

**Einfluss der Landnutzungsänderung auf die Variabilität von
Grundwasserneubildungs- und Sickerwasserrate
- Qualitative Grundwassergefährdungsabschätzung mit einem GIS -**

Dissertation
zur Erlangung des Grades
„Doktor der Naturwissenschaften“

am Fachbereich Geowissenschaften
der Johannes Gutenberg-Universität
in Mainz

vorgelegt von

Simone Simon
geboren in Köln

Mainz 2002

1. Gutachter:

2. Gutachter:

Tag der mündlichen Prüfung: 14.01.2003

Erklärung

Hiermit versichere ich gemäß § 11 (3) der Promotionsordnung vom 30. April 1990, daß ich diese als Dissertation vorgelegte Arbeit selbständig verfaßt und alle benutzten Hilfsmittel und Quellen in der Arbeit angegeben habe. Sie ist weder als Prüfungsarbeit für eine andere Prüfung noch ganz oder teilweise als Dissertation an einer anderen Fakultät oder einem anderen Fachbereich eingereicht worden.

Würzburg, den 09.09.2002

(Simone Simon)

Danksagung

Ich danke Herrn Prof. Dr. D. Schenk für die Überlassung des Themas, für sein Vertrauen und für die Unterstützung und Betreuung dieser Arbeit. Herrn Prof. Dr. J. Preuß danke ich für die Übernahme der Begutachtung und Prüfung.

Auch meinen Kollegen der Arbeitsgruppe Angewandte Geologie der Universität Mainz, Frieder, Harald, Wolfgang, Morten, Alex, Thilo und Carolin möchte ich für ihre Hilfsbereitschaft, die Diskussionen und Motivationshilfen und die gute Zusammenarbeit und angenehme Arbeitsatmosphäre während meiner Zeit in der Arbeitsgruppe danken.

Herrn Dr. M. Kaupe (RGW AG), Herrn Dipl. Geogr. M. Renneberg, Herrn Dipl. Geol. A. Syre und Herrn Dipl. Geol. C. Klatt danke ich für die Unterstützung der Arbeit und die zur Verfügungstellung von Daten und Kartenmaterial.

Besonders bedanken möchte ich mich auch bei all jenen, die mich während dieser Zeit begleitet, und mir durch ihren Zuspruch oder manch schöne Ablenkung sehr geholfen haben: Matthias, Andrea, Ute, Jochen, Dominic, Hannelore und Oliver, Christopher, Katharina, Christian und Thomas. Großer Dank gilt auch meinen Eltern, die mich jederzeit unterstützten und mir zur Seite standen.

INHALTSVERZEICHNIS	I
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	IV
TABELLENVERZEICHNIS	VI
KURZFASSUNG	VII
ABSTRACT	VIII
1 EINLEITUNG	1
1.1 FRAGESTELLUNG UND ZIELSETZUNG	2
1.2 STAND DER FORSCHUNG	4
1.2.1 Grundwasserneubildung	4
1.2.2 Bewertungsverfahren zur Ermittlung der Schutzfunktion der Bodenzone	5
1.2.3 Fuzzy-Logic Methoden	6
2 DER UNTERSUCHUNGSRAUM: RECHTSRHEINISCHES GEBIET VON KÖLN	8
2.1 GEOGRAFISCHE LAGE UND NATURRÄUMLICHE EINHEITEN	8
2.2 KLIMAFAKTOR: NIEDERSCHLAG	9
2.3 GEOLOGIE UND TEKTONIK	10
2.4 BODENGENESE UND BODENTYPEN	13
2.5 HYDROGEOLOGISCHE CHARAKTERISIERUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES	15
2.5.1 Bergisches Land	15
2.5.2 Niederrheinische Bucht	15
2.5.3 Die Vorfluter	17
3 METHODENBESCHREIBUNG	18
3.1 BESCHREIBUNG DES GEOGRAFISCHEN INFORMATIONSSYSTEMS UND DER ANALYSEMETHODEN	18
3.2 EINGANGSDATEN	19
4 LANDNUTZUNGSENTWICKLUNG UND PROBLEMATIK VON MILITÄR- UND RÜSTUNGSALTSTANDORTEN	22
4.1 ÄNDERUNG DER LANDNUTZUNG	22
4.2 PROBLEMATIK UND DEFINITION VON RÜSTUNGS- UND MILITÄRISCHEN ALTSTANDORTEN	24
4.3 BESCHREIBUNG DER STANDORTE	25
4.4 SCHADSTOFFINVENTAR DER RÜSTUNGSALTLASTEN	29
4.4.1 Sprengstoffe	29
4.4.2 Rauchschwache Pulver	29
4.4.3 Initialsprengstoffe (Zündmittel)	30
4.5 CHARAKTERISIERUNG DER BETRACHTETEN VERBINDUNGEN	33
4.5.1 2,4,6-Trinitrotoluol (2,4,6-TNT)	33
4.5.2 2-Amino-4,6-Dinitrotoluol (2-A-4,6-DNT), 4-Amino-2,6-Dinitrotoluol (4-A-2,6-DNT)	34

4.5.3	2,4-Dinitrotoluol (2,4-DNT)	35
4.5.4	2,6-Dinitrotoluol (2,6-DNT)	35
4.5.5	1,3-Dinitrobenzol (1,3-DNB)	35
4.5.6	1,3,5-Trinitrobenzol (1,3,5-TNB).....	36
4.5.7	Pikrinsäure (2,4,6-Trinitrophenol).....	36
4.5.8	Tetryl (2,4,6-Trinitrophenyl-methylnitramin)	37
4.5.9	Nitropenta (Pentaerythritetranitrat).....	37
5	EINFLUSS DER LANDNUTZUNGSÄNDERUNG AUF DIE	
	GRUNDWASSERNEUBILDUNGSRATE	39
5.1	GROßSKALIGE ANALYSE DER GRUNDWASSERNEUBILDUNGSRATE.....	39
5.2	DIE GRUNDWASSERNEUBILDUNGSRATE BEEINFLUSSENDE FAKTOREN	40
5.2.1	Evaporation.....	43
5.2.2	Flächennutzung	45
5.2.3	Grundwasserflurabstand	47
5.2.4	Feldkapazitäten	47
5.3	ERGEBNISSE ZUR BESTIMMUNG DER GRUNDWASSERNEUBILDUNGSRATE.....	49
5.3.1	Bestimmung der mittleren Grundwasserneubildungsrate – 1895.....	50
5.3.2	Bestimmung der mittleren Grundwasserneubildungsrate - 1955.....	52
5.3.3	Bestimmung der mittleren Grundwasserneubildungsrate - 1996.....	54
5.3.4	Zusammenfassende Ergebnisse zur zeitlichen Entwicklung der Grundwasserneubildungsrate.....	56
6	INFILTRATION UND WASSERBEWEGUNG IM BODEN – GEFÄHRDUNG DES	
	GRUNDWASSERS DURCH SPRENGSTOFFTYPISCHE VERBINDUNGEN	58
6.1	METHODIK ZUR ABSCHÄTZUNG DER POTENZIELLEN GRUNDWASSERGEFÄHRDUNG	58
6.1.1	Ermittlung der Sickerwassergeschwindigkeiten	59
6.1.1.1	Sickerwassergeschwindigkeiten - 1895	60
6.1.1.2	Sickerwassergeschwindigkeiten - 1955	61
6.1.1.3	Sickerwassergeschwindigkeiten - 1995	62
6.1.2	Bestimmung des Retardationsfaktors.....	63
6.1.3	Abschätzung der Verlagerungsgeschwindigkeit.....	64
6.1.4	Verweilzeit	65
6.2	ERGEBNISSE ZUR ABSCHÄTZUNG DER POTENZIELLEN GRUNDWASSERGEFÄHRDUNG DURCH DIE BETRACHTETEN EXPLOSIVSTOFFTYPISCHEN VERBINDUNGEN.....	66
6.2.1	2,4,6-Trinitrotoluol (2,4,6-TNT).....	66
6.2.2	2-Amino-4,6-dinitrotoluol (2-A-4,6-DNT), 4-Amino-2,6-dinitrotoluol (4-A-2,6-DNT).....	68
6.2.3	2,4-Dinitrotoluol (2,4-DNT)	69
6.2.4	2,6-Dinitrotoluol (2,6-DNT)	70
6.2.5	1,3-Dinitrobenzol (1,3-DNB)	70
6.2.6	1,3,5-Trinitrobenzol (1,3,5-TNB).....	71
6.2.7	Pikrinsäure (2,4,6-Trinitrophenol).....	72

6.2.8	<i>Tetryl (2,4,6-Trinitrophenyl-methylnitramin)</i>	72
6.2.9	<i>Nitropenta (Pentaerythritetranitrat)</i>	73
7	ABSCHÄTZUNG DES GRUNDWASSERGEFÄHRDUNGSPOTENZIALS	75
7.1	TRANSPORTMECHANISMEN	75
7.1.1	<i>Advektion</i>	75
7.1.2	<i>Molekulare Diffusion</i>	77
7.1.3	<i>Dispersion</i>	78
7.2	BEWERTUNG DER GEFÄHRDUNGSABSCHÄTZUNG FÜR DIE GESÄTTIGTE ZONE	79
7.3	ZUSAMMENFASSUNG DER BEWERTUNG DER GRUNDWASSERGEFÄHRDUNGSABSCHÄTZUNG	80
8	ERGEBNISDISKUSSION UND METHODENKRITIK	85
8.1	BETRACHTUNGSEBENE DER UNTERSUCHUNGEN	86
8.2	QUALITÄT UND QUANTITÄT DER BASISDATEN	86
8.3	EIGENSCHAFTEN UND FUNKTIONSPRINZIPIEN DER UNTERSUCHUNGSVERFAHREN	87
8.4	DATEN- UND METHODENMODELLIERUNG IM GEOGRAFISCHEN INFORMATIONSSYSTEM	88
9	AUSBLICK UND WEITERER FORSCHUNGSBEDARF	90
9.1	UMGANG MIT UNSICHERHEITEN	90
9.2	QUELLEN VON UNSICHERHEITEN	90
9.3	FUZZY-KRIGING	92
10	ZUSAMMENFASSUNG	94
11	LITERATURVERZEICHNIS	96

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

<i>Abbildung 1-1: Das Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Zustand des Grundwassers in Zusammenhang mit der vorliegenden Untersuchung.....</i>	<i>1</i>
<i>Abbildung 1-2: Schematische Darstellung des Konzepts zur Bewertung der Belastungsempfindlichkeit von Grundwasser (verändert nach SRU 1998).....</i>	<i>3</i>
<i>Abbildung 2-1: Darstellung und räumliche Lage des Untersuchungsgebietes.....</i>	<i>8</i>
<i>Abbildung 2-2: Langjährige mittlere Niederschläge von 1931-1960 und 1961-2001 der Klimastationen Leverkusen und Köln-Wahn (Quelle: DWD)</i>	<i>10</i>
<i>Abbildung 2-3: Geologie der Niederrheinischen Bucht (verändert nach GLA 1986)</i>	<i>11</i>
<i>Abbildung 2-4: Profil durch die Paffrather Kalkmulde von NE nach SW (Mitteldevon) (verändert nach Grabert 1998).....</i>	<i>12</i>
<i>Abbildung 2-5: Darstellung der verschiedenen Bodentypen im Untersuchungsgebiet.....</i>	<i>14</i>
<i>Abbildung 2-6: Darstellung des mittleren Flurabstand in [m] (Quelle: Lahmeyer International GmbH 1997).....</i>	<i>16</i>
<i>Abbildung 3-1: Darstellung der Layerstruktur, zu Grunde liegende Datentabellen und Visualisierung in ArcView3.2.....</i>	<i>21</i>
<i>Abbildung 4-1: Entwicklung der Landnutzungsverteilung des Untersuchungsraumes dargestellt für die Zeiträume 1895, 1955 und 1996.....</i>	<i>22</i>
<i>Abbildung 4-2: Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungstypen.....</i>	<i>23</i>
<i>Abbildung 4-3: Übersicht und Lage der militärischen und rüstungstechnischen Nutzung, sowie der Landnutzung (Zustand 1996) des Untersuchungsraumes (Daten der Militär- und Rüstungsbetriebe aus: (Preuß 1999).....</i>	<i>26</i>
<i>Abbildung 4-5: Mikrobielle Reduktion einer aromatischen Nitrogruppe (Track & Schenk 1998).....</i>	<i>34</i>
<i>Abbildung 5-1: Abhängigkeit der Evapotranspiration ET von der Korngrößenzusammensetzung des Bodens, vom Flurabstand und der Vegetation (nach Dörhöfer 1980)</i>	<i>41</i>
<i>Abbildung 5-2: Die Teilströme E_B, E_I und E_T von Waldbeständen (nach Baumgartner 1996).....</i>	<i>44</i>
<i>Abbildung 5-3: Verteilung der nutzbaren Feldkapazitäten im Untersuchungsgebiet</i>	<i>49</i>
<i>Abbildung 5-4: Darstellung der mittleren Grundwasserneubildungsrate [mm/a] im Bereich des Untersuchungsgebietes - 1895</i>	<i>51</i>
<i>Abbildung 5-5: Darstellung der Mittelwerte der Grundwasserneubildungsrate [mm/a] bezogen auf den Gesamtflächenanteil des Untersuchungsraumes in % und der durchschnittlichen Niederschlagsverteilung für den Zustand von 1895.....</i>	<i>52</i>
<i>Abbildung 5-6: Darstellung der mittleren Grundwasserneubildungsrate [mm/a] im Bereich des Untersuchungsgebietes, Zustandsanalyse für 1955.....</i>	<i>53</i>
<i>Abbildung 5-7: Darstellung der Mittelwerte der Grundwasserneubildungsrate [mm/a] bezogen auf den Gesamtflächenanteil des Untersuchungsraumes in % und der durchschnittlichen Niederschlagsverteilung für den Zustand von 1955.....</i>	<i>53</i>
<i>Abbildung 5-8: Darstellung der mittleren Grundwasserneubildungsrate [mm/a] im Bereich des Untersuchungsgebietes, Zustandsanalyse für 1996.....</i>	<i>55</i>

Abbildung 5-9:	Darstellung der Mittelwerte der Grundwasserneubildungsrate [mm/a] bezogen auf den Gesamtflächenanteil des Untersuchungsraumes in % und der durchschnittlichen Niederschlagsverteilung für 1996.....	55
Abbildung 5-10:	Vergleich von Prozentanteil der Fläche des Untersuchungsgebietes mit der Grundwasserneubildungsrate für die Jahre 1895, 1955 und 1996.....	56
Abbildung 6-1:	Darstellung der mittleren Sickerwassergeschwindigkeiten [cm/a] - 1895.....	61
Abbildung 6-2:	Darstellung der mittleren Sickerwassergeschwindigkeiten [cm/a] - 1955.....	62
Abbildung 6-3:	Darstellung der mittleren Sickerwassergeschwindigkeiten [cm/a] im Bereich des Untersuchungsgebietes, Zustand 1995.....	63
Abbildung 6-4:	Risikokarte 2,4,6-Trinitrotoluol, Darstellung der mittleren potenziellen Verweilzeiten [a].....	67
Abbildung 6-5:	Risikokarte 2,4-Dinitrotoluol, Darstellung der mittleren potenziellen Verweilzeiten [a].....	69
Abbildung 6-6:	Gefährdungskarte Tetryl, Darstellung der mittleren potenziellen Verweilzeiten in [a].....	73
Abbildung 6-7:	Darstellung der mittleren potenziellen Verlagerungsgeschwindigkeiten für Nitropenta.....	74
Abbildung 7-1:	Definition des DARCY-Gesetzes (Hölting 1996)	76
Abbildung 7-2:	Schematische Darstellung von Abstands- und Bahngeschwindigkeiten (Kinzelbach & Rausch 1995)	77
Abbildung 7-3:	Unterschiedliche Transportgeschwindigkeiten in verschiedenen Skalenebenen (Kinzelbach 1995)	78
Abbildung 7-4:	Schematische Darstellung zur Wirkungsweise von Advektion und Dispersion am Transport (verändert nach Kinzelbach 1995)	79
Abbildung 8-1:	Die räumliche Verteilung der mittleren Stoffverweilzeiten am Beispiel von Tetryl auf der Basis unterschiedlicher Bodentypen.....	88
Abbildung 9-1:	Klassifizierung von Unsicherheiten und ihrer Quellen (verändert nach Berding 2000).....	90
Abbildung 9-2:	Zugehörigkeitsfunktion einer fuzzy-Zahl, mit den Paramtern a, b und c (nach Schafmeister 1999)	92

TABELLENVERZEICHNIS

<i>Tabelle 3-1:</i>	<i>Übersicht zu Eingangsparametern und Datenquellen im GIS.....</i>	<i>20</i>
<i>Tabelle 5-1:</i>	<i>Vergleich verschiedener makroskaliger empirischer Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildungsrate (verändert nach Dörhöfer 2001).....</i>	<i>40</i>
<i>Tabelle 5-2:</i>	<i>Den Wasserhaushalt und die Grundwasserneubildungsrate beeinflussende konstante und variable Größen</i>	<i>41</i>
<i>Tabelle 5-3:</i>	<i>Aufteilung der Evapotranspiration EV von Beständen (%) auf die Evaporation EB, die Interzeption EI und Transpiration ET (nach Baumgartner 1996).....</i>	<i>43</i>
<i>Tabelle 5-4:</i>	<i>Korrekturfaktoren zur Berechnung der Verdunstung versiegelter Standorte in Abhängigkeit vom Grad der Versiegelung (Wessolek 1989).....</i>	<i>44</i>
<i>Tabelle 5-5:</i>	<i>Einfluss der Flächennutzung auf die Verdunstung und die Grundwasserneubildungsrate (verändert nach Koschitzky & Barczewski 1996)</i>	<i>47</i>
<i>Tabelle 5-6:</i>	<i>Einstufung der Feldkapazität berechnet für 10 dm Profiltiefe (verändert nach AG Boden 1996).....</i>	<i>48</i>
<i>Tabelle 6-1:</i>	<i>Verlagerungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Sickerwasserrate, der Feldkapazität und der Retardation (Pfaff-Schley 1996).....</i>	<i>65</i>
<i>Tabelle 6-2:</i>	<i>2,4,6-TNT: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit</i>	<i>67</i>
<i>Tabelle 6-3:</i>	<i>2-A-4,6-DNT & 4-A-2,6-DNT: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit</i>	<i>68</i>
<i>Tabelle 6-4:</i>	<i>2,4-DNT: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit</i>	<i>70</i>
<i>Tabelle 6-5:</i>	<i>2,6-DNT: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit</i>	<i>70</i>
<i>Tabelle 6-6:</i>	<i>1,3-DNB: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit</i>	<i>71</i>
<i>Tabelle 6-7:</i>	<i>1,3,5-TNB: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit</i>	<i>71</i>
<i>Tabelle 6-8:</i>	<i>Pikrinsäure: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit</i>	<i>72</i>
<i>Tabelle 6-9:</i>	<i>Tetryl: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit.....</i>	<i>73</i>
<i>Tabelle 6-10:</i>	<i>Nitropenta: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit</i>	<i>74</i>
<i>Tabelle 7-1:</i>	<i>Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse.....</i>	<i>83</i>
<i>Tabelle 8-1:</i>	<i>Prozesse und Einflussfaktoren für die Bewertung der betrachteten Objekte.....</i>	<i>85</i>
<i>Tabelle 9-1:</i>	<i>Unterscheidung möglicher Fuzzy Kriging-Typen (nach Bardossy et al. 1989).....</i>	<i>92</i>

KURZFASSUNG

Ziel der Arbeit ist die Entwicklung eines allgemeingültigen, im mittleren Maßstabbereich durchgeführten, GIS-Bewertungsverfahrens zur Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate unter Berücksichtigung einer langzeitlichen Landnutzungsänderung sowie die Darstellung eines Szenarios zur Grundwassergefährdungsabschätzung für ausgewählte rüstungsspezifische organische Verbindungen. Das Untersuchungsgebiet befindet sich in einem während der beiden Weltkriege stark militär- und rüstungstechnisch genutzten Raum. Die Beurteilungsszenarien der Grundwassergefährdung erfolgen rein qualitativ.

Die Abhängigkeit der Grundwasserneubildungsrate von der Landnutzungsänderung ist deutlich zu erkennen. Mit zunehmender Flächenversiegelung, einher gehend mit veränderten Sickerwasserraten und des oberflächennahen Abflusses, reduziert sich die Grundwasserneubildungsrate deutlich.

Die Abschätzung der Grundwassergefährdung für die sprengstofftypischen Verbindungen erfolgt im ersten Schritt emissionsbezogen für die ungesättigte Zone unter Berücksichtigung der Standort- und Bodeneigenschaften und der physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften. Im zweiten Schritt erfolgt eine immissionsbezogene Betrachtung der potenziellen Belastungen von Trinkwasserbrunnen.

Trotz starker Generalisierungseffekte bietet dieser stoffspezifische Bewertungsansatz in Verbindung mit physikalischen Methoden für organische Verbindungen einen guten ersten Überblick über eine potenzielle Gefährdungen des Grundwassers. Die Datenbestände der entwickelten GIS-Anwendung sind leicht erweiterbar, so dass eine Abschätzung der potenziellen Gefährdung auch für andere organische Stoffgruppen sowie auch eine Übertragung auf andere Untersuchungsgebiete möglich ist.

ABSTRACT

Aim of the work is the development of a middle scale GIS-based approach for the determination of groundwater recharge under consideration of long-term change in land use. A scenario for groundwater risk assessment regarding armament-specific organic compounds is generated as well. The investigation area covers a region that was strongly affected by military and armament sites due to the world wars.

The dependence of groundwater recharge to the change of land use has to be recognised clearly. With increasing surface sealing, going along with changed conditions of seepage water and overland flow, groundwater recharge reduces over the regarded period.

An estimation of the risk of groundwater was made in a first step by evaluating the emission of the unsaturated zone with consideration of the location, soil characteristics and physico-chemical material properties of the armament specific compounds. The second step is to evaluate the immission in drinking water wells as a possible pollution of groundwater.

Despite strong generalisation effects this approach offers a good first overview for a potential assessment of groundwater in terms of pollution with organic compounds. The volume of data handled by GIS is easily expandable, so that an estimation of a groundwater risk assessment regarding other organic compounds and transfer to other areas is also possible.

1 Einleitung

Grundwasser besitzt sowohl unter ökologischer als auch unter ökonomischer Betrachtung eine fundamentale Bedeutung. Es ist ein elementarer Bestandteil des Naturhaushaltes und weist für die Trinkwasserversorgung der Bevölkerung eine hohe Relevanz auf. Der Lebensstandard der Bevölkerung ist entscheidend vom quantitativen und qualitativen Dargebot der Ressource Grundwasser abhängig.

Die Notwendigkeit eines umfassenden Grundwasserschutzes ist damit unumstritten, wird umweltpolitisch allgemein anerkannt und ist gesetzlich festgeschrieben. Die gesetzliche Verankerung ist national im Rahmen des Wasserhaushaltsgesetzes gegeben, auf internationaler Ebene durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL), die am 22. Dezember 2000 in Kraft getreten ist. Darin ist ein Verschlechterungsverbot für die Ressource Grundwasser und das Erreichen des „guten Zustands“ sowohl qualitativ als auch quantitativ verankert.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich im Rahmen des qualitativen Zustandes des Grundwassers mit Stoffeinträgen von Explosivstoffen, im Rahmen des quantitativen Zustandes mit der Analyse der Grundwasserneubildungsrate über einen historischen Zeitraum von etwa 100 Jahren. Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sieht eine Abschätzung der Belastung des Grundwassers durch Stoffeinträge sowohl aus punktuellen als auch aus diffusen Quellen vor (Walther 1999, Müller & Simon 2001).

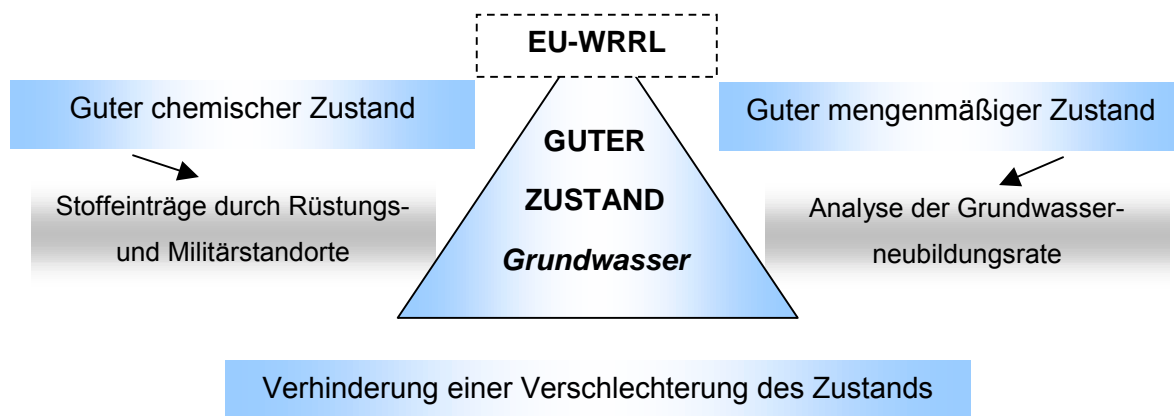


Abbildung 1-1: Das Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Zustand des Grundwassers in Zusammenhang mit der vorliegenden Untersuchung

1.1 Fragestellung und Zielsetzung

Die vorliegende Arbeit liefert einen Beitrag zur Erweiterung der Kenntnisse über die Empfindlichkeit der Ressource Grundwasser unter Berücksichtigung der Landnutzungsentwicklung in einer während der Weltkriege rüstungs- und militärtechnisch und heute zur Trinkwassergewinnung stark genutzten Region. Dies erfolgt über einen Zeitraum von etwa 100 Jahren. Es stehen die folgenden Betrachtungen im Vordergrund:

- I. Ermittlung der Entwicklung der Grundwasserneubildungsrate und Sickerwasserrate für drei verschiedene Zeitabschnitte unter Berücksichtigung der Landnutzungsentwicklung: 1895, 1955, 1995*
- II. Berechnung der stoffspezifischen Verweilzeiten in der Bodenzone für rüstungsspezifische organische Verbindungen*
- III. Beurteilung der heutigen potenziellen Grundwassergefährdung durch rüstungsspezifische Stoffe*
- IV. Ausblick zur Bewertung von Datenunsicherheiten*

Die Grundwasserbeschaffenheit hängt im Wesentlichen von in der ungesättigten Zone ablaufenden Prozessen ab. Die Grundwasserneubildungsrate wird in großem Maße von der Landnutzung sowie der Niederschlagsverteilung und Bodenbeschaffenheit beeinflusst. Die meisten Vorgänge im Boden sind abhängig vom Wassergehalt und der Sickerwassergeschwindigkeit, da diese entscheidende Parameter beispielsweise für den Stofftransport darstellen. Wie stark das Grundwasser durch Stoffeinträge gefährdet ist, hängt von den jeweiligen Standortverhältnissen (Boden- und hydraulische Verhältnisse) sowie Art, Dauer und Ausmaß der anthropogenen Beeinträchtigung ab (Abbildung 1-2).

