoch keinem einheitlichen Prinzip. Sie werden im Boden (0-1m) aus Stufen der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (zur Vereinfachung grundsätzlich als 10 dm mächtig angenommen) abgeleitet.

In der darunter folgenden ungesättigten Zone basiert hingegen die Zuweisung von Punktzahlen auf der Kationenaustauschkapazität, sofern es sich um Lockergesteine bzw. stärker verwitterte Festgesteine handelt. Festgesteinen werden hingegen Punktzahlen aufgrund textueller und struktureller Eigenschaften zugewiesen. Die Punktzahlen jeder einzelnen Schicht werden mit Faktoren für die jeweilige Schichtmächtigkeit multipliziert und mit Gewichtungsfaktoren, die aus der Grundwasserneubildungsrate abgeleitet werden, multipliziert. Besondere hydrogeologische Situationen führen zu Punktzuschlägen, bei gespannten Grundwasserverhältnissen werden 500 Punkte, bei artesischem Grundwasser 1500 Punkte hinzugerechnet.

Im Ergebnis stehen nach der Methodik nach (Hölting et al. 1995) Punktzahlen, die dann allerdings mit „Größenordnungen der Verweildauer“ gleichgesetzt werden. (z.B. 2000 - 4000 Punkte = „hohe“ Gesamtschutzfunktion mit „10-25 Jahre“ abgeschätzter Verweildauer). Dieses Vorgehen erscheint fraglich, denn konkret wird nach der Methodik der Geologischen Landesämter (Hölting et al. 1995) an keiner Stelle die Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone berechnet.

Bei beiden Methoden gehen in die Bewertung die gleichen Eigenschaften ein. Dieses sind neben der Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung insbesondere die lithologischen Eigenschaften (Textur, Struktur) der Gesteine in der ungesättigten Zone. Dementsprechend kann davon ausgegangen werden, dass trotz der dargestellten Unterschiede die Aussagen zur Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung für das Grundwasser nach beiden Methoden zu insgesamt vergleichbaren Ergebnissen führt. Die Grundwasserneubildungsrate hat jedoch auf die Berechnung der Verweilzeit nach DIN 19732 einen wesentlich stärkeren Einfluss als auf die Ermittlung von Punktzahlen und den diesen Punktzahlen zugewiesenen Größenordnungen der Verweilzeiten des Sickerwassers nach der Methode der Geologischen Landesämter (Hölting et al., 1995). Diese Zusammenhänge werden in den Tabellen 2 – 4 anhand eines Beispiels demonstriert. Tabelle 2 stellt beispielhaft für ein Modellprofil im Lockergestein die Ableitung der Feldkapazität (nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA 4, Ad-hoc AG Boden, 1994) und von Punktzahlen nach Hölting et al. (1995) dar.

In der Tabelle 3 ist die Berechnung der Verweilzeit nach DIN 19732 für dieses Modellprofil bei einer angenommenen Grundwasserneubildungsrate von 300 mm sowie die Ermittlung der Punktzahl S und die der ermittelten Punktzahl entsprechende

Größenordnung der Verweilzeit nach der Methode der geologischen Landesämter (Hölting et al., 1995) dargestellt.

Bei einer angenommenen Grundwasserneubildungsrate von 300 mm unterscheiden sich die nach der DIN 19732 berechnete Verweilzeit von 5 Jahren nicht von der nach der Methode der Geologischen Landesämter für dieses Modellprofil ermittelte Größenordnung der Verweildauer von 3 – 10 Jahren.

Tabelle 2: Ableitung von Feldkapazität und Punktzahl eines Modellprofils Lockergestein

Tiefe	Mächtigkeit (dm)	Bodenart	nFK (%)	FK (%)	nFK (mm)	FK (mm)	Punktzahl
0 -25 cm	2,5	Su2, h3	17,0	25,0	43	63	
25 - 50 cm	2,5	Ut2, h2	25,5	37,5	64	94	
50 - 100 cm	5,0	Ut2, h0	25,0	36,0	125	180	500
100 - 200 cm	10,0	Sl3		26,0		260	90
200 - 300 cm	10,0	Sl2		24,0		240	60
300 - 500 cm	20,0	Ls2		33,5		670	400
Summe	50,0					1507	1050

Tabelle 3: Berechnung der Verweilzeit nach DIN 19732 und der Punktzahl S des Modellprofils Lockergestein bei 300 mm Grundwasserneubildungsrate

Verweilzeit nach DIN 19732		Punktzahl nach SGD	
Grundwasserneubildung (mm):	300,0	Punktzahl Boden	500,0
mittlere Feldkapazität (mm/dm)	30,1	Punktzahl unges. Zone	550,0
Mächtigkeit der ung. Zone (dm)	50,0	Korrekturfaktor für GWNB	1,25
Sickergeschwindigkeit (dm*a ⁻¹)	10,0	Punktzahl S	1313
Verweilzeit (a)	5	Größenordnung der Verweilzeit (a)	3 – 10

Bei einer angenommenen Grundwasserneubildungsrate von 50 mm berechnet sich für das Modellprofil Lockergestein die Verweilzeit nach DIN 19732 mit 30 Jahren (Tabelle 4). Die Größenordnung der Verweilzeit dieses Modellprofils nach der Methode der Geologischen Landesämter (Hölting et al., 1995) liegt bei 50 mm Grundwasserneubildungsrate bei 3 – 10 Jahren, also genauso hoch wie bei 300 mm. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass sich die beiden Methoden u.a. in der Bedeutung der Grundwasserneubildung für die Ableitung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen deutlich unterscheiden.

Tabelle 4: Berechnung der Verweilzeit nach DIN 19732 und der Punktzahl S des Modellprofils Lockergestein bei 50 mm Grundwasserneubildungsrate

Verweilzeit nach DIN 19732		Punktzahl nach SGD	
Grundwasserneubildung (mm):	50,0	Punktzahl Boden	500,0
mittlere Feldkapazität (mm/dm)	30,1	Punktzahl unges. Zone	550,0
Mächtigkeit der ung. Zone (dm)	50,0	Korrekturfaktor für GWNB	1,75
Sickergeschwindigkeit (dm*a ⁻¹)	1,7	Punktzahl S	1838
Verweilzeit (a):	30,1	Größenordnung der Verweildauer (a)	3 – 10

4 Untersuchungsgebiet zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen

4.1 Auswahl eines geeigneten Untersuchungsgebietes

Für die beispielhafte Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit nach der hier vorgeschlagenen Methodik wurde ein Flusseinzugsgebiet 2. Ordnung, das eine Fläche von 1515 km² ausmacht, ausgewählt. Dieses Einzugsgebiet der **Großen Aue** liegt im südlichen Niedersachsen und nördlichen Nordrhein-Westfalen, es ist Teileinzugsgebiet der mittleren Weser.

Der größte Teil dieses Einzugsgebietes liegt im norddeutschen Flachland, ein wesentlich kleinerer Teil wird im südlichen Bereich mit den Ausläufern des Wiehengebirges von Festgesteinen eingenommen. Dieses Einzugsgebiet ermöglicht daher eine erste Einschätzung, wie diese Methodik in Lockergesteinen und wie in Festgesteinen anwendbar ist, welche Schwierigkeiten in solchen Gebieten zu erwarten und welche Methodenmodifikationen bei der Charakterisierung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit in Locker-, und welche in Festgesteinen durchzuführen sind.

Ein zweites Untersuchungsgebiet zur beispielhaften Bearbeitung war ursprünglich im Einzugsgebiet der Naab in Bayern vorgesehen. Dort zeigte sich die Datenlage jedoch als zu lückenhaft, um in angemessener Zeit eine Bearbeitung nach der hier vorgeschlagenen Methode zu ermöglichen, so dass auf die Bearbeitung dieses Gebietes verzichtet wurde.

Das Untersuchungsgebiet der Großen Aue liegt mit etwa zwei Dritteln der Fläche in Niedersachsen und zu einem Drittel in Nordrhein-Westfalen. Diese Situation ermöglicht es, die besonderen Probleme zu erkennen und aufzuzeigen, die dadurch entstehen, dass die zur Bearbeitung notwendigen Daten aus zwei Bundesländern angefordert werden müssen.

In dem Einzugsgebiet der Großen Aue ist eine insgesamt sehr gute Datenlage im Hinblick auf geologische und bodenkundliche Grundlagen gegeben. Das liegt insbesondere daran, dass in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen bodenkundliche Informationen in Form von Bodeninformationssystemen in einer GIS-kompatiblen Form

vorgehalten werden und zur Verfügung gestellt werden konnten. Ebenso konnten die notwendigen Geologischen Übersichtskarten im Maßstab 1:200.000 bzw. 1:100.000 (GÜK 200 bzw. GÜK 100) und die daraus durch Umattributierung abgeleiteten Hydrogeologischen Übersichtskarten (HÜK 200 bzw. HÜK 100), in GIS kompatibler, digitaler Form genutzt werden.

In dem Einzugsgebiet der Großen Aue wurde zeitgleich ein weiteres Projekt zur beispielhaften Anwendung der WRRL durchgeführt („Pilotprojekt zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Modellhafte Erstellung eines Bewirtschaftungsplanes am Beispiel des Teileinzugsgebietes Große Aue im Flussgebiet der Weser“, Bearbeiter: F+N Umweltconsult, Hannover). Auf zahlreiche Datensätze, die für die Bearbeitung dieses Projektes zusammengetragen worden waren, konnte ebenfalls zurückgegriffen werden.

4.2 Daten und Unterlagen zur beispielhaften Anwendung der Methodik im Untersuchungsgebiet Große Aue

Zur Charakterisierung der Verschmutzungsempfindlichkeit der Grundwasservorkommen in dem Bearbeitungsgebiet Große Aue wurden die folgenden Daten und Unterlagen angefordert und verarbeitet (siehe Tabelle 5):

Tabelle 5: Dateninput zur Charakterisierung der Verschmutzungsempfindlichkeit im Untersuchungsgebiet Große Aue

	Karten-/Datenwerk	Datenformat	Behörde oder Betrieb
Niedersachsen Flächendaten	Bodenkundliche Übersichtskarte im Maßstab 1:50.000 (BÜK 50) aus dem Niedersächsischen Bodeninformationssystem, mit ausgewerteten Karten zu: Grundwasserflurabstand, Sickerwasserrate, Kapil. Aufstieg, Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums, Feldkapazität 0 - 20 dm	E/OO, Legendeninhalt in Access	Niedersächsisches Landesamt für Bodenfor-schung (NLfB)
	Geologische Übersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (GÜK 200), Hydrogeologische Übersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (HÜK 200)	Arc View Shape	Niedersächsisches Landesamt für Bodenfor-schung (NLfB)

	Karten-/Datenwerk	Datenformat	Behörde oder Betrieb
	Grundwasserneubildungs- raten nach Dörhö- fer/Josopait im Maßstab 1:200.000	E/00	Niedersächsisches Lan- desamt für Bodenfor- schung (NLfB)
	Digitale Karte der GW- oberfläche (5 m Linien)	E/00	Niedersächsisches Lan- desamt für Bodenfor- schung (NLfB)
Punktdaten	Schichtenverzeichnisse	Datenbank-/Tabellen- format	Niedersächsisches Lan- desamt für Bodenfor- schung (NLfB)
	Oberflächenwasser- standsdaten GW-Standsdaten Wasserstände an Vor- feldpegeln	Datenbank	Niedersächsisches Lan- desamt für Bodenfor- schung (NLfB), Wasserwerke im Untersu- chungsgebiet, Niedersächsisches Lan- desamt für Ökologie (NLÖ)
NRW Flächendaten	Bodenkundliche Über- sichtskarte 1:50.000 (BÜK 50) des Informationssy- stems Boden des Geologi- schen Landesamtes Nordrhein-Westfalen, mit ausgewerteten Karten zu: Grundwasserflurabstand, Sickerwasserrate, Kapil. Aufstieg, Nutzbare Feldka- pazität des effektiven Wur- zelraums, Feldkapazität 0- 20 dm	Arc View shape	Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (GLA-NRW)
	Geologische Übersichts- karte im Maßstab 1:100.000 (GÜK 100), Hydrogeologische Über- sichtskarte im Maßstab 1:100.000 (HÜK 100)	Arc View shape	Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (GLA-NRW)
	Grundwasserneubildungs- raten abgewandelt nach Dörhöfer/Josopait	analog	STUA Minden
Punktdaten	Schichtenverzeichnisse	Datenbank-/Tabellen- format	Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (GLA-NRW)
	Oberflächenwasser- standsdaten GW-Standsdaten Wasserstände an Vor- feldpegeln	Datenbank	Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (GLA-NRW), Wasserwerke
Länderüber- greifende Daten	Klima (Niederschlag, Gras- referenzverdunstung)	Datenbank	Deutscher Wetterdienst
	Landnutzung (Corine)	E/00	Umweltbundesamt
	Topografische Übersichts- karte 1:200.000 (TÜK 200)	ArcView shape	Bundesamt für Kartogra- phie und Geodäsie

4.3 Geologisch-morphologische Übersicht über das Untersuchungsgebiet Große Aue

Das Untersuchungsgebiet lässt sich geologisch-morphologisch in drei Teile gliedern:

Bereich 1 : Verbreitung mächtiger Lockergesteinschichten im nördlichen und zentralen Teil

Bereich 2 : Verbreitung geringmächtigen Lockergesteins über Festgestein im südlichen Teil

Bereich 3 : Festgestein des Wiehengebirges und seines Vorlandes an der Süd- und Südwestgrenze des Untersuchungsgebietes

Bereich 1

Der überwiegende Teil des Untersuchungsgebietes ist von Lockergesteinen des Pleistozäns (ältere Saalevereisung und Weichselvereisung) sowie des Holozäns bedeckt, die in diesen Regionen auch die Hauptgrundwasserleiter bilden. Saalezeitliche Ablagerungen der Drenthevereisung bauen ausgedehnte Flächen mit oberflächlich anstehenden Geschiebemergeln und glazifluvialen Sanden im nördlichen und zentralen Teil des Untersuchungsgebiets auf. Innerhalb der Lockergesteinsgebiete bilden diese die morphologisch erhöhten Flächen mit Höhenlagen von ca. 40 m bis ca. 80 m, wobei die größten Erhebungen innerhalb der Lockergesteinsgebiete (> 70 m) an Endmoränenzüge gebunden sind. Im Bereich dieser Endmoränenzüge kam es zu glazitektonischen Stauchungen und der Aufschuppung von älterem Material bis an die Oberfläche (Tertiär und Kreide als Schollen innerhalb der glaziären Ablagerungen).

Die morphologisch tieferliegenden Täler der Großen Aue und der Weser (Höhen von 20–40 m über NN) wurden im Weichselglazial und Holozän gebildet. Hier sind fluviale Sande verbreitet. Die Weichselvereisung selbst erreichte das Untersuchungsgebiet jedoch nicht. Die Sedimente stellen fluvial umgelagertes älteres Material dar.

Im Weichselspätglazial und frühem Holozän kam es zur Bildung von ausgedehnten Sandlöss- und Flugsandecken, die die älteren Lockergesteine bedecken. Im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes am Fuß und in den Hanglagen der Mittelgebirge finden sich parallel Lössdecken. Im Holozän erfolgte Ausbildung ausgedehnter Hoch- und Niedermoore.

Bereich 2 und 3

Im Süden wird das Untersuchungsgebiet durch Ausläufer des Wiehengebirges begrenzt. Es erfolgt ein stetiger Anstieg der Morphologie bis auf Höhen von ca. 250 m über NN. In diesem südlichen Bereich stehen Festgesteine oberflächlich an oder sind nur von einer geringmächtigen Lockergesteinsdecke bedeckt.

Die Festgesteine entstammen dem Mesozoikum (Jura und Kreide). Aus der Kreide sind Tonsteine und Mergelsteine verbreitet. Die Tonsteine weisen z.T. hohe organische Anteile auf (z.T. Ausbildung von Steinkohlenflözen in der Unterkreide (Wealden)). Das Wiehengebirge selbst wird aus jurassischen Tonsteinen, Mergelsteinen und Kalksandsteinen aufgebaut. Die Tonsteine des Dogger führen z.T. Gips. Im Bereich starker morphologischer Gradienten an den Hängen des Wiehengebirges kam es im Pleistozän und Holozän zur Bildung von Fließerden.

5 Anwendung der Bearbeitungsmethodik auf das Beispielgebiet Große Aue

5.1 Bearbeitungsschritte im Rahmen der Erstmaligen Beschreibung nach WRRL

5.1.1 Ermittlung der geohydraulischen Gebietstypen

Die geohydraulischen Gebietstypen Neubildungsgebiete, Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung, Entlastungsgebiete und Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung wurden durch Auswertung der Bodenkundlichen Karten BK 50 des Niedersächsischen Bodeninformationssystems bzw. des Informationssystems Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen, der Geologischen Übersichtskarte 1:200.000 (GÜK 200), der Hydrogeologischen Übersichtskarte 1:100.000 (HÜK 100 im nordrhein-westfälischen Teil des Bearbeitungsgebietes) bzw. 1:200.000 (HÜK 200 im niedersächsischen Teil des Bearbeitungsgebietes) sowie eines Grundwasserflurabstandsplan abgeleitet. Dabei wurde nach einem hierarchischen Prinzip in drei Bearbeitungsschritten verfahren.

Im ersten Bearbeitungsschritt wurden die Flächen mit einem mittleren GW-Flurabstand < 2 m als **Entlastungsgebiete** ausgeschieden. Die räumliche Abgrenzung dieser Flächen wurde im GIS unmittelbar aus den Angaben zum Grundwasserflurabstand der vorliegenden Bodenkarten aus den o.g. Bodeninformationssystemen realisiert.

Mitunter können die Angaben zum GW-Flurabstand der Bodeninformationssysteme von dem GW-Flurabstand des in dem Grundwasserflurabstandsplan (Anlage 12) betrachteten obersten genutzten Hauptgrundwasserleiters abweichen. Dieses kann insbesondere dann auftreten, wenn die hydromorphen Merkmale der kartierten Bodeneinheiten mit lokalen, geringflächig verbreiteten schwebenden GW-Stockwerken in Zusammenhang stehen und in den Bodenkarten der GW-Flurabstand dieses schwebenden Grundwassers dargestellt wird. Aus diesen Gründen ist ein Vergleich der GW-Flurabstände nach Bodenkarte mit einem GW-Flurabstandsplan, der davon unabhängig auf der Grundlage von GW-Standsmessungen erstellt wurde (s.u.), notwendig. Im Falle größerer Abweichungen der Grundwasserflurabstände nach Bo-

deninformationssystem und Grundwasserflurabstandsplan wurden die Grenzen der Entlastungsgebiete entsprechend korrigiert.

Die als Entlastungsgebiete ausgewiesenen Flächen wurden bei der folgenden weiteren Bearbeitung (Abgrenzung von Gebieten ohne nutzbare Grundwasserführung, von Neubildungsgebieten und von Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung) nicht mehr betrachtet.

Die **Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung** wurden aufgrund lithologischer Merkmale auf der Grundlage der HÜK 100 und HÜK 200 ausgewiesen. Da in diesen Gebieten keine weitergehende Kennzeichnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone stattfindet, waren die Kriterien zur Abgrenzung eng zu fassen. Die Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung sind hier als Gebiete mit Kluftgrundwasserleitern bei äußerst geringer Wasserleitfähigkeit des Grundwasserkörpers ($< 10^{-9}$ m/s definiert. Zur Ausweisung dieser Gebiete wurden die Angaben zu den Hohlraumarten der Grundwassereinheiten mit den Angaben zur Wasserleitfähigkeit der HÜK 100 bzw. HÜK 200 überlagert. Die Plausibilität der aus dieser Überlagerung erhaltenen Ergebnisse wurde durch einen Vergleich mit den Angaben zu den hydrogeologischen Eigenschaften der in diesem Gebiet vorkommenden grundwasserführenden Gesteinen nach Hagelskamp & Michel (1974) überprüft.

In dem dritten Bearbeitungsschritt wurden alle Flächen, die weder Entlastungsgebiete noch Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung sind, in **Neubildungsgebiete** und **Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung** unterschieden. Grundlage zur Unterscheidung dieser beiden Einheiten sind die Bodenarteneinheiten, die in der Karte der Bodenarten (Anlage 4) dargestellt sind¹.

Die Bewertung der Bodenartengruppen im Hinblick auf die Abgrenzung von Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung ist in Tabelle 6 dargestellt.

¹ Die Bodenartengruppen in der Karte der Bodenarten (Anlage 4) wurden erzeugt aus den Bodenartenangaben der Bodeninformationssysteme. Dabei wurden die Bodenarten und Bodenartenschichtungen zu einer übersichtlichen Anzahl von Einheiten zusammengefasst. Die Angaben zu Bodenarten und Bodenartenschichtungen sind im Bodeninformationssystem aus Nordrhein-Westfalen in der Tendenz präziser als aus Niedersachsen. Aus diesem Grunde ist die Karte der zusammengefassten Bodenarten für den westfälischen Anteil des Untersuchungsgebietes stärker generalisiert als für den niedersächsischen Anteil.

Tabelle 6: Zuordnung von Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung zu den Bodenartengruppen der Karte der Bodenarten (Anlage 4)

Bodenartengruppe	Einheit
Sand	Neubildung
Sand über Festgestein	Neubildung
Sand über tonigem Lehm	eingeschränkte Neubildung
Sand über sandigem Schluff	eingeschränkte Neubildung
Sand über lehmigem Sand	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Sand	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Sand über Festgestein	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Sand über sandigem Lehm	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Sand über Sand	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Sand über tonigem Lehm	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Sand über lehmigem Schluff	eingeschränkte Neubildung
toniger Lehm, geringmächtig ¹⁾ , über Festgestein	eingeschränkte Neubildung
sandiger Schluff	eingeschränkte Neubildung
sandiger Schluff, geringmächtig über Festgestein	Neubildung
sandiger Schluff über Festgestein	eingeschränkte Neubildung
sandiger Schluff über lehmigem Schluff	eingeschränkte Neubildung
sandiger Schluff über sandigem Lehm	eingeschränkte Neubildung
sandiger Schluff über Sand	eingeschränkte Neubildung
sandiger Lehm über Sand	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Schluff	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Schluff, geringmächtig über Festgestein	Neubildung
lehmiger Schluff über Festgestein	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Schluff über sandigem Lehm	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Schluff über sandigem Schluff	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Schluff über sandigem Lehm	eingeschränkte Neubildung
lehmiger Schluff über Sand	eingeschränkte Neubildung
Torf	eingeschränkte Neubildung
Torf über Sand	eingeschränkte Neubildung
Torf über lehmigem Schluff	eingeschränkte Neubildung

¹⁾ geringmächtig entspricht < 60 cm Schichtmächtigkeit

5.2 Bearbeitungsschritte zur Kennzeichnung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Rahmen der weitergehenden Beschreibung

5.2.1 Ermittlung der Verweilzeiten in den Neubildungsgebieten und in Gebieten mit eingeschränkter Neubildung

Die Verweilzeit in den Neubildungsgebieten und den Gebieten mit eingeschränkter Neubildung wurde analog DIN 19732 "Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nichtsorbierbaren Stoffen" berechnet. Zur Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers nach dieser Methodik werden als Eingangsparameter

- die Sickerwasserrate bzw. die Grundwasserneubildungsrate,
- die Feldkapazität der ungesättigten Zone sowie
- die Mächtigkeit der ungesättigten Zone

benötigt.

Von der o.g. DIN-Norm wurde insofern abgewichen, als die gesamte ungesättigte Zone inklusive des Wurzelraumes in die Berechnung einging.

Die Ableitung der einzelnen notwendigen Eingangsparameter wird im folgenden kurz dargestellt.

5.2.2 GW-Neubildungsrate

Die flächenbezogene Grundwasserneubildungsraten wurden nach verschiedenen Methoden ermittelt und in drei Karten dargestellt.

Grundwasserneubildungsraten nach Dörhöfer/Josopait

Die Grundwasserneubildungsrate wurde erstens für das Bearbeitungsgebiet im Maßstab 1:200.000 nach der Methode von Dörhöfer/Josopait erstellt. Im niedersächsischen Teil des Bearbeitungsgebietes wurde die digital vorliegende Karte des NLFB übernommen, für den westfälischen Teil wurde die Karte der Grundwasserneubildung im Maßstab 1:200.000 aus dem Kartenwerk "Hydrologische Grundlagen im Reg.Bez. Detmold" digitalisiert und an den niedersächsischen Teil des Untersuchungsgebietes angefügt. Die Grundwasserneubildungsrate der o.g. Karte aus dem

Kartenwerk "Hydrologische Grundlagen im Reg.Bez. Detmold" ist nach einem der Methode von Dörhöfer/Josopait leicht abgewandelten Verfahren ermittelt worden (Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, 1992). Die aus der Zusammenführung der beiden Teilkarten aus Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen entstandene Karte der Grundwasserneubildung basiert damit auf einer weitgehend einheitlichen Methodik, allerdings wurden zur Berechnung in Niedersachsen die Klimamittelwerte der Periode 1931 - 1960 verwendet, in Nordrhein-Westfalen hingegen der Periode 1951 - 1980.

Grundwasserneubildungsraten der Bodeninformationssysteme

Eine zweite Karte der flächenbezogenen Grundwasserneubildungsraten wurde aus den Bodeninformationssystemen von Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen erzeugt. Die Methoden zur Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate sind in den Bodeninformationssystemen von Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen nicht einheitlich. Im niedersächsischen Bodeninformationssystem wird die flächenbezogene Grundwasserneubildung auf der bei Müller (1997) dargestellten Grundlage ermittelt, im Informationssystem Bodenkarte des GLA Nordrhein-Westfalen nach der DIN 19687 "Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden" (Deutsches Institut für Normung, 199x), bzw. dem daraus abgeleiteten GW-Neubildungsmodell "GLADIS" (**G**eologisches **L**andesamt **D**irektabfluss **S**ickerwasser). Aus diesem Grunde liegen von den Bodeninformationssystemen zwar flächendeckende Aussagen zur Grundwasserneubildung vor, die jedoch im Gegensatz zu der o.g. Karte der GW-Neubildung nach Dörhöfer/Josopait nicht auf einer einheitlichen Methode für das gesamte Bearbeitungsgebiet beruhen.

Grundwasserneubildungsraten berechnet mit dem Modell ABIMO

Die flächenbezogene Grundwasserneubildungsrate wurde drittens nach dem Modell ABIMO (Glugla und Fürtig 1995) berechnet. ABIMO ist für die Gesamtabflussberechnung in Lockergesteinen konzipiert, aus diesem Grunde ist diese Methode in den kleinflächig verbreiteten Festgesteinsgebieten im südlichen Bearbeitungsgebiet nicht anwendbar. Zur Berechnung des Gesamtabflusses nach ABIMO wurden zunächst

aus den zur Verfügung gestellten Daten für Jahresniederschläge und Grasreferenzverdunstung (Punktdaten im Raster ca. 1km) mit einem geostatistischen Verfahren Isolinienpläne und entsprechende Flächen erzeugt und digital in ARCVIEW-Shapes abgelegt. Des Weiteren wurden die zur Berechnung benötigten bodenkundlichen Daten (Grundwasserflurabstände, Bodenarten, nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes) aus den vorhandenen digitalen Bodenkarten BK 50 der Bodeninformationssysteme sowie die Landnutzungsdaten aus der CORINE-Landnutzungsdatei (siehe Anlage 5) extrahiert und mit den Shapes der mittleren Jahresniederschläge und mittleren potentiellen jährlichen Evapotranspiration verschnitten. Der so erzeugte Datensatz wurde mit dem Programm ABIMO (Glugla und Fürtig, 1995) verrechnet und der für jede einzelne Flächen ermittelte Gesamtabfluss anschließend wieder in das GIS importiert. Die Berechnung der Grundwasserneubildung (des unterirdischen Abflusses) erfolgte anschließend durch die Multiplikation des ermittelten Gesamtabflusses mit einem Reduktionsfaktor, der das Verhältnis von unterirdischen Abfluss und Gesamtabfluss berücksichtigt (also den Gesamtabfluss um den Anteil des Oberflächen- und lateralen Abfluss korrigiert). Die Reduktionsfaktoren sind abhängig von Topographie (Geländeneigung), Bodenbeschaffenheit und Grund- bzw. Stauwasserbeeinflussung des Bodens. Die Methodenbeschreibung von ABIMO (Glugla und Fürtig 1995) macht keine konkreten Angaben über die Höhe der Reduktionsfaktoren. Entsprechende Faktoren wurden daher in Anlehnung an die Werte der DIN 19867 und Dörhöfer/Josopait 1980 abgeschätzt. Korrekturen aufgrund der Hangneigung (DIN 19867) bzw. Reliefenergie (Dörhöfer/Josopait 1980) waren im angewandten Bearbeitungsmaßstab nicht erforderlich. Innerhalb der Lockergesteinsgebiete ergeben sich im Bearbeitungsmaßstab Hangneigungen von überwiegend $< 1,5^\circ$ (bestimmt aus dem digitalen Geländemodell (100 m Raster)). In Ausnahmefällen, die im Flächenanteil jedoch unbedeutend sind, treten Hangneigungen bis $3 - 5^\circ$ auf.

Von Bedeutung für Verhältnis von unterirdischem Abfluss zu Gesamtabfluss ist insbesondere der Einfluss des oberflächennahen Grundwassers. Folgende Reduktionsfaktoren wurden abgestuft nach dem Flurabstand in Anlehnung an Dörhöfer/Josopait 1980 und DIN 19867 angesetzt:

Tabelle 7: Reduktionsfaktoren zur Ermittlung der Grundwasserneubildung aus dem Gesamtabfluss nach ABIMO in Anlehnung an Dörhöfer/Josopait 1980

Flurabstand	Verhältnis Gesamtabfluss/Grundwasserabfluss
< 1 m	2,5/1 – d.h. Grundwasserneubildung = 0,4 * Gesamtabfluss
> 1 und < 2m	2/1 - d.h. Grundwasserneubildung = 0,5 * Gesamtabfluss

5.2.3 Ermittlung der Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung

Die Mächtigkeit der ungesättigten Zone/der Grundwasserüberdeckung wurde durch Subtraktion eines Grundwassergleichenplanes vom digitalen Geländemodell bestimmt. Das digitale Geländemodell wurde durch Digitalisierung der Höhenlinien der topographischen Karten 1:50.000 und anschließende Umwandlung in ein Punktraster (Rasterpunktabstand 100 x 100 m) erzeugt. Die Erstellung eines Grundwassergleichenplanes in einem dem Geländemodell analogen Raster erfolgte durch Interpolation aus vorliegenden Punktdaten mit einem geostatistischen Verfahren (Kriging auf der Basis eines Variogramm-Modells). Zur Erstellung des Grundwassergleichenplanes standen Grundwasserstände (z.T. Zeitreihen) aus 599 Grundwassermessstellen der Landesmessnetze und Vorfeldmessstellen der Wasserwerke zur Verfügung. Aufgrund der z.T. sehr inhomogenen Verteilung dieser Messstellen (starke Häufungen im Umfeld der Wasserwerke stehen Gebiete mit sehr geringer Messstellenbelegung gegenüber) wurden zusätzlich Grundwasseranschnitte aus Schichtenverzeichnissen der Bohrungen verwendet (insgesamt 704 Grundwasserstandsangaben). Weiterhin standen Messreihen zu Oberflächenwasserständen der Großen Aue und ihrer Nebenflüsse aus vier Oberflächenwassermessstellen zur Verfügung. Die Erstellung eines stichtagsbezogenen Gleichenplanes war aufgrund dieser heterogenen Datenlage (räumlich und zeitlich) nicht möglich. Es wurde ein Gleichenplan der mittleren Grundwasserstände berechnet. Um die Messstelledichte nicht zu reduzieren, wurde für jede Messreihe der jeweilige Mittelwert gebildet und verwendet. Die Daten der Grundwasseranschnitte der Schichtenverzeichnisse stammen aus einem sehr großen Zeitraum und repräsentieren dadurch vielfach keine mittleren Wasserstandssituationen. Zur Maximierung der räumlichen Datendichte wurden sie jedoch ohne Einschränkung des Zeitraumes verwendet. Der berechnete Isolinienplan wurde anhand der Morphologie, der Flurabstandsangaben der Bodenkarten und der Oberflächenwasserstände auf Plausibilität geprüft und weiter optimiert.

Die Flurabstände bzw. die Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung als Ergebnis der Subtraktion des Grundwassergleichenplanes vom Geländemodell wurden in Stufen klassiert und als Isoflächen in ArcView-Shapes generiert.

5.2.4 Ermittlung der Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung

5.2.4.1 Flächenbezogene Ermittlung der Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung

Die Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung ist die Feldkapazität des Bodens (0-2 m) zuzüglich der Feldkapazität der tieferen ungesättigten Zone. Die Feldkapazität des Bodens wurde im GIS direkt aus den entsprechenden Angaben der Bodeninformationssysteme übernommen. Die Feldkapazität der tieferen ungesättigten Zone wurde aus den lithologischen Angaben der GÜK 100 bzw. GÜK 200 und der Mächtigkeit der ungesättigten Zone abzüglich des Bodens abgeleitet. Dazu wurde den lithologischen Einheiten der GÜK Feldkapazitäten zugeordnet. Dabei wurden die Lockergesteinseinheiten in Anlehnung an die Bodenkundliche Kartieranleitung KA 4 (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 1994), Tabelle 55, behandelt. Die Feldkapazität der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Festgesteinseinheiten konnte im Gegensatz zu den Lockergesteinseinheiten nur ungefähr abgeschätzt werden, für eine genauere Zuordnung von Werten der Feldkapazität zu Festgesteinen fehlt bislang eine ausreichend große Anzahl von Referenzwerten. Es wurde nach Möglichkeit in Anlehnung an die Werte von Müller et al. (1997) vorgegangen.

Die Ermittlung der Feldkapazität der tieferen ungesättigten Zone erfolgte anschließend durch Multiplikation der gesteinspezifischen Feldkapazität mit der Mächtigkeit der ungesättigten Zone (abzüglich des Bodens 0 – 2 m). Bei diesem Vorgehen kommt es in zweierlei Hinsicht zu Vereinfachungen: erstens enthält die GÜK 200 lediglich Angaben zur Lithologie der oberen zwei Meter, eine eventuelle Schichtung innerhalb der ungesättigten Zone bleibt daher unberücksichtigt; zweitens gibt der Grundwasserflurabstandsplan lediglich Stufen der Grundwasserflurabstände wieder, die mit zunehmendem Grundwasserflurabstand größere Abstufungen aufweisen. Da nun mit zunehmender Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung einerseits Substratschichtungen innerhalb der ungesättigten Zone immer wahrscheinlicher werden und andererseits der tatsächliche Grundwasserflurabstand in dem Grundwasser-

flurabstandsplan zunehmend unpräziser dargestellt wird, ist zu erwarten, dass insbesondere in Bereichen mit großen Grundwasserflurabständen die ermittelten Feldkapazitäten verhältnismäßig ungenau sein werden. Aus diesen Gründen war es notwendig, die Plausibilität der ermittelten flächenbezogenen Feldkapazitäten der Grundwasserüberdeckung an Schichtenverzeichnissen zu überprüfen.

5.2.4.2 Ermittlung der standortkonkreten Feldkapazität an Schichtenverzeichnissen von Bohrungen

Zur Berechnung der o.g. standortkonkreten Feldkapazität wurden im Lockergestein aus den in den Schichtenverzeichnissen genannten Haupt- und Nebenbestandteilen Bodenarten, die sich an die Bodenkundliche Kartieranleitung KA 4 (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 1994) anlehnen, abgeleitet. Jeder einzelnen Schicht der Grundwasserüberdeckung wurde anschließend die Feldkapazität analog der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 4 (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 1994), Tab. 55, 57 und 58 zugeordnet und mit der jeweiligen Schichtmächtigkeit multipliziert. Aus der Addition der einzelnen, schichtspezifischen Feldkapazitäten wurde die standortkonkrete Feldkapazität jeder Bohrung bis zum Grundwasseranschnitt berechnet. Der mittlere Flurabstand in den einzelnen Bohrungen wurde durch Verschneiden der auf NN bezogenen Schichtenverzeichnisse mit dem Grundwassergleichenplan ermittelt. Bei den Bohrungen aus den Festgesteinsbereichen wurde analog verfahren, hier wurde zunächst die Anzahl der lithologischen Einheiten der Schichtenverzeichnisse auf ein handhabbares Maß zusammengefasst. Mit Blick auf die Zuordnung von Feldkapazitäten zu den Festgesteinseinheiten gelten die o.g. (Kap. 5.2.4.1) Einschränkungen analog. Es wurden insgesamt 3436 Schichtenverzeichnisse in dem Untersuchungsgebiet ausgewertet.

Die Schichtenverzeichnisse wiesen aufgrund der unterschiedlichen Datenquellen eine unterschiedliche Struktur auf. Die Schichtangaben aus Niedersachsen beschränkten sich im wesentlichen auf die Hauptbestandteile (Bestandteile > 25 Gew.%), die Nebenbestandteile waren nur in Einzelfällen enthalten. Es wurden die Schichtenbeschreibung bis zur Endteufe übermittelt. Die Daten aus Nordrhein-Westfalen enthielten Haupt- und Nebenbestandteile. Die Schichtansprache wurde jedoch nur bis zu einer Teufe von ca. 10 m übermittelt.

5.2.4.3 Plausibilitätsprüfung der flächenbezogenen Feldkapazitäten der Grundwasserüberdeckung

Die ausgewiesenen Feldkapazitätsklassen der Grundwasserüberdeckung in den Karteneinheiten wurden durch Vergleich mit den (unklassierten) standortkonkreten Feldkapazitäten der Schichtenverzeichnisse auf ihre Plausibilität überprüft. Dazu wurden die Schichtenverzeichnisse entsprechend ihrer Lage den einzelnen kartierten Flächen zugeordnet und die Mittelwerte und Spannweiten der standortkonkreten, an den Schichtenverzeichnissen ermittelte Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung in den Flächenklassen dargestellt. Zur Charakterisierung der Spannweiten wurden statistische Diagramme (Boxplots) und die verteilungsunabhängigen Percentilmaße genutzt. Dieser Vergleich wurde für das gesamte Bearbeitungsgebiet und zusätzlich getrennt für einzelne geologische Einheiten des Untersuchungsgebietes durchgeführt.

5.2.5 Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone

Zur Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone wurde zunächst aus der flächenbezogenen Feldkapazität die mittlere Feldkapazität pro Mächtigkeitseinheit (dm) ermittelt. Dazu wurde die Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung durch die Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung dividiert.

Der daraus erhaltene Werte wurde mit der Grundwasserneubildung in Beziehung gesetzt und dadurch die Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers entsprechend DIN 19732 nach folgender Gleichung ermittelt:

$$V_s = SR/W_v$$

Dabei ist:

- V_s Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers, $\text{dm}\cdot\text{a}^{-1}$
- SR Sickerwasserrate (Grundwasserneubildungsrate) in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$
- W_v Volumenanteil an Wasser (= Feldkapazität) in $\text{mm}\cdot\text{dm}^{-1}$

Aus dieser Berechnung ergeben sich Flächen gleicher Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers. Da die Grundwasserneubildungsrate maßgeblich das Ergebnis

dieser Berechnung bestimmt, wurde diese Berechnung für die Grundwasserneubildungsraten, die auf der Grundlage der in Kapitel 5.2.2 genannten Methoden ermittelt worden waren, durchgeführt. Um aus der Verlagerungsgeschwindigkeit die Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone zu ermitteln, wurde die Verlagerungsgeschwindigkeit mit der Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung in Beziehung gesetzt. Dabei gilt:

$$t_s = Z_s/V_s$$

dabei ist:

- t_s Verweilzeit des Sickerwassers, in a
- Z_s Mächtigkeit der ungesättigten Zone, in dm
- V_s Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers, in $\text{dm}\cdot\text{a}^{-1}$

Eine zusätzliche Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers wurde unter der Annahme durchgeführt, dass die Feldkapazitäten in dem Untersuchungsgebiet hinreichend genau durch drei Feldkapazitätsklassen beschrieben werden können. Diese Annahme wurde aufgrund der Verteilungskurve der Feldkapazität der in den Schichtenverzeichnissen dargestellten Schichten (vgl. Kap.5.2.4.2) abgeleitet. So konnten für die Neubildungsgebiete mit sandiger Grundwasserüberdeckung eine mittlere FK von 16,5 als repräsentativ ermittelt werden, für Neubildungsgebiete mit bindiger Grundwasserüberdeckung (Gebiete mit eingeschränkter Neubildung) eine FK von 28,5 % und für Gebiete mit ausgeprägter Torfauflage eine FK von 65 %. Zur Berechnung der Verlagerungsgeschwindigkeit für diese Grobbewertung wurde die Grundwasserneubildungsrate nach Dörhöfer/Josopait verwendet.

5.3 Ermittlung der Schutzfunktion der Deckschichten nach der Methode der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland

Aus den vorliegenden Daten wurde zum Vergleich die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung nach der Methode der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland (Hölting et al., 1995) abgeleitet. Dazu wurde den Boden- und Gesteinseinheiten die bei Hölting et al (1995) in den Tabellen 1,3, und 4 genannten Punktzahlen zugeordnet und diese Punktzahlen mit den jeweiligen Schichtmächtigkeiten, die hier aus der Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung abgeleitet wurden,

multipliziert. Im Unterschied zu der bei Hölting et al. (1995) dargestellten Methode konnten jedoch besondere hydrogeologische Situationen, d.h. gespannte und artesische Grundwasserverhältnisse nicht weiter berücksichtigt werden, da diese in den vorliegenden Karten und Unterlagen nicht verzeichnet sind.