Der hier betrachtete Untersuchungsraum wurde bereits vor dem 1. Weltkrieg und während der beiden Weltkriege sehr stark militär- und rüstungstechnisch genutzt. Die Folgen und oft langfristigen Auswirkungen im Bereich von Rüstungs- und Militärstandorten wurden lange Zeit unterschätzt. Es handelt sich oft um großflächige Kontaminationen von Boden, Wasser und Luft, von denen Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen ausgehen. Als Rüstungsaltlasten gelten nach einer Definition des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU 1995):

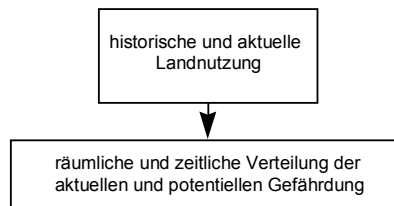
- Anlagen zur Entwicklung, Herstellung, Lagerung und Vernichtung von militärischen Ausrüstungsgütern,

- Anlagen zur Erprobung und Anwendung von militärischen Ausrüstungsgütern oder zur Ausübung sonstiger militärischer Aktivitäten.

Als Rüstungsaltlasten werden solche militärischen Altlasten bezeichnet, deren militärische Nutzung i.d.R. nach dem 2. WK endete oder aus dem unmittelbar darauf folgenden Rückbau der alliierten Besatzung – durch Demontage, Sprengung oder Munitionsvernichtung – resultieren.

Anthropogene Einflüsse

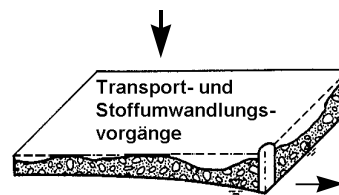
- a) **punktueller und diffuser Stoffeinträge**
- b) **Nutzungskategorien**
Rüstungsaltlasten
Landnutzung
Trinkwassergewinnung



Grundwasserüberdeckung/Grundwassereinheit

Bodenzone

- nutzbare Feldkapazität
- Mächtigkeit (Flurabstand)
- Sickerwasserrate
- Gehalt an organischem Kohlenstoff
- Puffer- und Retentionsvermögen
- petrographische Ausbildung



Gesamt-schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung

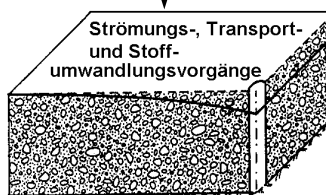
hydraulischer Kontakt mit Oberflächengewässern

Einträge in den Grundwasserleiter

Belastungs-empfindlichkeit des Gesamtsystems

Grundwassereinheit

- Aquifertyp
- Puffer- und Retentionsvermögen
- Durchlässigkeit
- Mächtigkeit
- Grundwasserstockwerk



Belastungs-empfindlichkeit des Grundwasserleiters

Räumliche und zeitliche Verteilung der Stofffrachten

Abbildung 1-2: Schematische Darstellung des Konzepts zur Bewertung der Belastungsempfindlichkeit von Grundwasser (verändert nach SRU 1998)

Die zu Grunde liegenden Daten für das Bewertungsverfahren basieren im Wesentlichen auf der Auswertung von analogem Kartenmaterial. Diese wurden mittels eines Geografischen Informationssystems (GIS) in die digitale Form überführt. Das herangezogene Kartenmaterial

besteht aus Bodenkarten, Geologischen Karten und Hydrogeologischen Karten. Weiter gehen ein Informationen aus Klimadaten und Daten zu physikalischen und chemischen Stoffeigenschaften der potenziellen Kontaminanten (siehe dazu Tabelle 3-1).

Das GIS-Bewertungsverfahren zur Abschätzung der Grundwassergefährdung ist für die betreffenden rüstungsspezifischen organischen Stoffgruppen entwickelt worden. Es ist jedoch auch für andere organische Stoffe oder Stoffgruppen anwendbar, da nur die stoffspezifischen Parameter in der GIS-Datenbank ausgetauscht oder neu eingegeben werden müssen. Für anorganische Verbindungen besitzt die Methodik keine Gültigkeit.

Die benutzte polygonbasierte GIS-Analyse für das Untersuchungsgebiet, zur Betrachtung des Wasser und des Stoffhaushaltes, bietet gegenüber einer rasterbasierten Betrachtung die folgenden Vorteile:

- Die natürliche Mosaikstruktur der Landoberfläche kann direkt erfasst werden, die sogenannten Hydrotöpfe (als natürliche Grundelemente der Landschaft) dienen als elementare Modellierungseinheiten;
- Polygon- oder Hydrotopfbezogene Betrachtungen bieten den Vorteil, dass sie für Flächen unterschiedlicher Größe, d.h. auch für größere Flächen angewendet werden können, sofern die meteorologischen Bedingungen ähnlich sind oder im Modell der Realität angepasst werden können. Dies ist z.B. wichtig für einzelne kleine Hydrotopflächen, versiegelte Flächen oder Wasserflächen, die spezielle Wirkungen bezüglich ihres hydrologischen Regimes haben (Kleeberg 1992).

1.2 *Stand der Forschung*

1.2.1 Grundwasserneubildung

Die Ermittlung der flächendifferenzierten Grundwasserneubildung kann nach vielen unterschiedlichen Methoden erfolgen. Die Auswahl der Methode oder Kombination von verschiedenen Ansätzen ist stark abhängig von der Datengrundlage. Nach Dörhöfer & Josopait (1997) führt die Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate über verschiedene Methoden erst zu verlässlichen Abschätzungen. In der Praxis wird der Begriff der Grundwasserneubildung oft nur unscharf formuliert (Meyer & Tesmer 2000). Der von Klaassen & Scheele (1996) verwandte Begriff der potenziellen Grundwasserneubildung wurde beispielsweise von Hölting (1997) kritisiert, da Berechnungen allein aus klimatischen Kennwerten und nur indirekt bestimmten pedologischen Parametern kritisch zu überprüfen sind.

Die Grundwasserneubildung wird nach DIN 4049 (1996) als Zugang von infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser bezeichnet. Die Arbeiten von Meyer & Tesmer (2000), Dörhöfer et al. (2001) und Neumann & Wycisk (2001) führen die unterschiedlichen Verfahren zur Ermittlung der Grundwasserneubildung auf und vergleichen diese miteinander. Im makroskaligen Bereich lassen sich flächendifferenzierte bzw. empirische und einzugsgebietsbezogene Ansätze unterscheiden.

Flächendifferenzierte empirische Verfahren ermitteln die Grundwasserneubildung auf Basis der Wasserhaushaltsgleichung als Differenz zwischen dem Systeminput Niederschlag und den Verlustgrößen Evapotranspiration und Direktabfluss (Neumann & Wycisk 2001) und aus empirisch ermittelten Beziehungen zwischen klimatischen, bodenkundlichen, geologischen und anderen Standortgrößen (Dörhöfer et al. 2001). Beispiele dafür sind die Methoden nach Renger & Strebel (1980), Renger & Wessolek (1990), Glugla & Tiemer (1971), Dörhöfer & Josopait (1980), Röder (1992), Schroeder & Wyrwich (1990) und Kunkel & Wendland (2002). Die Verfahren unterscheiden sich meist hinsichtlich ihrer Differenzierung der Bodenarten und Landnutzungstypen.

Einzugsgebietsbezogene Verfahren ziehen den Gesamtabfluss am Pegel zur Separation der grundwasserbürtigen Teile heran, womit sich durch den ermittelten Basisabfluss ein Mittelwert der Grundwasserneubildung eines Einzugsgebietes ableiten lässt. Für die Modellrechnungen werden langjährige tägliche Abflussreihen benötigt. Beispiele für einzugsgebietsbezogene Verfahren liefern Wundt (1958), Kille (1970), Schwarze et al. (1991) und Wittenberg (1997) sowie für die flächendetaillierte Modellierung der Grundwasserneubildungsrate Bucher et al. (1997) und Disse (1997).

1.2.2 Bewertungsverfahren zur Ermittlung der Schutzfunktion der Bodenzone

Bei der Beurteilung von Gefährdungen des Grundwassers durch Schadstoffe und andere Belastungen kommt dem Boden und den grundwasserüberdeckenden Schichten durch deren Schutzwirkung eine besondere Bedeutung zu. Diese Schutzwirkung ist von verschiedenen Parametern abhängig und wird in unterschiedlichen Bewertungsverfahren ermittelt. Bewertungsverfahren zur Bestimmung der Schutzfunktion des Untergrundes sind z.B. zu finden bei Hofmann & Teutsch (1995), Hölting et al. (1995) und Litz et al. (1998).

Ein Verfahren zum Verhalten von Schwermetallen und Pflanzenschutzmitteln in Böden liefern z.B. Blume & Brümmer (1987ab). Für die Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Verringerung oder Verhinderung potenzieller Bodenbelastungen ist die Kenntnis der räumlich und zeitlich differenzierten Bodenwasserbewegung unabdingbare Voraussetzung.

Bewertungsverfahren von Altlasten und Ansätze zur abgestuften Beurteilung von Grundwasserkontaminationen durch Altlasten sind zum Beispiel bei Dörhöfer (1996, 1998), Pfeifer et al. (1999) und Mathews (1994, 2000) zu finden.

Weitere Ermittlungsverfahren von Gefahren für das Trinkwasser aus Altlasten und militärischen Altlasten liefern Mulisch & Krüger (1996) und Mulisch et al. (2000). Durch die Anwendung eines Bewertungsrasters mit einem möglichst geringen Aufwand sollen mögliche Verunreinigungen aus militärischen Altlasten mit hoher Treffsicherheit erkennbar sein. Mulisch et al. (1999) liefern einen Kriterienkatalog zur Beurteilung von Gefahren aus militärischen Altlasten.

Zur Berechnung der Sickerwassermenge und modellhaften Abschätzung von Stoffgehalten im Sickerwasser können verschiedene Wasserhaushaltsmodelle herangezogen werden. Kremb et al. (2000) vergleicht vier verschiedene Modelle, in die die einzelnen Elemente des Wasserhaushalts wie unterschiedliche Landnutzungstypen, Evapotranspiration, Interzeption, Abfluss oder Niederschlag einfließen. Weitere Bodenwasserhaushaltsmodelle liefert Disse (1995, 1997).

Maßgebende Arbeiten in kleinräumigen Untersuchungsgebieten wurden beispielsweise von Merkel et al. (1993), Schleyer (1993) und Sokol et al. (1993) durchgeführt. Diese Verfahren berücksichtigen bei ihrer Bewertung der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser Landnutzung, Bodenart und geologische Verhältnisse. Hofmann & Teutsch (1995) betrachten die gesamte Transportstrecke vom Stoffeintrag bis zum Grundwasser.

1.2.3 Fuzzy-Logic Methoden

Bei Vorhersage oder Modellierung von Prozessen in Ökosystemen treten im Rahmen der Datenbereitstellung häufig Unsicherheiten unterschiedlicher Art auf. Die Fuzzy-Set-Theorie erweist sich bei der Bearbeitung solcher Unsicherheiten als geeigneter mathematischer Ansatz, um auch „weiche“ Daten oder Expertenaussagen in linguistischer Form mathematisch zu fassen.

Die sogenannte Fuzzy-Set-Theorie geht auf Zadeh (1965) zurück, in dem er eine Erweiterung der klassischen Mengenlehre vorschlägt. Diese hielt er für notwendig, da seiner Meinung nach Objektklassen, auf die man in der physikalischen Realität stößt, keine präzise definierten Zugehörigkeiten besitzen. Als Beispiele dafür führt er u.a. die Menge der „reellen Zahlen“, „große Menschen“ oder „Lebewesen“ an. Um derartige Klassen mathematisch betrachten zu können, schlug Zadeh ein neues Konzept, die „Fuzzy-Menge“ (fuzzy set) vor. Darunter ist eine „Klasse“ mit einem Kontinuum an Zugehörigkeiten zu verstehen (grades of membership) (Zadeh 1965). Das Konzept der Fuzzy-Theorie ermöglicht die Modellierung linguistischer Unbestimmtheiten.

Seit Einführung der Fuzzy-Set-Theorie hat diese mannigfaltige Anwendungen erfahren, hauptsächlich in der Steuerungs- und Regelungstechnik, seit einigen Jahren jedoch auch verstärkt in den Geowissenschaften, um Unsicherheiten in Modelleingangsparametern zu quantifizieren; z.B. in Grundwassermodellen (Dou et al. 1995, 1997), in der ungesättigten Bodenzone (Schulz & Huwe 1997, Freissinet et al. 1998), Regionalisierungen von Durchlässigkeitsbeiwerten (Piotrowski 1997), Interpolation von Stoffparametern (Burger & Schafmeister 2000), Unsicherheiten bei Berechnungen von chemischen Gleichgewichten (Schulz et al. 1999) oder Modellierung von bodenphysikalischen und hydrochemischen Prozessen (Schulz 1997).

Die Grundlagen der Fuzzy-Set Theorie werden z.B. von Bardossy et al. (1989), Bandemer & Gottwald (1990) oder Burrough (1989) behandelt. Ausführliche Beschreibungen der theoretischen Aspekte der Fuzzy-Set Theorie sind in den Standardwerken von Kruse et al. (1993), Kaufmann & Gupta (1991) oder Dubois & Prade (1980) zu finden.

2 Der Untersuchungsraum: Rechtsrheinisches Gebiet von Köln

2.1 Geografische Lage und naturräumliche Einheiten

Der Untersuchungsraum befindet sich im rechtsrheinischen Großraum von Köln, zwischen Leverkusen im Norden und Troisdorf im Süden.

Das Untersuchungsgebiet wird durch eine – besonders im nördlichen Teil – hohe Besiedlungsdichte und eine große Anzahl von gewerblich und industriell genutzten Flächen charakterisiert. Südlich von Köln-Porz überwiegt eine eher ländlich geprägte Struktur mit hohem Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche. Waldgebiete befinden sich fast ausschließlich in den östlichen Randgebieten im Anstieg zur Mittelterrasse und zum Bergischen Land.

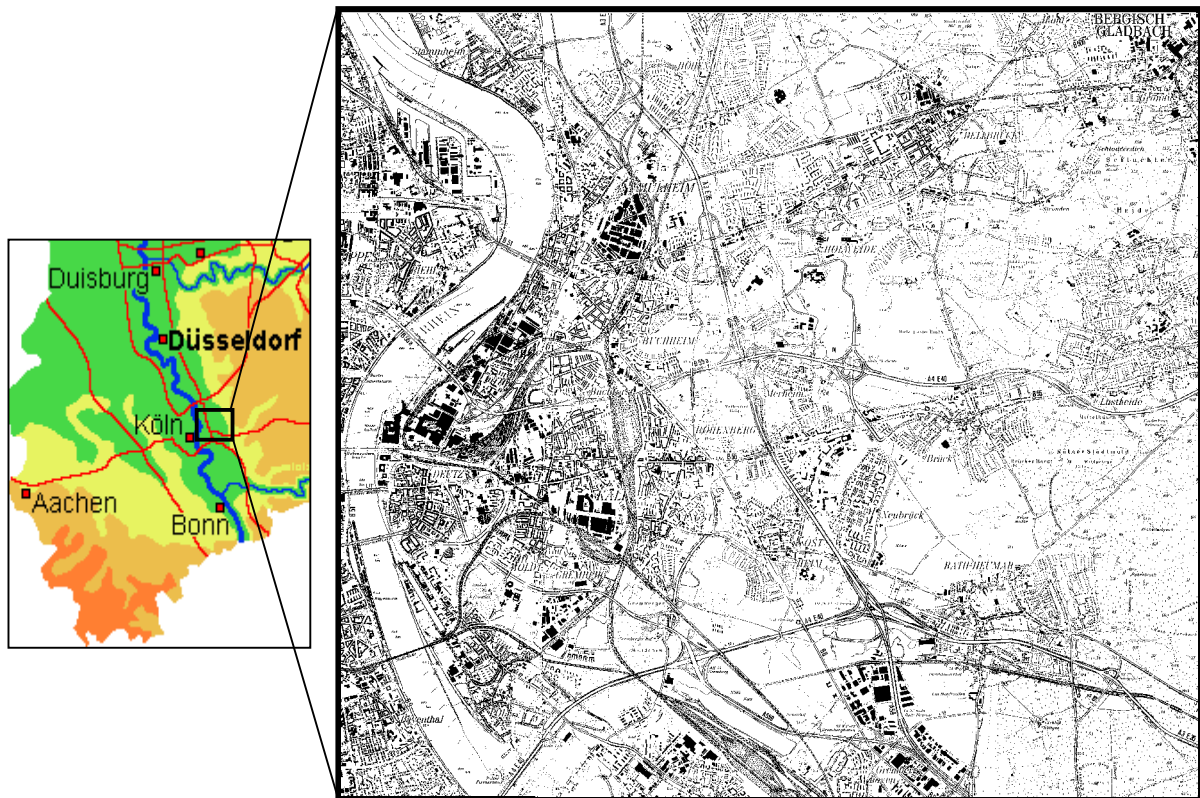


Abbildung 2-1: Darstellung und räumliche Lage des Untersuchungsgebietes

Naturräumlich wird das Gebiet der Niederrheinischen Bucht zugeordnet, wobei der Rhein im Westen, die Sieg im Süden und der morphologisch gut sichtbare Anstieg zur Mittelterrasse, im Gegensatz zur nur schwach reliefierten Niederterrasse, natürliche Abgrenzungen dieser Raumeinheit darstellen.

2.2 Klimafaktor: Niederschlag

Die niederrheinische Bucht wird durch ein ozeanisch beeinflusstes Klima geprägt, welches sich durch kühle Sommer und milde Winter auszeichnet. Die Niederschläge verteilen sich über das ganze Jahr, sie werden hauptsächlich über Tiefdruckgebiete der Westwinddrift herbeigeführt. Kontinentale Hochdruckwetterlagen können während des ganzen Jahres gelegentlich Wechsel der Winde aus östlichen Richtungen bewirken.

Die Verengung der südlichen niederrheinischen Bucht zum Mittelrheintal wirkt als orografische Linie für bodennahe Luftströmungen. Speziell bei stabiler Schichtung der bodennahen Luftschichten sind Kanalisierungseffekte mit einem Umschwenken der Winde in Richtung des Rheinverlaufs zu beobachten (Klaus 1997). Dieser Effekt wirkt sich auf die Windgeschwindigkeiten aus, die mit der Verengung der Köln-Bonner Bucht stetig steigen.

Nicht nur die Luftbewegungen sondern auch die Niederschlagsverteilung wird durch das Relief beeinflusst. Aufgrund der quer zur Hauptwindrichtung verlaufenden Erhebungen des Rheinischen Schiefergebirges sind ausgeprägte Luv- und Lee-Effekte zu beobachten. Die aus westlicher Richtung herangeführten Luftmassen unterliegen nach der Überquerung des Hohen Venn und der Mittelgebirgslandschaft Eifel einer adiabatischen Erwärmung, was auf ihren orographie-bedingten Abstieg zur Zülpicher Börde zurückzuführen ist (Brunotte 1994). Die Niederschläge weisen hier gegenüber den weiter östlich gelegenen Regionen vergleichsweise geringe Werte auf.

Östlich des Rheins verursacht der Anstieg zum Bergischen Land eine Stauung bzw. adiabatische Abkühlung der Luftmassen, was sich durch eine deutliche Intensivierung der Niederschläge auszeichnet. Im Bereich der rechtsrheinischen Mittelterrasse treten Jahresniederschläge von ca. 800 mm/a auf (Station Köln-Wahn, siehe Abbildung 2-2), die an den Westabdachungen des Bergischen Landes auf über 1100 mm/a ansteigen. In Richtung Rhein ist eine kontinuierliche Abnahme der Niederschläge zu verzeichnen (Station Leverkusen).

Die Niederschlagsverteilung weist für die Sommermonate Maximalwerte auf, was in erster Linie auf die konvektiven Niederschläge der Monate Juni – August zurückzuführen ist. Die Jahresmitteltemperatur der Köln-Bonner Bucht liegt bei etwa 10°C fällt jedoch mit Anstieg zum Bergischen Land in östlicher Richtung auf etwa 9°C ab.

Für die Niederschlagsverteilung im Untersuchungsraum liegen die langjährigen Niederschlagsdaten der Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes für die Stationen Leverkusen, im Norden und Köln-Wahn, im Osten des Untersuchungsgebietes vor.

Innerhalb der niederrheinischen Bucht ist von Westen nach Osten zum Bergischen Land ein Anstieg der langjährigen mittleren Niederschläge von etwa 700 mm auf bis zu 900 mm im zu verzeichnen. Statistisch fällt das Niederschlagsmaximum auf die Monate Juni – August, das

Minimum auf die Monate Februar – April. Im betrachteten Untersuchungsgebiet ist diese ansteigende Tendenz vor allem in den Sommermonaten mit stärkeren Niederschlägen erkennbar. Die langjährigen Niederschläge liegen im Bereich der Niederterrasse, die durch die Messstation Leverkusen repräsentiert werden, für den Zeitraum von 1931-1960 bei 692,5 mm, im Anstieg zur Mittelterrasse bei 701,5 mm. Für die betrachteten langjährigen Mittel von 1961-2001 ist ein deutliches Ansteigen der Niederschläge zu verzeichnen. Für die Messstation Leverkusen ergeben sich hier 784,2 mm, für die Station Köln-Wahn 814,3 mm.

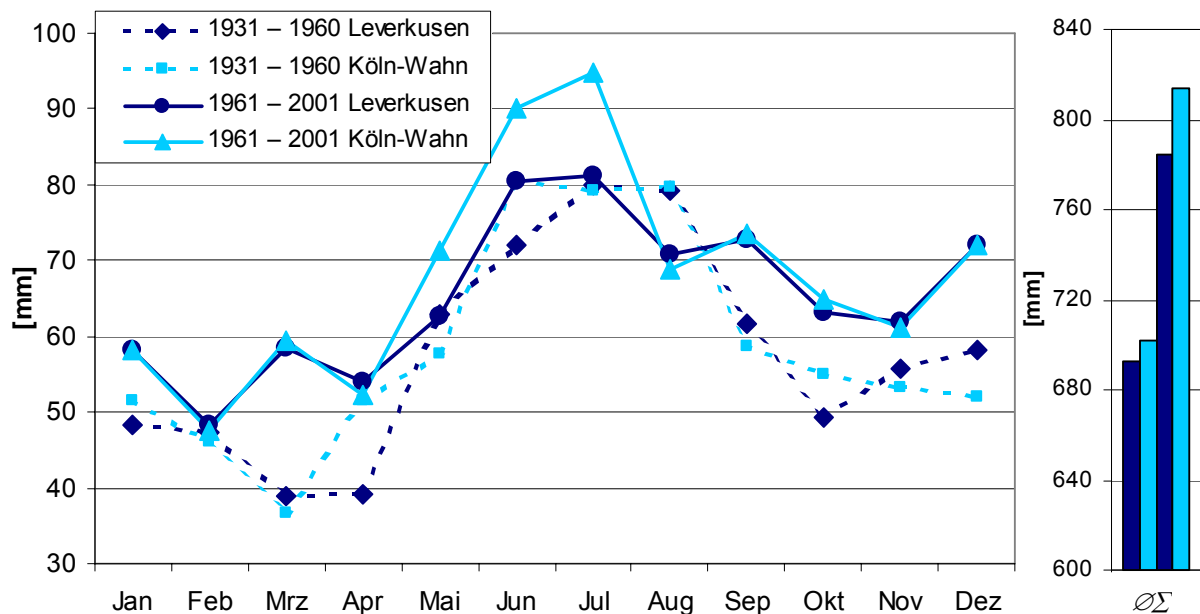


Abbildung 2-2: Langjährige mittlere Niederschläge von 1931-1960 und 1961-2001 der Klimastationen Leverkusen und Köln-Wahn (Quelle: DWD)

2.3 Geologie und Tektonik

Der Untersuchungsraum ist Teil der Kölner, bzw. Niederrheinischen Bucht, die nördlich in das rheinische Schiefergebirge hineinragt. Zur Zeit des Tertiärs war die Niederrheinische Bucht ein großräumiger, randmariner Ablagerungsraum am Nordrand des rheinischen Schiefergebirges. Aus diesem wurden große Mengen von Abtragsmassen in der Niederrheinischen Bucht abgelagert. Mit Beginn des Tertiärs erfolgte eine relativ starke Absenkung des Gebietes, die im Oligozän am stärksten ausgeprägt war. Bedingt durch die hohe Absenkung in diesem Raum kam es vom Mitteloligozän zu Meeresvorstößen, wobei im Oberoligozän die größte Ausdehnung erreichte wurde (Grabert 1998). Im mittleren Tertiär setzte allmählich die Hebung des südlich anschließenden Liefergebietes, des rheinischen Schiefergebirges ein,

so dass die Auffüllung des Absenkungsbereiches mit Sedimenten aus dem Hinterland begann (Schäfer 1994). Im oberen Oligozän setzte, durch kleinere episodische Meeresvorstöße unterbrochen, eine Regression ein, wodurch die Niederrheinische Bucht zunehmend in den Bereich einer fluviatil-limnischen Fazies gelangte. Bei weiterer Hebung im jüngeren Tertiär und im nachfolgenden Pleistozän wurden fluviatile Frachten in die Niederrheinische Bucht transportiert und die Entwicklung der Niederrheinischen Bucht als Flusslandschaft, die bis heute anhält, begann. Die Sedimente des Ablagerungsraumes liegen im Bereich des Untersuchungsgebietes auf dem Devon des rheinischen Schiefergebirges, welches im Anstieg zur Mittelterrasse und zum Bergischen Land aussticht (vgl. Abbildung 2-3).