6 Ergebnisse der Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Untersuchungsgebiet „Große Aue“

6.1 Ergebnisse der Bearbeitungsschritte im Rahmen der Erstmöglichen Beschreibung nach WRRL

6.1.1 Geohydraulische Gebietstypen

Die Verbreitung der Geohydraulischen Gebietstypen Grundwasserneubildungsgebiete, Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung, Entlastungsgebiete und Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung sind in der Anlage 10 dargestellt.

Entlastungsgebiete

Entlastungsgebiete machen 554 km² und damit 36 % der Fläche des Untersuchungsgebietes aus. Es sind die Niederungen des Hauptvorfluters Große Aue und seiner Nebenflüsse, die insbesondere in dem zentralen Teil des Untersuchungsgebietes, im Bereich fluvioglazialer Ablagerungen große zusammenhängende Flächen einnehmen. Zu den Entlastungsgebieten gehören alle Flächen, die mit semiterrestrischen Bodentypen, also mit Niedermooren, Gleyen, Auenböden und deren Subtypen und ferner mit semiterrestrischen Subtypen terrestrischer Böden, z.B. Gley-Podsolen, Gley-Pseudogleyen etc. bedeckt werden (vgl. Anlage 3).

Im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes existieren an einigen Stellen gewisse Diskrepanzen zwischen den Angaben zum Grundwasserflurabstand der BK 50 des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS), die als wesentliche Grundlage zur Ableitung des Geohydraulischen Gebietstypes Entlastungsgebiet herangezogen wurde (vgl. Kap. 5.1.1) und des unabhängig davon erzeugten Grundwasserflurabstandsplans (vgl. Kap. 5.2.3 und Anlage 12). So sind die beiden Hochmoore Borstener und Siedener Moor im NIBIS der Flurabstandsklasse 16 - 20 dm zugeordnet und würden damit zu den Entlastungsgebieten zählen. Nach Grundwasserflurabstandsplan weisen diese Gebiete jedoch einen Grundwasserflurabstand von 2 - 5 m auf und müssten entsprechend Gebieten mit eingeschränkter Neubildung zugerechnet werden.

Da der im NIBIS verzeichnete Grundwasserflurabstand in diesen Gebieten offensichtlich mit schwebenden Grundwasserstockwerken in Zusammenhang steht, wurden diese Flächen nicht den Entlastungsgebieten, sondern den Gebieten mit eingeschränkter Neubildung zugeordnet. Bei dem westlich davon liegenden Suhlinger Moor ist nach Grundwasserflurabstandsplan (vgl. Anlage 12) ein Grundwasserflurabstand von < 2 m verzeichnet, nach NIBIS hingegen von > 2 m. Hier wurden die Angaben des NIBIS berücksichtigt und dieses Moor ebenfalls, wie die anderen Hochmoore auch, den Gebieten mit eingeschränkter Neubildung zugeordnet. Die übrigen Hochmoore in dem Untersuchungsgebiet weisen nach NIBIS und Grundwasserflurabstandsplan einheitlich Grundwasserflurabstände > 2 m auf und wurden damit als Gebiete mit eingeschränkter Neubildung behandelt. Für die Bearbeitung in anderen Gebieten wird empfohlen, Hochmoore aufgrund ihrer Genese als Gebiete mit eingeschränkter Neubildung einzustufen.

Diskrepanzen zwischen dem Grundwasserflurabstandsplan und den Angaben zu Grundwasserflurabständen nach den Bodeninformationssystemen ergeben sich auch im östlichen Teil der Niederung der Großen Aue sowie in dem südöstlichen Bearbeitungsgebiet, in der Umgebung von Frotheim. In dem ersten genannten Gebiet sind die Flurabstände nach Flurabstandsplan größer, im zweiten Gebiet kleiner als nach Bodeninformationssystem. In beiden Fällen wurden die Angaben zum Grundwasserflurabstand der Bodeninformationssysteme zur räumlichen Abgrenzung der Entlastungsgebiete herangezogen, weil diese nach einem Vergleich mit der Geologischen Übersichtskarte (vgl. Anlage 1) als plausibler gelten dürfen. Danach sind die erstgenannten Bereiche Gebiete mit fluvioglazialen Ablagerungen, die zweitgenannten liegen im Bereich saalezeitlicher Grundmoränen, was einen geringen Grundwasserflurabstand nicht plausibel erscheinen lässt.

Eine weitergehende Bearbeitung der Entlastungsgebiete mit Blick auf die Kennzeichnung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit, d.h. die Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone erfolgt nicht. Die Entlastungsgebiete sind durch eine sehr geringmächtige Grundwasserüberdeckung gekennzeichnet, die insgesamt nur eine eingeschränkte Schutzfunktion gegenüber Stoffeinträgen in das Grundwasser besitzt. Aufgrund der spezifischen geohydraulischen Situation in diesen Gebieten, d.h. aufgrund der hydraulischen Verbindungen

zu Oberflächengewässern sowie der aufwärts gerichteten Druckpotentiale bleiben die Auswirkungen von Stoffeinträgen im Grundwasser räumlich eng begrenzt. Diese Gebiete stellen Grundwasserkörper dar, bei denen direkt abhängige Oberflächengewässer-Ökosysteme vorhanden sind und die deshalb als besonders sensibel für Wechselwirkungsprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser gelten.

Mit Blick auf die Eigenschaften des Grundwasserleiters sind die Entlastungsgebiete insgesamt homogen ausgeprägt. Es handelt sich fast ausschließlich um silikatische Porengrundwasserleiter, lediglich die Niederungen der nördlichen Zuflüsse der Großen Aue werden von organischen Porengrundwasserleitern eingenommen (vgl. Anlage 2). Daher darf in den Entlastungsgebieten im Untersuchungsgebiete Große Aue im Hinblick auf Eigenschaften und Merkmale, die die Verschmutzungsempfindlichkeit beeinflussenden Wechselwirkungsprozesse im Grundwasserleiter bestimmen, von insgesamt vergleichbaren Bedingungen ausgegangen werden.

Mit Blick auf die Bearbeitung in anderen Gebieten des Norddeutschen Flachlandes können folgende, vereinfachende Aussagen abgeleitet werden. Entlastungsgebiete im norddeutschen Flachland sind fast ausschließlich silikatische Porengrundwasserleiter mit mehr oder weniger hohen Anteilen organischer Bildungen, die als Niedermoore die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung wesentlich erhöhen. Dieses tritt analog bei größerflächig verbreiteten Auenlehmlagerungen in den Niederungen ein. Charakteristisch für Entlastungsgebiete sind im allgemeinen:

- schneller Transport von Stoffen zum Grundwasser im hydrologischen Winterhalbjahr
- Fixierung von Stoffen in der Versickerungszone in der Vegetationsperiode, Übergang in Pflanzenmaterial.
- hohes Sorptionspotential im Falle erhöhter organischer Bestandteile
- wechselnde Redoxverhältnisse, Stoffmobilisierung erfolgt vorrangig in Vorflut
- enge Wechselbeziehung zum Oberflächengewässer.

Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung

Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung machen 37,8 km² aus, das entspricht 2,5 % der Fläche des Bearbeitungsgebietes (vgl. Anlage 10). Die Gebiete befinden sich im südlichen, nordrein-westfälischen Teil des Bearbeitungsgebietes. Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung sind die Festgesteine mit sehr geringer Wasserleitfähigkeit von $< 10^{-9}$ m/s. Dieses Kriterium erfüllen die Ton- und Tonmergelsteine der Unterkreide (Hauterive und Valangin) und die Tonsteine des Dogger (Aalen bis Bajoc); die übrigen Kluftgrundwasserleiter im Untersuchungsgebiet weisen hohe bis mittlere Wasserleitfähigkeiten auf.

Grundwasserneubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung

Grundwasserneubildungsgebiete bedecken 238 km² des Untersuchungsgebietes (16 % der Fläche des Untersuchungsgebietes), Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung machen 686 km² aus, das entspricht 45 % des Untersuchungsgebietes.

Grundwasserneubildungsgebiete sind die Gebiete mit sandiger Grundwasserüberdeckung bei einem Grundwasserflurabstand > 2 m. Bereiche mit sandiger Grundwasserüberdeckung beschränken sich auf die Flächen mit fluvioglazialen Ablagerungen (vgl. Anlage 1 und 4). Diese liegen in dem Untersuchungsgebiet überwiegend im Niederungsgebiet der Großen Aue und ihrer Zuflüsse, größere Flächenanteile mit fluvioglazialen Ablagerungen waren daher als Entlastungsgebiete (s.o.) zu kennzeichnen. Aus diesem Grunde nehmen die Neubildungsgebiete nur eine verhältnismäßig kleine Fläche des Untersuchungsgebietes ein.

Die Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung sind die Gebiete mit bindigen Böden und/oder bindigen Deckschichten bei einem Grundwasserflurabstand > 2 m. Es sind dies im Lockergesteinsbereich vor allem die saalezeitlichen Geschiebemergelflächen, ferner die Hochmoore im zentralen und westlichen Teil des Untersuchungsgebietes (siehe Anlage 1 und 4). Die Festgesteinsbereiche im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes sind mehr oder weniger mächtig mit Löss bzw. Sandlöss überdeckt, sie weisen fast flächendeckend Böden mit lehmig-schluffigen, geringflä-

chig auch mit sandig-schluffigen Bodenarten auf (siehe Anlage 4). In diesen Bereichen dominieren bei Grundwasserflurabständen > 2m Pseudogleye bzw. Pseudogley-Subtypen (siehe Anlage 3). Dieses deutet auf stark eingeschränkte Wasserbewegung im Bodenprofil hin. Aus diesen Gründen waren die Festgesteinsbereiche ebenfalls überwiegend als Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung zu klassifizieren.

Mit Blick auf die geochemischen Gesteinseigenschaften des Hauptgrundwasserleiters liegt eine klare Differenzierung zwischen Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung vor. Die Neubildungsgebiete decken sich sehr genau mit Porengrundwasserleitern - silikatisch (siehe Anlage 2).

In den Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung erfolgt eine deutlich stärkere Differenzierung der geochemischen Gesteinseigenschaften des Grundwasserleiters. Porengrundwasserleiter – silikatisch finden sich in den Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung nicht. Die ausgedehnten Flächen mit saalezeitlichem Geschiebemergel treten als Porengrundwasserleiter – Mischtyp silikatisch/carbonatisch hervor, die Hochmoorflächen als Porengrundwasserleiter – organisch. Im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes liegen bei mächtiger Lößbedeckung Porengrundwasserleiter – Mischtyp silikatisch/carbonatisch vor, die Festgesteinsbereiche werden vornehmlich von Kluftgrundwasserleitern – überwiegend carbonatisch, kleine Flächen auch von Kluftgrundwasserleitern – Mischtyp silikatisch/carbonatisch und von Kluftgrundwasserleitern – silikatische Klüfte (siehe Anlage 2) eingenommen.

6.1.2 Beurteilung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit auf der Grundlage der Untersuchungen im Rahmen der Erstmaligen Beschreibung nach WRRL

Die Anwendung der vorgeschlagenen Untersuchungsmethodik im Untersuchungsgebiet Große Aue erlaubt eine Einschätzung zur Umsetzbarkeit dieser Methodik im Rahmen der Erstmaligen Beschreibung nach WRRL. Die Erfahrungen bei der Anwendung der Methodik können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Die Ableitung geohydraulischer Gebietstypen ist auf der Grundlage der Angaben zum Grundwasserflurabstand der Bodeninformationssysteme zur Aus-

grenzung von Entlastungsgebieten sowie der Angaben zu den hydrogeologischen Gesteinseigenschaften der Hydrogeologischen Übersichtskarten mit Blick auf die Ausgrenzung von Gebieten ohne nutzbare Grundwasserführung problemlos möglich. Für die Abgrenzung von Entlastungsgebieten ist die Herstellung eines Grundwasserflurabstandsplans hilfreich, da dieser eine Identifizierung von möglicherweise lokal auftretendem schwebendem Grundwasser ermöglicht. Ein Grundwasserflurabstandsplan kann daher die Plausibilität der Abgrenzung der Entlastungsgebiete von den Neubildungsgebieten erhöhen.

- Eine Unterscheidung von Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung kann auf der Grundlage der Bodenartenangaben der Bodeninformationssysteme sowie der lithologischen Angaben der Geologischen Übersichtskarten erfolgen. Im Festgesteinsbereich sind die Bodenartenangaben der Bodeninformationssysteme besonders hilfreich, da diese auch Aussagen über wenig mächtige, mit Blick auf die Sickerwasserbewegung jedoch besonders wichtige bindige Deckschichten (z.B. von Lössauflagen, periglazialen bindigen Deckschichten o.ä.) enthalten, die in den Geologischen Übersichtskarten nicht verzeichnet sind. Diesbezüglich ist auch eine Auswertung der genetischen Bodentypen zielführend, da darin z.B. wasserstauende Eigenschaften der Böden durch die Klassifikation als Pseudogleye bzw. deren Subtypen unmittelbar zum Ausdruck kommen.
- Die Angaben der Hydrogeologischen Übersichtskarte ermöglichen eine hinreichend genaue Zuordnung von hydrologischen Gesteinseigenschaften zu den Grundwasserleitern.

Die Durchführung der vorgeschlagenen Methodik im Rahmen der Erstmaligen Beschreibung nach WRRL erlaubt im Ergebnis erste, orientierende Aussagen zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit in dem Untersuchungsgebiet. Diese können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Etwa ein Drittel der Fläche des Untersuchungsgebietes werden von Entlastungsgebieten eingenommen. Diese sind durch eine sehr geringmächtige Grundwasserüberdeckung gekennzeichnet, die insgesamt nur eine geringe Schutzfunktion gegenüber Stoffeinträgen in das Grundwasser besitzt. Aufgrund der spezifischen geohydraulischen Randsituation in diesen Gebieten,

d.h. aufgrund der hydraulischen Verbindungen zu Oberflächengewässern und geringen lateralen Wasser- und Stoffflüssen bleiben die Auswirkungen von Stoffeinträgen im Grundwasser räumlich eng begrenzt. Diese Gebiete stellen Grundwasserkörper dar, bei denen direkt abhängige Oberflächengewässer-Grundwasser-Ökosysteme vorhanden sind und die deshalb als besonders sensibel für Wechselwirkungsprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser gelten. Aufgrund der sehr geringmächtigen Grundwasserüberdeckung ist in diesen Gebieten die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Sinne geringer Verweilzeiten in der Versickerungszone insgesamt als hoch einzustufen. Die Entlastungsgebiete sind damit im Hinblick auf die Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen hinreichend genau beschrieben; sie werden in der weitergehenden Beschreiben deshalb nicht mehr näher betrachtet.

- Gebiete ohne nutzbare Grundwasservorkommen sind nur sehr kleinflächig vertreten. Diese Gebiete brauchen mit Blick auf die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit nicht näher betrachtet zu werden, da sie aufgrund der hydrogeologischen Gesteinseigenschaften des Grundwasserkörpers keine relevante Grundwasserführung aufweisen.
- Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung machen knapp zwei Drittel des Bearbeitungsgebietes aus. Da in diesen Gebieten Grundwasserneubildung stattfindet und somit ein Stofftransport zum Grundwasser erfolgt, sind sie grundsätzlich als verschmutzungsempfindlich zu kennzeichnen. Die Art der Überdeckung sowie die Differenzierung der hydrogeologischen Gesteinseigenschaften nach Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung lassen orientierende Aussagen zum Ausmaß der Verschmutzungsempfindlichkeit zu. Für die Neubildungsgebiete ist bei sandiger Grundwasserüberdeckung und ganz überwiegend silikatischem Porengrundwasserleiter eine insgesamt hohe Verschmutzungsempfindlichkeit zu erwarten. Die bindige Grundwasserüberdeckung in den Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung lässt eine geringere Verschmutzungsempfindlichkeit in diesen Gebieten vermuten. Mit Blick auf die Eigenschaften und Merkmale, die die Verschmutzungsempfindlichkeit beeinflussenden

Wechselwirkungsprozesse im Grundwasserleiter bestimmen, sind die Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung im Untersuchungsgebiet nicht homogen ausgeprägt. Hier muss zwischen Poren- und Kluftgrundwasserleitern einerseits und zwischen silikatischen, silikatisch/carbonatischen und carbonatischen Grundwasserleitern andererseits unterschieden werden.

- Das Ausmaß der Verschmutzungsempfindlichkeit in Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung lässt sich im Rahmen der Erstmaligen Bearbeitung nach WRRL jedoch nicht hinreichend genau quantifizieren. Dazu sind weiterführende Untersuchungen notwendig, die im Rahmen der weitergehenden Beschreibung nach Anhang II, WRRL durchgeführt werden.

6.2 Ermittlung der Verweilzeiten des Sickerwassers zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen im Rahmen der weitergehenden Beschreibung nach WRRL

6.2.1. Grundwasserneubildung im Untersuchungsgebiet

Die flächenbezogenen Grundwasserneubildungsraten in dem Untersuchungsgebiet sind in den Anlagen 7, 8 und 9 dargestellt. Anlage 7 stellt die flächenbezogenen Grundwasserneubildungsraten dar, die nach der Methode von Dörhöfer und Josopait (1980) ermittelt wurden, die Anlage 8 die aus den Bodeninformationssystemen übernommenen Grundwasserneubildungsraten und die Anlage 9 die nach dem Modell ABIMO berechneten Grundwasserneubildungsraten.

Die nach der Methode von Dörhöfer und Josopait (1980) ermittelten Grundwasserneubildungsraten sind, bezogen auf das gesamte Bearbeitungsgebiet, insgesamt im Vergleich zu den nach den anderen Methoden ermittelten Grundwasserneubildungsraten am niedrigsten. Die langjährige, mittlere Grundwasserneubildung erreicht im Untersuchungsgebiet nach der Methode von Dörhöfer und Josopait (1980) einen Wert von $4,8 \text{ l}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, nach den Bodeninformationssystemen von $5,6 \text{ l}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ und nach dem Modell ABIMO von $6,1 \text{ l}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die nach dem Modell ABIMO errechneten Grundwasserneubildungsraten lediglich im Lockergestein als zuverlässig gelten dürfen (vgl. Kap.5.2.2). Aber auch innerhalb der Verbreitung der Lockergesteine ist die Grundwasserneubildung nach dem Modell ABIMO auf fast allen Flächen höher als die nach den beiden anderen Methoden. Be-

sonders auffällig ist der Unterschied zwischen den Grundwasserneubildungsraten, die sich auf den Hochmooren für die verschiedenen Methoden ergeben. Die Hochmoore fallen sowohl bei Berechnung der Grundwasserneubildungsrate nach der Methode von Dörhöfer und Josopait (1980) wie auch nach der in den Bodeninformationssystemen verwendeten Methode durch sehr niedrige Werte im Vergleich zu den umgebenden mineralischen Böden auf. Die Grundwasserneubildung auf den Hochmoorflächen ist demgegenüber nach Berechnung mit dem Modell ABIMO nicht von den Neubildungsraten auf den benachbarten mineralischen Böden zu unterscheiden und sehr viel höher als die nach den anderen Methoden ermittelte. Das liegt möglicherweise daran, dass bei der programminternen Zuweisung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) zu der Bodenart bei dem Rechenprogramm ABIMO den Torfen eine nFK von 15% zugewiesen wird. Dieser Wert erscheint eindeutig zu niedrig. Nach KA 4 (AG Bodenkunde, 1994, Tab. 57) besitzen Hochmoortorfe, je nach Zersetzungstufe und Substanzvolumen, eine nFK von 55 – 65 %. Die teilweise extremen Unterschiede der Grundwasserneubildungsraten der verschiedenen Berechnungsmethoden wirken sich sehr deutlich auf die Verweilzeit des Sickerwassers an den Standorten aus (siehe Kap.6.2.4).

6.2.2 Mächtigkeit der ungesättigten Zone

Die Mächtigkeit der ungesättigten Zone im Untersuchungsgebiet ist in der Anlage 12 dargestellt. Größere Grundwasserflurabstände werden im Bereich quartärer Ablagerungen lediglich auf den Grundmoränen im nördlichen Untersuchungsgebiet mit 5 bis 10 Metern Grundwasserflurabstand sowie im zentralen Teil (Böhrde, Eickhofer Heide, Liebenauer Heide, Liebenauer Kiefern) mit bis zu 50 Metern erreicht. In dem südlichen Bearbeitungsgebiet sind im Mittelgebirge die größten Grundwasserflurabstände mit 50 bis über 100 Metern angegeben.

6.2.3 Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung

6.2.3.1 Flächenbezogene Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung

Die flächenbezogene Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung ist in der Anlage 13 dargestellt.

Die Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung besitzt eine überaus große Spanne von < 500 mm bis über 8.000 mm. Darin kommt die sehr große der Spanne der Grundwasserflurabstände im Untersuchungsgebiet zum Ausdruck. I.d.R. haben die Gebiete mit großem Grundwasserflurabstand auch eine hohe summare Feldkapazität. Eine Ausnahme stellen gewissermaßen die Hochmoore dar. Aufgrund des sehr hohen Porenraums < 50 µm der Hochmoortorfe ist auf diesen Standorten auch bei nur geringen bis mittleren Grundwasserflurabständen eine sehr hohe Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung gegeben. Die Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung wird aber nicht nur auf den Hochmooren, sondern auch auf den anderen Flächen maßgeblich von den lithologischen Eigenschaften geprägt. Da die Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung durch bindige Grundwasserüberdeckung, die Neubildungsgebiete durch sandige Grundwasserüberdeckung gekennzeichnet sind, ist zu erwarten, dass die Feldkapazität in den Neubildungsgebieten insgesamt geringer ist als in den Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung. Dieses zeigen die Tabellen 8 und 9. Darin werden die relativen Flächenanteile der Feldkapazitätsklassen in den einzelnen Flurabstandsklassen getrennt für Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung und Neubildungsgebiete dargestellt.

Tabelle 8: Relative Flächenanteile von Feldkapazitätsklassen in Flurabstandsklassen in Gebieten mit eingeschränkter Neubildung

FK-Klasse der Grundwasserüberdeckung (mm)	Flurabstandsklasse (m)					Gesamt
	< 5	5-10	10 – 25	25 – 50	50 – 100	
	Prozentuale Flächenanteile					
< 500	0,2	0,2	4,2	0,0	0,0	0,7
500 – 1000	51,2	1,8	2,3	0,0	0,0	33,1
1000 – 2000	26,5	4,8	15,5	18,5	0,0	19,1
2000 - 4000	22,1	84,1	7,5	55,6	38,2	36,6
4000 – 6000	0,0	9,2	63,2	0,0	51,4	9,3
6000 – 8000	0,0	0,0	7,3	0,1	0,0	0,7
> 8000	0,0	0,0	0,0	25,8	10,5	0,5
Flächenanteil (%)	55,8	29,5	11,6	1,9	1,3	100
Flächengewichtete, mittlere Feldkapazität	1445	3066	4156	4274	4654	2843

Tabelle 9: relative Flächenanteile von Feldkapazitätsklassen in Flurabstandsklassen in Neubildungsgebieten

FK-Klasse der Grundwasserüberdeckung (mm)	Flurabstandsklasse (m)					Gesamt
	< 5	5-10	10 – 25	25 – 50	50 – 100	
	Prozentuale Flächenanteile					
< 500	1,7	0,1	0,1	0,0	0,0	1,0
500 – 1000	97,3	3,0	0,0	0,0	0,0	59,8
1000 – 2000	1,0	96,5	2,4	0,0	0,0	19,9
2000 - 4000	0,1	0,4	97,6	10,9	0,0	13,9
4000 – 6000	0,0	0,0	0,0	34,4	97,4	2,7
6000 – 8000	0,0	0,0	0,0	54,7	0,8	2,6
> 8000	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,02
Flächenanteil (%)	54,3	22,8	16,1	5,6	1,8	100,0
Flächengewichtete, mittlere Feldkapazität	749	1482	2963	5877	5687	1932

In den Flurabstandsklassen < 5 m, 5 – 10 m und 10 – 25 m sind jeweils in den Gebieten mit eingeschränkter Neubildung die Flächenanteile zu höheren Feldkapazitätsklassen im Vergleich zu den Neubildungsgebieten verschoben. So liegen z.B. in den Neubildungsgebieten in der Flurabstandsklasse < 5 m über 97 % der Fläche innerhalb der Feldkapazitätsklasse 500 – 1000 mm, und nur 1 % der Fläche in höheren Feldkapazitätsklassen. In Gebieten mit eingeschränkter Neubildung entfallen innerhalb der Flurabstandsklasse < 5 m hingegen nur 51,2 % der Fläche auf die Feldkapazitätsklasse 500 – 1000 mm, aber 26,5 % auf die Klasse 1000 – 2000 mm und 22,1 % auf die Klasse 2000 – 4000 mm. Die Flurabstandsklassen 25 – 50 m und 50 – 100 m besitzen sehr geringe Flächenanteile, so dass dafür eine Interpretation der Feldkapazitätsklassen nicht sinnvoll erscheint.

Die flächengewichtete, mittlere Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung der Grundwasserflurabstandsklassen < 5 m, 5 – 10 m und 10 – 25 m ist für Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Grundwasserneubildung in Abb. 7 dargestellt. Darin wird deutlich, dass in diesen Flurabstandsklassen die Feldkapazität in Gebieten mit eingeschränkter Neubildung erheblich größer ist als in den Neubildungsgebieten. Die o.g., erwarteten Zusammenhänge treffen also tatsächlich zu.

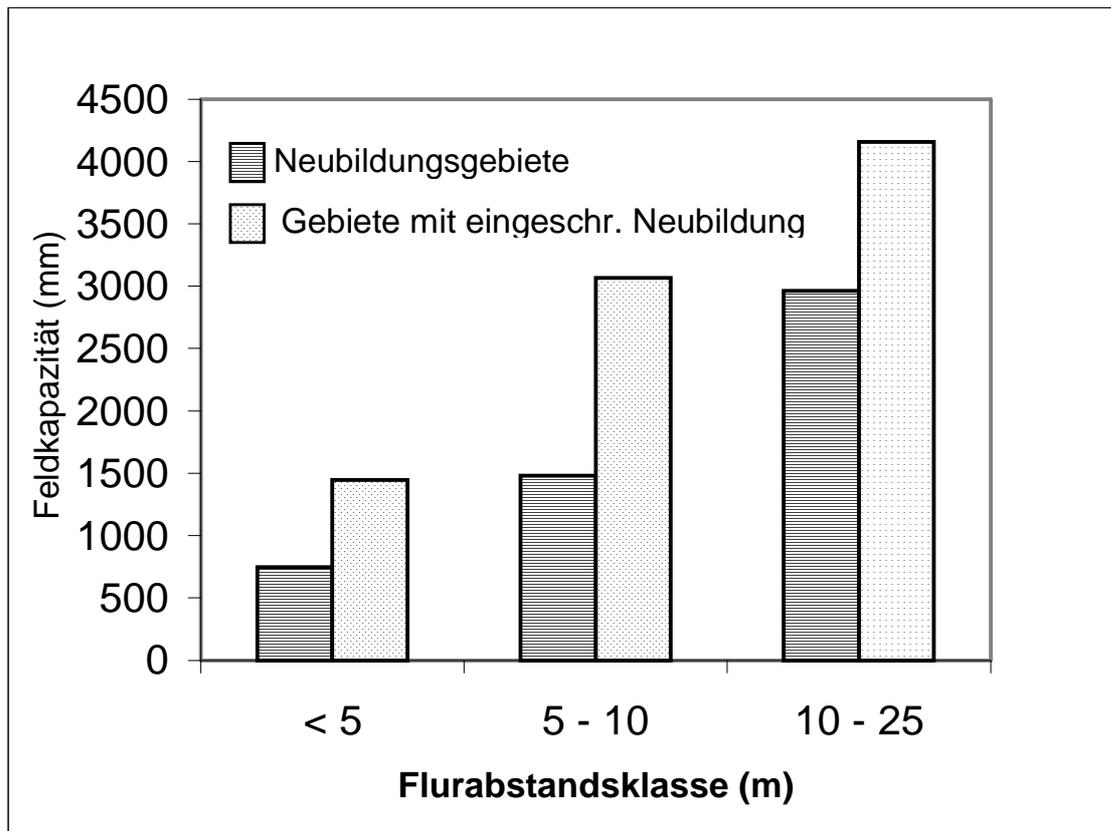


Abb. 7: Flächengewichtete mittlere Feldkapazität in Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung

6.2.3.2 Standortkonkrete Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung

Die standortkonkrete Feldkapazität ist an insgesamt 3.346 Schichtenverzeichnissen von Bohrungen bis zum Grundwasseranschnitt berechnet worden. Davon liegen 1.644 Bohrungen in Niedersachsen, 1.702 Bohrungen in Nordrhein-Westfalen. Bezogen auf die Flächenanteile ist die Dichte der ausgewerteten Bohrungen in Nordrhein-Westfalen etwa doppelt so groß wie in Niedersachsen.

Die Abb. 8 und 9 zeigen die Häufigkeitsverteilung von mittleren Feldkapazitätsklassen pro dm Schichtmächtigkeit, jeweils für die in den Schichtenverzeichnissen dargestellten Schichten für die niedersächsischen (Abb. 8) und die nordrhein-westfälischen (Abb. 9) Schichtenverzeichnisse.

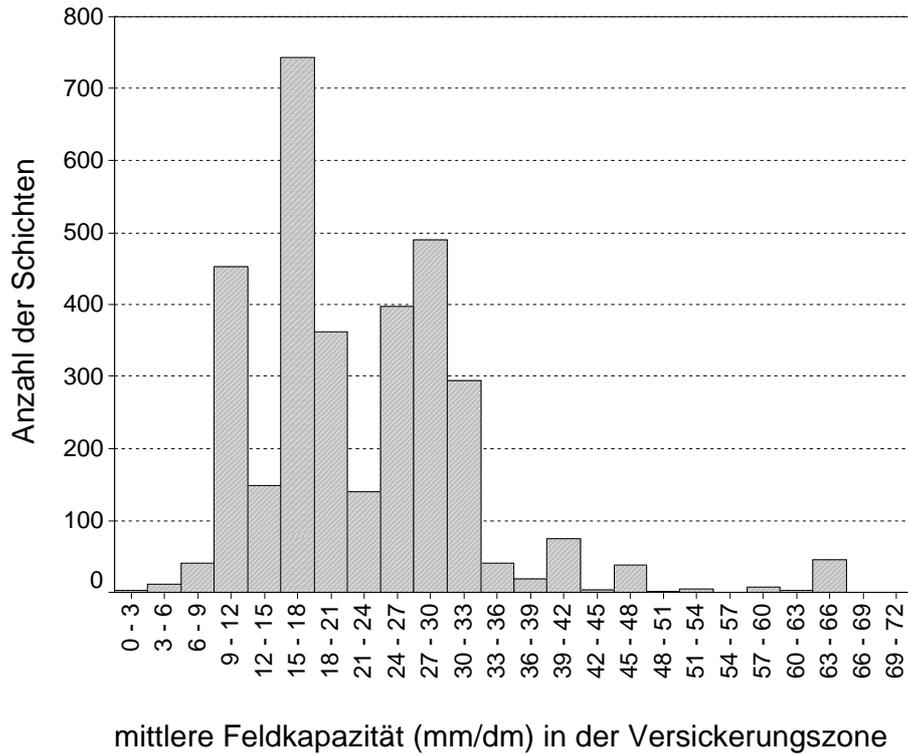


Abb. 8: Häufigkeitsverteilung von Feldkapazitätsklassen der Schichten in Bohrungen in Niedersachsen

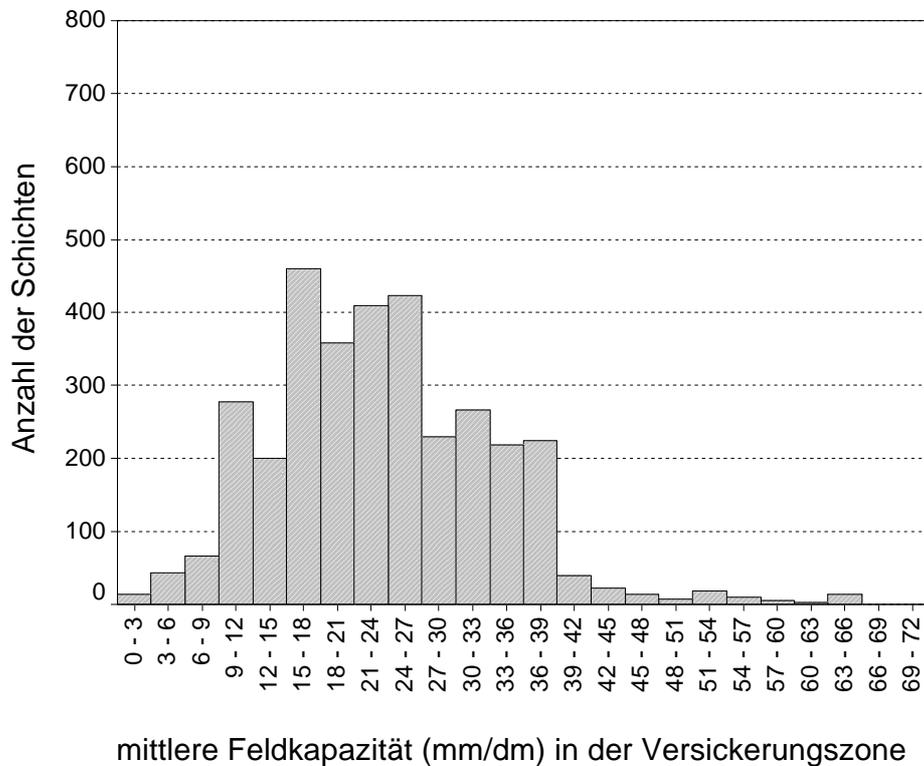


Abb. 9: Häufigkeitsverteilung von Feldkapazitätsklassen der Schichten in Bohrungen in Nordrhein-Westfalen

Die Feldkapazität wurde hier zunächst auf eine einheitliche Schichtmächtigkeit von 1 dm bezogen, um den Einfluss der Mächtigkeit der Schichten auszuschalten. In Niedersachsen sind zwei Verteilungsmaxima zu erkennen. Ein Maximum wird in der Klasse 15 -18 mm/d (= %) gebildet, ein zweites Maximum in der Klasse 27 – 30 mm/dm. Diese Klassen können in Niedersachsen ohne weiteres den großen geologischen Einheiten zugeordnet werden: die Klasse 15 – 18 mm/dm repräsentiert die Schichten auf den fluvioglazialen Ablagerungen, die Klasse 27 – 30 mm die Schichten aus Bohrungen in den Grundmoränengebieten.

In Nordrhein-Westfalen bildet die Klasse 15 – 18 mm/dm kein so deutliches Maximum. Die Feldkapazitätsklassen zwischen 15 mm/dm und 27 mm/dm sind annähernd in gleicher Häufigkeit vertreten. Ein zweites Plateau, mit jedoch deutlich niedrigeren Häufigkeiten bilden die Feldkapazitätsklassen zwischen 30 mm/dm und 39 mm/dm. Das dürfte darin begründet sein, dass in nordrhein-westfälischen Teil des Untersuchungsgebietes größere, ausgedehnte Grundmoränenflächen und ausgedehnte Flächen mit fluvioglazialen Ablagerungen nicht auftreten, demgegenüber aber Löss eine recht große Verbreitung besitzt. Der Löss tritt in Nordrhein-Westfalen in größeren Häufigkeiten von Schichten mit den Feldkapazitätsklassen 30 – 33 mm/dm, 33 – 36 mm/dm und 36 – 39 mm/dm deutlich hervor.

Die Häufigkeitsverteilung der mittleren Feldkapazitäten der Schichten (Quelle: Schichtenverzeichnisse) und die Zuordnung von Feldkapazitätsklassen zu geologischen Einheiten des Untersuchungsgebietes wurde genutzt, um eine stark vereinfachte Berechnung der Verweilzeiten des Sickerwassers durchzuführen (siehe Kap.6.2.4).

Die Abb.10 zeigt in Boxplots die Spannweiten der standortkonkreten, summarischen Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung, die an Schichtenverzeichnissen ermittelt wurde, getrennt nach Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung für das gesamte Bearbeitungsgebiet.

Die Boxen stellen die zentralen 50 % der Verteilung der Werte, zwischen dem 25 %- und 50 %-Perzentil dar. Der Median (das 50 % Perzentil) ist als Balken in der Box markiert. Die Balken unterhalb der Boxbegrenzung markieren den Bereich der 3-

fachen Standardabweichung der Verteilung. Werte außerhalb dieses Bereiches sind als Kreise und Sterne markiert. Sie stellen Extrem- und Ausreißerwerte dar.

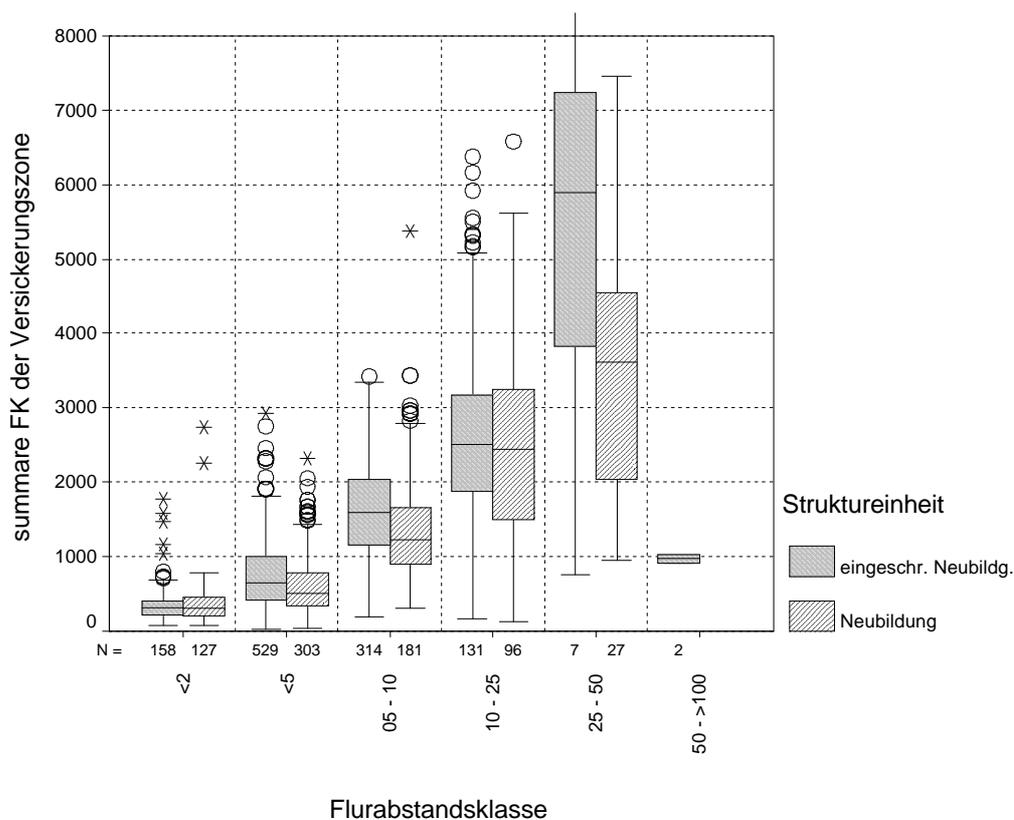


Abb. 10: Standortkonkrete Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung ermittelt aus Schichtenverzeichnissen

In der Tendenz sind die standortkonkreten, summarischen Feldkapazitäten in den Gebieten mit eingeschränkter Neubildung höher als in den Neubildungsgebieten, lediglich in der Flurabstandsklasse < 5 m trifft dieser Zusammenhang nicht zu. In den Flurabstandsklassen 25 – 50 m und 50 – 100 m ist die Anzahl der Schichtenverzeichnisse jedoch zu gering für abgesicherte Aussagen. Insgesamt entspricht das Ergebnis den Erwartungen und deckt sich auch mit den bei den flächenbezogenen Feldkapazitäten dargestellten Zusammenhängen (siehe Kap.6.2.3.1).

In der Abb. 11 ist die summarische Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung in die größeren geologischen Einheiten der Geologischen Übersichtskarte eingeordnet worden (nur Lockergesteinseinheiten, im Festgestein ist die Anzahl von Bohrungen zu gering). Es werden glazifluviale Ablagerungen, Grundmoränen, Löss und Hochmoore unterschieden.