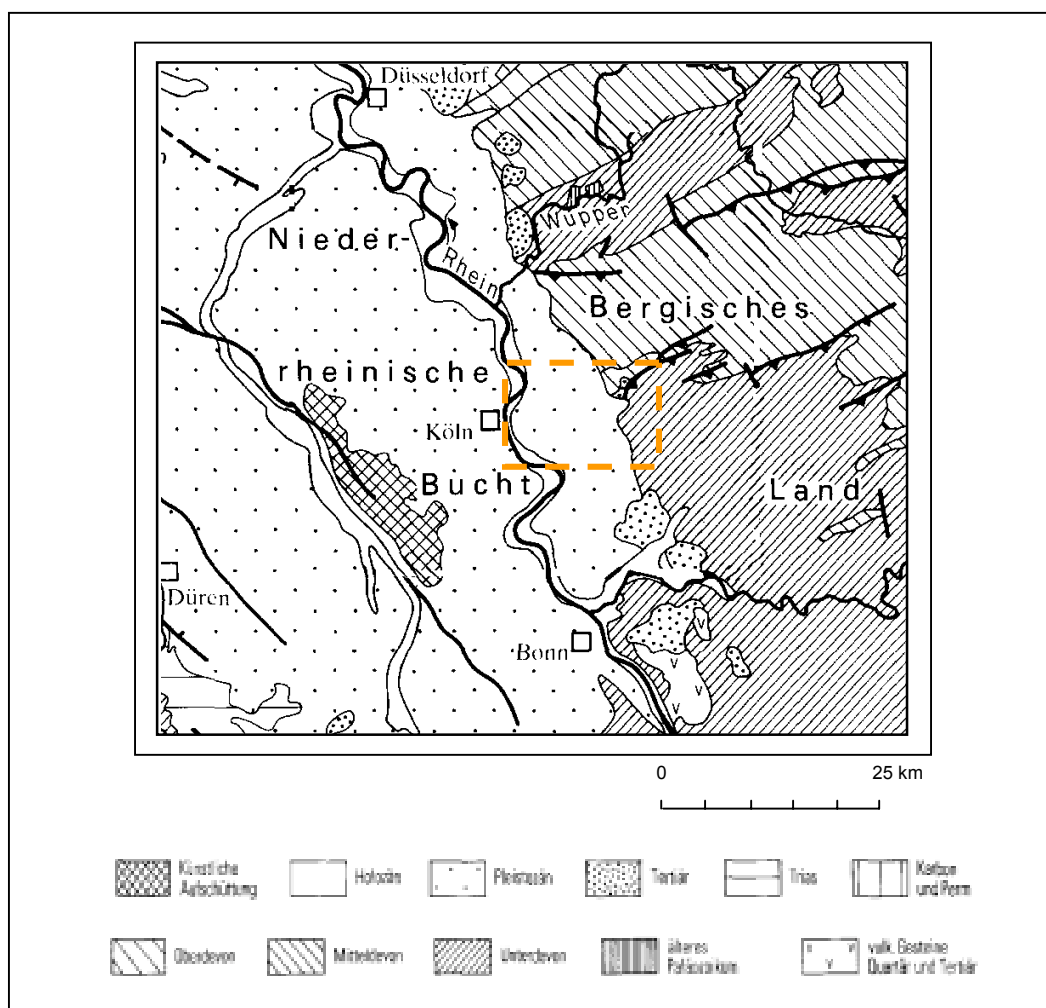


Abbildung 2-3: Geologie der Niederrheinischen Bucht (verändert nach GLA 1986)

Die devonischen Schichten, die am nördlichen Ostrand des Untersuchungsgebietes auftreten, setzen sich hauptsächlich aus meist geschieferten Tonsteinen (Obere Siegener Schichten, Bensberger Schichten, Untere Honseler Schichten) zusammen. Darauf liegen z.T. toni-

ge Sandsteine (Obere Honseler Schichten), Kalksteine, mit z.T. dolomitischem Charakter (Massenkalk & Plattenkalk) sowie auch geschieferte Tonsteine mit Kalksteinlagen (Oberdevonische Schichten). Dabei kann die Paffrather Kalkmulde im Nordosten des Untersuchungsgebietes als wesentliches Strukturelement hervorgehoben werden. Es handelt sich um eine Riffkalk-Entwicklung des mitteldevonischen Massenkalks (Givet-Stufe), in der Plattenkalke als Absätze einer lagunären Flachwasser-Entwicklung abgelagert wurden (Grabert 1998). Die Bergisch Gladbach-Paffrather Kalkmulde ist eine deutlich ausgeprägte Faltenstruktur mit einem Kern aus oberdevonischen Schichten (Abbildung 2-4). Die mittel- bis oberdevonischen Kalksteinserien der Bergisch Gladbach-Paffrather Mulde bilden einen Karstgrundwasserleiter mit guter, örtlich wechselnder Trennfugendurchlässigkeit (GLA 1986). Das Grundwasser wird hier vorwiegend von den versickernden Bächen im Randbereich der Mulde gespeist, die ihr Wasser an den Karstwasserleiter abgeben. Aus den unterirdischen Klüften und Spalten dieser mächtigen Kalksteinschichten, die von Paffrath bis Herrenstrunden reichen, fließt das Wasser in die morphologisch tiefer liegende Niederterrasse der Kölner Bucht. Das Karstwasservorkommen setzt sich vermutlich unter den tertiären und quartären Lockergesteinen der Niederrheinischen Bucht nach Südwesten fort.

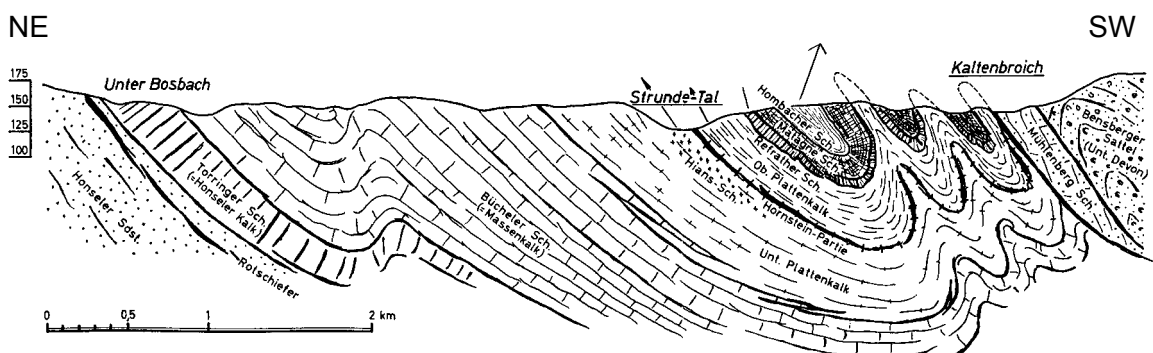


Abbildung 2-4: Profil durch die Paffrather Kalkmulde von NE nach SW (Mitteldevon) (verändert nach Grabert 1998)

Die Schichtenfolge des Tertiärs im Bereich der Kölner Bucht wird hauptsächlich durch oligozäne Sedimente vertreten, die ebenfalls im östlichen Randbereich des Untersuchungsraumes auftreten. Die im späten Oligozän entwickelte charakteristische Aufeinanderfolge von marinen Sanden, festländischen Tonen und Feinmaterial (Schluffe) werden als Kölner Schichten bezeichnet (Grabert 1998). Weitere Ablagerungen (Bergisch Gladbacher Schichten, Grafenberger Schichten) bestehen größtenteils aus Ton, Sand, Quarzsand und Kies.

Aus dem Südosten der Bucht transportierte die Ur-Sieg feinkörniges Verwitterungsmaterial aus dem sich hebenden rheinischen Schiefergebirge. Dieses Ablagerungsmaterial wurde von Flüssen und Bächen durchzogen, so dass sich in diesen Rinnen bei hohem Grundwasserstand Moore bilden konnten, die zu kleineren Kohleflözen führten. Diese sind vor allem in den Bergisch Gladbacher Schichten zu finden. Untergeordnet findet man auch Trachyttuffeinlagerungen des südlich angrenzenden Siebengebirges.

Die tertiären Ablagerungen werden durch das Pleistozän überlagert, welches den Hauptanteil der hier anzutreffenden Sedimente bildet. Bis zum mittleren Pleistozän war die Landschaft der niederrheinischen Bucht durch das verflochtene Stromsystem von Rhein und Maas geprägt, deren Flussbett von zahlreichen Stromrinnen durchzogen war. Diese waren während der Saale-Kaltzeit mit einer etwa hundert Meter mächtigen Eisbedeckung überzogen (Grabert 1998). Dominierend sind im Untersuchungsgebiet die Ablagerungen der Niederterrasse, die aus Sand, Schluff und Kies aufgebaut wird. Morphologisch ist die Niederterrasse sehr schwach reliefiert. Eine Gliederung erfolgt durch Altwasserrinnen, die sich zwischen drei und sechs Meter, mit einer Breite von etwa 200 – 300 m und einer Neigung von etwa 5° in den Schotterkörper eingetieft haben (Renneberg 1998). An die Niederterrasse schließt sich östlich die Untere Mittelterrasse an, die aus Sand mit kiesigen Anteilen und Kies mit sandigen Komponenten besteht und deren Mächtigkeiten bis zu 20 m erreichen kann. In diesen pleistozänen Ablagerungen finden sich kleinere Bereiche mit Flugsand und Dünen, die aus Fein- bis Mittelsand aufgebaut sind.

Durch ein erneutes generelles Einschneiden des Rheins wird das Holozän eingeleitet. Als bedeutendstes Element dieser holozänen Ablagerungen sind in unmittelbarer Nähe zum Rhein die Auensedimente zu nennen. Der Auenbereich und die Niederterrasse sind durch eine deutliche Terrassenstufe, die bis zu 5 m betragen kann, deutlich voneinander getrennt. Trotzdem kommt es im Übergangsbereich zur Niederterrasse häufig zu Verzahnungen dieser beiden Einheiten.

2.4 Bodengenese und Bodentypen

Die Böden der Nieder- und Mittelterrasse der Kölner Bucht sind mit Ausnahme der Gleye im Übergangsbereich zwischen Nieder- und Mittelterrasse, durch terrestrische Bodentypen gekennzeichnet. In den natürlichen Überflutungsbereichen des Rheins, den Auenbereichen, sind semiterrestrische Böden anzutreffen.

Die holozäne Bodenbildung im Bereich der Mittelterrasse fand häufig auf gekappten Profilen der sandig-lehmigen Interglazialböden statt. Dabei sind die Kiese und Sande der Mittelterrasse durch eine intensive Bodenbildung während der Interglaziale zu braunlehmartigen,

gelblich bis roten Interglazialböden verwittert (Paas 1961). Während der rezenten Pedogenese bildeten sich auf den Flugsanddecken der Mittelterrasse lehmig-sandige, zum Teil kiesige Braunerden (Abbildung 2-5). Unter waldreichen Standorten bildeten sich auch Podsole sowie in Bereichen von Stauhorizonten Pseudogleye und in grundwasserbeeinflussten Bereichen Gleye. Der durchschnittliche Tongehalt der Böden auf der Mittelterrasse beträgt 19 %. Die Tonmineralzusammensetzung besteht vorwiegend aus Kaolinit und Illit (Paas 1961).

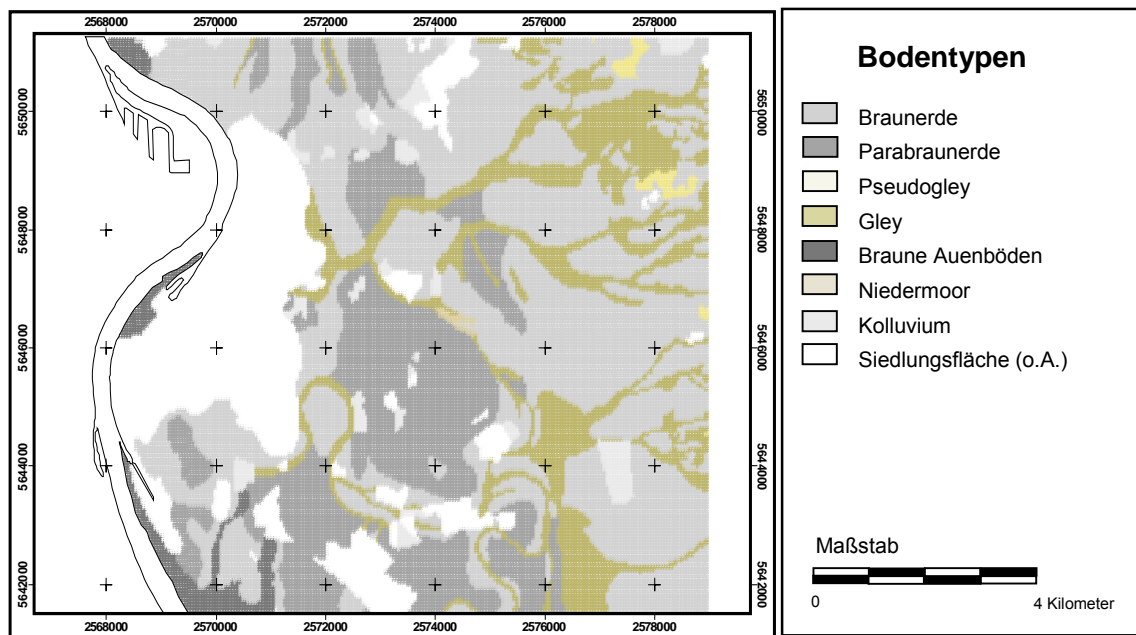


Abbildung 2-5: Darstellung der verschiedenen Bodentypen im Untersuchungsgebiet

Die Kiese und Sande der Niederterrasse sind von einem zu Parabraunerde verwitterten Hochflutlehm bedeckt. Bei der Verbraunung bzw. Verlehmung kam es auch zur Ausbildung von Braunerden. Die Niederterrasse besitzt also einen stark terrestrischen Charakter. Die Verlehmung der Niederterrasse ist mit einem durchschnittlichen Tongehalt von 14 % weniger mächtig als auf der Mittelterrasse. Neben den Tonmineralen Illit und Kaolinit tritt noch Vermiculit auf.

Die akkumulierten Auensedimente im Bereich von Rhein und Sieg unterlagen im Laufe des Holozäns durch wechselnde Landnutzung und Vegetationsänderungen ständigen Wandlungen. Im Zuge der Bodenentwicklung entstand aus dem karbonatreichen Ausgangssubstrat eine Kalkpaternia (Stephan 1993). Daraus entwickelte sich der heute in den Auenbereichen anzutreffende braune Auenboden aus schluffigem Lehm und lehmigem Sand.

2.5 Hydrogeologische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Im Untersuchungsgebiet treten unterschiedliche Typen von Grundwasserleitern auf. Im Bergischen Land sind vorwiegend Festgesteine, in der Niederrheinischen Bucht dagegen Lockergesteine mit bedeutenden Grundwasservorkommen vorherrschend.

2.5.1 Bergisches Land

Die vorwiegend aus Sandsteinen aufgebauten Schichtenabschnitte des Devons besitzen ein kaum nutzbares Porenvolumen. Die mehr tonigen Gesteine des Devons zeichnen sich durch eine mäßige bis sehr geringe Durchlässigkeit aus. Es handelt sich hier um Kluftgrundwasserleiter mit einer geringmächtigen Lockergesteinsauflage. Höhere Durchlässigkeiten, bzw. größere Trennfugendurchlässigkeiten sind in stark geklüfteten Störungszonen zu erwarten. So auch im Bereich der mittel- bis oberdevonischen Kalksteinserien der Bergisch Gladbach-Paffrather Mulde (siehe auch Kap. 2.3). Hier liefern die in den Randbereichen der Mulde vorhandenen Bäche einen erheblichen Teil des Wassers. Diese versickern schließlich fast vollständig in die Lockersedimente der Terrassenkörper.

Die Fluss- und Bachtäler im Bergischen Land sind mit quartären Lockersedimenten gefüllt. Sie setzen sich vorwiegend aus grobem Sand und Kies mit unregelmäßig linsenförmigen Einlagerungen von feinen Sanden, Schluffen und Tonen zusammen. Sie besitzen sehr gute bis gute Porendurchlässigkeiten.

2.5.2 Niederrheinische Bucht

Das tertiäre Senkungsfeld der niederrheinischen Bucht ist mit mächtigen Lockergesteinsmassen ausgefüllt, deren sandig-kiesige Schichten ein erhebliches Porenvolumen besitzen. Es existieren neben einem pleistozänen, maximal fünf tertiäre Hauptgrundwasserstockwerke. Im rechtsrheinischen Bereich der Köln-Bonner Bucht ist jedoch auf Grund erosiver Tätigkeiten des Rheins und anderer Erosions- und Denudationsprozesse während des Tertiärs und Quartärs eine Schichtlücke entstanden, die die miozänen und pliozänen Sedimente umfasst. Daher sind in diesem Bereich lediglich drei Hauptgrundwasserstockwerke nachweisbar (Renneberg 1998).

Die Schotterkörper der Nieder- und Mittelterrasse bilden den obersten der drei Hauptaquifere des Untersuchungsgebietes. Die Basis des pleistozänen Grundwasserleiters wird durch die oligozänen Sedimente gebildet. Die beiden tertiären Hauptaquifere werden in erster Linie

aus den oligozänen Sanden gebildet. Sie sind durch tonige und schluffige Zwischenschichten in mehrere Stockwerke gegliedert. Die Schotterkörper der Niederterrasse (sandige Grob- und Mittelkiese, wechsellagernd mit grob bis feinkörnigen Sanden) und der Mittelterrasse (Abnahme des grobkörnigeren Materials, lokal große Blöcke mit vulkanischem Material) weisen günstige hydraulische Verhältnisse für die Grundwasserströmung auf. Hier werden große Menge an Grundwasser gespeichert und fortgeleitet. Die Aquifermächtigkeit beträgt innerhalb der Niederterrasse durchschnittlich 25 – 30 m. Auf Grund der Rinnen- und Muldenstruktur der Tertiäroberfläche treten lokal auch Mächtigkeiten bis 40 m auf. Am östlichen Rand liegen die Aquifermächtigkeiten bei etwa 5 m.

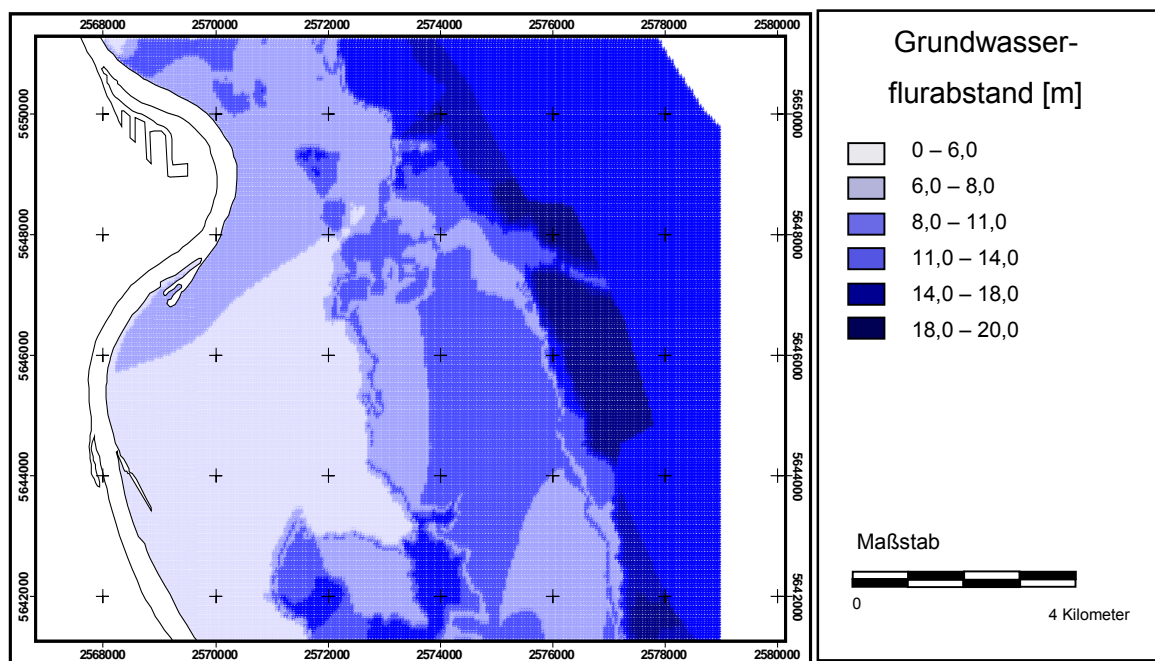


Abbildung 2-6: Darstellung des mittleren Flurabstand in [m] (Quelle: Lahmeyer International GmbH 1997)

Die Grundwasserbewegung findet im Wesentlichen innerhalb der quartären Ablagerungen statt. Da der Anteil an grobkörnigem Material zur Mittelterrasse hin abnimmt, ist hier die Wasserwegsamkeit etwas geringer einzustufen als in den Schottern der Niederterrasse.

Entsprechend der hohen Grobschotteranteile ergeben sich Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen $1 \cdot 10^{-3}$ m/s bis $6 \cdot 10^{-3}$ m/s. Dabei liegen im Norden und Westen die k_f -Werte bei $1 \cdot 10^{-2}$ m/s, am Ostrand des Untersuchungsgebietes, im Übergang zum Devon bei etwa $2 \cdot 10^{-3}$ m/s.

Die allgemeine Grundwasserfließrichtung verläuft von Osten bzw. aus Süd-Ost in nordwestliche Richtung zum Rhein. Die mittleren Fließgeschwindigkeiten liegen zwischen 0,6 und 1,2

m/d, wobei an den steileren östlichen Hängen im Übergang zur Mittelterrasse und zum Devon höhere Fließgeschwindigkeiten auftreten.

Der mittlere Grundwasserflurabstand liegt in Rheinnähe bei etwa 5 – 6 m, am Ostrand zwischen 14 – 20 m. Im übrigen Gebiet variiert er zwischen 7 – 12 m (Abbildung 2-6).

2.5.3 Die Vorfluter

Im Rhein stellen sich vorwiegend effluente Verhältnisse ein, d.h. der Rhein fungiert als Vorfluter. Im Fall von hohen Rheinwasserständen oder Hochwasser kommt es zur Umkehrung der Fließverhältnisse, so dass Rheinwasser in den Aquifer gedrückt wird. Dadurch kommt es zu einer Erhöhung des Grundwasserspiegels in ufernahen Bereichen, womit ein Abfließen des aus dem Hinterland anströmenden Grundwassers verhindert wird.

Im Fall der Sieg, die den südlichen Grenzverlauf des Untersuchungsgebietes beschreibt, besteht ebenfalls ein guter Kontakt zwischen Aquifer und Fließgewässer. Im Gegensatz zum Rhein kommt es bei hohen Wasserständen jedoch nicht zur Umkehrung des Strömungsgradienten, d.h. die Sieg infiltriert ständig in den Aquifer.

Weitere kleinere Fließgewässer im Untersuchungsgebiet sind die Agger, am südöstlichen Rand des Untersuchungsgebietes – sie mündet bei Troisdorf in die Sieg – sowie im nördlichen Bereich aus dem Osten des Bergischen Landes kommend der Strunder Bach, der Bruchbach, Eggerbach, Frankenforstbach, Flehbach und Sellbach. Diese entwässern, mit Ausnahme der Agger, Teile des Bergischen Landes bzw. die Paffrahter Kalkmulde.

3 Methodenbeschreibung

Mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems (GIS) können digitale räumliche Daten rationell erfasst, analysiert und jederzeit nachgeführt werden. Veränderungen in Raum und Zeit können jederzeit aufgerufen werden. Ein GIS bietet somit geeignetes ein Instrument für die räumliche und zeitliche Betrachtung von Bearbeitungsgebieten in Hinblick auf die Änderung der Landnutzung sowie die Verknüpfung dieser Daten mit stoffspezifischen und standortspezifischen Daten zur Abschätzung der potenziellen Gefährdung des Grundwassers durch die hier betrachteten sprengstofftypischen Verbindungen.

Ein Geografisches Informationssystem ist ein wertvolles Werkzeug, die Auswirkungen von Umweltschäden oder auch von potenziellen Kontaminationen zu quantifizieren und räumlich zuzuordnen (Blaschke 1997). Durch räumliche Analyse und Modellierung können z.B. Planungsgrundlagen geschaffen oder Alternativszenarien mit unterschiedlichen Maßnahmen unter vorgegebenen Rahmenbedingungen berechnet werden. Diese können die Entscheidungsfindung für Sanierungs- oder Verbesserungsmaßnahmen unterstützen. GIS eignen sich auch als Umweltmonitoring, dessen Ziel es ist, den derzeitigen Zustand zu beschreiben und Veränderungen frühestmöglich zu erkennen, unter der Voraussetzung, dass die Datenbestände im GIS regelmäßig aktualisiert werden.

3.1 Beschreibung des Geografischen Informationssystems und der Analysemethoden

Zentrale Eigenschaften eines GIS sind der räumliche Bezug von Sachdaten bzw. die enge Integration von geometrischen und thematischen Attributen räumlicher Objekte (Kienast 1991, 1993). Wesentliche Werkzeuge sind dabei neben der Datenerfassung und der kartografischen Bearbeitung Module zur Analyse (z.B. Flächenverschneidungen) und Modellierung.

Die einzelnen Sachdaten können in verschiedene Layer unterteilt werden. Dieses Layerprinzip ermöglicht eine Trennung von Geometrie- und zugehörigen Attributdaten unterschiedlicher thematischer Bedeutung in verschiedene Bearbeitungsebenen. Dieses Prinzip unterliegt keiner hierarchischen Struktur, alle Layer werden gleichberechtigt gehandhabt. Mit Hilfe eines GIS können durch generieren und Kombination von vorliegenden Datenbeständen neue Informationen hergeleitet werden. Somit stehen Werkzeuge der Verschneidung und logischen Kombination zur Konstruktion von Potenzial- oder Risikogebieten, die nicht direkt aus der Primärdatenerfassung hervorgehen, zur Verfügung.

Die Realisation und Anwendung des Systems erfolgte auf folgender Hard- und Softwarebasis:

- ESRI ArcInfo8, ArcView auf SUN Sparc Workstation unter UNIX (Solaris)
- ESRI ArcView3.2 auf PC
- AutoDesk AutoCad R14 auf PC

Die Bearbeitung der verschiedenen Planwerke umfasst das Scannen, Rektifizieren, Vektorisieren und Digitalisieren und die Aufarbeitung der Daten aus unterschiedlichen Datenquellen. Dies wurde mit Hilfe von AutoCad R14 und ArcInfo/ArcView durchgeführt. Arbeiten wie das Rektifizieren und die Erstellung von Objekten erfolgte hauptsächlich auf Basis von ArcInfo.

Die Bearbeitung der Daten durch Flächenverschneidungen, Zuordnungen der Flächenparameter wie beispielsweise Böden oder stoffspezifische Eigenschaften wurde mit ArcView3.2 realisiert (Abbildung 3-1).

3.2 *Eingangsdaten*

Eine für die Modellierung wesentliche Vorentscheidung betraf das zugrunde liegende Flächenuntergliederungskonzept, die Untergliederung nach Raster oder Polygonflächen. Die wichtigen in Tabelle 3-1 aufgeführten raumbezogenen Daten liegen polygonbezogen für das gesamte Untersuchungsgebiet vor. Dabei handelt es sich um Daten zur Gesteinsart, der Bodenart und Durchlässigkeit, Feldkapazitäten, Landnutzungsdaten und Daten zu Grundwasserflurabständen. Die Höhendaten aus dem digitalen Geländemodell liegen als Punktdaten vor und wurden als solche in ArcView eingelesen und nach einer Vorklassifizierung über eine GIS-Verschneidung mit den polygonbasierten Layern verknüpft.

Der Vorteil der polygonbasierten Modellierung liegt bei der direkten Erfassung und Abbildung der natürlichen Mosaikstruktur der Landoberfläche oder der unterschiedlichen Bezugseinheiten (Kleeberg 1992).

In den unterschiedlichen GIS-Layern sind hydrogeologische, geologische, bodenkundliche und Aspekte der Flächennutzung integriert (siehe Tabelle 3-1). In diesen Ebenen können neben üblichen Abfragefunktionen Flächenverschneidungen oder Pufferzonenberechnungen durchgeführt werden sowie Datenauszüge für entsprechende verwendete Modellierungsprogramme erzeugt werden.

Tabelle 3-1: Übersicht zu Eingangsparametern und Datenquellen im GIS

Eingangsparameter	Datenquelle
Geologie <ul style="list-style-type: none"> • Erdzeitalter • Gesteinsart 	Geologische Karte 1:25.000
Boden <ul style="list-style-type: none"> • Bodenart • Landnutzung • Kf-Wert (Klassen) • Feldkapazität (nFK) 	Bodenkarte 1:50.000 tlw. Bodenschätzung 1:5.000
Hydrogeologie <ul style="list-style-type: none"> • Grundwasserflurabstand • Grundwasserneubildung • Transmissivität • Kf-Werte • Aquiferbasis • Grundwassergleichen (berechnet / gemessen 1988/1991) • Schutzzonen 	Grundwassermodell Lahmeyer International GmbH (1997)
Landnutzung	Tk 25, Flächennutzungsplan Stadt Köln
Topologie	DHM 25, Landesvermessungsamt NRW
KWB Temperatur, Niederschlag	DWD

Die zu Grunde liegenden Daten basieren im Wesentlichen auf der Auswertung von analogem Kartenmaterial, welches mittels eines Geografischen Informationssystems (GIS) in die digitale Form überführt wurde. Das herangezogene Kartenmaterial besteht aus Bodenkarten, Geologischen Karten, Hydrogeologischen Karten sowie Informationen aus Klimadaten und Daten zu den physikalischen und chemischen Stoffeigenschaften der potenziellen Kontaminanten.

Die daraus abgeleiteten Parameter wurden innerhalb des GIS den entsprechenden Flächen zugeordnet und können aus der erstellten raumbezogenen Datenbank mittels Abfragewerkzeugen abgerufen werden. Mit Hilfe der raumbezogenen Datenbank, die jederzeit erweiterbar ist, bietet diese auch die Möglichkeit zur Analyse und Verwaltung der Daten. Des Weiteren können mit diesem GIS die Daten entsprechend der Fragestellung in Form thematischer Karten visualisiert werden.

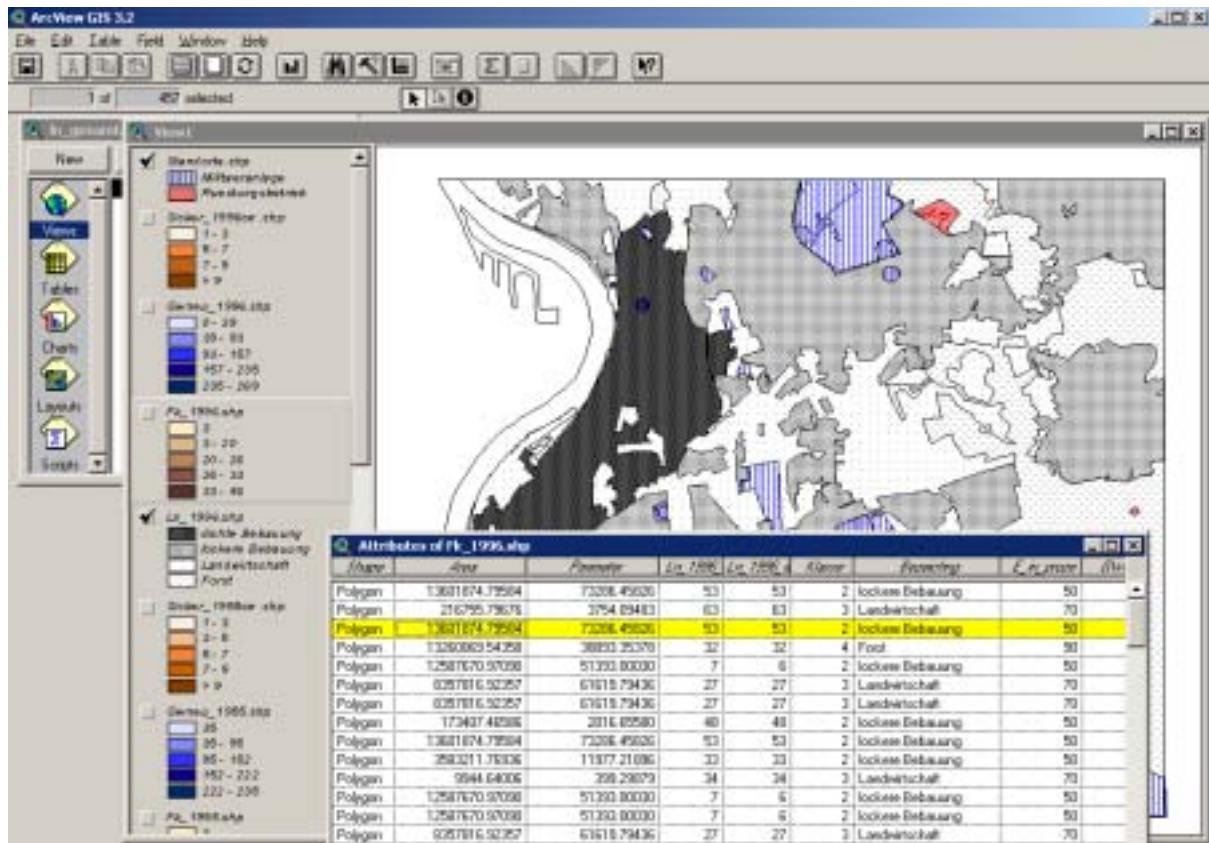


Abbildung 3-1: Darstellung der Layerstruktur, zu Grunde liegende Datentabellen und Visualisierung in ArcView3.2

Durch Verschneidung der Einzelinformationen entstehen quasihomogene Elementarflächen deren unterschiedliche Eigenschaften durch Attribute definiert werden. Zur Umsetzung dieser Informationen in Modellparameter werden Zuordnungstabellen genutzt, die hydrologisch relevante Kennwerte enthalten und über Schlüsselattribute mit den Geometriedaten verknüpft sind. Diese Kennwerttabellen bilden zusammen mit den Modellgeometrien die Grundlage für die interne Ermittlung der elementarflächenbezogenen Modellparameter. Durch die Verschneidung der einzelnen Parameter und Ableitung neuer Parameter kann eine flächendetaillierte Bestimmung der Sickerwasserrate unter Einbeziehung von Grundwasserneubildung und Feldkapazitäten für verschiedene Zeiträume durchgeführt werden. Weiter ist es möglich durch die Verknüpfung der standorttypischen Eigenschaften mit stoffspezifischen Eigenschaften mittlere Stoffverlagerungsgeschwindigkeiten und Verweilzeiten über die gesamte Fläche zu berechnen und darzustellen.

Die Ergebnisse dieser Berechnungen werden in den Kapiteln 5 und 6 vorgestellt und erläutert.

4 Landnutzungsentwicklung und Problematik von Militär- und Rüstungsaltsstandorten

4.1 Änderung der Landnutzung

Das Landschaftsbild des Untersuchungsgebietes wird stark durch eine ländliche Siedlungsstruktur und die landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Mit dem Anstieg zur Mittelterrasse werden die landwirtschaftlich genutzten Flächen durch Waldflächen abgelöst. In Abbildung 4-1 ist die Entwicklung der Landnutzung über drei Zeitabschnitte von 1895, 1955 bis 1996 zu verfolgen. Deutlich ist das Wachstum der ländlichen Siedlungen über diesen Zeitraum zu beobachten, ebenso die Zunahme von dicht bebauten und hochgradig versiegelten Flächen, die hauptsächlich einer industriellen Nutzung unterliegen.

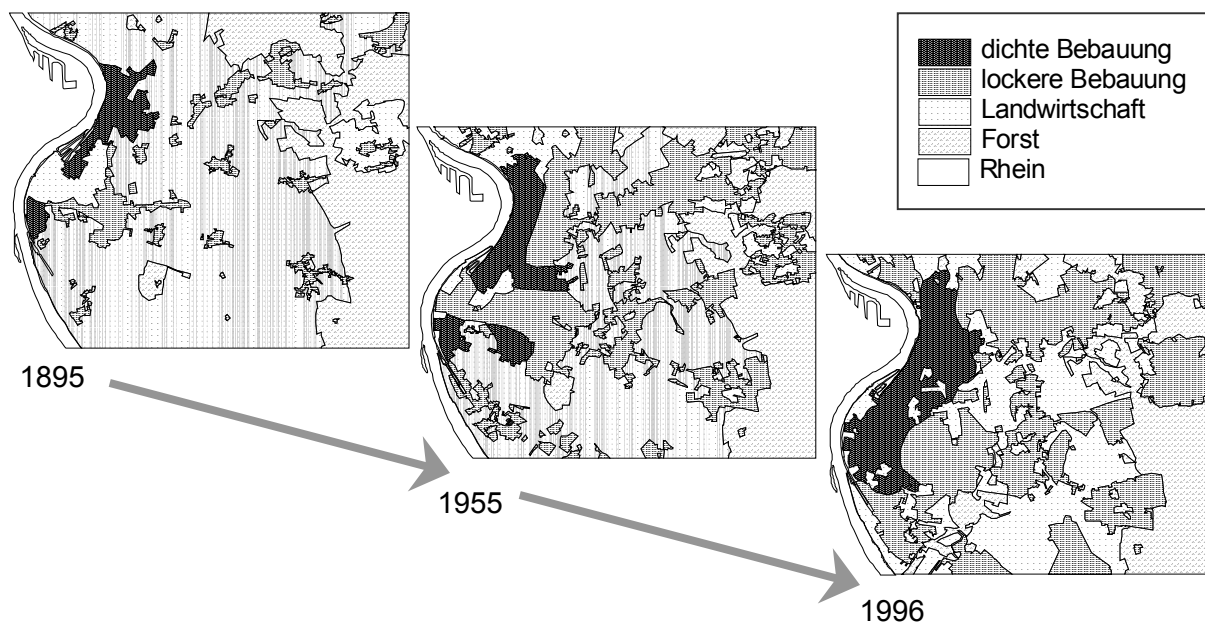


Abbildung 4-1: Entwicklung der Landnutzungsverteilung des Untersuchungsraumes dargestellt für die Zeiträume 1895, 1955 und 1996

In Abbildung 4-2 ist die prozentuale Entwicklung der Landnutzungsänderung in Form eines Diagramms veranschaulicht. Während die Forstflächen lediglich um einen geringen Anteil von etwa 3-4 % abnehmen, nehmen die landwirtschaftlichen Nutzflächen über den betrachteten Zeitraum um etwa 35 % ab. Auf Kosten dieser Flächen nimmt der Anteil der Flächen

mit Siedlungen bzw. locker bebauten Flächen um etwa 30 %, der Anteil der industriell genutzten, bzw. dicht bebauten Flächen um etwa 8 % zu.

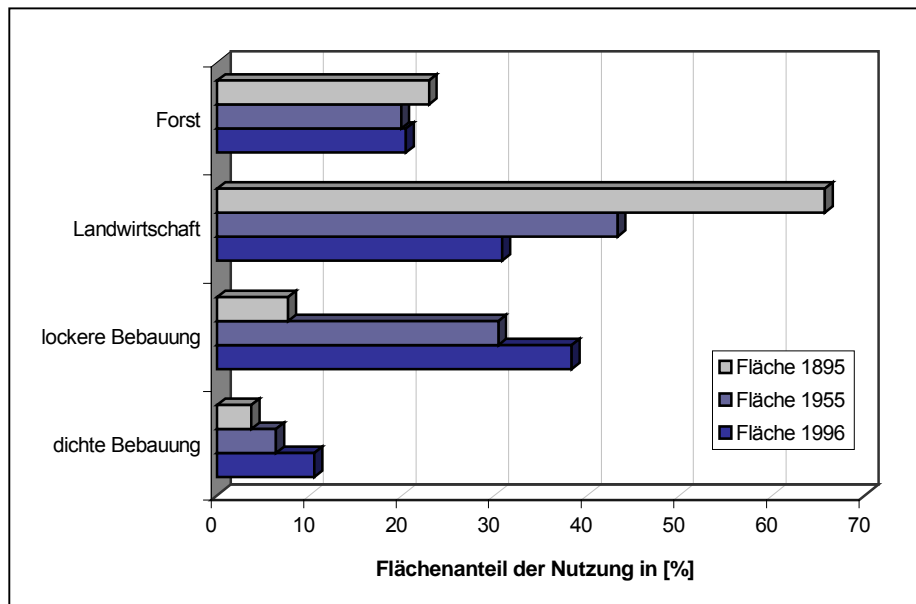


Abbildung 4-2: Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungstypen

Die Lage des Untersuchungsgebiete im Ballungsraum von Köln im Westen, Leverkusen im Norden und Bonn im Süden gelegen impliziert die deutlich erkennbare hohe Flächennutzungskonkurrenz. Neben der industriellen und landwirtschaftlichen Nutzung unterliegt der Untersuchungsraum einer sich ständig intensivierenden Beanspruchung der Fläche durch Wohnbebauung sowie das daraus auch resultierende Wachstum der Verkehrsinfrastruktur.

Auch für die Naherholung wird der Raum beansprucht. Vor allem die rheinnahen Auenbereiche besitzen eine regional bedeutende Erholungsfunktion.

Eine weitere bedeutende Nutzung des Raumes wird durch die bereits vor dem 1. WK einsetzende Nutzung durch das Militär sowie auch durch Rüstungsbetriebe deutlich. Ein eindruckliches Beispiel dafür liefert die Landschaftsentwicklung der Wahner Heide, die südöstlich an das Untersuchungsgebiet angrenzt. Die militärische Nutzung setzte hier bereits 1817 durch die Einrichtung eines Militärübungsplatzes ein. Erste feste Gebäude wurden im Jahr 1861 bis 1870 in Form von Offizierskasinos und Felddepots errichtet (Interkommunaler Arbeitskreis Wahner Heide 1989). Im zweiten Drittel des 19. Jahrhunderts vollzog sich eine dynamische Ausweitung des Militärgeländes, welche vorläufig im Jahr 1916 abgeschlossen wurde. Nach Ende des 2.WK wurde das Gelände zunächst von den Engländern genutzt, die in den Folgejahren mit der Errichtung von Start- und Landebahnen den Grundstein für den heutigen

Flugplatz Köln-Bonn setzten. Bis 2002 wurde noch ein Teil der Wahner Heide durch die Belgier militärisch genutzt.

Im Zuge dieser militärischen Entwicklung und des 1. und 2. WK siedelten sich im Untersuchungsgebiet zahlreiche militärische Nutzungsformen sowie Rüstungsindustrielle Betriebe an. Für die Beschreibung dieser sind im Vorfeld die Begriffe Rüstungsaltsstandorte, Militärische Altstandorte und Kriegsfolge-Altstandorte zu erläutern.

4.2 Problematik und Definition von Rüstungs- und militärischen Altstandorten

Für die Erfassung von Rüstungsaltslasten können folgende Nutzungsarten unterschieden werden:

- Anlagen zur Herstellung und Lagerung von Sprengstoffen und Pulver sowie Kampf- und Nebelstoffen, einschließlich der Erzeugung der notwendigen Vorprodukte
- Anlagen zur Herstellung und Lagerung von Munition
- Anlagen zur Delaborierung von Munition

Von Rüstungsaltslastverdachtsflächen geht auch heute noch ein erhebliches Gefährdungspotenzial für Mensch und Umwelt aus. Rückstände und Metabolite von Explosivstoffen und chemischen Kampfstoffen führten und führen an vielen Standorten zu Boden- und Grundwasserverunreinigungen (PGBU 1998). Rüstungsspezifische Stoffe können ein überproportional hohes Schädigungspotenzial aufweisen, was die Bewertung solcher Verdachtsflächen deutlich erschwert. Das Gefährdungspotenzial von Rüstungsaltslastverdachtsflächen ist in Teilbereichen im Vergleich zu zivilen Altlasten höher einzustufen.

- Viele der verarbeiteten oder hergestellten Stoffe sind hoch toxisch, ebenso wie deren Metabolite.
- Die Produktion und Verarbeitung fand unter Kriegsbedingungen mit abwasser- und abfallintensiven Verfahren statt. Eine Gefährdung für Mensch und Umwelt wurde als nachrangig betrachtet. Eine Reinigung der hochbelasteten Abwässer fand nur selten statt, sie wurden ungereinigt versickert, in Oberflächengewässer geleitet oder in Schluckbrunnen verpresst.

- Produktionsbedingte Störfälle, Bombenangriffe oder unsachgemäße Demontage nach Kriegsende führten oft zu flächenhaften Schadstoffverteilungen.
- Nach den WK wurden Produktionsrückstände und –abfälle auf Brandplätzen oder ungesicherten Deponien oft unsachgemäß beseitigt. Die Produktionsstätten wurden teilweise zur Delaborierung und Vernichtung von Munition verwendet (PGBU 1996, 1998).

Zu diesen flächenhaften Einträgen kommen noch eine Vielzahl von punktuellen Einträgen, verursacht durch Blindgänger. Das von diesen ausgehende Gefährdungspotenzial kann jedoch nur sehr schwer eingeschätzt werden, und wird bei der hier durchgeführten Gefährdungsabschätzung nicht berücksichtigt.

Als besonders problematisch ist auch die Folgenutzung der ehemaligen Rüstungsstandorte zu betrachten. Viele der Flächen, wie auch im Untersuchungsgebiet, werden heute als Gewerbe- oder Wohnflächen genutzt. Dabei kann die Frei- und Umsetzung der Stoffe sowie das langfristige Eindringen in Ökosysteme schon bei geringen Stoffkonzentrationen nachhaltige Störungen verursachen. Die Abschätzung des Gefährdungspotenzials wird durch die unbekannte Menge der produzierten Stoffe, sowie deren Vielzahl an Metaboliten und Derivaten zusätzlich erschwert.

Die Daten zu den hier betrachteten Rüstungs- und Militärstandorten des Untersuchungsgebietes stammen aus einer Recherche verschiedener deutscher und ausländischer Archive, die am Geografischen Institut der Universität Mainz (Leitung: Prof. Dr. J. Preuß) durchgeführt wurde (Preuß & Eitelberg 1999). Sie bilden die Grundlage der vorliegenden Gefährdungsabschätzung für sprengstofftypische Verbindungen.

4.3 Beschreibung der Standorte

Die Erfassung der Altstandorte in der vorliegenden Recherche von (Preuß & Eitelberg 1999) umfasst das flächendeckende identifizieren und lokalisieren der Altstandorte und der Verdachtsflächen sowie die Erhebung von kontaminationsrelevanten Nutzungen. Unterschieden wurde bei der Recherche zwischen Militärischen Standorten, Rüstungsaltsstandorten und Kriegsfolge-Altstandorten. In Abbildung 4-3 sind die im Untersuchungsraum lokalisierten militärischen Anlagen und die Rüstungsaltsstandorte dargestellt.

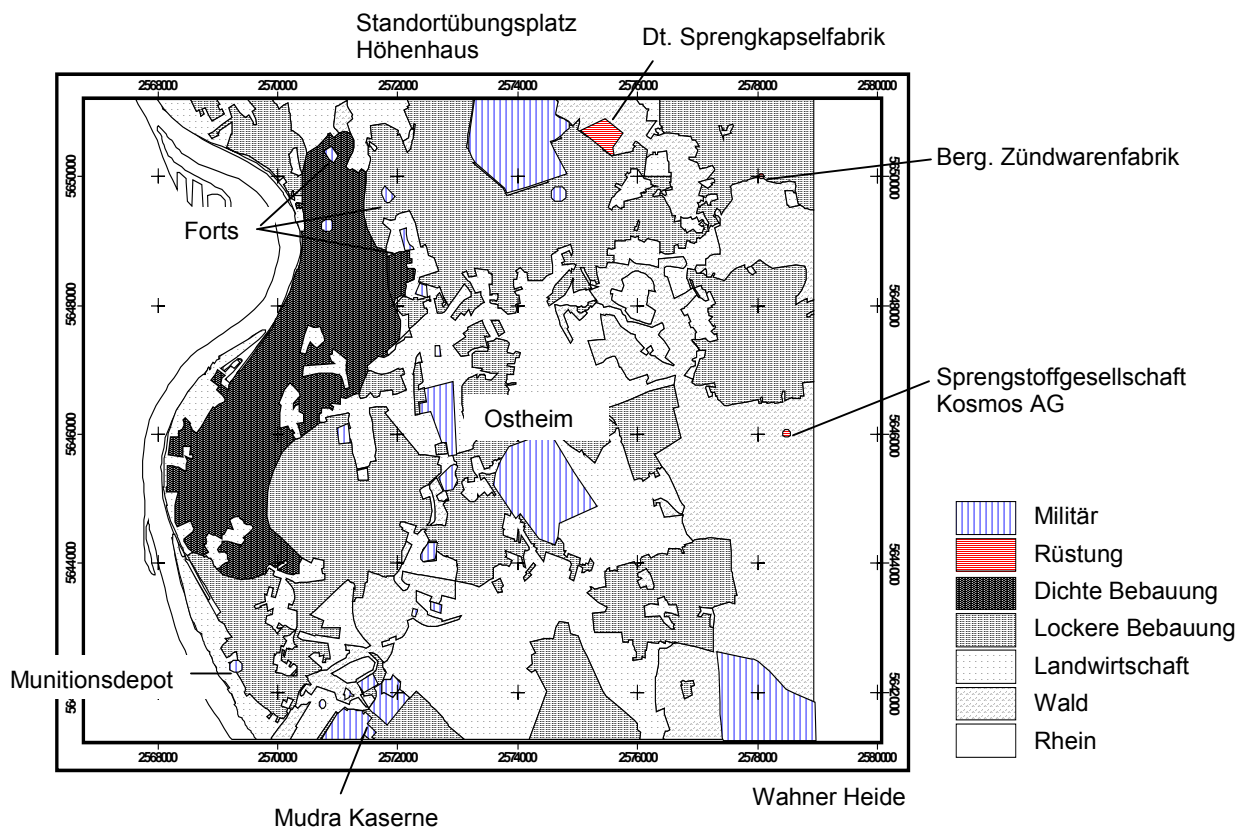


Abbildung 4-3: Übersicht und Lage der militärischen und rüstungstechnischen Nutzung, sowie der Landnutzung (Zustand 1996) des Untersuchungsraumes (Daten der Militär- und Rüstungsbetriebe aus: (Preuß & Eitelberg 1999))

Militäranlagen: Standortübungsplatz Höhenhaus, mehrere Forts, Munitionsdepot, Infanteriestützpunkt, Mudra Kaserne, Fliegerhorst Ostheim, Unverzagt-Pionier-Kaserne, Notlandeplatz Höhenberg, Wahner Heide

Rüstungsbetriebe: Deutsche Sprengkapsel-fabrik, Bergische Zündwaren-fabrik, Sprengstoffgesellschaft Kosmos AG, Dynamitfabrik Wahn (nicht im Untersuchungsraum, jedoch im Bereich der Wahner Heide)

Tabelle 4-1: Produktion und Art der Stoffe auf den recherchierten Rüstungsaltsstandorte im Bearbeitungsgebiet (Quelle: Preuß & Eitelberg 1999)

Rüstungsaltsstandorte	Produktion	Stoffe
Deutsche Sprengkapsel-fabrik	1889 – 1923 (unterschiedliche Betreiber): Zündhütchen, Sprengkapseln, Knallquecksilber, Zündsätze	Knallquecksilber, Pikrinsäure, Trinitrotoluol, Quecksilber, Salpetersäure, Alkohol (95%ig), Waschspritus, Mutterlauge (u.a. Salpetersäure, Knallquecksilber, Quecksilberverbindungen), Waschwasser, Calciumhydroxyd (Kalkmilch), Kalkschlämme, Salzsäure, Zinksulfid
	1935 – 1944: Sonderfertigung Sprengkapseln, spreng- und schiefstechnische Entwicklungen, Versuche und Kleinproduktion	Sinoxid-Sprengsätze, Initialsprengstoffe
	1945 (?) – 1954: u.a. Sprengstoff- und Sprengkapsellager (brit. Besatzung)	Sprengstoffe, Sprengkapseln
	1955 – 1994: u.a. pyrotechnische Artikel, Forschungs- und Entwicklungsabteilung (u.a. für Raketen, panzerbrechende Waffen, Treibmittel)	Leucht- und Signalmittel, Pulver, Sprengstoffe
Bergische Zündwarenfabrik (Bensberg)	1903 – 1945 (unterschiedliche Betreiber) : Bergwerkszünder aller Art, Zündbänder Zündschnüre, elektrische Zünder, Zündmittel, Sprengkapseln Nr. 8, Brückenzünder mit losem Zündsatz	Initialsätze, Initialsprengstoffe (Knallquecksilber), Sprengstoffe, verflüssigter Schwefel
Bergische Zündwarenfabrik (Gronau)	1907 – 1925: Zündfertigung	Zündsätze, Initialsprengstoffe (Knallquecksilber), Sprengstoffe
Dynamitfabrik Lustheide (Kosmos AG)	1886 – 1896 (?): Dynamit	Nitroglycerin, Nitrozellulose, Colloidiumwolle, Ammonsalpeter, Natriumsalpeter, Holz- und Pflanzenmehle
	1907 – 1909: Carbonite, Permonite, Gesteinsprengstoff	
	1915 – (?): Zündschnurfertigung	Schwarzpulver

Rüstungsalstandorte	Produktion	Stoffe
Fortsetzung Dynamitfabrik Lustheide (Kosmos AG)	1916 – (?): Rücknahme- /Delaborierungsstelle für Munition	Pulver, Sprengstoffe
Infanteriestützpunkt	(?) – 1926: Zünder	Initialsätze, Initialsprengstoffe (Knallquecksilber), Sprengstoffe
	(?) – 1918: Infanteriestützpunkt	
Mudra Kaserne	1922: Delaborierung von <i>Leuchtmunition</i> (4 Mio., Ankauf von Kosmos AG)	Zündmittel, Leuchtmittel, Schwarzpulver, Zinkhülsen, Verbrennungsrückstände
	(?) – 1945: Wehrmacht 1945 – 1951: (?) 1951 – 1955: Belgische Armee 1955 – (?): Bundeswehr (Heer)	Kfz-Betriebsmittel (Kraftstoffe, Öle, Schmiermittel etc.)