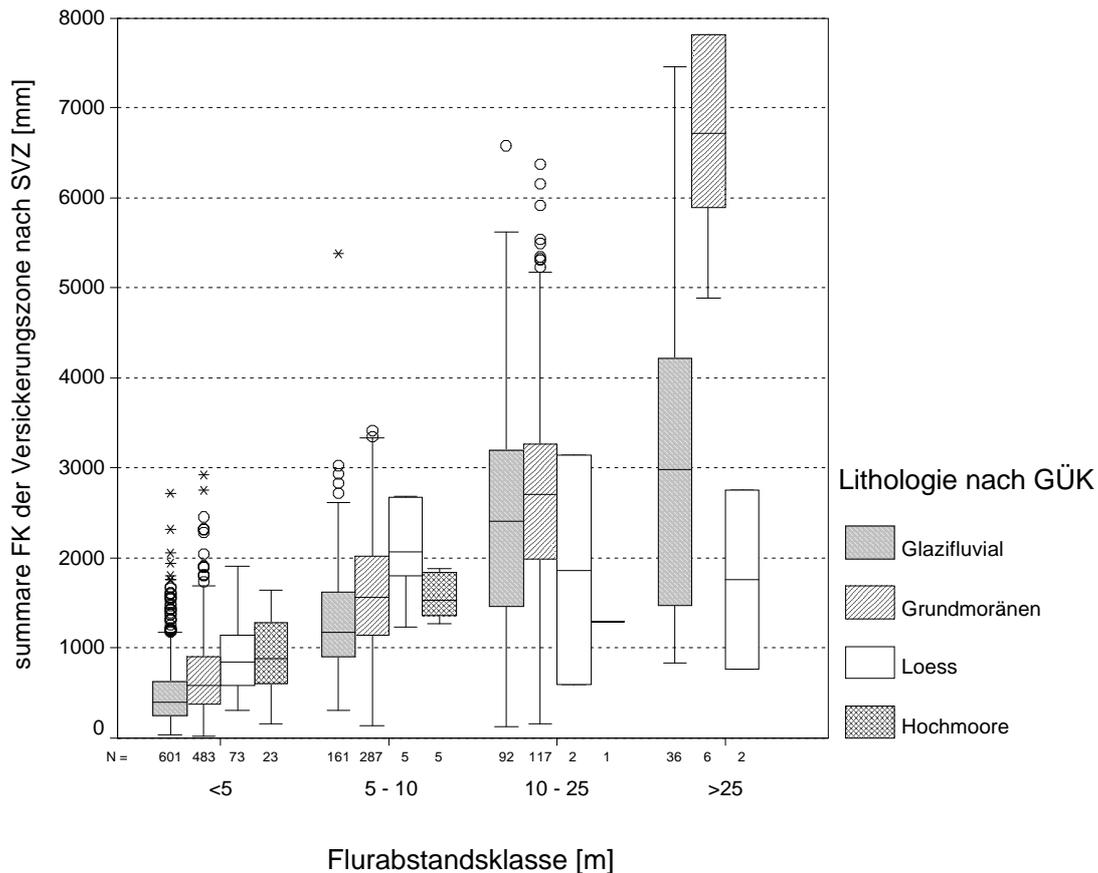


Abb. 11: Standortkonkrete Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung ermittelt aus Schichtenverzeichnissen verschiedener geologischer Einheiten

In den Grundwasserflurabstandsklassen < 5 m und 5 – 10 m steigen die Feldkapazitäten der Grundwasserüberdeckung erwartungsgemäß von den glazifluvialen Ablagerungen über die Grundmoränen zum Löss an. Für die Hochmoore sind bei einer schichtspezifischen Feldkapazität zwischen 65 und 85 mm/dm (KA 4, Tab. 57) die größten summaren Feldkapazitäten zu erwarten, was hier aber nicht zutrifft. Möglicherweise sind in den berechneten Schichtenverzeichnissen auf Hochmooren die tatsächlichen, in die Berechnung eingehenden Grundwasserflurabstände innerhalb einer Flurabstandsklasse systematisch geringer als in den Schichtenverzeichnissen auf Lössstandorten; oder aber der Hochmoortorf ist nur geringmächtig ausgeprägt (Mächtigkeit < 2 m) und wird von sandigen Bodenarten mit niedriger schichtspezifischer Feldkapazität unterlagert. Die im Vergleich zum Löss gleich hohen bzw. geringeren Feldkapazitäten der Hochmoore weisen darauf hin, dass bei der Berechnung der flächenbezogenen Feldkapazität den Hochmooren möglicherweise eine zu hohe Feldkapazität zugewiesen wurde. In den Flurabstandsklassen 10 – 25 m und > 25 m

ist die Anzahl von Bohrungen insbesondere auf Löss zu gering, um gesicherte Aussagen ableiten zu können.

6.2.3.3 Vergleich der flächenbezogenen Feldkapazität und der standortkonkreten Feldkapazität (Plausibilitätsprüfung)

Die Ermittlung der flächenbezogenen Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung aus geologischen Karten ist mit zwei besonderen Problemen behaftet. Erstens wird von der Annahme ausgegangen, dass die in den Geologischen Übersichtskarten dargestellten lithologischen Eigenschaften homogen über die gesamte Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung bestehen. Bei zunehmenden Grundwasserflurabständen wird diese Annahme jedoch zunehmend unrealistischer, da insbesondere im Falle größerer Grundwasserflurabstände mit einem oder mehreren Schichtwechselln der Grundwasserüberdeckung zu rechnen ist. Diese werden in den Geologischen Übersichtskarten jedoch nicht abgebildet. Zweitens geht in die flächenbezogene Berechnung der Feldkapazität als Faktor der Mittelwert der Grundwasserflurabstandsklasse der jeweiligen Fläche ein (z.B. bei der Grundwasserflurabstandsklasse 5 – 10 m der Faktor 7,5), was mit zunehmenden Grundwasserflurabständen zu einer immer stärkeren Vereinfachung der Berechnungsgrundlage führt. Bei der Berechnung der Feldkapazität von Schichtenverzeichnissen tritt das o.g. Probleme nicht auf, da die Feldkapazität jeder einzelnen Schicht entsprechend ihrer Lithologie und Mächtigkeit berechnet wird. Ein Vergleich der flächenbezogenen, auf der Grundlage der Bodenkarten und der Geologischen ermittelten Feldkapazitäten mit den aus den Schichtenverzeichnissen berechneten standortkonkreten Feldkapazitäten wurde hier durchgeführt, um die Plausibilität der flächenbezogenen Feldkapazitäten zu überprüfen.

Dazu wurden die Mittelwerte und Spannweiten der standortkonkreten aus Schichtenverzeichnissen ermittelte Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung, die innerhalb einer Klasse der flächenbezogenen Feldkapazität liegen, berechnet und mit dem Klassenwert der flächenbezogenen Feldkapazität verglichen. Diese Bearbeitung wurde aufgrund der etwas unterschiedlichen geologischen Verhältnisse für den niedersächsischen und den nordrhein-westfälischen Teil des Untersuchungsgebietes

getrennt durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Bearbeitung zeigen die Abb. 12 (für Niedersachsen) und Abb. 13 (für Nordrhein-Westfalen).

In Niedersachsen (Abb. 12) befinden sich auf der Fläche mit einer flächenbezogenen Feldkapazität < 500 mm 434 Schichtenverzeichnisse. Die Spannweiten der standortkonkreten, summaren Feldkapazität, die aus diesen 434 Schichtenverzeichnissen berechnet wurden, (Boxplot) decken Werte zwischen ca. 200 mm und 600 mm ab, der Median liegt bei ungefähr 300 mm. Mediane und Spannweiten der standortkonkreten, summaren Feldkapazität nehmen entlang der Klassen der flächenbezogenen Feldkapazität zu. Diese Aussage ist bis zu der Klasse 4000 - 6000 mm gültig, innerhalb der Flächen der Klassen 6000 – 8000 mm und > 8000 mm ist die Anzahl von Schichtenverzeichnissen deutlich zu gering für gesicherte Aussagen. Nun besteht zwischen den Klassen der flächenbezogenen Feldkapazität und den standortkonkreten, aus Schichtenverzeichnissen berechneten Feldkapazitäten kein linearer Zusammenhang. Zwar gruppieren sich die standortkonkreten, aus Schichtenverzeichnissen berechneten Feldkapazitäten entlang der Klassen der flächenbezogenen Feldkapazität, die standortkonkreten, aus Schichtenverzeichnissen berechneten Feldkapazitäten nehmen jedoch weniger stark zu als die flächenbezogenen Feldkapazitäten. So entspricht der Median der standortkonkreten, aus Schichtenverzeichnissen ermittelten Feldkapazität mit ca. 300 mm in der Klasse < 500 mm dem Klassenmittelwert der zugehörigen flächenbezogenen Feldkapazitätsklasse recht genau. In den Klassen der flächenbezogenen Feldkapazität 1.000 – 2.000 mm, 2.000 – 4.000 mm und 4.000 – 6.000 mm bleiben die Mediane der jeweils zugehörigen standortkonkreten, aus Schichtenverzeichnissen berechneten Feldkapazitäten deutlich unterhalb der jeweiligen Klassenmittelwerte der flächenbezogenen Feldkapazität. Es kann daraus gefolgert werden, dass die flächenbezogenen Feldkapazitäten zwar in der Tendenz plausible Werte aufweisen, dass jedoch insbesondere die höheren Feldkapazitätsklassen wahrscheinlich etwas zu hoch angesetzt wurden.

Für den nordrhein-westfälischen Teil des Untersuchungsgebietes gilt dieser Zusammenhang grundsätzlich analog. Hier ist jedoch die Anzahl von Schichtenverzeichnissen innerhalb der Flächen mit einer flächenbezogenen Feldkapazität von 4.000 – 6.000 mm, 6.000 – 8.000 mm und > 8.000 mm für gesicherte Aussagen zu gering.

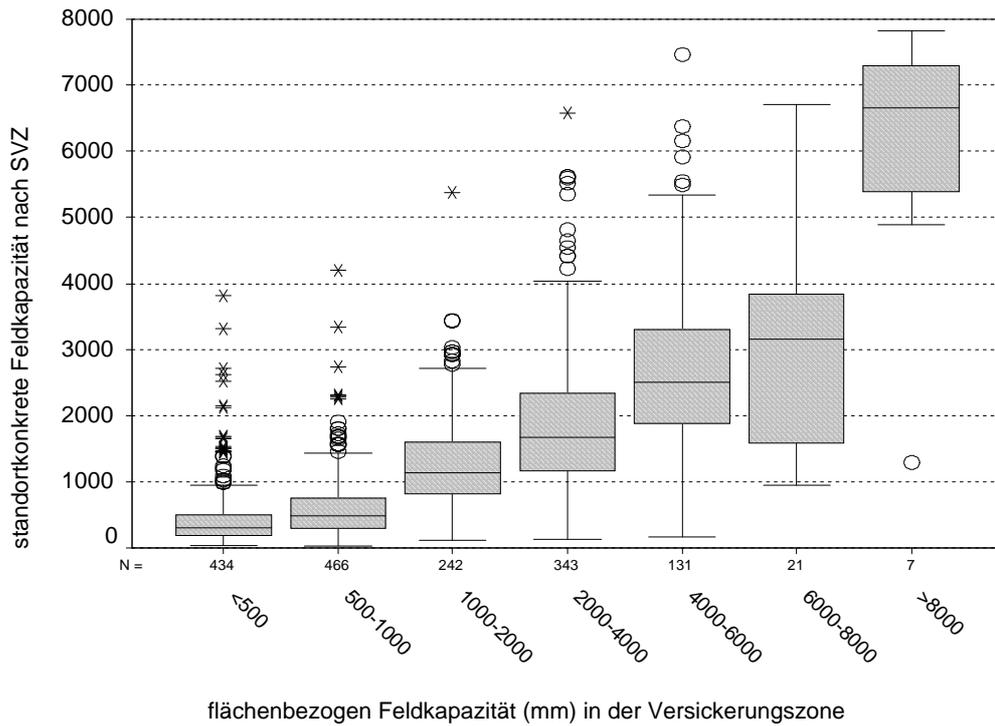


Abb. 12: Beziehung zwischen der flächenbezogenen Feldkapazität und der standortkonkreten, aus Schichtenverzeichnissen berechneten Feldkapazität im niedersächsischen Teil des Untersuchungsgebietes

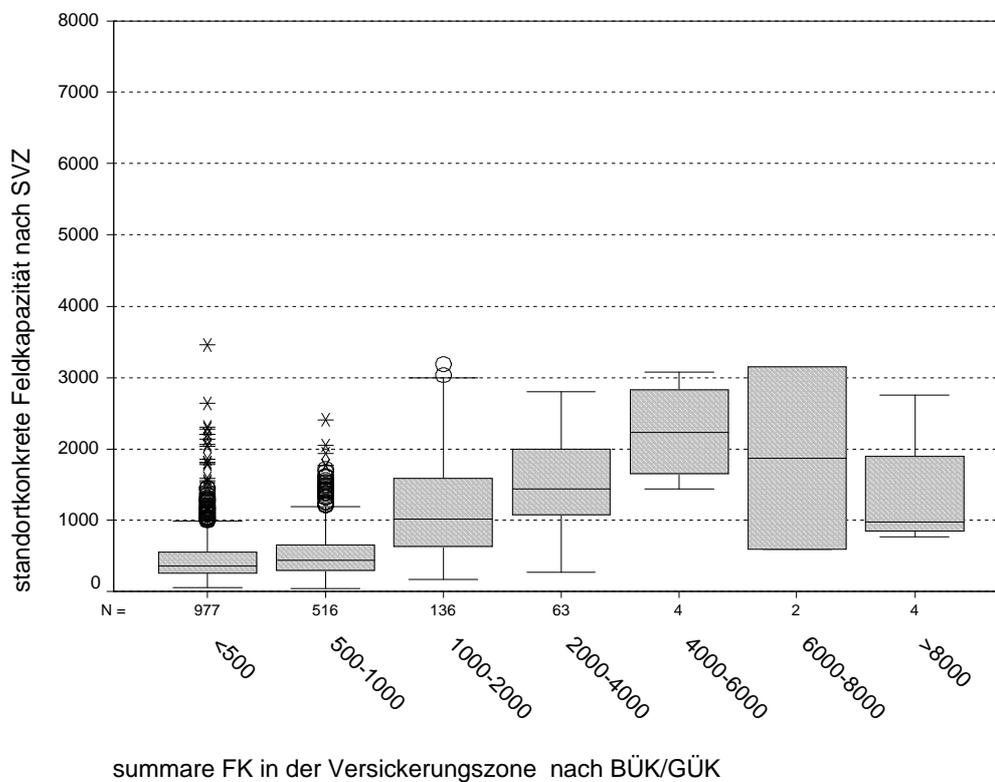


Abb. 13: Beziehung zwischen der flächenbezogenen Feldkapazität und der standortkonkreten, aus Schichtenverzeichnissen berechneten Feldkapazität im nordrhein-westfälischen Teil des Untersuchungsgebietes

Insgesamt ist festzustellen, dass die Ermittlung der flächenbezogenen Feldkapazität in der Tendenz höhere Werte ergibt als die standortkonkrete, aus Schichtenverzeichnissen berechnete Feldkapazität. Die Anzahl von ausgewerteten Schichtenverzeichnissen ist jedoch insbesondere innerhalb der Flächen der hohen flächenbezogenen Feldkapazitätsklassen zu gering, um abgesicherte Korrekturfaktoren ableiten zu können.

Mit Blick auf die Berechnung der Verweilzeit des Sickerwassers ergeben sich auf der Grundlage der Eingangsgröße in der Tendenz zu hohe Verweilzeiten und dadurch zu geringe Verschmutzungsempfindlichkeiten.

6.2.4 Verweilzeiten des Sickerwassers

Die Verweilzeiten des Sickerwassers wurden in den Neubildungsgebieten und den Gebieten mit eingeschränkter Neubildung berechnet (siehe Kap.3.1). Die Ergebnisse dieser Berechnung sind in den Anlagen 14, 14a, 14b² und 16 dargestellt. Die Verweilzeiten der Anlagen 14, 14a und 14b basieren jeweils auf den in der Anlage 13 dargestellten flächenbezogenen Feldkapazitäten und den Grundwasserflurabständen der Anlage 12. Sie unterscheiden sich jeweils nur durch die verschiedenen, in die Berechnung eingehenden Grundwasserneubildungsraten. Die Anlage 14 zeigt die Verweilzeiten, die bei der Verweilzeitberechnung auf der Grundlage der Grundwasserneubildungsraten, berechnet nach der Methode von Dörhöfer und Josopait (1980) (siehe Anlage 7), ermittelt wurden. Der Anlage 14a liegen Verweilzeiten zugrunde, die bei der Verweilzeitberechnung mit den aus den Bodeninformationssystemen übernommenen Grundwasserneubildungsraten gefunden wurden (siehe Anlage 8). Anlage 14b stellt die Verweilzeiten dar, die bei Berechnung mit den Grundwasserneubildungsraten, die auf dem Modell ABIMO (Glugla und Fürtig 1995) basieren, ermittelt wurden.

Die Verweilzeiten der Anlage 16 haben eine davon stärker abweichende Grundlage. Zur Berechnung wurden nicht die tatsächlich ermittelten flächenbezogenen Feldkapazitäten verwendet, sondern ein stark vereinfachender Ansatz gewählt. Es gingen lediglich drei Stufen einer schichtspezifischen Feldkapazität in die Berechnung ein:

16,5 mm/dm, 28,5 mm/dm und 65 mm/dm. Die Werte 16,5 mm/dm und 28,5 mm/dm wurden aus den Häufigkeitsverteilungen von schichtspezifischen Feldkapazitäten abgeleitet, die an Schichtenverzeichnissen ermittelt worden waren (siehe Kap.6.2.3.2). Dabei wurde die schichtspezifische Feldkapazität von 16,5 mm/dm den Neubildungsgebieten und von 28,5 mm/dm den Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung zugeordnet. Der Wert 65 mm/dm wurde nicht aus den Schichtenverzeichnissen abgeleitet, dieser Wert wurde den Hochmooren aufgrund der Angaben der KA 4, Tab. 57 (AG Bodenkunde, 1994) zugewiesen. In die Verweilzeitberechnung gingen ferner die Grundwasserneubildungsraten, die nach der Methode von Dörhöfer und Josopait (1980) ermittelt wurden und die Grundwasserflurabstände der Anlage 12 ein.

Verweilzeiten des Sickerwassers

Die Tabellen 10, 11, und 12²⁾ zeigen die Flächenanteile der Verweilzeitklassen in dem Bearbeitungsgebiet, die sich auf der Grundlage der nach verschiedenen Methoden berechneten Grundwasserneubildungsraten ergeben.

Niedrige Verweilzeitklassen (0 – 3 Jahre und 3 -10 Jahre) nehmen in der Tab. 12 (siehe auch Anlage 14b) eine deutlich größere Fläche ein, als in den Tabellen 10 und 11 (siehe auch Anlagen 14 und 14a). Darin kommen die insgesamt deutlich höheren Grundwasserneubildungsraten, die der Verweilzeitberechnung der Tabelle 12 (Anlage 14b) zugrunde liegen, zum Ausdruck. Auffällig ist auch, dass bei der Verweilzeitmittlung auf der Grundlage der Grundwasserneubildung nach ABIMO die höchste Verweilzeitklasse (> 50 Jahre) fast nicht auftritt (s.u.).

Insgesamt entsprechen die Flächenanteile von Verweilzeitklassen insofern dem erwarteten Ergebnis, als auf der Grundlage der niedrigeren Grundwasserneubildungsraten (Grundwasserneubildungsraten ermittelt nach der Methode von Dörhöfer und Josopait, siehe Anlage 7) die Flächenanteile mit niedrigen Verweilzeiten geringer sind als diejenigen, die auf der Grundlage höherer Grundwasserneubildungsraten

²⁾ In die Tabelle der Berechnung von Flächenanteilen ging das gesamte Untersuchungsgebiet ein. Da die Grundwasserneubildungsraten nach dem Modell ABIMO jedoch nur für den Lockergesteinsbereich zutreffen, sind die in den jeweiligen Tabellen genannten Flächenanteile lediglich Richtwerte.

Tabelle 10: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach der Methode von Dörhöfer & Josopait (1980) sowie Flächenanteile der Entlastungsgebiete und der Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung.

Verweilzeitklasse (Jahre)	Fläche (km ²)	Anteil von Gesamtfläche (%)	Anteil von Fläche der Neubildungsgebiete	Entlastungsgebiete (km ²)	Gebiete ohne nutzbare GW-führung (km ²)
0 – 3	114	7,5	12,3		
3 – 10	377	24,9	40,8		
10 – 25	211	13,9	22,9		
25 – 50	92	6,1	10,0		
> 50	132	8,7	14,3		
Summe	926	61,1	100	554	37,8

Tabelle 11: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten der Bodeninformationssysteme sowie Flächenanteile der Entlastungsgebiete und der Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung.