4.4 Schadstoffinventar der Rüstungsaltslasten

Das Schadstoffinventar auf den verschiedenen Rüstungsaltslastflächen beinhaltet Verbindungen, die sich in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften sowie deren Wirkungsweisen stark unterscheiden.

Die Gruppe der Explosivstoffe kann aufgeteilt werden in: Sprengstoffe, Initialsprengstoffe (Zündmittel) und rauchschwache Pulver.

4.4.1 Sprengstoffe

Sprengstoffe benötigen zur Einleitung einer Explosion eines besonderen Impulses. Chemisch handelt es sich um aliphatische, aromatische und polymere Nitroverbindungen bzw. Nitrate. Für deren human- und umwelttoxikologische Beurteilung besteht zum Teil noch Forschungsbedarf. Die meisten Vertreter der aromatischen Nitroverbindungen sind als giftig bis sehr giftig eingestuft (Martinetz & Rippen 1996). Weiter ist zu beachten, dass sich verschiedene Vor- und Nebenprodukte z.B. von TNT, sowie die mikrobiellen Abbauprodukte ebenfalls teilweise als karzinogen erweisen, bzw. in Verdacht dieser Wirkung stehen.

Zu den Explosivstoffen, die auf den Rüstungsaltslastverdachtsflächen im Untersuchungsgebiet potenziell anzutreffen sind, gehören u.a. 2,4,6-Trinitrotoluol (TNT), Pikrinsäure (2,4,6-Trinitrophenol), Tetryl (2,4,6-Trinitrophenyl-methylnitramin), Nitropenta (Pentaerythrittetranitrat), Nitroglycerin (Glyceroltrinitrat), Schwarzpulver und Nitrocellulose (Cellulosenitrat). Dazu kommen die Sprengstoffgemische: Dynamite mit dem Hauptbestandteil Nitroglycerin und Ammonsalpetersprengstoffe.

4.4.2 Rauchschwache Pulver

Rauchschwache Pulver werden als Schießmittel (Treibmittel, Treibladungspulver) zur Füllung von Patronen und Kartuschen verwendet. Sie enthalten als Hauptbestandteil meist Nitrocellulose-Gel (Cellulosenitrat-Gel). Bei Pulvern müssen auch die beigemischten Additive beachtet werden. So können sich beispielsweise die akut wenig giftigen Phthalate in Böden anreichern und dadurch ökotoxikologisch bedenkliche Konzentrationen erreichen (Martinetz & Rippen 1996). Im Untersuchungsgebiet sind rauchschwache Pulver vor allem in Form von Nitrocellulose und Nitroglycerinpulver (Gemisch aus Cellulosenitrat und Glyceroltrinitrat) vertreten (z.B.: Standort Dynamitfabrik Wahn).

Mit Sprengstoffen und Pulvern kontaminierte Standorte können somit ein erhebliches Gefährdungspotenzial aufweisen. Dabei kommt im Untersuchungsgebiet vor allem dem Was

serpfad eine große Bedeutung zuteil, um mögliche Trinkwassergefährdungen zu lokalisieren und Vorschläge für Beprobungsstrategien für Grundwassermessstellen machen zu können.

4.4.3 Initialsprengstoffe (Zündmittel)

Initialsprengstoffe sind solche Explosivstoffe, die – in Mengen von Zehntel- bis Hundertstelgramm eingesetzt – in der Lage sind, größere Mengen trägerer Explosivstoffe zur Explosion oder Detonation zu bringen (Zündsprengstoffe). Auch das in Granaten, Minen oder Bomben meist verwendete Trinitrotoluol neigt, für sich genommen, so wenig zu Explosionen, dass seine Eignung als Sprengstoff erst 26 Jahre nach der 1865 erfolgten Entdeckung erkannt wurde. Als Initialsprengstoffe in Sprengkapseln oder Zündhütchen verwendet man u.a. Knallquecksilber, Bleiazid, Silberazid, Tetrazen, Diazodinitrophenol, Bleitrinitroresorcinat. Diese zeichnen sich durch eine hohe Empfindlichkeit gegen Reibung, Stoß, Schlag und Erhitzung aus.

Mit diesen u.ä. Stoffen ist auf allen Standorten im Untersuchungsraum zu rechnen. Im Folgenden werden die aus den einzelnen Produktionen abgeleiteten und umweltrelevanten Stoffe für die verschiedenen betrachteten Rüstungsaltslastflächen aufgeführt (Tabelle 4-2).

Tabelle 4-2: Produktion und umweltrelevante Stoffe der betrachteten Standorte (Quelle: Preuß & Eitelberg 1999)

Deutsche Sprengkapselwerk AG	
<i>Produktion</i>	<i>umweltrelevante Stoffe</i>
1889 – 1923	
Zündhütchen	Bleitrinitroresorcinat, Tetrazen, Bariumnitrat, Calciumsilicid, Antimonsulfid, Bleioxid
Sprengkapseln	Knallquecksilberhaltige Sprengkapseln: Knallquecksilber, Kaliumchlorat, Trinitrotoluol, Tetryl, Pikrinsäure, Trinitrobenzol, Hexyl Tetrazen-Sprengkapseln: Bleiazid, Bleitrinitroresorcinat, Tetrazen, Tetryl, Nitropenta
Zündsätze	Bleiazid, Bleitrinitroresorcinat
Knallquecksilber	Knallquecksilber, Quecksilber, Benzol, Diphenylamin, Cyanwasserstoff, Pyridin, Oxalsäure, Calciumnitrat, Zinkchlorid
1935 – 1944	
Sprengkapseln	s.o.

Bergische Zündwarenfabrik Bensberg	
<i>Produktion</i>	<i>umweltrelevante Stoffe</i>
1903 – 1945	
Zündbänder, Zündschnüre, elektrische Zünder, Zündmittel, Bergwerkszünder	Bleiazid, Bleitrinitroresorcinat, Bleichromat, Bleipikrat, Bleinitrat, Bleiperoxid, Kaliumchlorat, Antimonsulfid, Knallquecksilber, Tetrazen
Sprengkapseln	Knallquecksilberhaltige Sprengkapseln: Knallquecksilber, Kaliumchlorat, Trinitrotoluol, Tetryl, Pikrinsäure, Trinitrobenzol, Hexyl Bleiazid-Tetrazen Sprengkapseln: Bleiazid, Bleitrinitroresorcinat, Tetrazen, Tetryl, Nitropenta
Infanteriestützpunkt Westhoven	
1922	
Delaborierung von Leuchtmunition	Zündmittel (Bleiazid, Bleitrinitroresorcinat, Knallquecksilber)
Dynamitfabrik Lustheide (Kosmos AG)	
1886 – 1896	
Dynamit	Nitroglycerin, Ammonsalpeter, Natronsalpeter
? – 1926	
Zünder	Bleiazid, Bleitrinitroresorcinat, Bleichromat, Bleipikrat, Bleinitrat, Bleiperoxid, Kaliumchlorat, Knallquecksilber, Tetrazen, Natriumnitrat, Trizinat

Auf Grundlage der Stoffliste aus der historischen Recherche von Preuß & Eitelberg (1999) erfolgte eine intensive Literaturstudie zu chemisch-physikalischen Eigenschaften sowie Ökotoxikologie und Umweltverhalten der Stoffe. Damit wurde das umfangreiche potenzielle Schadstoffinventar auf den einzelnen Verdachtsflächen eingeschränkt. Aus unterschiedlichen Quellen (z.B. Martinetz 1996, Sina-PC, Haas & Thieme 1996) konnten Stoffdaten zu Wasserlöslichkeit, Sorptionsverhalten sowie Umweltverhalten und Wassergefährdung gewonnen werden. Die Datenlage für die verschiedenen Stoffe ist z.T. in der Literatur sehr unterschiedlich. Bei einigen auch umweltrelevanten Explosivstoffen ist die Datenlage allerdings nicht ausreichend, um hier genaue Angaben über deren Umweltverhalten oder Mobilität treffen zu können. Hier besteht weiterhin noch Forschungsbedarf. Die Grundwassergefährdungspotenziale organischer Chemikalien basieren auf vertikalen Stoffverlagerungsprozessen. Wichtige Faktoren zur Betrachtung der Mobilitäten sind die Grundwasserneubildungsrate und die stoffspezifische Wasserlöslichkeit (siehe Tab. 4-3).

In Tabelle 4-3 sind getrennt nach Sprengstoffen und Treibladungspulvern die Eigenschaften der Stoffe, bei denen eine relativ gute Datengrundlage besteht, aufgelistet. Die Stoffe mit

vollständiger Angabe zu Wasserlöslichkeit und Verteilungskoeffizienten K_{oc} bilden gleichzeitig die Grundlage des Schadstoffinventars, das für die Grundwassergefährdungsabschätzung herangezogen wird.

Tabelle 4-3: Zusammenstellung von Wasserlöslichkeit, Verteilungskoeffizient Boden/Wasser (K_{oc}) und Umweltverhalten für eine Auswahl der möglich auftretenden Sprengstoffe

Stoffname	H ₂ O-Löslichkeit bei 25°C [mg/l]	K_{oc}	Ökotoxikologie/ Umweltverhalten
2-Amino-4,6-dinitrotoluol	0,0028	1,4	Nebenprodukte während der Produktion von TNT, werden auch als Abbauprodukte im Boden gebildet
4-Amino-2,6-dinitrotoluol	0,0028	1,8	
Ammoniumnitrat (Ammoniumsalpeter)	0,14	k.A.	WGK 1, mobil
Bleiazid	230	k.A.	stark bis sehr stark wassergefährdend
Bleitritroresorzinat	700	k.A.	stark bis sehr stark wassergefährdend
1,3-Dinitrobenzol	0,00018 – 0,00053	210	WGK 2, Migration in tiefere Bodenschichten bzw. GW wird angenommen, stark toxisch
Dinitrotoluol: 2,4-Dinitrotoluol (2,4-DNT) 2,6-Dinitrotoluol (2,6-DNT)	166 180	250 230	WGK 3, mittl. Persistenz in Gewässern und Böden, gering mobil
Hexanitrodiphenylamin (Hexyl)	11 (20°C)	k.A.	
Knallquecksilber (Quecksilberfulminat)	700 (12°C)	k.A.	WGK 3, Eintrag von Quecksilber in die Umwelt
Nitropenta	2,1	2450	WGK 1, geringe Migration im Boden, wahrscheinlich geringe Persistenz
Pikrinsäure (2,4,6-Trinitrophenol)	0,012	100	WGK 2, Adsorption und Auswaschung im Boden, in Bezug auf den Grundwasserpfad hohe Mobilität
Tetryl (Tetranitromethylanilin)	80	280 49 (berech.)	gefährlicher Umwelt- und Wasserschadstoff, hohe Persistenz
Trinitrobenzol	0,00033	77	Zwischenprodukt bei Herstellung zahlreicher Substanzen, photolytisches Abbauprodukt von TNT
2,4,6-Trinitrotoluol (2,4,6-TNT)	140	470-1590	gefährlicher Umwelt- u. Wasserschadstoff, wird je nach Bodenart bis zu 50% adsorbiert

4.5 Charakterisierung der betrachteten Verbindungen

Der potenzielle Schadstoffeintrag liegt zum Teil zeitlich sehr weit zurück. So wurde auf den Standorten der Dynamitfabrik Wahn ab 1882 und der Dynamitfabrik Lustheide ab 1886 bereits Dynamit hergestellt. Die DAG Troisdorf nahm 1887, die Deutsche Sprengkapsel­fabrik 1889 die Produktion von Zündhütchen auf (vgl. Tab 4-1). Die Zeitspanne der zu betrachten­den möglichen Kontamination bis Ende des 2.WK liegt damit insgesamt bei etwa 65 Jahren. Durch die relativ detaillierten Angaben aus der historischen Recherche ergeben sich jedoch für jede Rüstungsaltslastfläche unterschiedliche Zeitfenster, so dass von der jeweiligen Pro­duktionsart auch eine zeitliche Angabe zur letzten möglichen Kontamination getroffen werden kann.

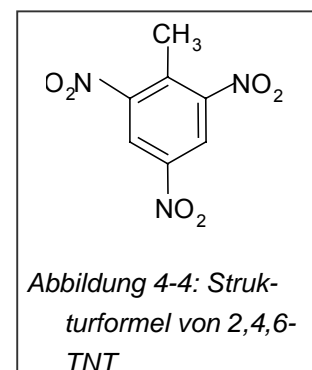
Die möglichen Kontaminationsquellen sind z.B. undichte Erdbehälter, undichte Rohrleitun­gen, während Kriegszeiten unkontrollierter Umgang mit Chemikalien oder auch Betriebsstö­rungen und Unfälle. Aus den Schadstoffemissionen resultierend können verschiedenartige Kontaminationsquellen unterschieden werden: linienhafte kleinflächige Kontaminationen so­wie großflächige Kontaminationen. Für die Gefährdungsabschätzung wird – soweit es nicht anders aus der historischen Recherche hervorgeht – von großflächigen Kontaminationen ausgegangen, die den gesamten Produktionsstandort als mögliche Kontaminationsquelle betrachtet.

Auf Grund der Ökotoxizität einiger der betrachteten Stoffe (z.B. TNT oder DNB) ist es für die Abschätzung des Gefährdungspotenzials für das Grundwasser von Bedeutung, den Konta­minationspfad dieser Stoffe von ihrem Eintrag in den Boden bis hin zur gesättigten Zone zu betrachten und ihre Mobilität in der ungesättigten Zone zu untersuchen und zu beschreiben. Im Folgenden werden die einzelnen Stoffe charakterisiert.

4.5.1 2,4,6-Trinitrotoluol (2,4,6-TNT)

2,4,6-Trinitrotoluol (TNT) zählt zu den aromatischen Nitroverbindungen und wird seit etwa 1900 in großtechnischen Produktions­verfahren hergestellt. Es ist vor allem als Sprengstoff und organisch-chemisches Zwischenprodukt von Bedeutung. Auf den Rüs­tungsaltsstandorten im Untersuchungsgebiet ist auf den Flächen der Deutschen Sprengkapsel­fabrik und der Bergischen Zündwa­renfabrik Bensberg und Gronau TNT produziert worden.

Die Herstellung von TNT erfolgt aus Toluol und Nitriersäure, einem hochkonzentrierten Gemisch aus Salpetersäure und Schwefelsäure



über 2- und 4-Mononitrotoluol und 2,4-/ und 2,6-Dinitrotoluol, die damit auch als Nebenprodukte auf den Standorten in Betracht kommen und in der Gefährdungsabschätzung auch berücksichtigt werden. Weiter fallen als Verunreinigungen und Abbauprodukte von TNT Aminonitrotoluole an. TNT ist als gefährlicher Umwelt- und Wasserschadstoff mit Verdacht karzinogener Wirkung und Bildung von in Verdacht karzinogener Wirkung stehender Abbauprodukte eingestuft.

4.5.2 2-Amino-4,6-Dinitrotoluol (2-A-4,6-DNT), 4-Amino-2,6-Dinitrotoluol (4-A-2,6-DNT)

Amino-Dinitrotoluole werden nicht kommerziell hergestellt, sondern fallen in geringer Menge als Nebenprodukte bei der Produktion von 2,4,6-Trinitrotoluol (TNT) an. Die Reduktion der Nitro- zu Aminogruppen stellt dabei den bedeutendsten Abbaupfad dar (Rieger & Knackmuss 1995). Die Umwandlung erfolgt in drei Stufen über die Nitroso-, Hydroxylamino- und Aminogruppe und kann sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen stattfinden (siehe Abbildung 4-5).

Im Untersuchungsgebiet wurde auf den Standorten der Deutschen Sprengkapselfabrik und der Bergischen Zündwarenfabrik Bensberg und Gronau TNT produziert bzw. verarbeitet, so dass in den Bereichen dieser Rüstungsaltsstandorte die Abbau-/ bzw. Nebenprodukte 2-Amino-4,6-dinitrotoluol und 4-Amino-2,6-dinitrotoluol von TNT auftreten können.

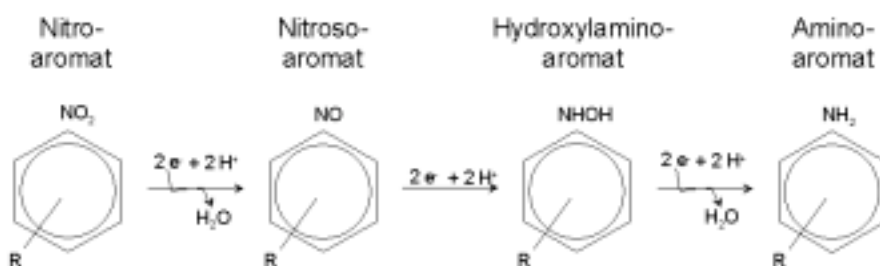
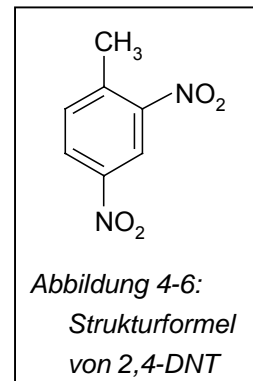


Abbildung 4-5: Mikrobielle Reduktion einer aromatischen Nitrogruppe (Track & Schenk 1998)

4.5.3 2,4-Dinitrotoluol (2,4-DNT)

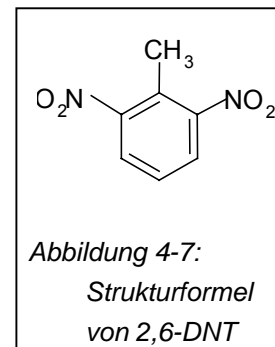
2,4-Dinitrotoluol (2,4-DNT) wird zur Herstellung von TNT, als Zusatzstoff zu Schießpulvern und als Komponente von Sprengstoffen verwendet. 2,4-DNT ist kein ausgeprägter Explosivstoff, kann jedoch durch starke Initiatoren oder beim Erhitzen detonieren. Die Herstellung von 2,4-DNT erfolgt durch Nitrierung von Toluol über Mononitrotoluole, außerdem fällt es als Zwischenprodukt bei der Herstellung von 2,4,6-TNT an. Als Nebenprodukte fallen weitere Dinitrotoluole sowie teilweise auch Mono- und Trinitrotoluole an, von denen im folgenden Kapitel 2,6-Dinitrotoluol betrachtet wird. 2,4-DNT ist als gefährlicher Umwelt- und Wasserschadstoff (WGK 3) sowie als toxisch (aquatische Toxizität) eingestuft.



4.5.4 2,6-Dinitrotoluol (2,6-DNT)

2,6-Dinitrotoluol (2,6-DNT) wird wie 2,4-DNT zur Herstellung von TNT und als Zusatzstoff zu Sprengstoffen verwendet. Die Herstellung von 2,6-DNT erfolgt durch Nitrierung von Toluol über Mononitrotoluole, außerdem fällt es als Zwischenprodukt bei der Herstellung von 2,4,6-TNT an.

Das Umweltverhalten und die Angaben zur Toxizität von 2,6-DNT entsprechen weitgehend den Angaben zu 2,4-DNT: WGK 3 und aquatische Toxizität toxisch.



4.5.5 1,3-Dinitrobenzol (1,3-DNB)

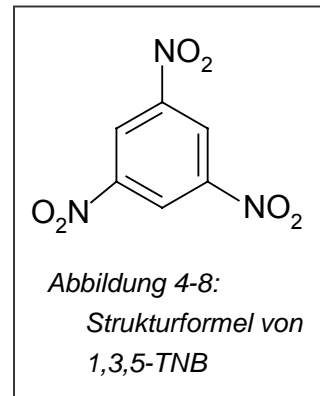
Dinitrobenzol zählt zur Gruppe der Sprengstoffe, ist jedoch schwer detonierbar und relativ unempfindlich gegen Hitze und mechanische Einwirkungen, so dass es im verkehrstechnischen Sinne nicht mehr zu den Sprengstoffen gezählt wird (Preuß & Eitelberg 1996).

1,3-Dinitrobenzol (DNB) wird durch eine zweistufige Nitrierung von Rohbenzol hergestellt. Es wurde zeitweise als Ersatz für TNT in Explosivstoffen eingesetzt und entsteht zudem als Nebenprodukt bei der TNT-Fabrikation oder auch durch photochemische Umwandlung von 2,4-DNT. DNB wurde zur Zeit der Einführung der Ammonsalpetersprengstoffe als Bestandteil dieser Gemische verwendet, nach einiger Zeit wegen seiner Gefährlichkeit jedoch gegen Trinitrotoluol ausgetauscht.

4.5.6 1,3,5-Trinitrobenzol (1,3,5-TNB)

1,3,5-Trinitrobenzol (1,3,5-TNB) zählt zu den Explosivstoffen und wird nach der Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta auch bei der Herstellung zahlreicher Substanzen als Zwischenprodukt eingesetzt. Im hier betrachteten Zusammenhang ist TNB hauptsächlich als Beiprodukt bei der TNT-Herstellung sowie mikrobielles Abbauprodukt von Bedeutung. Als Sprengstoff besitzt TNB praktisch keine Relevanz.

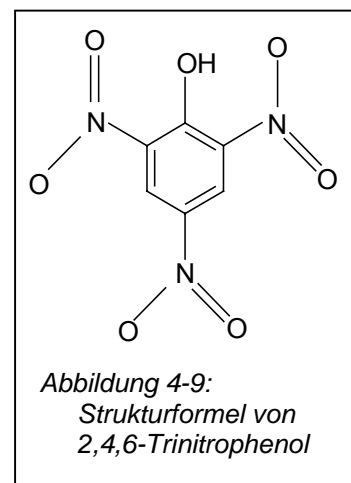
Somit ist TNB auf allen Rüstungsaltsstandorten im Untersuchungsgebiet von Bedeutung wo auch mit TNT umgegangen wurde; dieses betrifft die Standorte der Deutschen Sprengkapsel- und der Bergischen Zündwarenfabrik.



4.5.7 Pikrinsäure (2,4,6-Trinitrophenol)

Pikrinsäure ist nicht nur als Sprengstoff, sondern auch im zivilen Bereich als Färbereihilfsmittel, Beizmittel und Zwischenprodukt von Bedeutung. Schwermetallpikrate (z.B. Bleipikrat) werden als Initialzündmittel eingesetzt, da diese außerordentlich schlag- und reibungsempfindlich sind.

Pikrinsäure war bereits in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts als gelber Farbstoff bekannt, bevor entdeckt wurde, dass die Säure mit Hilfe von Zündhütchen zur Detonation gebracht werden kann. Die Herstellung erfolgt durch Überführung von Phenol in Phenol-2,4-disulfonsäure und anschließende Nitrierung mit Salpetersäure. Ein zweites Verfahren nitriert Chlorbenzol zu 2,4-Dinitrochlorbenzol und hydrolysiert alkalisch zu 2,4-Dinitrophenol, welches erneut nitriert wird (Martinetz & Rippen 1996). Als Vorprodukte treten damit Phenol, Chlorbenzol, Salpetersäure und Schwefelsäure auf, als Nebenprodukte Dinitrophenole.



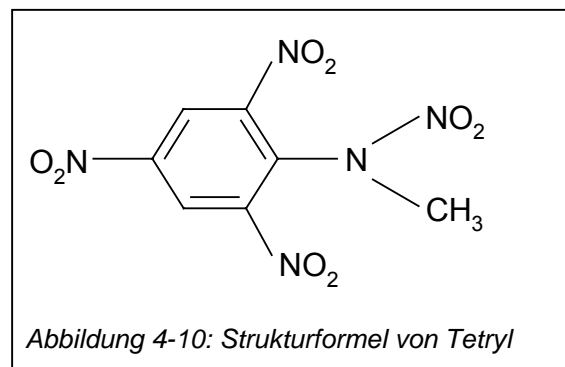
Pikrinsäure zählt zu den Umwelt- und Wasserschadstoffen, eingestuft in die Wassergefährdungsklasse 2, ist jedoch mindertoxisch mit einer hohen Persistenz. Der Transport erfolgt durch die relativ hohe Wasserlöslichkeit von 12 g/L (25°C) in Lösung, die Boden/Wasser-Adsorbierbarkeit wird mit dem Faktor 80 (abgeleitet für vulkanische Böden (Haas & Thieme 1996)) bzw. 100 (berechnet) angegeben (Martinetz & Rippen 1996), so dass von einer relativ

hohen Mobilität ausgegangen werden kann. Im Untersuchungsgebiet wurde auf den Standorten der Deutschen Sprengkapselwerk und der Bergischen Zündwarenfabrik Pikrinsäure produziert bzw. eingesetzt.

Der Abbau von Pikrinsäure erfolgt ähnlich wie bei 2,4,6-TNT über die Reduzierung der Nitrogruppen. Als hauptsächliche Metaboliten konnten bislang allerdings nur 2-Amino-2,4-dinitrophenol (2-ADNP) und 2,4-Dinitrophenol nachgewiesen werden (Lenke & Knackmuss 1996)

4.5.8 Tetryl (2,4,6-Trinitrophenyl-methylnitramin)

Die industrielle Produktion des Sprengstoffs Tetryl begann in Deutschland im Jahr 1906. Außer als Sprengstoff ist Tetryl im zivilen Bereich als Indikator zur pH-Bestimmung relevant. Die Ausgangsprodukte für die Produktion sind N-Mono- und N,N-Dimethylanilin, die in Schwefelsäure zu den entsprechenden Anilinsulfaten gelöst und in gekühlte Salpetersäure eingetragen werden. Als Nebenprodukte fallen N-Methyl-N,2,3,4,6-pentanitroanilin, N-Methyl-N,2,4-trinitroanilin, N,2,4,6-tetranitroanilin, M-Methyl-2,4,6-trinitroanilin, Pikrylchlorid, Pikrinsäure und Pikramid an (Martinetz & Rippen 1996).

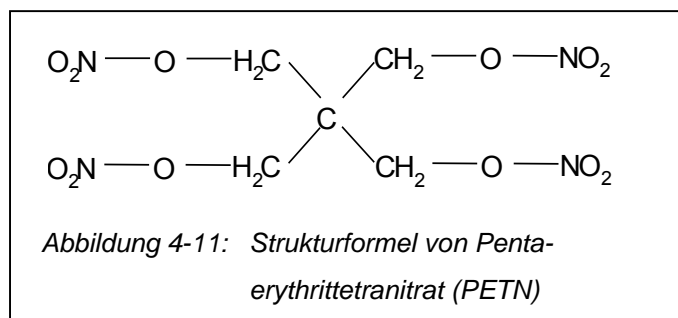


Tetryl zählt zu den gefährlichen Umwelt- und Wasserschadstoffen mit mutagener Wirkung und hoher Persistenz. Tetryl wird relativ stark an Böden und Sedimente adsorbiert und ist mit seiner geringen Wasserlöslichkeit von 75 mg/L (20°C) als gering mobil zu bezeichnen. Der Boden/Wasser-Verteilungskoeffizient K_{oc} liegt bei 280.

4.5.9 Nitropenta (Pentaerythrittetranitrat)

Nitropenta (PETN) ist bis heute nicht nur als Sprengstoff, sondern auch als Arzneimittel gegen Angina pectoris bekannt. PETN ist folglich auch als toxisch unbedenklich einzustufen.

Die Herstellung von PETN erfolgt durch Nitrierung von Pentaerythrit mit kon



zentrierter Salpetersäure. Als Nebenprodukte treten Pentaerythritoltrinitrat, Dipentaerythritolhexanitrat und Tripentaerythritolacetonitrat auf.

Die Herstellung erfolgte bei der Deutschen Sprengkapselwerkfabrik sowie der Bergischen Zündwarenfabrik. PETN zählt zu den weniger gefährlichen Umwelt- und Wasserschadstoffen mit einer sehr geringen Migrationsneigung im Boden und wahrscheinlich geringer Persistenz. Mit einer sehr niedrigen Wasserlöslichkeit von 2,1 mg/L (20°C) ist PETN praktisch immobil.

5 Einfluss der Landnutzungsänderung auf die Grundwasserneubildungsrate

Landnutzungsänderungen sind bedingt durch anthropogene Maßnahmen wie Besiedlung und Industrialisierung (Urbanisierung), Umkultivierung der Landschaft durch Strukturwandel in der Landwirtschaft sowie Änderungen der Anbauweise landwirtschaftlicher Kulturen. Dazu zählen auch land- und forstwirtschaftliche Maßnahmen wie Düngung, Be- und Entwässerung oder Abholzungen. Durch den Einfluss dieser unterschiedlichen Komponenten kommt es auch zu einer Änderung des Wasserhaushalts.

Ziel ist es, die Änderung der Grundwasserneubildungsrate in Abhängigkeit der Landnutzungsänderung im Untersuchungsgebiet über einen historischen Zeitraum von etwa 100 Jahren darzustellen. Die Bestimmung der Änderungsrate erfolgt über die Betrachtung der zeitlichen und räumlichen Veränderung der die Grundwasserneubildung beeinflussenden Faktoren. Diese Faktoren werden unterteilt in über den betrachteten Zeitraum konstante und variable Größen.

Zu den variablen Faktoren zählen die Änderung der Landnutzung, des Niederschlags und der Evaporation.

Die für die Abschätzung der Grundwasserneubildungsrate wichtigen, aber zeitlich konstanten Parameter, sind die geologischen Verhältnisse, die Bodenparameter mit Mächtigkeit und Bodenart, die daraus resultierenden Feldkapazitäten und der Grundwasserflurabstand. Der Grundwasserflurabstand zählt in der Regel zu den variablen Parametern. Auf Grund der Zeitschiene von etwa 100 Jahren sind die notwendigen Daten jedoch nicht für den gesamten Zeitraum verfügbar.

5.1 Großskalige Analyse der Grundwasserneubildungsrate

In der Literatur sind eine Vielzahl von unterschiedlichen Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildungsrate zu finden (z.B. Renger 1990, Glugla 1971, Dörhöfer 1980, Schroeder 1990). Diese sind alle für unterschiedliche Betrachtungsmaßstäbe und räumliche Auflösungen, von der Betrachtung einzelner Hänge bis zur Einzugsgebietsebene, und auch unterschiedliche zeitliche Auflösungen entwickelt (vgl. Tabelle 5-1). Die hier durchgeführte Analyse betrachtet einen langjährigen, historischen Zeitraum ab etwa 1890 bis zum heutigen Zustand auf der Betrachtungsebene eines größeren Einzugsgebietes von etwa 50 km². Daher ist es von besonderer Bedeutung, ein Verfahren zu entwickeln und anzuwenden, welches sowohl der zeitlichen Auflösung als auch dem Bearbeitungsmaßstab gerecht wird. Das Ver

fahren zur Analyse der Grundwasserneubildungsrate beruht auf allgemein zugänglichen Eingabedaten, die flächendeckend verfügbar sind. Die Umsetzung und Visualisierung der Ergebnisse erfolgt mit Hilfe des Geografischen Informationssystems ESRI ArcInfo/ArcView.

Tabelle 5-1: Vergleich verschiedener makroskaliger empirischer Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildungsrate (verändert nach Dörhöfer 2001)

	Dörhöfer & Josephait (1980)	Glugla et al. (1986)	Gabriel et al. (1993)	hier angewandtes Verfahren
Zielgrößen	mittl. Grundwasserneubildungsrate	mittl. Grundwasserneubildungsrate	mittl. Grundwasserneubildungsrate	mittl. Grundwasserneubildungsrate
Einsatzbereich	Locker- und Festgestein	Lockergestein	Festgestein	Lockergestein
Eingangsdaten	N_{Jahr} Bodenart Vegetation Flurabstand Reliefenergie	N_{Jahr} ET_{pot} n. Penman Effektivitätsparameter n Landnutzung Flurabstand nFK	N_{Jahr} Gewässerzahl GZ hydrogeol. Gesteinseinheiten	$N_{\text{langjähr. Mittel}}$ Bodenart, Bodenmächtigkeit Landnutzung Flurabstand nFK

5.2 Die Grundwasserneubildungsrate beeinflussende Faktoren

Die örtliche und gebietsweise Grundwasserneubildungsrate ist für die Wasserversorgung durch Grundwasserentnahmen sowohl in der langzeitlichen als auch jahreszeitlichen Betrachtung von großer Bedeutung. Die örtliche Grundwasserneubildungsrate wird in erster Linie vom effektiven Niederschlag am Erdboden ($N_B = N - E_B - A_O$) (E_B Evaporation von Bodenoberflächen ohne Vegetation) und der Vegetationsverdunstung $E_T + E_I$ bestimmt (T = Transpiration, I = Interzeption). Weitere bestimmende Faktoren sind der Grundwasserflurabstand, die Bodenart und –struktur, die Mächtigkeit der Bodenhorizonte sowie die Vegetationsart und –dichte.

Bei grundwassernahen Böden mit einem Flurabstand von max. 0,8 m sind die Unterschiede der Vegetation geringer als bei tiefliegendem Grundwasser, d.h. die Grundwasserneubildungsrate ist bei grundwassernahen Böden von der Art der Vegetation und des Bodens relativ unabhängig (Abbildung 5-1).

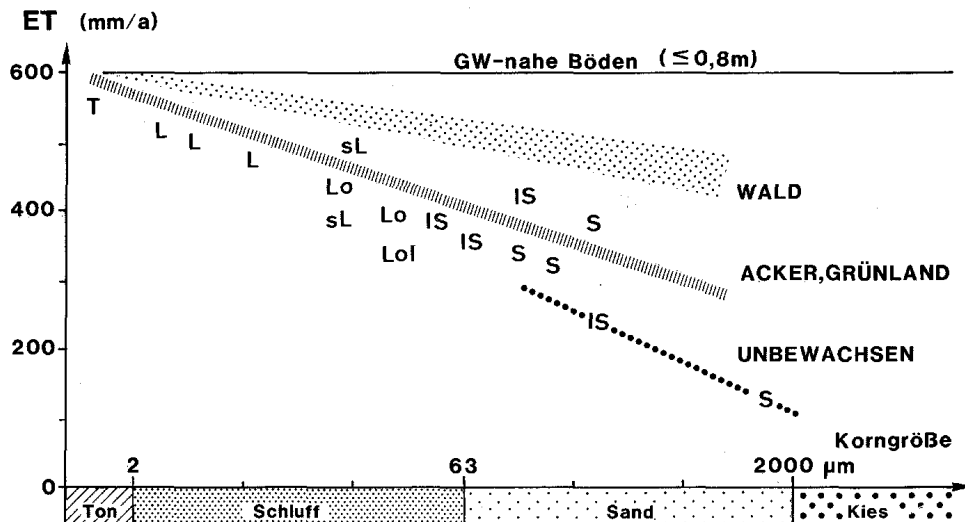


Abbildung 5-1: Abhängigkeit der Evapotranspiration ET von der Korngrößenzusammensetzung des Bodens, vom Flurabstand und der Vegetation (nach Dörhöfer 1980)

Erst bei größeren Flurabständen nimmt die Evapotranspiration von fein- und grobkörnigeren Böden ab und die Grundwasserneubildungsrate zu. Sie zeigt dabei Unterschiede zwischen Wald, landwirtschaftlich genutzten oder unbewachsenen Flächen.

Die Grundwasserneubildung stellt einen wesentlichen Faktor in der Wasserhaushaltsbilanz dar. Für die Analyse der räumlich und zeitlich differenziert betrachteten Grundwasserneubildungsrate für die drei Zeitabschnitte 1895, 1956 und 1996 gehen die in Tabelle 5-2 dargestellten konstanten und variablen Parameter ein.

Tabelle 5-2: Den Wasserhaushalt und die Grundwasserneubildungsrate beeinflussende konstante und variable Größen

als konstant angenommene Größen	als variabel angenommene Größen
Bodenart und -struktur	Niederschlag
Bodenmächtigkeit	Vegetationsverdunstung ($E_T + E_I$)
Feldkapazitäten	Flächennutzung:
Grundwasserflurabstand	Siedlungsflächen, landwirtschaftliche Nutzflächen, Forst

Der Flurabstand geht normalerweise nicht als konstanter Parameter in die Berechnung von Grundwasserneubildungsraten ein. Er wird hier als solcher angenommen, da für die betrachtete Zeitspanne im Bereich des Untersuchungsgebietes keine ausreichenden Daten

vorliegen. Der Einfluss des Flurabstands spiegelt sich jedoch über die Bodenarten wider. Im Bereich der grundwasserbeeinflussten Gleye- und Anmoorgleyen ist der Flurabstand sehr gering. Dies wird bei der Berechnung der Grundwasserneubildung mit berücksichtigt; der Parameter Grundwasserflurabstand geht damit indirekt über die Bodenarten in die Betrachtung ein.

Die terrestrische Wasserhaushaltsgleichung verdeutlicht den Zusammenhang zwischen den einzelnen Klimafaktoren und der Grundwasserneubildung und lautet nach Dörhöfer (2001) in ihrer allgemeinen Form:

$$N + (Z_o + Z_u) = (A_o + A_i + A_u) + (ET + Mr) + \Delta S [mm/a]$$

Dabei sind:

N =	Niederschlag
Z _o =	oberirdischer Zufluss
Z _u =	unterirdischer Zufluss
A _o =	oberirdischer Abfluss
A _i =	Zwischenabfluss
A _u =	Grundwasserabfluss (Grundwasserneubildung)
ET =	Verdunstung
Mr =	Muldenrückhalt
ΔS =	Speicheränderung

Die einzelnen Komponenten des Wasserhaushaltes erfahren im jahreszeitlichen Zyklus Speicheränderungen, die sich aus der Differenz von Rücklage und Verbrauch ergeben (Dörhöfer 2001). Im langjährigen Mittel betrachten sich diese wieder aus. Auch die Komponenten Muldenrückhalt und ober- und unterirdische Zuflüsse können bei einer großmaßstäblichen Betrachtung vernachlässigt werden. Ebenfalls kann hier der oberirdische Abfluss vernachlässigt werden, da das Untersuchungsgebiet ein sehr flaches Relief aufweist. Die Höhenunterschiede betragen nach Auswertung des digitalen Höhenmodells des Landesamtes NRW maximal ~ 20 m (Auflösung 10 m). Zudem kann der Grundwasserabfluss bei der Betrachtung langjähriger Zeiträume der Grundwasserneubildungsrate gleichgesetzt werden. Somit vereinfacht sich die Wasserhaushaltsgleichung zu:

$$A = N - ET$$

5.2.1 Evaporation

Die Evaporation beruht auf dem physikalischen Vorgang der Verdampfung, wobei die einzelnen Wassermoleküle aus dem Molekülverband des Wassers herausgelöst werden. Durch die Verdunstung geht ein Teil des Niederschlages in Wasserdampf über, ohne am Wasserkreislauf teilzunehmen. Sie wird von den Faktoren Sonneneinstrahlung, Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit und Windbewegung bestimmt.

Grundsätzlich wird unterschieden zwischen:

- *Evaporation*: Verdunstung von einer unbewachsenen Oberfläche oder von freien Wasseroberflächen (abhängig von den bereits genannten physikalischen Faktoren),
- *Evapotranspiration*: bezieht die physiologisch gesteuerte Transpiration der Vegetation mit ein; Summenparameter von Evaporation und Transpiration,
- *Interzeption*: Sonderform der Evaporation, bei dem ein Teil des Niederschlages von Pflanzen aufgefangen wird, ohne die Bodenoberfläche zu erreichen, und von dort aus wieder verdunstet.

In Tabelle 5-3 ist die Aufteilung der Evapotranspiration je nach Oberflächenbedeckung auf die Evaporation, die Interzeption und die Transpiration dargestellt.

Tabelle 5-3: Aufteilung der Evapotranspiration E_V von Beständen (%) auf die Evaporation E_B , die Interzeption E_I und Transpiration E_T (nach Baumgartner 1996)

	E_B	E_I	E_T
Wälder	10	30	60
Grünland	25	25	50
Ackerkulturen	45	15	40

Die Evapotranspiration wird zwar durch die gleichen physikalischen Parameter wie die Evaporation beeinflusst, jedoch wirken zusätzlich vegetations- und bodenbedingte Faktoren. Hier sind die unterschiedlichen Vegetationsarten (z.B. Acker, Grünland) sowie die Bodenfaktoren wie Zusammensetzung des Bodens und die daraus resultierenden Durchlässigkeiten zu nennen.

Die Teilströme der in Abbildung 5-2 dargestellten Wasserdampfströme aus hohen Pflanzenbeständen sind die:

- E_B Evaporation vom Boden aus,
- E_T Transpiration von Pflanzenorganen,
- E_I Interzeptionsverdunstung von benetzten oder nassen Pflanzenoberflächen.

Die Summe dieser Terme ergibt die Evapotranspiration E_v .

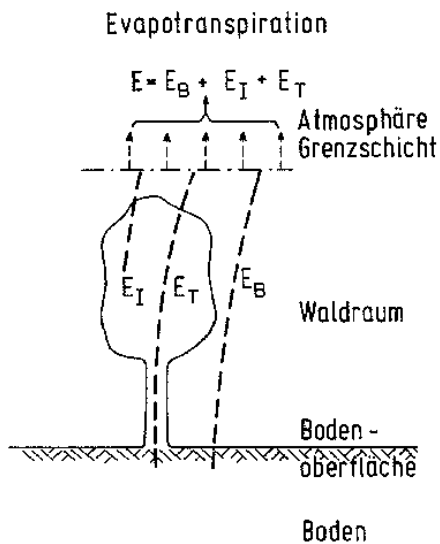


Abbildung 5-2: Die Teilströme E_B , E_I und E_T von Waldbeständen (nach Baumgartner 1996)

Auf versiegelten Standorten nimmt die Verdunstung mit zunehmendem Versiegelungsgrad linear ab und der Oberflächenabfluss zu (Wessolek 1997). Zur Berücksichtigung des Verdunstungsverlustes durch Oberflächenversiegelung wurde von (Wessolek 1989) ein Korrekturfaktor eingeführt, dessen Höhe sich nach dem Grad der Versiegelung richtet. Danach lassen sich die in Tabelle 5-4 aufgeführten Korrekturfaktoren angeben.

Tabelle 5-4: Korrekturfaktoren zur Berechnung der Verdunstung versiegelter Standorte in Abhängigkeit vom Grad der Versiegelung (Wessolek 1989)

Versiegelungsstufe	Versiegelungsgrad [%]	Korrekturfaktor $f_v \times G$ [mm/a]
I	10 – 50	- 96
II	45 – 75	- 190
III	70 – 90	- 259
IV	> 90	- 318

f_v = Koeffizient zur Berücksichtigung des Einflusses der Versiegelung [mm/a]

G = Versiegelungsgrad [%]

5.2.2 Flächennutzung

Die unterschiedlichen Flächennutzungsformen beeinflussen je nach Bewuchs oder Versiegelungsgrad die Abfluss- und Verdunstungsanteile. Im vorliegenden Fall werden die Nutzungsformen der Besiedlung mit verschiedenen Versiegelungsgraden, landwirtschaftliche Flächen und Waldflächen unterschieden.

Versiegelungsgrad:

Die Urbanisierung, d.h. Anlage von Siedlungen, Verkehrsflächen und industriellen Produktionsstätten geht einher mit einer zunehmenden Versiegelung der Bodenfläche. Dadurch kommt es zu einer beträchtlichen Verminderung der Grundwasserneubildungsrate und Verdunstung, sowie einer gleichzeitigen Erhöhung des Oberflächenabflusses. Für die Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate wird zwischen dichter Bebauung, d.h. Industrie- und Gewerbegebieten sowie dicht bebauten Siedlungsflächen, und lockerer Bebauung, d.h. Siedlungsflächen mit mehr oder minder ausgeprägter Bebauung mit Unterbrechungen durch Grünflächen unterschieden.

- *Industrie- und Gewerbegebiete* zeichnen sich durch eine hochgradige Flächenversiegelung aus. Durch große Produktionsgebäude, Verwaltungsgebäude und asphaltierte Lager- und Verkehrsflächen wird praktisch das gesamte Niederschlagswasser oberirdisch in die Kanalisation geleitet (Versiegelungsstufe III bis IV).
- *Siedlungsflächen* werden durch eine mehr oder minder ausgeprägte Wohnbebauung, die durch Grünflächen unterbrochen ist, charakterisiert. Der Versiegelungsgrad ist daher im Gegensatz zur gewerblichen Nutzung wesentlich geringer (Versiegelungsgrad I bis II).

Vegetation:

Die physiologisch gesteuerte Transpiration der Vegetation bewirkt in der Regel eine höhere Verdunstung als über unbewachsenen Flächen. Daher müssen die verschiedenen Vegetationsformen gesondert betrachtet werden. Es wird unterschieden zwischen Forstflächen und landwirtschaftlichen Nutzflächen (Acker und Grünland). Eine weitere Differenzierung wird hier nicht vorgenommen, da die verschiedenen Nutzungstypen für den gesamten Betrachtungszeitraum nicht unterschieden werden können.

Wälder sind aufgrund ihrer hohen Transpiration ein hoher Wasserverbraucher. Sie weisen im allgemeinen durch die hohe Interzeptionsverdunstung der Nadeln und Blätter hohe Verdunstungsraten auf, wodurch die für die Neubildung verbleibende Abflusshöhe entsprechend

abnimmt. Durch die hohe Interzeption der Vegetationsdecke und die guten Infiltrationseigenschaften besitzen Wälder eine hochwassermindernde Wirkung (Baumgartner 1996).

- Die durchschnittliche Interzeptionsverdunstung beträgt für *Wald* etwa 30 % des Freilandniederschlages (siehe Tabelle 5-3).

Für die Berechnungen der Grundwasserneubildungsrate werden für den Untersuchungsraum durchschnittliche langjährige Verdunstungsraten von 88 % der Jahresniederschläge angenommen. 2 % werden als Gesamtabflussrate angenommen und 10 % tragen zur Grundwasserneubildung bei (Tabelle 5-5).

Auf landwirtschaftlichen Flächen kann durch die saisonale Verteilung der verschiedenen Anbauweisen und den Einsatz von Düngemitteln die Verdunstung durch eine erhöhte Produktion von Biomasse gesteigert werden. Berechnungen erhöhen ebenfalls die Verdunstungsrate. Umgekehrt führt eine Entwässerung von landwirtschaftlichen Nutzflächen zu einer Verminderung. Für Modellierungen der Grundwasserneubildungsrate kleinerer Einzugsgebiete mit kürzerer zeitlicher Betrachtung gehen diese Parameter mit in die Betrachtung ein. Bei der hier großskaligen und über lange Zeiträume gehenden Betrachtungsweise wird wie folgt verfahren:

- Für *Grünland* beträgt die durchschnittliche Interzeptionsverdunstung nach Baumgartner & Liebscher (1996) 25 %. Für *Ackerland* liegt die Interzeptionsverdunstung mit 15 % niedriger, da im Gegensatz zum Grünland nicht die gesamte Vegetationsperiode, sondern nur die Monate Mai bis Juli berücksichtigt werden.

Im Untersuchungsraum wird jedoch nicht zwischen Acker- und Grünland unterschieden, so dass eine gemeinsame durchschnittliche Verdunstungsrate von 65 %, eine Gesamtabflussrate von 5 % und eine Grundwasserneubildungsrate von 30 % angenommen wird (Tabelle 5-5).

Zur Übersicht sind die für den Untersuchungsraum beschriebenen und angenommenen Verdunstungs- und Grundwasserneubildungsraten in Tabelle 5-5 tabellarisch dargestellt. Sie sind angelehnt an Vorschläge von Koschitzky & Barczewski (1996) in Verbindung mit den Korrekturfaktoren für den Versiegelungsgrad nach Wessolek (1989).

Als Grundlage für die Analyse der Grundwasserneubildungsrate werden somit die vier Nutzungsklassen „dichte Bebauung“ (Versiegelungsgrad III bis IV), „lockere Bebauung“ (Versiegelungsgrad I bis II), „landwirtschaftliche Nutzfläche“ und „Waldflächen“ unterschieden.

Tabelle 5-5: Einfluss der Flächennutzung auf die Verdunstung und die Grundwasserneubildungsrate (verändert nach Koschitzky & Barczewski 1996)

	Verdunstung [%]	Grundwasserneubildung [%]	Gesamtabflussmenge [%]
dichte Bebauung	20	5	75
lockere Bebauung	50	20	30
Landwirtschaftliche Nutzfläche (Ackerland, Grünland)	65	30	5
Wald	88	10	2

5.2.3 Grundwasserflurabstand

Ein weiteres wichtiges Kriterium zur Abschätzung der Grundwasserneubildung stellt der Flurabstand dar. Geringe Flurabstände begünstigen durch die größere Wasserverfügbarkeit für Pflanzen eine erhöhte Verdunstung. Die maximale Durchwurzelungstiefe von Kulturpflanzen beträgt ca. 2 m (Höfting 1996). Wird zusätzlich der Kapillarsaum berücksichtigt, erweisen sich Flurabstände > 2,5 m im Hinblick auf die Neubildungsrate als günstig. Die Flurabstände im Untersuchungsgebiet liegen im Durchschnitt zwischen 5 und 7 m, z.T. auch darüber (Abbildung 2-6) und sind dadurch für die Betrachtung der Evaporation nicht der ausschlaggebende Faktor.

Die zeitliche Variation der Flurabstände über den betrachteten Zeitraum geht jedoch nicht mit in die Berechnung der Grundwasserneubildungsrate mit ein. Die Flurabstände werden also als konstante Größen betrachtet. Es wird von den jetzigen Grundwasserflurabständen ausgegangen, da lediglich Messwerte bis in die 60er Jahre verfügbar sind, die der betrachteten Zeitspanne nicht gerecht werden.