Verweilzeitklasse (Jahre)	Fläche (km ²)	Anteil von Gesamtfläche (%)	Anteil von Fläche der Neubildungsgebiete	Entlastungsgebiete (km ²)	Gebiete ohne nutzbare GW-führung (km ²)
0 – 3	187	12,3	20,2		
3 – 10	428	28,2	46,3		
10 – 25	151	9,9	16,3		
25 – 50	35	2,3	3,8		
> 50	124	8,2	13,5		
Summe	924	61,0	100	554	37,8

Tabelle 12: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach dem Modell ABIMO sowie Flächenanteile der Entlastungsgebiete und der Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung.

Verweilzeitklasse (Jahre)	Fläche (km ²)	Anteil von Gesamtfläche (%)	Anteil von Fläche der Neubildungsgebiete	Entlastungsgebiete (km ²)	Gebiete ohne nutzbare GW-führung (km ²)
0 – 3	206	13,6	22,3		
3 – 10	457	30,1	49,4		
10 – 25	231	15,2	24,9		
25 – 50	29	1,9	3,2		
> 50	2	0,1	0,2		
Summe	925	61,0	100,0	554	37,8

²⁾ In die Tabelle der Berechnung von Flächenanteilen ging das gesamte Untersuchungsgebiet ein. Da die Grundwasserneubildungsraten nach dem Modell ABIMO jedoch nur für den Lockergesteinsbereich zutreffen, sind die in den jeweiligen Tabellen genannten Flächenanteile lediglich Richtwerte

(Grundwasserneubildungsraten nach dem Modell ABIMO, siehe Anlage 9) berechnet wurden.

Verweilzeiten des Sickerwassers differenziert nach Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung

Die Flächenanteile der kurzen Verweilzeitklassen sind, unabhängig von den zugrunde gelegten Verfahren der Ermittlung der Grundwasserneubildungsraten, in der Tendenz in den Neubildungsgebieten niedriger als in den Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung (siehe Tabelle 13, 14 und 15). Dieses Ergebnis deckt sich mit dem Schichtaufbau der Grundwasserüberdeckung, da die Gebiete mit eingeschränkter Neubildung vorrangig eine bindige, die Neubildungsgebiete vorrangig eine sandige Grundwasserüberdeckung aufweisen. Dennoch werden auch größere Flächenanteile der Verweilzeitklasse 0 – 3 Jahre von Gebieten mit eingeschränkter Neubildung eingenommen, das heißt, dass die Gebiete mit eingeschränkter Neubildung nicht per se aufgrund der höheren Anteile bindiger Schichten an der Grundwasserüberdeckung eine längere Verweilzeit des Sickerwassers als die Neubildungsgebiete aufweisen müssen.

Dagegen können Verweilzeiten > 25 Jahre auch in Grundwasserneubildungsgebieten mit sandiger Grundwasserüberdeckung auftreten, z.B. in der „Eickhofer Heide“ und der „Böhrde“. In diesen beiden Fällen ist das in den sehr großen Grundwasserflurabständen dieser beiden Standorte begründet.

Tabelle 13: Flächenanteile von Verweilzeitklassen, getrennt nach Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung, berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach der Methode von Dörhöfer & Josopait (1980)

Verweilzeit- klasse	eingeschränkte Neubildung			eingeschränkte Neubildung		
	Neubildung	-----km ² -----	Summe	Neubildung	-----%-----	Summe
0 –3 Jahre	55	59	114	6,0	6,4	12,3
3 -10 Jahre	119	258	377	12,9	27,9	40,8
10 -25 Jahre	42	169	211	4,5	18,3	22,8
25 -50 Jahre	19	73	92	2,1	7,9	10,0
50 Jahre	3	129	132	0,3	13,9	14,3
Summe	238	688	926	25,7	74,4	100,0

Tabelle 14: Flächenanteile von Verweilzeitklassen, getrennt nach Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung, berechnet mit Grundwasserneubildungsraten der Bodeninformationssysteme

Verweilzeit- klasse	eingeschränk- te Neubildung			Neubildung	eingeschränkte Neubildung	Summe
	Neubildung	Summe	Summe			
	-----km ² -----			-----%-----		
0 -3 Jahre	102	85	187	11,0	9,2	20,2
3 -10 Jahre	91	337	428	9,8	36,5	46,3
10 -25 Jahre	35	116	151	3,7	12,6	16,3
25 -50 Jahre	10	25	35	1,1	2,7	3,8
50 Jahre	0	124	124	0,0	13,4	13,5
Summe	238	686	924	25,7	74,3	100,0

Tabelle 15: Flächenanteile von Verweilzeitklassen, getrennt nach Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung, berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach dem Modell ABIMO

Verweilzeit- klasse	eingeschränk- te Neubildung			Neubildung	eingeschränkte Neubildung	Summe
	Neubildung	Summe	Summe			
	-----km ² -----			-----%-----		
0 -3 Jahre	113	93	206	12,2	10,1	22,3
3 -10 Jahre	96	361	457	10,4	39,0	49,4
10 -25 Jahre	21	210	231	2,3	22,7	24,9
25 -50 Jahre	7	23	29	0,7	2,5	3,2
50 Jahre	0	2	2	0,0	0,2	0,2
Summe	236	689	925	25,6	74,5	100,0

Insgesamt sind die mittleren Verweilzeiten in den Gebieten mit eingeschränkter Neubildung erwartungsgemäß größer als in den Neubildungsgebieten (siehe Abb. 14).

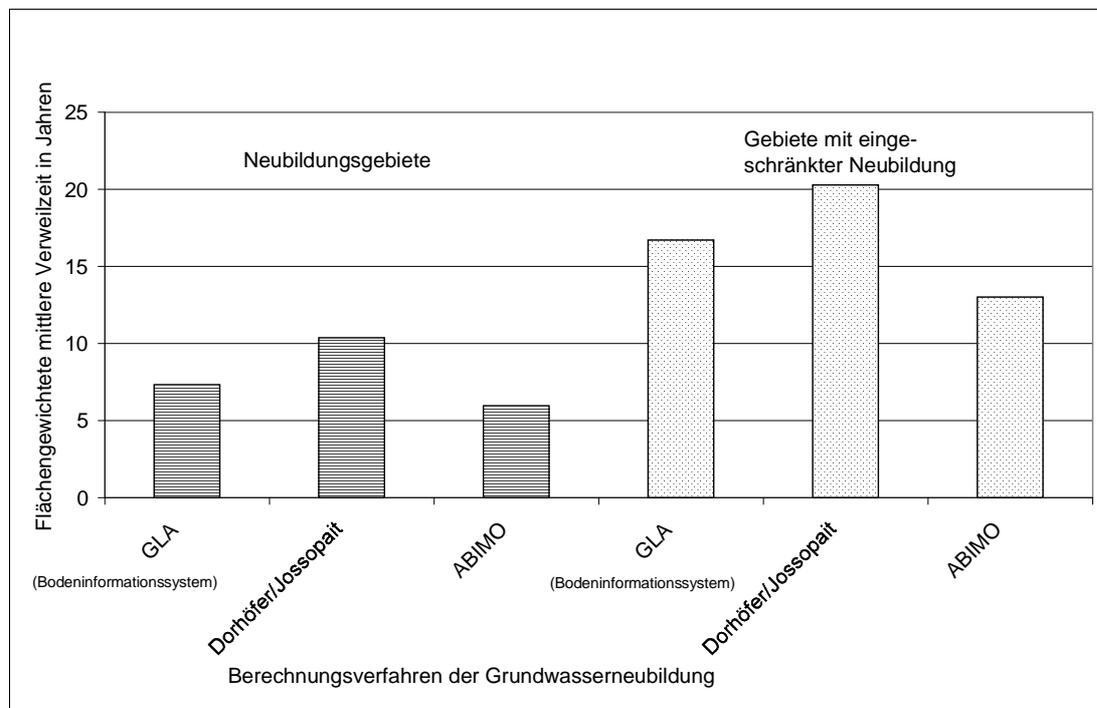


Abb. 14: Mittlere Verweilzeiten in Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung

Die flächengewichtete, mittlere Verweilzeit in den Neubildungsgebieten ist bei Berechnung aufgrund der Grundwasserneubildungsraten nach Dörhöfer und Josopait 10,3 Jahre, nach Bodeninformationssystem 7,3 Jahre und nach ABIMO 5,9 Jahre, in den Gebieten mit eingeschränkter Neubildung entsprechend 20,3 Jahre, 16,7 und 13,1 Jahre.

Verweilzeiten des Sickerwassers differenziert nach Grundwasserflurabstandsklassen

Der Einfluss des Grundwasserflurabstandes auf die Flächenanteile der Verweilzeitklassen ist in den Tabellen 16, 17 und 18 dargestellt.

Die Tabellen zeigen, unabhängig von den verwendeten Eingangsdaten zur Grundwasserneubildung, den erwarteten Zusammenhang: hohe Verweilzeitklassen nehmen bei großen Grundwasserflurabständen relativ größere Flächen ein. Niedrige Verweilzeitklassen treten vor allem bei geringen Grundwasserflurabständen auf

Tabelle 16: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach der Methode von Dörhöfer & Josopait (1980), getrennt nach Flurabstandsklassen

Verweilzeit- klasse	Grundwasserflurabstandsklasse					Summe
	<5 m	5 - 10 m	10 - 25 m	25 - 50 m	> 50 m	
	-----km ² -----					
0 –3 Jahre	111	3	0	0	0	114
3 -10 Jahre	280	80	15	2	0	377
10 -25 Jahre	35	120	42	9	3	210
25 -50 Jahre	36	4	37	8	7	92
50 Jahre	109	17	3	3	0	132
Summe	571	224	97	23	10	924

Verweilzeit- klasse	Grundwasserflurabstandsklasse					Summe
	<5 m	5 - 10 m	10 - 25 m	25 - 50 m	> 50 m	
	-----%-----					
0 –3 Jahre	19	1	0	0	0	12
3 -10 Jahre	49	36	15	9	0	41
10 -25 Jahre	6	54	43	41	30	23
25 -50 Jahre	6	2	38	35	66	10
50 Jahre	19	8	3	13	1	14
Summe	100	100	100	98	97	100

Tabelle 17: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten der Bodeninformationssysteme, getrennt nach Flurabstandsklassen

Verweilzeit- klasse	Grundwasserflurabstandsklasse					Summe
	<5 m	5 - 10 m	10 – 25 m	25 - 50 m	> 50 m	
	-----km ² -----					
0 –3 Jahre	185	2	0	0	0	187
3 -10 Jahre	260	139	23	6	0	428
10 -25 Jahre	18	64	54	6	9	150
25 -50 Jahre	5	1	20	8	1	35
50 Jahre	104	16	1	2	1	124
Summe	572	222	97	23	10	925

Verweilzeit- klasse	Grundwasserflurabstandsklasse					Summe
	<5 m	5 - 10 m	10 – 25 m	25 – 50 m	> 50 m	
	-----%-----					
0 –3 Jahre	32	1	0	0	0	20
3 -10 Jahre	45	63	24	26	0	46
10 -25 Jahre	3	29	55	28	87	16
25 -50 Jahre	1	0	21	36	9	4
50 Jahre	18	7	1	10	8	13
Summe	100	100	100	100	100	100

Tabelle 18: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete und Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet mit Grundwasserneubildungsraten nach dem Modell ABIMO, getrennt nach Flurabstandsklassen

Verweilzeit- klasse	Grundwasserflurabstandsklasse					Summe
	<5 m	5 - 10 m	10 – 25 m	25 – 50 m	> 50 m	
	-----km ² -----					
0 –3 Jahre	201	4	1	0	0	206
3 -10 Jahre	276	142	28	8	3	457
10 -25 Jahre	92	61	65	5	7	231
25 -50 Jahre	2	16	4	8	0	29
50 Jahre	0	0	0	1	1	2
Summe	571	223	98	23	11	925

Verweilzeit- klasse	Grundwasserflurabstandsklasse					Summe
	<5 m	5 - 10 m	10 - 25 m	25 – 50 m	> 50 m	
	-----%-----					
0 –3 Jahre	35	2	1	0	0	22
3 -10 Jahre	48	63	28	37	25	49
10 -25 Jahre	16	27	66	22	68	25
25 -50 Jahre	0	7	4	37	0	3
50 Jahre	0	0	0	4	8	0
Summe	100	100	99	100	100	100

Eine Ausnahme stellt die Grundwasserflurabstandsklasse < 5 m dar. Bei Berechnung der Verweilzeiten auf der Grundlage der Grundwasserneubildungsraten nach der Methode von Dörhöfer und Josopait sowie auf der Grundlage der Grundwasserneubildungsraten der Bodeninformationssysteme nimmt innerhalb dieser Flurabstandsklasse die Verweilzeitklasse > 50 Jahre mit 109 km^2 (Tab. 16) bzw. 104 km^2 (Tab. 17) eine relativ große Fläche ein. Hier handelt es sich um die Hochmoore, bei denen trotz eines geringen Grundwasserflurabstandes eine sehr hohe Feldkapazität vorliegt (siehe Anlage 13). Diese Flächen zeichnen sich allerdings durch sehr niedrige Grundwasserneubildungsraten aus (siehe Anlage 7 und 8). Beide Faktoren (hohe Feldkapazität, niedrige Grundwasserneubildungsraten) ergeben die hohen Verweilzeiten von über 50 Jahren. Flächen, die aufgrund eines sehr großen Grundwasserflurabstandes in die höchste Verweilzeitklasse fallen, sind demgegenüber mit 6 km^2 (Anlage 14) bzw. 3 km^2 (Anlage 14a) unbedeutend. Wird die Verweilzeit auf der Grundlage der nach dem Modell ABIMO berechneten Grundwasserneubildungsraten ermittelt, fallen die Hochmoore größtenteils in die Verweilzeitklasse 10 – 25 Jahre. Das Modell ABIMO ermittelt auf den Hochmooren offensichtlich zu hohe Grundwasserneubildungsraten (siehe Kap.6.2.1), dadurch bedingt werden vergleichsweise kurze Verweilzeiten des Sickerwassers auf den Hochmoorstandorten berechnet. Das erklärt auch, warum bei dieser Variante der Verweilzeitberechnung Flächen der Verweilzeitklasse > 50 Jahre fast nicht auftreten.

Einfluss der Grundwasserneubildungsraten auf die Verweilzeit des Sickerwassers

Der Einfluss des Grundwasserflurabstandes und der nach unterschiedlichen Methoden berechneten **Grundwasserneubildungsraten** auf die **Verweilzeit des Sickerwassers** in dem Untersuchungsgebiet Große Aue ist zusammenfassend in Abb. 15 dargestellt. Diese Abbildung macht deutlich, dass das Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Grundwasserneubildungsraten einen großen Einfluss auf die ermittelten Verweilzeiten hat und dass erwartungsgemäß die Verweilzeiten mit zunehmendem Grundwasserflurabstand größer werden.

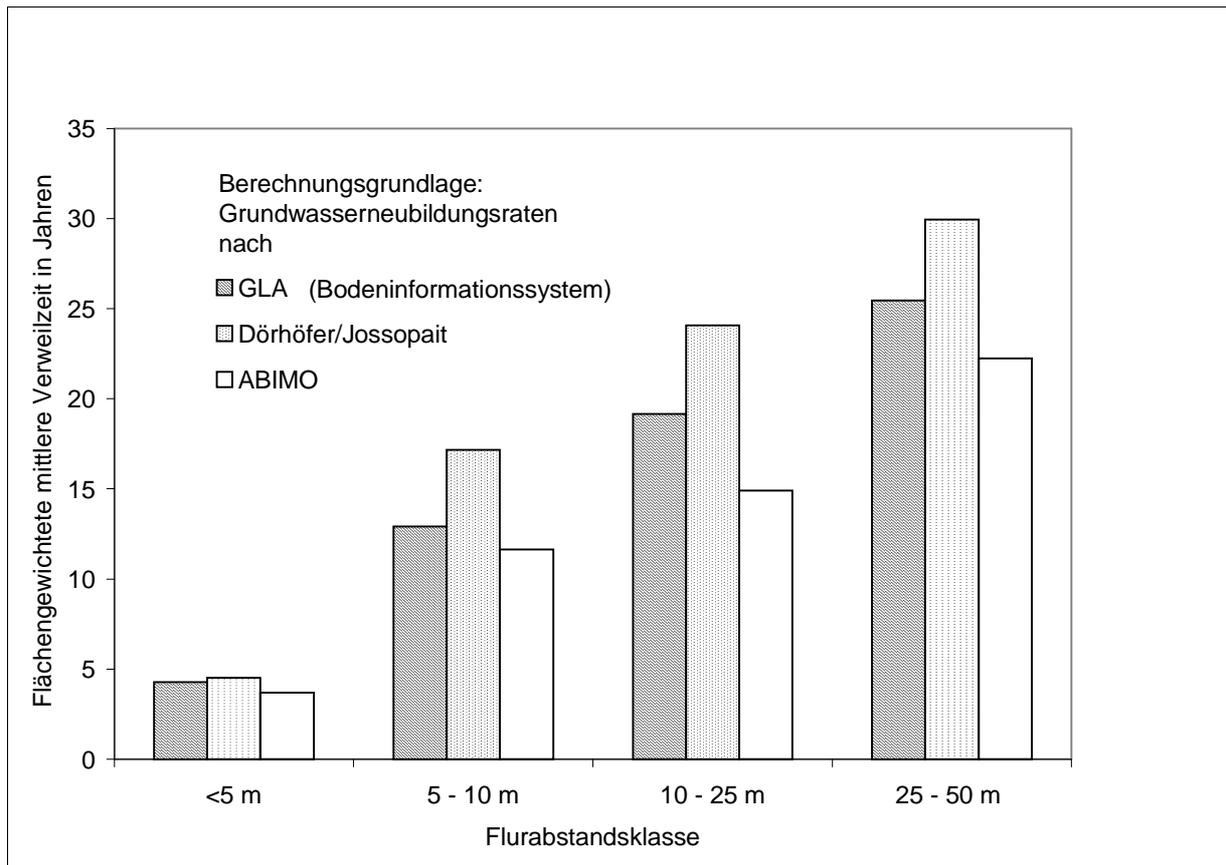


Abb. 15: Flächengewichtete Mittelwerte der Verweilzeitklassen in Abhängigkeit von Flurabstandsklassen

Die Auswahl eines Verfahrens zur Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate hat für die Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen eine große Bedeutung. Bei dem hier vorliegenden Beispiel können bei Berechnung der Verweilzeiten mit den Grundwasserneubildungsraten nach Dörhöfer/Josopait die Grundwasservorkommen auf etwas **mehr als der Hälfte der Fläche** der Neubildungsgebiete und der Gebiete mit eingeschränkter Neubildung mit Verweilzeiten des Sickerwassers von 0 bis 10 Jahren als insgesamt empfindlich gegenüber von oben eindringenden Schadstoffen beurteilt werden. Bei den Grundwasserneubildungsraten der Bodeninformationssysteme sind es **ca. 66 %** und bei der Verweilzeitberechnung mit den nach dem Modell ABIMO ermittelten Grundwasserneubildungsraten sind es über **70 %** der Fläche.

Verweilzeiten des Sickerwassers bei vereinfachter Berechnungsgrundlage

Die Anlage 16 zeigt die Polygone von Verweilzeitklassen, die im GIS berechnet werden, wenn die Feldkapazitäten lediglich drei Klassen (16,5 %, 28,5 % und 65 %) zu-

geordnet werden (s.o.). In die Berechnung gehen der Grundwasserflurabstand sowie die nach der Methode von Dörhöfer und Josopait ermittelten Grundwasserneubildungsraten ein.

Die Flächenanteile der einzelnen Verweilzeitklassen (siehe Tabelle 19) unterscheiden sich insgesamt nur wenig von den Flächenanteilen, die bei Verwendung der tatsächlichen Feldkapazitäten (Anlage 13) und Berechnung mit den gleichen Grundwasserneubildungsraten ermittelt werden (vgl. Tab. 10).

Tabelle 19: Flächenanteile von Verweilzeitklassen in Neubildungsgebieten (Neubildungsgebiete Gebiete mit eingeschränkter Neubildung), berechnet auf Grundlage von Feldkapazitätsklassen (siehe Text) und mit Grundwasserneubildungsraten nach der Methode von Dörhöfer & Josopait (1980) sowie Flächenanteile der Entlastungsgebiete und der Gebiete ohne nutzbare Grundwasserführung.

Verweilzeitklasse (Jahre)	Fläche (km ²)	Anteil von Gesamtfläche (%)	Anteil von Fläche der Neubildungsgebiete	Entlastungsgebiete (km ²)	Gebiete ohne nutzbare Gw-führung (km ²)
0 – 3	44	3	5		
3 – 10	432	29	47		
10 – 25	206	14	22		
25 – 50	91	6	10		
> 50	152	10	16		
Summe		62	100	554	37,8

Im Vergleich zu den Verweilzeitklassen der Tabelle 10 sind die geringeren Flächenanteile der Klasse 0 – 3 Jahre auffallend, d.h. dass mit dieser vereinfachten Berechnung in dem Untersuchungsgebiet die Flächenanteile von Grundwasservorkommen mit hoher Empfindlichkeit gegenüber von oben eindringenden Schadstoffen offensichtlich als etwas zu niedrig ermittelt werden. Dennoch ist eine insgesamt große Übereinstimmung in den Polygonen der Verweilzeitklassen der Anlagen 14 und 16 gegeben. In der Anlage 17 werden die Polygone der Verweilzeitklassen der Anlage 14 mit denen der Anlage 16 verglichen. Dazu wurde die Differenz zwischen den Polygonen der Anlage 16 und der Anlage 14 gebildet. Flächen mit dem Wert Null gehören in beiden Shapes der gleichen Verweilzeitklasse an, bei Flächen mit dem Wert größer Null ist die Verweilzeitklasse der Anlage 16 (Berechnung auf der Grundlage von FK-Klassen) größer als in der Anlage 14, bei Werten kleiner Null ist es umgekehrt. Über 85 % der Fläche in den Neubildungsgebieten und den Gebieten mit ein-

geschränkter Neubildung gehören der gleichen Verweilzeitklasse an, auf ca. 12 % der Fläche wird bei vereinfachter Berechnungsgrundlage eine größere Verweilzeit, auf < 2% eine kleinere Verweilzeit ermittelt (siehe Tabelle 20).

Tabelle 20: Differenz von Verweilzeitklassen bei Ermittlung der Verweilzeiten mit vereinfachter und exakter Berechnungsgrundlage (Erläuterungen siehe Text)

Differenz der Verweilzeitklassen	km ²	% von Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschr. Neubildung	% von Gesamtgebiet
-2	1	0,1	0,1
-1	16	1,8	1,1
0	795	85,9	52,5
1	93	10,0	6,1
2	19	2,1	1,3

Mit Blick auf die Bewertung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit unterscheiden sich die Ergebnisse der Sickerwasserverweilzeitberechnung mit vereinfachter Berechnungsgrundlage in dem Untersuchungsgebiet Große Aue nicht substantiell von denen mit exakter Berechnungsgrundlage.

6.3. Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserdeckschichten nach der Methode der Geologischen Landesämter und Vergleich zu der BTU-Methodik

Die Anlage 15 gibt die Punktzahlen und die diesen Punktzahlen nach Hölting et al. (1995) zuzuordnenden Größenordnungen der Verweilzeiten des Sickerwassers in den Grundwasserdeckschichten des Untersuchungsgebietes an, die nach der Methode der Geologischen Landesämter ermittelt wurden. Im Vergleich zu der in Kap. 6.1 und 6.2 dargestellten Bearbeitung sind einige Gemeinsamkeiten, aber auch einige Unterschiede auffällig. Die in Kap. 6.1 ausgehaltenen Entlastungsgebiete treten bei der Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung nach der Methode der Geologischen Landesämter deutlich durch geringe Punktzahlen und kurze Verweilzeiten des Sickerwassers hervor. Dieses ist aufgrund der überwiegend sandigen Böden und geringer bis sehr geringer Grundwasserflurabstände auch so zu erwarten. Mit Blick auf die Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen würden diese Bereiche, ähnlich wie dieses auch in Kap. 6.1 geschehen ist, als gering geschützt gegenüber von oben eindringenden Schad-

stoffen interpretiert werden. Bei der Bearbeitung nach der Methode der Geologischen Landesämter kommt die besondere Stellung der Entlastungsgebiete im großräumigen Strömungsfeld jedoch nicht zum Ausdruck. Auch wird bei dieser Karte nicht deutlich, dass in den Entlastungsgebieten direkt abhängige Oberflächengewässer-Ökosysteme vorhanden sind, die deshalb als besonders sensibel für Wechselwirkungsprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser gelten können.

Auffällig ist weiterhin, dass die nach Hölting et al. (1995) aufgrund der Punktzahlen zugewiesenen Verweilzeiten in den Neubildungsgebieten und den Gebieten mit eingeschränkter Neubildung vielerorts um eine oder gar zwei Klassen niedriger sind als die nach der DIN 19732 ermittelten Verweilzeiten (maßgeblich ist hier der Vergleich zu den Verweilzeitklassen, die in Anlage 14 dargestellt sind, da diese auf der Grundlage der gleichen Grundwasserneubildungsraten wie die Punktzahlen der Anlage 15 berechnet wurden). Besonders gravierend ist der Unterschied der Verweilzeiten in den Hochmooren. Diese liegen bei Berechnung der Verweilzeiten nach der DIN 19732 in der Verweilzeitklasse > 50 Jahre, nach der Methode der Geologischen Landesämter erhalten die Hochmoore, abgesehen von kleinen Flächen, durchweg 1000 – 2000 Punkte, was einer Verweilzeit von 3 – 10 Jahren entsprechen soll. Der Grund für diese starke Abweichung ist die unterschiedliche Gewichtung der Grundwasserneubildungsraten bei den jeweiligen Berechnungsprozessen. Nach der DIN 19732 gehen die Grundwasserneubildungsraten unmittelbar als Quotient ein, nach der Methode der Geologischen Landesämter werden die Grundwasserneubildungsraten hingegen zu Korrekturfaktoren umgerechnet, die den Einfluss der Grundwasserneubildungsraten auf das Berechnungsergebnis insgesamt deutlich abschwächen (siehe Kap.3.2). Die sehr hohen Verweilzeiten des Sickerwassers auf den Moorstandorten nach Berechnung mit der DIN 19732 sind das Ergebnis hoher Feldkapazitäten und insgesamt sehr niedriger Grundwasserneubildungsraten > 50 mm. Die sehr niedrigen Grundwasserneubildungsraten auf den Hochmooren werden nach der Methode der Geologischen Landesämter im Vergleich zur DIN 19732 jedoch nur unzureichend berücksichtigt.

Auf der Grundlage der Ergebnisse der vorliegenden Studie kann festgestellt werden, dass zur Ableitung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung nach der Me-

thode der Geologischen Landesämter der Einfluss der Grundwasserneubildungsraten auf die Verweilzeit des Sickerwassers insgesamt unterschätzt wird.

In den Bereichen mineralischer Böden innerhalb der Neubildungsgebiete und der Gebiete mit eingeschränkter Neubildung sind die Unterschiede zwischen den beiden Methoden nicht so gravierend. In der Regel sind in den Gebieten, in denen nach DIN 19732 vergleichsweise kurze Verweilzeiten bestimmt wurden, nach der Methode der Geologischen Landesämter niedrige Punktzahlen berechnet worden, Gebiete mit längeren Verweilzeiten haben häufig auch vergleichsweise höhere Punktzahlen erhalten. Insgesamt hat deshalb in den Neubildungsgebieten und den Gebieten mit eingeschränkter Neubildung die Bewertung der ermittelten Verweilzeiten nach DIN 19732 bzw. der Punktzahlen nach der Methode der Geologischen Landesämter im Hinblick auf die Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers nicht zu substantiell anderen Aussagen geführt. Die Flächenanteile, in denen eine geringe Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers abzuleiten war, sind jedoch nach der Ermittlung der Verweilzeiten auf der Grundlage der DIN 19732 tendenziell größer als nach den Punktzahlen der Methode der Geologischen Landesämter. Dieses ist insbesondere im Bereich der großflächig verbreiteten Hochmoore der Fall, da durch die Berechnung nach DIN 19732 für diese Gebiete sehr große Verweilzeiten des Sickerwassers angesetzt werden.

Die Bearbeiter der Studie empfehlen die Anwendung der DIN 19732 zur Ermittlung der Verweilzeit des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung. Die Berechnungsschritte der DIN 19732 sind einfach nachvollziehbar und die wesentlichen, die Verweilzeit des Sickerwassers bestimmenden Parameter sind logisch kombiniert und verrechnet.

Der Vergleich der Anwendung der hier vorgeschlagenen Methodik (Methode BTU) mit der Methodik der Geologischen Landesämter für die Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen zur Beschreibung der Grundwasserkörper nach WRRL führt zu folgenden Ergebnissen:.

- Die im Rahmen dieser Studie entwickelte „Methodik BTU“ wurde auf die Bearbeitungsschritte der EU – WRRL angepasst. So können auf der Grundlage der Unterlagen und Datenmaterialien, die zur Erstmaligen Beschreibung von Grundwasserkörpern nach Anhang II WRRL ohnehin genutzt werden, bereits

Aussagen zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen gemacht werden (vgl. Kap. 6.1).

- Die Methodik BTU ermöglicht es durch die Ausweisung von geohydraulischen Gebietstypen in den Entlastungsgebieten diejenigen Bereiche eines Bearbeitungsgebietes darzustellen, in denen zwischen Grundwasserkörpern und Oberflächengewässer-Ökosystemen direkte Abhängigkeiten vorhanden sind und die deshalb als besonders sensibel für Wechselwirkungsprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser gelten können.
- Die Methodik BTU ist auf den Maßstabsbereich, der zur Beschreibung von Grundwasserkörpern nach Anhang II WRRL angewandt werden wird, angepasst.
- Die Methodik der BTU wendet zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen in Neubildungsgebieten und Gebieten mit eingeschränkter Neubildung durch die Ermittlung der Verweilzeit des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung nach der DIN 19732 ein anerkanntes Verfahren an. Dieses Verfahren kombiniert und verrechnet in nachvollziehbarer und logischer Art die Parameter, die die Verweilzeit des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung bestimmen.

6.4 Zusammenfassende Diskussion der Untersuchungsergebnisse

Die beispielhafte Umsetzung der Methodik der BTU in dem Untersuchungsgebiet Große Aue zeigt, dass die Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen in zwei Bearbeitungsschritten, die an die erstmalige und weitergehende Beschreibung nach WRRL gekoppelt werden können, sinnvoll durchführbar ist. Dabei lassen sich auf der Grundlage des ersten Bearbeitungsschrittes mit Blick auf die Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit allgemeine und qualitative Aussagen ableiten (siehe Kap.6.1). Eine exakte Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit erfordert jedoch die in Kap. 6.2 dargestellten Bearbeitungsschritte. Einige der nach dem ersten Bearbeitungsschritt abgeleiteten Aussagen zur Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit sind nach Durchführung des zweiten Bearbeitungsschrittes zu konkretisieren bzw. zu korrigieren. So muss z.B. die am Ende des Kap. 6.1.2 geäußerte Einschätzung, dass Gebiete mit eingeschränkter Grund-

wasserneubildung generell eine geringere Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit aufweisen als Grundwasserneubildungsgebiete korrigiert werden. Im allgemeinen sind zwar die Verweilzeiten des Sickerwassers in Gebieten mit eingeschränkter Grundwasserneubildung größer als in den Neubildungsgebieten, in dem Untersuchungsgebiet Große Aue entfallen jedoch auch größere Flächenanteile der niedrigsten Verweilzeitklasse auf Gebiete mit eingeschränkter Neubildung, aber auch größere Flächenanteile höherer Verweilzeitklassen auf Neubildungsgebiete mit sandiger Grundwasserüberdeckung. Gebiete mit sandiger Grundwasserüberdeckung und hoher Verweilzeit sind dabei an große Grundwasserflurabstände gekoppelt (siehe Kap.6.2.4).

Zur Ermittlung der Verweilzeit lässt sich die DIN 19732 im Lockergestein problemlos anwenden. Lediglich auf sehr tonreichen Böden muss in Betracht gezogen werden, dass präferentielle Fließwege, die aufgrund von Quell-/Schrumpfrissen für den Sickerwassertransport eine besondere Bedeutung haben, nicht berücksichtigt werden können. Entsprechende Böden und Sedimente spielen in dem Untersuchungsgebiet jedoch keine Rolle. In Untersuchungsgebieten, in denen Böden mit tonreichen Bodenarten von Bedeutung sind, sollte die Möglichkeit präferentiellen Flusses für die Berechnung der Sickerwasserverweilzeit berücksichtigt werden.

Die Ermittlung der Verweilzeiten ist im Festgesteinsgebiet des Untersuchungsgebietes mit Unsicherheiten behaftet. Das liegt vor allem daran, dass eine exakte Zuordnung von Feldkapazitäten, die zur Verweilzeitberechnung nach der DIN 19732 notwendig ist, zur Zeit wegen einer nicht ausreichenden Datenlage nur eingeschränkt möglich ist. Hier ist, um die vorgeschlagene Methode auch für Festgesteinsgebiete mit größerer Genauigkeit anwenden zu können, eine Verbreiterung der Datenbasis sehr wünschenswert. Dazu wurde eine Diplomarbeit am Lehrstuhl Umweltgeologie der BTU Cottbus begonnen.

Die Berechnung von Verweilzeiten auf der Grundlage von Feldkapazitätsklassen verdeutlicht, dass auch unter Verwendung vereinfachter Berechnungsgrundlagen plausible Ergebnisse erzielt werden können. Im Falle von Bearbeitungsgebieten, in denen (noch) keine ausreichend genauen bodenkundlichen Karten vorliegen, kann ein vergleichbarer Ansatz erfolgreich angewendet werden. Voraussetzung dazu ist, dass Gebiete, die sich mit Blick auf wesentliche Eigenschaften der Grundwas-

serüberdeckung (z.B. bindige Anteile) unterscheiden, räumlich differenziert werden können und dass diesen unterschiedlichen Gebieten, beispielsweise über die Auswertung von Schichtenverzeichnissen, begründbare Feldkapazitätsklassen zugeordnet werden können.

Die berechneten Verweilzeiten sind stark von den in die Berechnung eingehenden Grundwasserflurabständen abhängig. Aus diesem Grunde kann bei der Ermittlung der Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit auf einen möglichst exakt abgeleiteten Grundwasserflurabstandsplan nicht verzichtet werden.

Die Grundwasserneubildungsraten haben großen Einfluss auf die berechneten Verweilzeiten. Die Wahl des Verfahrens zur Ermittlung der flächenbezogenen Grundwasserneubildungsraten hat unmittelbaren Einfluss auf das Ergebnis der Verweilzeitberechnung. Das Beispiel der hier durchgeführten Berechnung von Verweilzeiten auf der Grundlage von flächenbezogenen Grundwasserneubildungsraten, die nach drei verschiedenen Methoden ermittelt worden waren, verdeutlicht die Empfindlichkeit des Verfahrens gegenüber dem Parameter Grundwasserneubildungsrate. Für die Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasservorkommen nach der hier vorgeschlagenen Methode ist daher die Auswahl eines Verfahrens zur Ermittlung der flächenbezogenen Grundwasserneubildungsraten, die unter den jeweils vorliegenden meteorologischen und geologischen Randbedingungen plausible Ergebnisse erzielt, besonders wichtig.

Zur Bearbeitung standen Unterlagen und Karten unterschiedlichen Maßstabes zur Verfügung (siehe Kap. 4.2). Bei einigen Karten musste zur Bearbeitung zunächst eine Anpassung des Maßstabes durchgeführt werden. So wurden z.B. die Karten der Bodeninformationssysteme ohne weitere inhaltliche Generalisierung von dem ursprünglichen Maßstab 1:50.000 auf den Bearbeitungsmaßstab 1:200.000 verkleinert. Dadurch weisen einzelne Karten, die Zwischenergebnisse der Bearbeitung darstellen, eine sehr differenzierte räumliche Struktur auf (siehe z.B. Anlage 3 oder Anlage 8). Bei der Darstellung der Bearbeitungsergebnisse wurden die berechneten Verweilzeiten zu Verweilzeitklassen aggregiert, die sich in dem gewählten Bearbeitungsmaßstab 1:200.00 in übersichtlicher Form, aber noch hinreichend genau räumlich differenziert, darstellen lassen. Da wichtige Grundlagen der Bearbeitung, so z.B. die Geologischen und Hydrogeologischen Übersichtskarten im Maßstab

1:200.000 zur Verfügung stehen bzw. demnächst zur Verfügung stehen werden, bodenkundliche Karten aber z.Zt. vorwiegend in größeren Maßstäben verfügbar sind, wird sich auch in anderen Bearbeitungsgebieten die Notwendigkeit der Maßstabsanpassung ergeben. Die hier durchgeführte Bearbeitung hat gezeigt, dass eine Verwendung von Grundlagenkarten unterschiedlicher Maßstäbe möglich ist, wenn bei der Ergebnisdarstellung entsprechend generalisiert wird.

Die mit dem hier angewandten Verfahren ermittelte Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit im Maßstab 1:200.000 ist lediglich ein Überblick. Standortbezogene Aussagen zur Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasservorkommen in dem Untersuchungsgebiet sollen und können nicht abgeleitet werden.

7 **Ausblick: Stoff- und stoffgruppenspezifische Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers**

Neben der hier durchgeführten allgemeinen Charakterisierung der intrinsischen Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers wird häufig auch die Empfindlichkeit gegenüber bestimmten Stoffen oder Stoffgruppen ermittelt. Im Hinblick auf eine stoff- oder stoffgruppen spezifische Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern können die für die Verweilzeitberechnung nach DIN 19732 verwendeten Unterlagen und Kartematerialien zusätzlich ausgewertet werden.

Ohne größeren Aufwand kann die **potentielle Kationenaustauschkapazität** der Grundwasserüberdeckung in Lockergesteinsbereichen aus den vorliegenden Unterlagen ermittelt werden. Maßgeblich für die Kationenaustauschkapazität sind, analog der Feldkapazität, die Bodenarten, die in den Bodeninformationssystemen erfasst sind bzw. aus den lithologischen Angaben der Geologischen Übersichtskarten hinreichend genau rekonstruiert werden können. Im Unterschied zur Feldkapazität wird die Kationenaustauschkapazität im wesentlichen vom Tongehalt bestimmt, während für die Feldkapazität die Ton- insbesondere aber die Schluffgehalte ausschlagend sind. Aus diesem Grunde besteht zwischen Kationenaustauschkapazität und Feldkapazität von Bodenarten auch kein linearer Zusammenhang. Aus der Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung kann daher nicht auf eine bestimmte Kationenaustauschkapazität geschlossen werden. Die Kationenaustauschkapazität des Bodens (0 - 2 m) kann direkt aus den Bodeninformationssystemen entnommen werden. Den lithologischen Einheiten der tieferen Grundwasserüberdeckung können, soweit es sich um Lockergesteine handelt, nach Tab. 83 und 84 der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 4 (Ad-hoc AG Boden, 1994) Kationenaustauschkapazitäten zugewiesen werden. Was eine mögliche Schichtung der tieferen Grundwasserüberdeckung angeht, gelten die zur Feldkapazität gemachten Aussagen analog (vgl. Kap. 6.2.3).

Die potentielle Kationenaustauschkapazität der Grundwasserüberdeckung lässt allgemeine Aussagen über wesentliche Potentiale zu, die die Ausbreitung sorbierbarer Stoffe (von Kationen) in der Grundwasserüberdeckung maßgeblich beeinflussen.

Die Ableitung der aktuellen Kationenaustauschkapazität ist auf den o.g. Grundlagen hingegen nur eingeschränkt, und zwar für den Boden möglich. Aus der tieferen

Grundwasserüberdeckung liegen keinerlei Angaben zu den pH-Werten vor, die aber zur Ermittlung der aktuellen Kationenaustauschkapazität benötigt werden.

Weitergehende Aussagen, z.B. zum Säurepufferungsvermögen der Grundwasserüberdeckung sowie der Gesteine der Grundwasserkörper sind auf der Grundlage der zur Verweilzeitberechnung verwendeten Unterlagen zumindest in allgemeiner Form möglich. Zwar sind in den bodenkundlichen, geologischen und hydrogeologischen Übersichtskarten keine quantitativen Angaben zu Kalkgehalten der Gesteine der Grundwasserüberdeckung und Grundwasserkörper enthalten, so dass eine quantitative Beschreibung des Säurepufferungsvermögens der Grundwasserüberdeckung (z.B. als $\text{mol}_c \cdot \text{m}^{-2}$) nicht abgeleitet werden kann. Eine relative Abschätzung des Säurepufferungsvermögens (z.B. Säurepufferungsvermögen niedrig / hoch / sehr hoch) ist hingegen aus den lithologischen Angaben o.g. Karten möglich.

Was weitere Stoffe und Stoffgruppen angeht, sei hier auf die Auswertemöglichkeiten der Bodeninformationssysteme verwiesen. Im Niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS (Fachinformationssystem Boden) können z.B. sehr spezielle Auswertekarten zum Verhalten von grundwasserrelevanten Stoffen im Boden abgefordert werden, so z.B. zum Verhalten von Organika im Boden oder zu den Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schwermetallen (eine ausführliche Beschreibung der verfügbaren Auswertemöglichkeiten und der Methoden findet sich in Müller, 1997). Mit Blick auf die tiefere Grundwasserüberdeckung sind entsprechende Auswertemethoden aufgrund fehlender notwendiger Parameter noch nicht flächendeckend anwendbar.