Der mittlere Grundwasserflurabstand liegt in Rheinnähe bei etwa 5 – 6 m, am östlichen Rand des Untersuchungsgebietes zum Bergischen Land zwischen 14 – 20 m. Im übrigen Gebiet variiert er zwischen 7 – 12 m. Geringe Flurabstände liegen in den Bereichen der Nassböden vor. Es handelt sich hauptsächlich um Pseudogleye, Gleye, Braune Auenböden und Niedermoor (Abbildung 2-5). In diesen Bereichen betragen die Flurabstände < 2 m.

5.2.4 Feldkapazitäten

Die Feldkapazität gibt an, wie viel Wasser ein Boden entgegen der Schwerkraft halten kann. Sie kennzeichnet das Wasserhaltevermögen von Böden. Es wird unterschieden zwischen der reinen Feldkapazität und der nutzbaren Feldkapazität. Nach (Disse 1995) beeinflusst die

Feldkapazität die E_T und die Grundwasserneubildung nur unwesentlich. Eine höhere nutzbare Feldkapazität nFK verursacht höhere E_T und eine geringere Grundwasserneubildung.

Damit ist die nFK sowohl eine wichtige Größe zur Charakterisierung von Böden hinsichtlich ihrer Lebensraum- und Produktionsfunktion (hohe nFK = hoher Wasservorrat), als auch hinsichtlich ihrer Regelungsfunktion. Die nutzbare Feldkapazität der verschiedenen Deckschichten, d.h. diejenige Wassermenge, die der Boden im Spannungsbereich zwischen Feldkapazität und permanentem Welkepunkt im durchwurzelten Bodenbereich speichern kann, beeinflusst in hohem Maße die Verdunstung und somit die Grundwasserneubildungsrate. Die Sickerwasserrate wird von der Kornzusammensetzung der Deckschichten bestimmt, sie verringert sich mit zunehmender nFK, bzw. abnehmender Korngröße (siehe auch Abbildung 5-1).

Die nutzbaren Feldkapazitäten wurden aus der Bodenkarte (Blatt L5108) abgeleitet (vgl. Abbildung 2-5). Die Hauptbodenarten sind hier Braun- und Parabraunerden mit einer sandig-lehmigen bis lehmig-sandigen Zusammensetzung. Stellenweise treten auch reine Sandböden auf sowie lokale Verbreitungsgebiete von Auenböden, Gley und Podsolbraunerden. Die Mächtigkeit der Deckschichten beträgt durchschnittlich zwischen 1 und 1,25 m.

In Abbildung 5-3 ist die Verteilung der Feldkapazitäten im Untersuchungsgebiet dargestellt. Die ermittelten Werte für alle Bodentypen wurden nach der Einteilung der AG Boden (1996) klassifiziert (Tabelle 5-6).

Tabelle 5-6: *Einstufung der Feldkapazität berechnet für 10 dm Profiltiefe (verändert nach AG Boden 1996)*

Kurzzeichen	Bezeichnung	Feldkapazität	
		[l/m ³]	[Vol.-%]
FK1	sehr gering	< 130	< 13
FK2	Gering	130 - 260	13 – 26
FK2-3	gering – mittel	195 – 325	19,5 – 32,5
FK3	Mittel	260 - 390	26 – 39
FK3-4	mittel – hoch	325 – 455	32,5 – 45,5
FK4	Hoch	390 - 520	39 – 52
FK4-5	hoch – sehr hoch	455 - > 520	45,5 - > 52
FK5	sehr hoch	> 520	> 52

Im Bereich der Niederterrasse bewegen sich die nutzbaren Feldkapazitäten zwischen 32,5 – 45,5 Vol.-% (mittel – hoch). Im Bereich der Mittelterrasse sind die Feldkapazitäten mit den Stufen gering (13 – 26 Vol.-%) sowie im Übergangsbereich zum Bergischen Land zwischen

gering - mittel (19,5 – 32,5 Vol.%) deutlich niedriger. Hohe Feldkapazitäten (39 – 52 Vol.%) treten vor allem in den Auenbereichen des Rheins auf.

Die Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate erfolgt durch Flächenverschneidungen im GIS, unter Berücksichtigung der Feldkapazitäten und weiteren notwendigen Parametern. Am Beispiel des Landnutzungstyps „Wald“ in Kombination mit einer geringen nFK (0 – 26 Vol.-%) werden zur Einbeziehung der nFK, in Anlehnung an die Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate nach Dörhöfer & Josopait (1980), 25 mm/a auf die Grundwasserneubildungsrate aufgeschlagen. Bei Wald und mittlerer nFK (26 – 39 Vol.-%) verringert sich diese Aufschlagsrate und es werden 12 mm/a hinzugerechnet.

Im Fall des Nutzungstyps der „lockeren Bebauung“ erhöht sich die Grundwasserneubildung bei geringer nFK um 12 mm/a, bei mittlerer nFK wird ein Aufschlag von 6 mm/a hinzu gerechnet.

Für den Nutzungstyp „Landwirtschaft“ werden die gleichen Beziehungen wie bei Waldflächen angenommen, im Fall des Nutzungstyps „dichte Bebauung“ kommt es nicht zu einer bedeutenden Änderung der Grundneubildung durch die Einbeziehung der nFK.

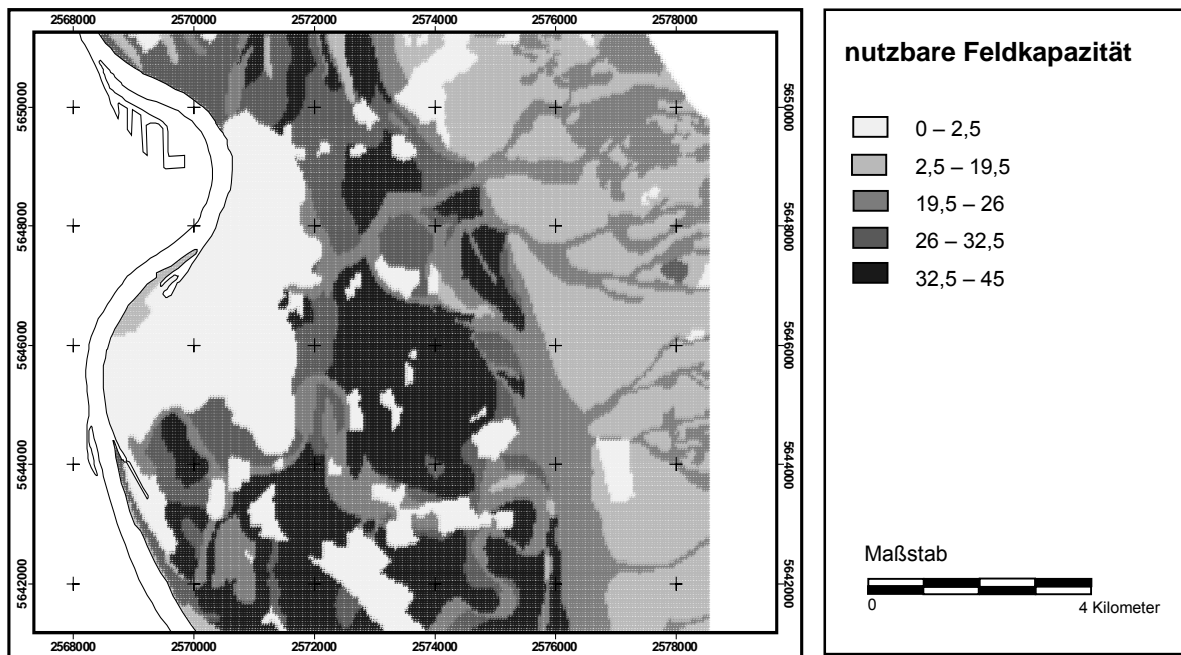


Abbildung 5-3: Verteilung der nutzbaren Feldkapazitäten im Untersuchungsgebiet

5.3 Ergebnisse zur Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate

Die Ergebnisse der GIS-Analysen und –Verschneidungen der beschriebenen Parameter mit zeitlich konstanten Größen und zeitlich variablen Größen (siehe Tabelle 5-2) zur Bestim

mung der Grundwasserneubildungsrate werden für die einzelnen gewählten Zeitabschnitte dargestellt.

Die hier berechneten und dargestellten Werte der Neubildungsrate sind stark abhängig von den angenommenen Verdunstungsraten und Korrekturfaktoren (Tabelle 5-4 und Tabelle 5-5). Diese sind angelehnt an verschiedene Literaturwerte (z.B. Dörhöfer 1980, Koschitzky & Barczewski 1996, Wessolek 1989). Sie sind nicht als absolute Werte zu betrachten, sondern geben ein Verhältnis des Einflusses der verschiedenen Landnutzungstypen im zeitlichen Verlauf auf die Grundwasserneubildung wieder. Im Vergleich zu durchgeführten Berechnungen für den heutigen Zustand der Grundwasserneubildung im Bereich der Niederrheinischen Bucht von (Lahmeyer 1997), weichen die mit diesem hier beschriebenen Verfahren prognostizierten Werte nur gering ab.

5.3.1 Bestimmung der mittleren Grundwasserneubildungsrate – 1895

Für die Zustandsanalyse der Grundwasserneubildungsrate für den Zeitraum von 1895 werden die langjährigen mittleren Niederschläge des Zeitraumes von 1931-1960 herangezogen, da erst ab 1931 Niederschlagsmessreihen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) vorliegen. Die langjährigen Niederschlagswerte, gemessen an den Stationen Köln-Wahn (92 m ü.NN) und Leverkusen (44 m ü.NN) betragen, interpoliert über die Gesamtfläche des Untersuchungsraumes etwa 700 mm/a (Abbildung 2-2). Im Bereich der Niederterrasse liegen die Niederschlagsraten etwas unterhalb der Niederschlagswerte des im östlich an die Nieder- und Mittelterrasse angrenzenden Bergischen Land.

Die Verteilung der Grundwasserneubildungsrate ist in Abbildung 5-4 dargestellt. Für die Zustandsanalyse der Grundwasserneubildungsrate für den Zeitraum von 1895 werden die langjährigen mittleren Niederschläge des Zeitraumes von 1931-1960 herangezogen, da erst ab 1931 Niederschlagsmessreihen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) vorliegen. Die langjährigen Niederschlagswerte, gemessen an den Stationen Köln-Wahn (92 m ü.NN) und Leverkusen betragen, interpoliert über die Gesamtfläche des Untersuchungsraumes etwa 700 mm/a (Abbildung 2-2). Im Bereich der Niederterrasse liegen die Niederschlagsraten etwas unterhalb der Niederschlagswerte des im östlich an die Nieder- und Mittelterrasse angrenzenden Bergischen Land.

Im Bereich der Niederterrasse liegen die Grundwasserneubildungsraten im Mittel zwischen 150 und etwa 220 mm/a, im Bereich der Mittelterrasse sind diese mit Werten zwischen etwa 30 und 100 mm/a deutlich niedriger. Zur Beurteilung dieser Verteilung muss die Landnutzungsverteilung betrachtet werden.

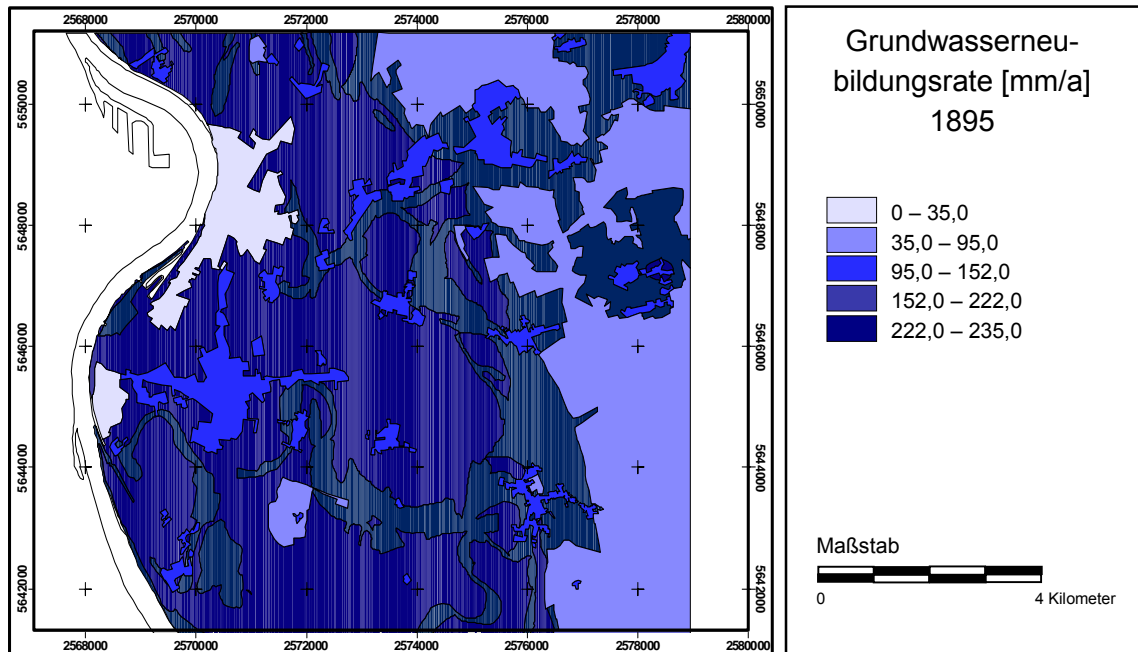


Abbildung 5-4: Darstellung der mittleren Grundwasserneubildungsrate [mm/a] im Bereich des Untersuchungsgebietes - 1895

Die Anteile der Landnutzungsklassen auf die Gesamtfläche betragen für die Klasse 1 „dichte Bebauung“ etwa 3,7 %, für die Klasse 2 „lockere Bebauung“ etwa 7,7 %, für die Klasse 3 „Landwirtschaft“ 65,7 % und für Klasse 4 „Forst“ 22,9 % (Abbildung 5-5).

Die Grundwasserneubildungsrate beträgt im Mittel für den Landnutzungstyp „dichte Bebauung“ 34,6 mm/a, der prozentuale Gesamtanteil auf die Fläche beträgt jedoch nur 0,7 % (Abbildung 5-5). Im Jahr 1895 gab es zwar schon einige Industrieansiedlungen in diesem Raum (hauptsächlich im Bereich Köln-Mühlheim, Köln-Kalk und –Deutz), diese sind jedoch in der räumlichen Ausdehnung noch nicht stark ausgeprägt (Abbildung 4-1).

Der Anteil der Siedlungsflächen, die hauptsächlich aus Streusiedlungen bestehen, beträgt 7,7 %. Die ermittelte Grundwasserneubildungsrate beträgt für diesen Landnutzungstyp im Mittel 150 mm/a, der Anteil der Neubildung an der Gesamtfläche beträgt 6,3 %.

Den Hauptnutzungsfaktor des Raumes stellt die Landwirtschaft dar. Sie nimmt einen Flächenanteil von 65,7 % ein. Die mittlere Grundwasserneubildung beträgt für diesen Nutzungstyp etwa 226 mm/a, was einem prozentualen Anteil an der Gesamtfläche von 65,7 entspricht. Die vierte unterschiedene Nutzungsart „Forst“ nimmt einen Anteil von 22,9 % der Gesamtfläche ein. Der %-Anteil der mittleren Grundwasserneubildung beträgt hier 11,6 % der Fläche, was etwa 92 mm/a entspricht.

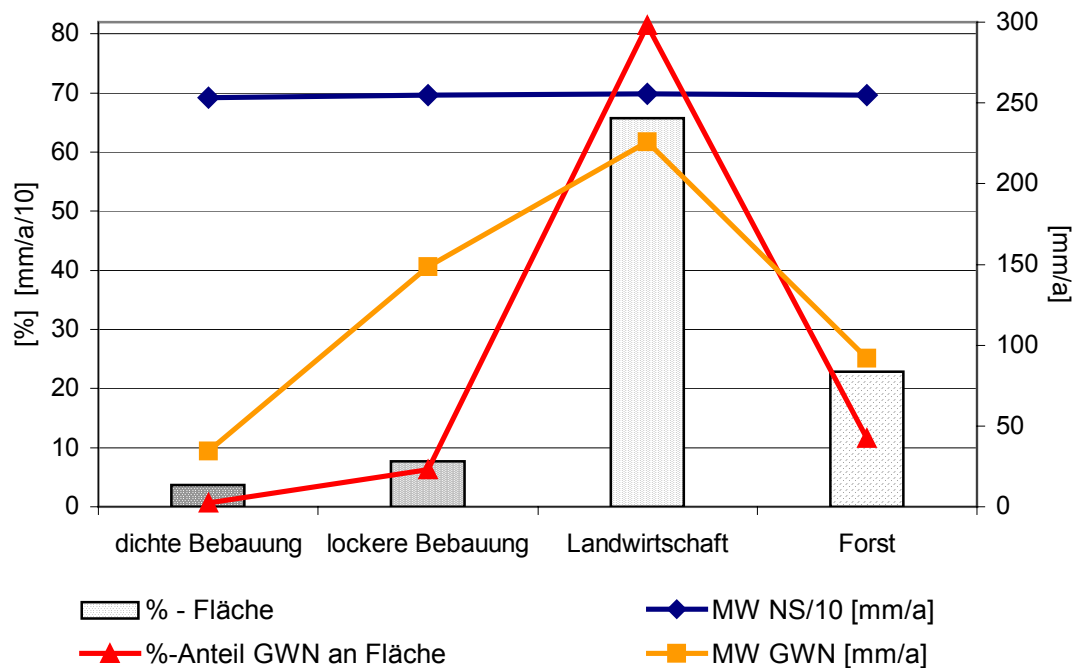


Abbildung 5-5: Darstellung der Mittelwerte der Grundwasserneubildungsrate [mm/a] bezogen auf den Gesamtflächenanteil des Untersuchungsraumes in % und der durchschnittlichen Niederschlagsverteilung für den Zustand von 1895

5.3.2 Bestimmung der mittleren Grundwasserneubildungsrate - 1955

Zur Berechnung der mittleren Grundwasserneubildungsrate für den Zeitabschnitt um 1955 liegen die langjährigen Niederschlagsmittel von 1931 – 1960 der Klimastationen Köln-Wahn und Leverkusen vor. Sie betragen im Mittel etwa 700 mm/a.

Die Verteilung der ermittelten Neubildungsrate im betrachteten Gebiet ist in Abbildung 5-6 dargestellt. Abbildung 5-7 zeigt die Aufteilung der Gesamtfläche in die verschiedenen Landnutzungstypen mit den mittleren prozentualen Neubildungsraten und den mittleren Grundwasserneubildungsraten in mm/a.

Der Anteil des Landnutzungstyps „dichte Bebauung“ hat sich im Gegensatz zum Zustand von 1895 mit 6,4 % etwa verdoppelt. Es kam hier zur Ausweitung der bereits mit Industrie bebauten Flächen in Köln-Mühlheim, -Kalk und -Deutz. Der Anteil der Grundwasserneubildung dieses Landnutzungstyps an der Gesamtfläche ist damit auch gestiegen und beträgt jetzt etwa 1,7 %. Die mittlere Neubildungsrate liegt bei durchschnittlich 34,6 mm/a.

Der Anteil der Streusiedlungen, Nutzungstyp „lockere Bebauung“, hat mit einem Anteil von 30,4 % deutlich zugenommen. Der Anteil der GWN an der Fläche beträgt nun etwa 27,3 %.

Die mittlere GWN liegt ähnlich wie im vorher betrachteten Zeitabschnitt bei durchschnittlich 148 mm/a.

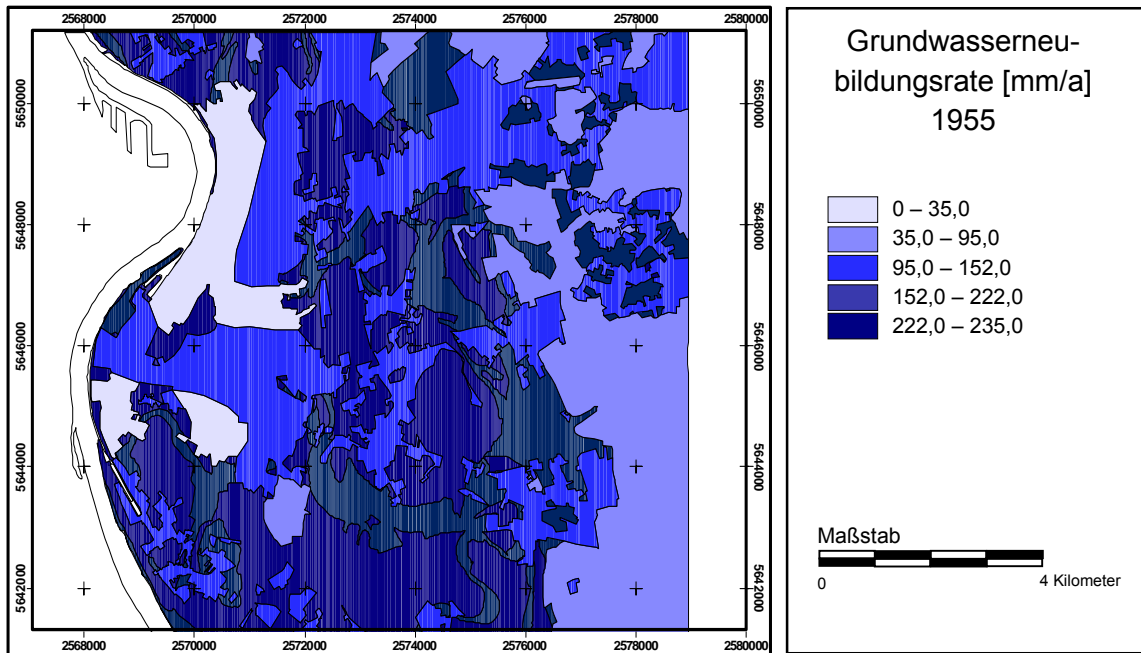


Abbildung 5-6: Darstellung der mittleren Grundwasserneubildungsrate [mm/a] im Bereich des Untersuchungsgebietes, Zustandsanalyse für 1955

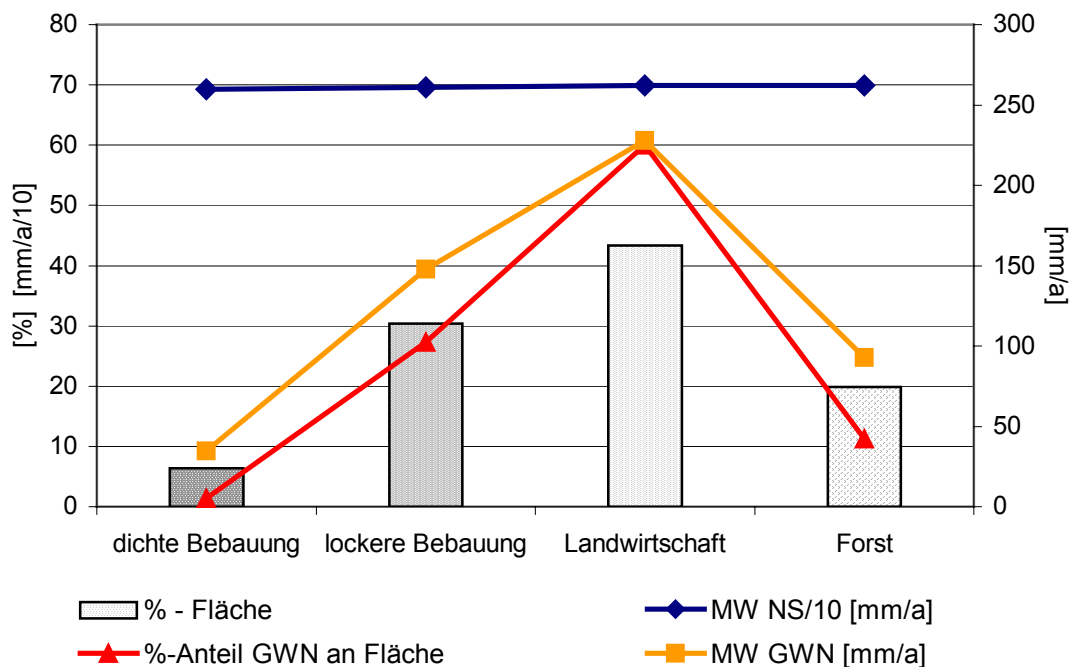


Abbildung 5-7: Darstellung der Mittelwerte der Grundwasserneubildungsrate [mm/a] bezogen auf den Gesamtflächenanteil des Untersuchungsraumes in % und der durchschnittlichen Niederschlagsverteilung für den Zustand von 1955

Der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Flächen ist auf Kosten der Zunahme von Industrie- und Siedlungsflächen auf einen Flächenanteil von 43,3 % zurückgegangen. Der Anteil der GWN beträgt jetzt noch etwa 60 %. Die mittlere GWN beträgt für diesen Nutzungstyp durchschnittlich 228 mm/a.

Die Flächenausdehnung der Forstflächen ist mit 19,9 % etwa gleich geblieben. Dies gilt auch für den %-Anteil der GWN mit 11,3 %. Die durchschnittliche Grundwasserneubildungsrate liegt über den Forstflächen bei etwa 93 mm/a.

5.3.3 Bestimmung der mittleren Grundwasserneubildungsrate - 1996

Für die Berechnung der Grundwasserneubildungsrate für das Jahr 1996, welches den aktuellen heutigen Stand wiedergibt, wurden die langjährigen Niederschlagswerte der Messreihe von 1961 – 2001 der Klimastationen Köln-Wahn und Leverkusen herangezogen. Die mittleren Niederschläge haben im Vergleich zur langjährigen Messreihe von 1931 – 1960 um etwa 100 mm/a zugenommen. Sie liegen bei der Station Leverkusen bei 785 mm/a, bei der Station Köln-Wahn bei 815 mm/a.

In Abbildung 5-8 sind die mittleren Grundwasserneubildungsraten für diesen Zeitabschnitt dargestellt.

Deutlich ist die Zunahme des Landnutzungstyps „dichte Bebauung“ festzustellen. Der Flächenanteil beträgt jetzt etwa 10,5 % im Vergleich zu 3,7 % 1895 und 6,4 % 1955. Dies spiegelt deutlich die starke industrielle Nutzung dieses Raumes wider. Der Anteil der Grundwasserneubildung bezogen auf die Industrieflächen beträgt nun 2,5 %. Die mittlere GWN 40 mm/a (vgl. Abbildung 5-9).