8 Literaturverzeichnis

- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland, 1994. Bodenkundliche Kartieranleitung.
- Albinet, M., Margat, J., 1970. Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraines. Bull. BRGM, 2ème série, section 3. Band 4, 13-22.
- Aliawi, A.S., Younger, P.L., Abdul-Jaber, Q., Husary, H., Khalid, A.L., 1999. Assessment of vulnerability of the Turonian-Upper Cenomanian aquifer to wastewater disposal from the City of Nablus, Palestine. Chilton et al. (Hrsg.): Groundwater in the Urban Environment: Selected City Profiles. 301-308.
- Aller, L., Truman, B., Lehr, J., Petty, R., 1985. DRASTIC: A standardized system for evaluation groundwater pollution using hydrogeologic settings. U.S. EPA-Veröffentlichung Nr. 6000/2-85/018.
- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J., Petty, R., Hackett, G., 1987. DRASTIC: A standardized system for evaluation groundwater pollution using hydrogeologic settings. U.S. EPA-Veröffentlichung Nr. 6000/2-87/036.
- Banton, O., Villeneuve, J.-P., 1989. Evaluation of groundwater vulnerability to pesticides: A comparison between the Pesticide Drastic Index and the PRZM leaching quantities. Journal of Contaminant Hydrology. Band 4, 285-296.
- Barber, C., Bates, L.E., Allison, H., 1994. Evaluation of DRASTIC - A Regional Aquifer Vulnerability Assessment Procedure. HR Wallingford Ltd. (Hrsg.) : Proc. of the Int. Conf. on Groundwater Drought, Pollut. and Manag., Brighton, UK. 119-127.
- Behrendt, H., Lademann, L., Pagenkopf, W.-G., Pöthig, R., 1996. Vulnerable areas of phosphorus leaching - detection by GIS-Analysis and measurements of phosphorus sorption capacity. Water Science and Technology. Band 33/4-5, 175-181.
- Bencini, A., Ercolanelli, R., Sbaragli, A., Verrucchi, C., 1993. Groundwaters of Florence (Italy): Trace element distribution and vulnerability of the aquifers. Environmental Geology. Band 22, 193-200.
- Braun, G., 1999. Visualisierung der Gefährdung von Grundwasser durch Altablagerungen. Asch, K. (Hrsg.): GIS in Geowissenschaften und Umwelt. 127-140.
- Burkart, M.R., Feher, J., 1996. Regional Estimation of Groundwater Vulnerability to Nonpoint Sources of Agriculture Chemicals. Water Science and Technology. Band 33, 241-247.
- Burkart, M.R., Kolpin, D.W., James, D.E., 1999. Assessing Groundwater Vulnerability to Agricultural Contamination in the Midwest. Water Science and Technology. Band 39(3), 103-112.
- Carsel, R.F., Mulkey, L.A., Lorber, M.N., Baskin, L.B., 1985. The Pesticide Root Zone Model (PRZM): A procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. Ecological Modelling. Band 30, 49-69.
- Crema, G., Milli, M., Napoleone, G., Tiberi, P., 1998. Vertical vulnerability evaluation of middle-low Esino River valley alluvial aquifer (Marche, Italy). Environmental Geology. Band 34(2-3), 88-94.
- Daly, D., Warren, W.P., 1998. Mapping groundwater vulnerability: The Irish perspective. Robins, N.S. (Hrsg.): Groundwater Pollution, Aquifer Recharge and Vulnerability. Band 130, 179-190.

- Deutsches Institut für Normung, 1998. DIN 19687 "Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden".
- Deutsches Institut für Normung, 1997. DIN 19732 "Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nicht sorbierbaren Stoffen.
- Diaz-Diaz, R., Garcia-Hernandez, J.E., Loague, K., 1998. Leaching potentials of four pesticides used for bananas in the Canary Islands. *Journal of Environmental Quality*. Band 27(3), 562-572.
- Dickel, T., Sokol, G., Watzel, R., Weinzierl, W., 1993. GIS-gestützte Bewertung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung am Beispiel des Wasserschutzgebiets "Engen", Landkreis Konstanz. (Forschungsbericht Forschungsinstitut für anwendungsorientierte Wissensverarbeitung an der Universität Ulm). Band FAW-TR-93010.
- Diepolder, G.W., 1995. Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Grundlagen-Bewertung-Darstellung in Karten. GLA Fachberichte. Band 13, 5-79.
- Dörhöfer, G., Josopait, V., 1980. Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildung. *Geologisches Jahrbuch*. Band C27, 45-65.
- Eaton, T.T., Zaporozec, A., 1997. Evaluation of Groundwater Vulnerability in an Urbanizing Area. Chilton et al. (Hrsg.): *Groundwater in the Urban Environment - Vol I - Problems, Processes and Management*. 577-582.
- Engel, B., Navulur, K., Cooper, B., Hahn, L., 1996. Estimating Groundwater Vulnerability to Nonpoint-Source Pollution from Nitrates and Pesticides on a Regional-Scale. Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management. *Hydrology and water resource management*. IAHS Publ.no.235 (HydroGIS 96), 521-526.
- Europäisches Parlament und Rat, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (WRRL). Europäische Union.
- Foster, S.S.D., 1998. Groundwater recharge and pollution vulnerability of British aquifers: A critical overview. Robins, N.S. (Hrsg.): *Groundwater Pollution, Aquifer Recharge and Vulnerability*. Band 130, 7-22.
- Fritch, T., McKnight, C., Yelderman, J., Dworkin, S., Arnold, J., 1999. A predicting modeling approach to assessing the groundwater pollution susceptibility of the Paluxy Aquifer, Central Texas, using a Geographic Information System. *Environmental Geology*. Band 39(9), 1063-1069.
- Gargini, A., Pranzini, G., 1999. Pollution risk to groundwater beneath Florence, Italy. Chilton et al. (Hrsg.): *Groundwater in the Urban Environment: Selected City Profiles*. 131-138.
- Giambelluca, T.W., Loague, K., Green, R.E., Nullet, M.A., 1996. Uncertainty in Recharge Estimation - Impact on Groundwater Vulnerability Assessments for the Pearl-Harbor Basin, Oahu, Hawaii, USA. *Journal of Contaminant Hydrology*. Band 23(1-2), 85-112.
- Glugla, G., Fürtig, G., 1997. Dokumentation zur Anwendung des Rechenprogrammes ABIMO. Bundesanstalt für Gewässerkunde Außenstelle Berlin.
- Görres, J., Gold, A.J., 1996. Incorporating Spatial Variability into GIS to Estimate Nitrate Leaching on the Aquifer Scale. *Journal of Environmental Quality*. Band 25, 491-498.
- Haertlé, T., Josopait, V., 1982. Methodik und Arbeitsweise zur Anfertigung von Karten über die natürlichen Grundwasserschutzbedingungen. Inst. Stadtbauwesen TU Braun-

- schweig (Hrsg.): Anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen. Band 34, 91-110.
- Hahn, J.-S., Lee, Y.-H., 1997. A Study on Groundwater Protection Strategies for the Cheju Volcanic Islands of Korea. J. Environ. Sci. Health – Environ. Sci. Eng. Toxic Hazard Subst. Control. Band vA32, 813(22).
- Halliday, S.L., Wolfe, M.L., 1991. Assessing ground water pollution potential from nitrogen fertilizer using a geographic information system. Water Resources Bulletin. Band 27/2, 237-245.
- Hannappel, S., Voigt, H.-J. 1999. Vulnerability maps as a tool for groundwater protection – case studies from eastern Germany. Proc. XXIX IAH Congress “Hydrology and Land Use Management, Bratislava, 59-65.
- Hebert, D., 1999. Isotopenphysikalische Beiträge zur Beurteilung des Grundwasserschutzes im Buntsandstein. Grundwasser. Band 4, 155-164.
- Hebert, D., Gellermann, R., Jordan, H., 1992. Tritium als Indikator der Geschüttheit von Grundwasserlagerstätten. Neue Bergbautechnik. Band 22.Jg., 6, 228-231.
- Hebert, D., Szymczak, P., Bednorz, F., Brinschwitz, D., Jordan, H., 1991. Anwenderrichtlinie zur Geschüttheitsbewertung von Grundwasserressourcen auf der Grundlage von Tritiumanalysen. Bergakademie Freiberg.
- Hirata, R.C.A., Bastos, C.R.A., Rocha, G.A., Gomes, D.C., Iritani, M.A., 1991. Groundwater Pollution Risk and Vulnerability Map of the State of Sao Paulo, Brazil. Water Science and Technology. Band 24/11, 159-169.
- Hiscock, K.M., Lovett, A.A., Brainerd, J.S., Parfitt, J.P., 1995. Groundwater Vulnerability Assessment - 2 Case-Studies Using Gis Methodology. Quarterly Journal of Engineering Geology. Band 28, 179-194.
- Hölting, B., Haertle, T., Hohberger, K.-H., Nachtigall, K.H., Villinger, E., Weinzierl, W., Wrobel, J.-P., 1995. Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Geologisches Jahrbuch. Reihe C. Band 63, 5-24.
- Jamet, P., Sampson, P.D., Vincent, F., 1997. Statistical Evaluation of the Vulnerability of Groundwater Wells, a Case-Study of Data from the Strasbourg Polygone Pumping Field. Ground Water. Band 35(3), 427-435.
- Josopait, V., Schwertfeger, >B. 1979. >Geowissenschaftliche Karte des Naturraumpotentials von Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- Kalinski, R.J., Kelly, W.E., Bogardi, I., Ehrman, R.L., Yamamoto, P.D., 1994. Correlation Between DRASTIC Vulnerabilities and Incidents of VOC Contamination of Municipal Wells in Nebraska. Ground Water. Band 32(1), 31(4).
- Kurtz, D.A., Mcwhorter, H.E., 1995. Development of a Predictive Model for Groundwater Vulnerability with Artificial-Intelligence Methods. Abstracts of Papers of the American Chemical Society. Band 209, 32
- Kurtz, D.A., Parizek, R.R., 1995. The Vulnerability Index Calculation for Determination of Groundwater Quality. Abstracts of the American Chemical Society. Band 209, 189.
- Lasserre, F., Razack, M., Banton, O., 1999. A GIS-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater. Journal of Hydrology. Band 244, 81-90.
- Lawa (2000): Grundwasser - Empfehlungen zu Konfiguration von Meßnetzen sowie zu Bau und Betrieb von Grundwassermeßstellen (qualitativ).- Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, AK „Optimierung des Grundwasserdienstes“, Schwerin.

- Lewis, M.A., Stuart, M.E., Robins, N.S., Davey, I.R., 1997. The role and limitations of groundwater vulnerability maps in evaluating groundwater pollution hazard beneath contaminated land. Chilton et al. (Hrsg.): *Groundwater in the Urban Environment: Problems, Processes and Management*. 617-620.
- Loague, K., Bernknopf, R.L., Green, R.E., Giambelluca, T.W., 1996. Uncertainty of Groundwater Vulnerability Assessments for Agricultural Regions in Hawaii - Review. *Journal of Environmental Quality*. Band 25(3), 475-490.
- Loague, K., Lloyd, D.A., Nguyen, A., Davis, S.N., Abrams, R.H., 1998. A case study simulation of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California - 1. Leaching through the unsaturated subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology*. Band 29(2), 109-136.
- Loague, K., Abrams, R.H., Davis, S.N., Nguyen, A. Stewart IT., 1998. A case study simulation of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California – 2. Transport in the saturated subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology*. Band 29(2), 137-163.
- Lobo-Ferreira, J.P., 1998. GIS and Mathematical-Modelling for the Assessment of Vulnerability and Geographical Zoning for Groundwater-Management and Protection. *Environmental Contamination and Remediation Practices at Former and Present Military Bases; NATO: [NATO Science/2]* 48. 143-170.
- Lobo-Ferreira, J.P., Oliveira, M.M., 1997. Drastic Groundwater Vulnerability Mapping of Portugal. *Groundwater: An Endangered Resource - in: Water for a changing global community: Bd.C. Band C*, 132-137.
- Lynch, S.D., Reynders, A.G., Schulze, R.E., 1997. A Drastic Approach to Groundwater Vulnerability in South-Africa. *South African Journal of Science*. Band 93(2), 59-60.
- Mádl-Szőnyi, J., Füle, L., 1998. Groundwater Vulnerability Assessment of the SW Trans-Danubian Central Range, Hungary. *Environmental Geology*. Band 35(1), 9-18.
- Magiera, P., 2000. Methoden zur Abschätzung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers. *Grundwasser*. Band 3, 103-114.
- Magiera, P., 1999. GIS-gestützte Bewertung der Empfindlichkeit des Grundwassers. Homepage.
- Malik, P., Svasta, J., 1999. Reks - An Alternative Method of Karst Groundwater Vulnerability Estimation. *Hydrogeology and Land Use Management*, 29. Congress of IAH, Bratislava, Sep 1999. 79-85.
- Margane, A., 1999. Mapping of Groundwater Vulnerability and Hazards to Groundwater in Developing Countries. *Hydrogeology and Land Use Management*, 29. Congress of IAH, Bratislava, Sep 1999.
- Margat, J., 1968. Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution. BRGM-Veröffentlichung 68 SGL 198 HYD.
- Maxe, L., Johansson, P.-O., 1998. Assessing groundwater vulnerability using travel time and specific surface area as indicators. *HydrogeologyJournal*. Band 6, 441-449.
- Meeks, Y., Dean, J.D., 1990. Evaluating Groundwater Vulnerability to Pesticides. *J. Water Resour. Plan. Manag. ASCE*, Sep-Oct 90. Band 116(5), 693(15).
- Melloul, A.J., Collin, N., 1998. A proposed index for aquifer water-quality assessment: the case of Israel's Sharon region. *Journal of Environmental Management*. Band 54(2), 131-142.

- Merkel, B., Tertilt, K., Prösl, K.-H., 1993. Grundwassergefährdungskarten: Ein Werkzeug für die Wasserwirtschaft. Wasserwirtschaft. Band 83, 64-70.
- Müller, U., 1997. Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (Hrsg.): Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS).
- Navulur, K.C.S., Engel, B.A., 1996. Predicting Spatial Distributions of Vulnerability of Indiana State Aquifer Systems to Nitrate Leaching using a GIS.
- Navulur, K.C.S., Engel, B.A., 1998. Groundwater Vulnerability Assessment to Nonpoint-Source Nitrate Pollution on a Regional-Scale Using GIS. Transactions of the ASAE. Band 41(6), 1671-1678.
- Palmer, R.C., Lewis, M.A., 1998. Assessment of groundwater vulnerability in England and Wales. Robins, N.S. (Hrsg.): Groundwater Pollution, Aquifer Recharge and Vulnerability. Band 130, 191-198.
- Persicani, D., 1993. Atrazine leaching into groundwater: Comparison of five simulation models. Ecological Modelling. Band 70, 239-261.
- Peters, A., Hänel, M., Holzhey, G., 2000. Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung am Beispiel des Blattes L5334 Saalfeld. Thüringer Landesanstalt für Geologie.
- Peters, B., Borchers, U., Overath, H., 1999. Simulationsmodelle zur standortspezifischen Abschätzung der Grundwassergefährdung durch Pflanzenschutzmittel. Wasser und Boden. Band 51/1+2, 19-23.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU), 1998. Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz.
- Ray, J.A., O'del, P.W., 1993. Diversity: A new method for evaluating sensitivity of groundwater to contamination. Environmental Geology. Band 22, 345-352.
- Rine, J.M., Berg, R.C., Shafer, J.M., Covington, E.R., Reed, J.K., Bennet, C.B., Trudnak, J.E., 1998. Development and testing of a contamination potential mapping system for a portion of the General Separations Area, Savannah River Site, South Carolina. Environmental Geology. Band 35/4, 263-277.
- Sappa, G., Lega, S., 1998. Comparison Between Different Vulnerability Analysis – Methods Applied to a Volcanic Groundwater System. Eighth International Congress International Association for Engineering Geology and the Environment, Proceedings. Vols. 1-5, 2291-2298.
- Schenk, D. und Kaupe, M. 1998. Grundwassererfassungssysteme in Deutschland, dargestellt auf der Basis hydrogeologischer Prozesse und geologischer Gegebenheiten. Materialien zur Umweltforschung, herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Bd. 29.
- Schleyer, R., 1993. Kartierung der Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasser. Wa-BoLu-Hefte. Band 4,
- Schleyer, R., 1994. Quantification of Groundwater Vulnerability Using Statistical-Methods. Future Groundwater Resources at Risk (IAHS Publication 222 – conf. paper). 85-95.
- Secunda, S., Collin, M.L., Melloul, A.J., 1998. Groundwater vulnerability assessment using a composite model combining - DRASTIC with extensive agricultural land use in Israel's Sharon region Source. Journal of Environmental Management. Band 54(1), 39-57.

- Seiffert, S., Tenholtern, R., 1998. Anwendungsbeispiele für das Fachkonzept der DBG zur Beurteilung des standörtlichen Nitratverlagerungsrisikos in Sachsen. *Wasser und Boden*. Band 50/9, 41-46.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin, 1995. *Ver- schmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers*.
- Shukla, S., Mostaghimi, S., Shanholtz, V.O., Collins, M.C., 1998. A GIS-Based Modeling Ap- proach for Evaluating Groundwater Vulnerability to Pesticides. *Journal of the Ameri- can Water Resources Association*. Band 34(6), 1275-1293.
- Smith, P.A., Scott, H.D., Fugitt, T., 1994. Influence of Geographic Database Scale on Predic- tion of Groundwater Vulnerability to Pesticides. *Journal of Soil Contamination*. Band 3(3), 285(14).
- Sokol, G., Leibundgut, C., Schulz, K.P., Weinzierl, W., 1993. Mapping Procedures for As- sessing Groundwater Vulnerability to Nitrate and Pesticides. Kovar, K., Nachtnebel, H.P. (Hrsg.): IAHS/UNESCO/: *Application of GIS in Hydrol. & Water Ressour. Manag.* Int. Conf, Vienna, Austria, Apr. 19-22 (conf paper - HydroGIS 93). IAHS Publ.no.211.
- Soutter, M., Musy, A., 1998. Coupling 1D Monte-Carlo simulations and geostatistics to as- sess groundwater vulnerability to pesticide contamination on a regional scale. *Jour- nal of Contaminant Hydrology*. Band 32(1-2), 25-39.
- Soutter, M., Pannatier, Y., 1996. Groundwater Vulnerability to Pesticide Contamination on a Regional-Scale. *Journal of Environmental Quality*. Band 25(3), 439-444.
- Stempvoort, D. van, Ewert, L., Wassenaar, L., 1993. Aquifer vulnerability index: A GIS- compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Canadian Water Re- sources Journal*. Band 18/1, 25-37.
- Tesoriero, A.J., Voss, F.D., 1997. Predicting the Probability of Elevated Nitrate Concentra- tions in the Puget Sound Basin: Implications for Aquifer Susceptibility and Vulnerabil- ity. *Ground Water*. Band 35 (6), 1029-1039.
- Tim, U.S., Jain, D., Liao, H.H., 1997. Interactive Modeling of Groundwater Vulnerability within a Geographic Information-System Environment. *Ground Water*. Band 34(4), 618-62.
- Vierhuff, H., Wagner, W., Aust, H., 1981. Die Grundwasservorkommen in der Bundesrepublik Deutschland. *Geologisches Jahrbuch*. Band C30, 3-110.
- Voigt, H.-J., 1983. Das "Hydrogeologische Kartenwerk der Deutschen Demokratischen Re- publik im Maßstab 1:50.000" - Grundlage des prophylaktischen und operativen Grundwasserschutzes.
- Vrba, J., Zaporozec, A. (HRSG.), 1994. *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability*.
- Wagenet, R.J., Hutson, J.L., 1986. Predicting the Fate of Nonvolatile Pesticides in the Un- saturated Zone. *Journal of Environmental Quality*. Band 15/4, 315-322.
- Wagner, B., Suttner, T., 1995. Konzept zur flächenhaften Ermittlung und Darstellung der stoffspezifischen Auswaschungsgefährdung von Schadstoffen. *Zeitschrift der Deut- schen Geologischen Gesellschaft*. Band 146, 39-44.
- Wu, Q., Ward, A., Workman, S., 1996. Using GIS in Simulation of Nitrate Leaching from Het- erogeneous Unsaturated Soils. *Journal of Environmental Quality*. Band 25, 526-534.
- Zhang, R., Hamerlinck, J.D., Gloss, S.P., Munn, L., 1996. Determination of Nonpoint-Source Pollution Using GIS and Numerical Models. *Journal of Environmental Quality*. Band 25(3), 411(8).