Die Siedlungsflächen haben im Vergleich zum betrachteten Zeitabschnitt von 1955 ebenfalls zugenommen. Sie nehmen jetzt einen Flächenanteil von 38,3 % ein, was einem Anteil der GWN von 38,4 % entspricht. Die durchschnittliche mittlere GWN beträgt für die Flächen des Nutzungstyps „lockere Bebauung“ etwa 168 mm/a.

Die landwirtschaftlichen Nutzflächen nehmen trotz Zunahme von Industrie- und Siedlungsflächen den größten Anteil mit 30,8 % ein, was jedoch im Vergleich zum Zustand von 1955 wesentlich geringer ist. Die durchschnittliche GWN für diese Flächen betragen 255 mm/a, sie besitzen einen prozentualen Anteil der Gesamtfläche von 47,0 %.

Die Nutzungsanteile der Forstflächen sind mit 20,4 % annähernd gleich geblieben. Die mittlere GWN über Wald beträgt hier 100 mm/a.

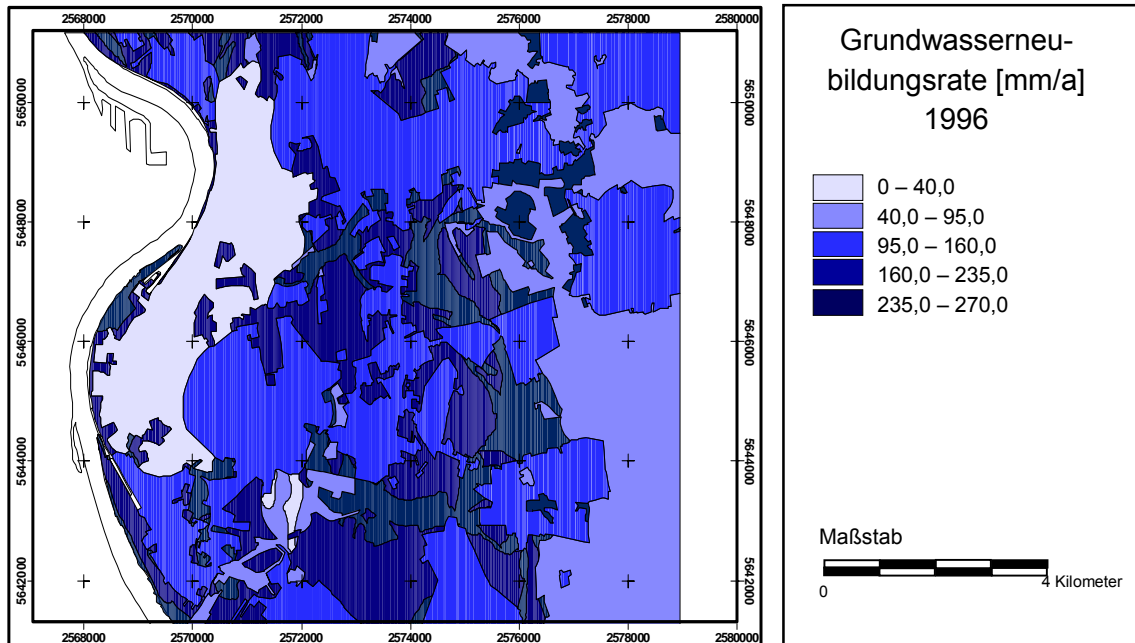


Abbildung 5-8: Darstellung der mittleren Grundwasserneubildungsrate [mm/a] im Bereich des Untersuchungsgebietes, Zustandsanalyse für 1996

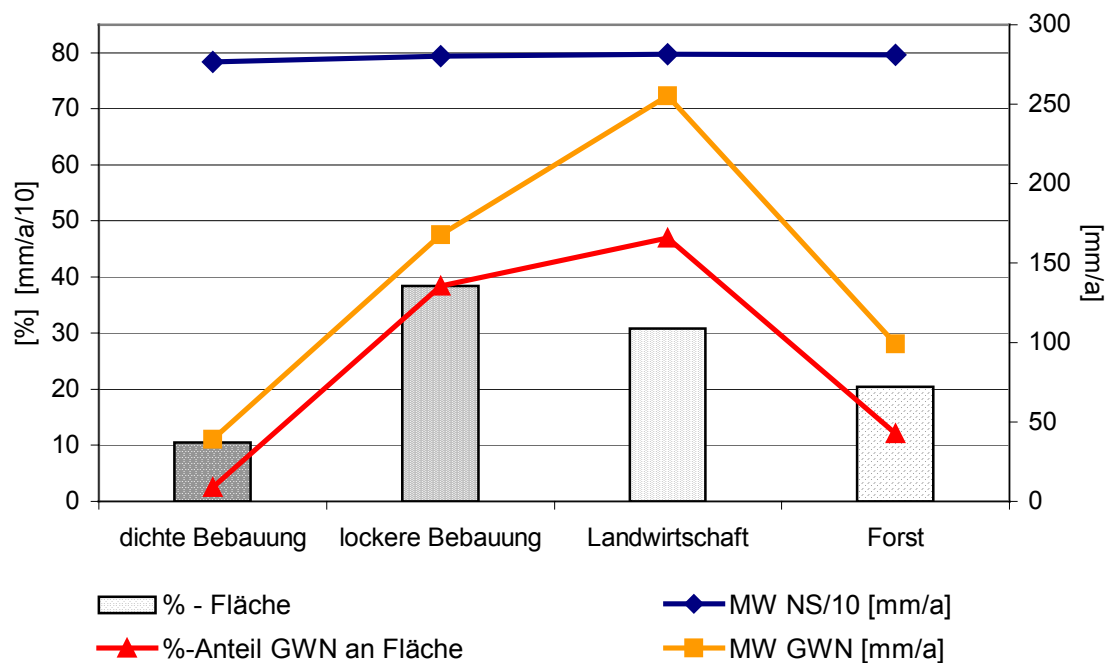


Abbildung 5-9: Darstellung der Mittelwerte der Grundwasserneubildungsrate [mm/a] bezogen auf den Gesamtflächenanteil des Untersuchungsraumes in % und der durchschnittlichen Niederschlagsverteilung für 1996

5.3.4 Zusammenfassende Ergebnisse zur zeitlichen Entwicklung der Grundwasserneubildungsrate

Der Einfluss der Änderung der Landnutzung auf die Grundwasserneubildungsrate ist deutlich zu erkennen. Abbildung 5-10 verdeutlicht noch einmal den Zusammenhang zwischen den einzelnen Landnutzungstypen „dichte Bebauung“, „lockere Bebauung“, „Landwirtschaft“ und „Forst“ sowie den Niederschlagsraten und der daraus resultierenden GWN für alle drei betrachteten Zeitabschnitte.

Im Zeitabschnitt von 1895 liegt die berechnete durchschnittliche GWN für das gesamte Untersuchungsgebiet bei etwa 182 mm/a bei einer durchschnittlichen Niederschlagsmenge von etwa 700 mm/a. Durch die Landnutzungsänderung, d.h. durch die Zunahme der besiedelten und damit versiegelten Flächen und die gleichzeitige Abnahme der landwirtschaftlich genutzten offenen Flächen für den Zeitabschnitt 1955 kommt es bei der Annahme von gleichbleibenden Niederschlagsverhältnissen zu einer Verringerung der durchschnittlichen GWN für das Gesamtgebiet von etwa 164 mm/a.

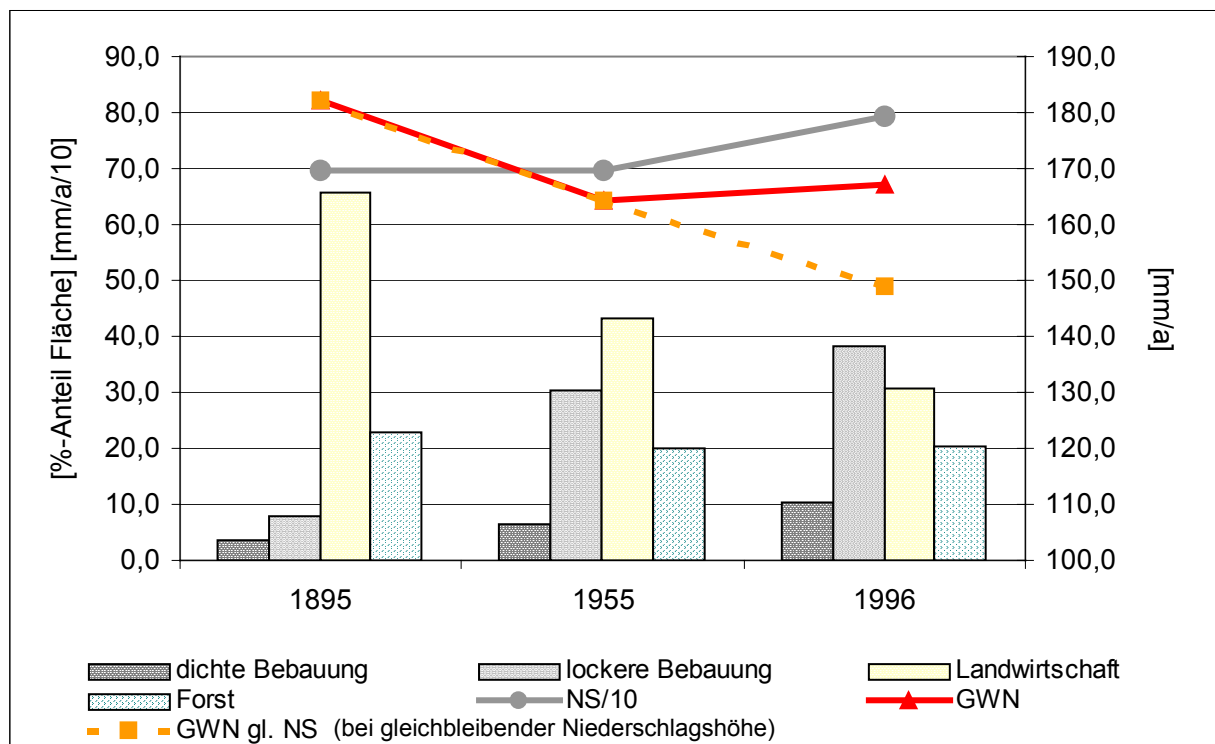


Abbildung 5-10: Vergleich von Prozentanteil der Fläche des Untersuchungsgebietes mit der Grundwasserneubildungsrate für die Jahre 1895, 1955 und 1996

Betrachtet man nun den aktuellen Zeitabschnitt von 1996, so erhöht sich nochmals der Anteil der Industrie- und Siedlungsflächen auf Kosten der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Bei

einer gleichbleibenden Niederschlagsrate von 700 mm/a würde die durchschnittliche GWN etwa 150 mm/a betragen (vgl. Abbildung 5-10 GWN gl. NS). Damit hätten wir einen kontinuierlichen Rückgang zu beobachten, der mit der veränderten Landnutzung gut korrelierbar ist (Abbildung 5-10). Die langjährigen Niederschläge von 1961 – 2001 sind jedoch im Vergleich zu den langjährigen Niederschlägen von 1930 – 1960 laut Daten des DWD um fast 100 mm/a gestiegen. Berücksichtigt man diese Zunahme der Niederschläge bei der Berechnung der Grundwasserneubildungsrate, so erhält man eine durchschnittliche GWN für das gesamte Gebiet von 167 mm/a. Dies ist trotz der veränderten Flächennutzung etwa gleich, bzw. leicht höher als die berechnete GWN für den Zeitabschnitt von 1955.

6 Infiltration und Wasserbewegung im Boden – Gefährdung des Grundwassers durch sprengstofftypische Verbindungen

Durch die wachsenden Umweltprobleme wird immer noch nach schnellen und wirksamen Problemlösungen zur Verringerung sowie zur Verhinderung potenzieller Bodenbelastungen gesucht. Die Verringerung und Verhinderung der Bodenbelastungen ist gleichzeitig ein probates Mittel für den präventiven Grundwasserschutz. Für die Ableitung geeigneter Maßnahmen zur Lösung dieser Probleme, die den Boden als zentralen Umsatzort von Wasser, Nährstoffen und Schadstoffen betreffen, ist die Kenntnis der räumlich und zeitlich differenzierten Bodenwasserbewegung von großer Bedeutung.

In dem am 1. März 1999 in Kraft getretenen Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) wird die Gefahrenbeurteilung für den Emissionspfad Boden-Grundwasser auf Bundesebene neu geregelt (Mathews 2000, BVB 2000). Auch die am 22. Dezember 2000 in Kraft getretene EU-Wasserrahmenrichtlinie fordert zum Schutz der Grundwasserkörper entsprechend in Artikel 5 die Charakterisierung der Flusseinzugsgebiete sowie insbesondere eine Beschreibung der Nutzung der Grundwasserkörper und eine Beurteilung des Risikos, ob die Ziele für jeden einzelnen Grundwasserkörper gemäß Artikel 4 (Umweltziele) erfüllt bzw. nicht erfüllt werden. In diesem Zusammenhang kommt der Charakterisierung der Empfindlichkeit des Grundwassers gegenüber Schadstoffeinträgen eine große Bedeutung zu.

Zur Charakterisierung der Verschmutzungsempfindlichkeit wird diese über die Sickerwassergeschwindigkeit des in den Untergrund eindringenden Niederschlagswassers und die Verweilzeiten der hier betrachteten organischen Verbindungen in der Versickerungszone in Abhängigkeit stoffspezifischer und pedologischer Parameter abgeschätzt.

Die Verschmutzungsempfindlichkeit wird von (Voigt 2001) 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.“

6.1 Methodik zur Abschätzung der potenziellen Grundwassergefährdung

Das hier angewendete Prinzip zur Betrachtung von Infiltration und Wasserbewegung für das etwa 50 km² große Gebiet basiert auf den in Kapitel 4 bereits genannten Eingangsdaten, die für die Modellanalysen im GIS im Maßstab 1:50.000 vorliegen und auch für die im vorangegangenen Kapitel 5 zur Analyse der Grundwasserneubildungsrate benutzt wurden.

Da in Grundwasserneubildungsgebieten eine Infiltration von Niederschlagswasser und somit ein Stofftransport zum Grundwasser stattfindet, können diese grundsätzlich als verschmutzungsempfindlich gekennzeichnet werden (Voigt 2001). Das Maß dieser potenziellen Verschmutzung des Grundwasserkörpers ist jedoch abhängig von den geochemischen und hydraulischen Verhältnissen des Aquifers.

Die Betrachtung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers erfolgt wie die Prognose der Grundwasserneubildungsrate über den historischen Zeitrahmen ab 1895 in drei Zeitschritten. Betrachtet werden dabei die Veränderungen der Sickerwasserrate. Für den heutigen Zustand wird abgeschätzt, wie hoch das Gefährdungspotenzials des Grundwassers ausgehend von den betrachteten explosivstofftypischen Verbindungen ist. Die Ermittlung erfolgt über den stoffspezifischen Retardationsfaktor, die potenziellen Verweilzeiten und Verlagerungsgeschwindigkeiten.

Die Gefahrenbeurteilung unter Berücksichtigung der Rückhaltewirkung der ungesättigten Zone erfolgt maßgeblich durch die folgenden Parameter und soll eine einfache Abschätzung unter Berücksichtigung der Standort- und Bodeneigenschaften liefern:

- Bodenart und Bodenmächtigkeit
- Gehalt an organischer Substanz (Humusgehalt)
- Durchlässigkeit der ungesättigten Bodenzone
- Grundwasserflurabstand
- Grundwasserneubildungsrate / Sickerwasserrate
- Mobilität der Stoffe / Adsorptionseigenschaften der ungesättigten Bodenzone
- Versiegelungsgrad

Die Bodeneigenschaften haben einen erheblichen Einfluss auf die Empfindlichkeit der Böden gegenüber schädlichen Einwirkungen und ihre Funktion als Filter und Puffer. Sie sind von besonderer Bedeutung für die Mobilität der in den Boden eingetragenen Stoffe und deren Transfer in Pflanzen oder das Grundwasser (BVB 2000).

6.1.1 Ermittlung der Sickerwassergeschwindigkeiten

Die Poren- oder Abstandsgeschwindigkeit v_a des Sickerwassers ist von einer Vielzahl von Parametern abhängig. Die wichtigsten sind die Wasserdurchlässigkeit, die effektive Porosität, die Feldkapazität des Bodens und der Grundwasserflurabstand. Die Durchlässigkeit des Bodens ist eine Funktion des Porenwassergehaltes und der Kapillareigenschaften des Bo

dens (Mathews 2000, Schachtschabel et al. 1998). Die Saugspannung des Bodens ist von Matrixpotenzial und Flurabstand zum Grundwasser abhängig. Die vertikale Porengeschwindigkeit kann dabei durch Inhomogenitäten in der Bodenstruktur (Klüfte, Wurzeln, Tonlinsen) kleinräumig stark variieren.

Weiterhin benötigt man den mittleren Wassergehalt. Dieser schwankt nahe der Erdoberfläche zeitlich stark, darunter jedoch (0,5 - 1,0 m Tiefe) - außer bei grobkörnigen Böden - über die Zeit und Tiefe nur geringfügig. Durch einen nahezu konstanten Wassergehalt erhält man ebenso nahezu konstante Matrixpotenziale, so dass die Gradienten klein sind. Die Fließgeschwindigkeit des infiltrierten Regenwassers bei der Perkolations durch die ungesättigte Bodenzone kann annähernd folgendermaßen ausgedrückt werden:

$$v_a = \frac{G}{\theta_{Fk}}$$

v_a	mittlere Sickerwassergeschwindigkeit [m/s]
G	Grundwasserneubildungsrate [mm/a]
θ_{Fk}	volumetrischer Wassergehalt bei Feldkapazität

Auf Grund der Flächenauflösung und Differenzierung des Untersuchungsgebietes ist es ausreichend, wenn von einer mittleren Sickerwassergeschwindigkeit v_a ausgegangen wird. Über längere Zeit gemittelt, entspricht der mittlere Wasserfluss der Grundwasserneubildungsrate. Damit gilt:

$$q = G$$

q	wasserungesättigter Wasserfluss [$m^3/(m^2 \times a)$]
G	Grundwasserneubildungsrate [mm/a]

6.1.1.1 Sickerwassergeschwindigkeiten - 1895

Die Sickerwassergeschwindigkeiten bewegen sich nach den im Vorfeld beschriebenen Berechnungsverfahren im Bereich der Niederterrasse zwischen 50 – 70 cm/a (Abbildung 6-1). In den Bereichen der Niederterrasse mit niedrigeren Feldkapazitäten liegen die Sickerwasserraten mit 70 – 90 cm/a etwas höher. Im nordwestlichen Bereich der Niederterrasse, angrenzend an den Rhein sind die Sickerwasserraten auf Grund der dichten Bebauung in dieser Zone mit 10 – 30 cm/a sehr gering.

Im westlichen Bereich der Mittelterrasse liegen die Sickerwasserraten zwischen 70 und 90 cm/a, in den östlich angrenzenden Bereichen mit Wald als Landnutzungsart mit 30 bis 50 cm/a deutlich darunter. Eine Ausnahme bildet eine landwirtschaftlich genutzte Fläche im nördlichen Bereich mit Sickerwasserraten > 90 cm/a. Hier ist deutlich der Effekt der unterschiedlichen Landnutzung auf die Sickerwasserrate zu erkennen.

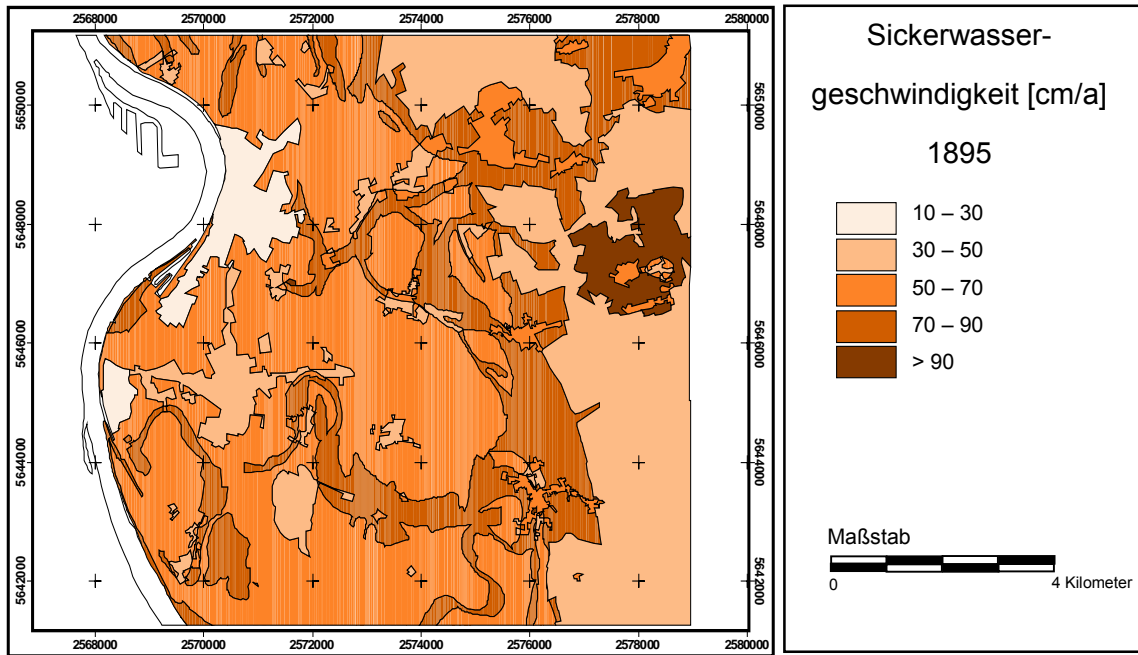


Abbildung 6-1: Darstellung der mittleren Sickerwassergeschwindigkeiten [cm/a] - 1895

6.1.1.2 Sickerwassergeschwindigkeiten - 1955

Die Sickerwassergeschwindigkeiten für den Abschnitt 1955 sind im Vergleich zum betrachteten Zustand von 1895 auf die gesamte Fläche betrachtet deutlich geringer. Sie liegen durchschnittlich zwischen 30 – 50 cm/a (Abbildung 6-2). In Bereichen mit geringeren Feldkapazitäten liegen die Sickerwassergeschwindigkeiten mit 50 – 70 cm/a, sowie in den Bereichen mit sehr geringen Feldkapazitäten und landwirtschaftlicher Nutzung bei > 90 cm/a. Deutlich sind auch hier die Abhängigkeiten von der Landnutzung im westlichen Bereich der Niederterrasse zu erkennen. Hier handelt es sich um dicht bebaute, meist industriell genutzte und versiegelte Flächen. Hier liegt die Sickerwasserrate zwischen 10 – 30 cm/a.

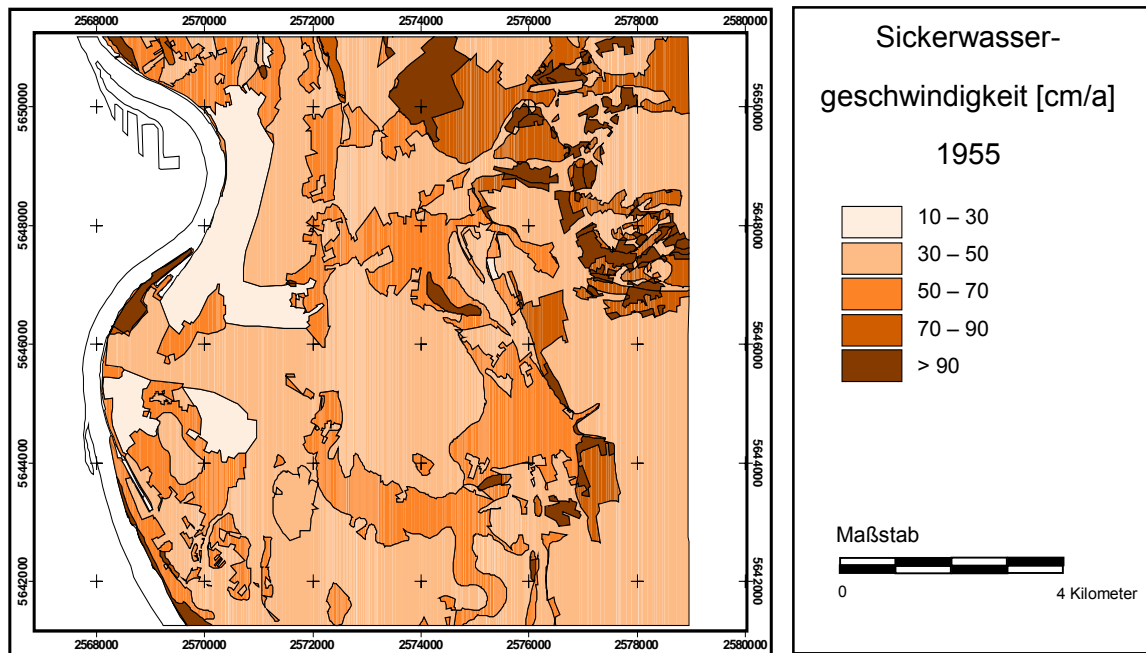


Abbildung 6-2: Darstellung der mittleren Sickerwassergeschwindigkeiten [cm/a] - 1955

6.1.1.3 Sickerwassergeschwindigkeiten - 1995

Die Sickerwassergeschwindigkeiten für den Zustand 1995 liegen im Vergleich zu den vorhergehend beschriebenen im gesamten Betrachtungsraum höher. Die durchschnittlichen Sickerwassergeschwindigkeiten liegen bei 50 – 70 cm/a (Abbildung 6-3). In den Bereichen mit geringen Feldkapazitäten treten höhere Sickerwasserraten mit 70 – 90 cm/a auf. Die höchsten Sickerwasserraten mit mehr als 90 cm/a treten in Bereichen niedriger Feldkapazitäten und landwirtschaftlicher Nutzung auf. Die niedrigsten Werte liegen im Bereich der Niederterrasse mit dichter Bebauung und hohen Versiegelungsgraden.

Die höheren Sickerwassergeschwindigkeiten treten durch die höheren Niederschläge auf. Diese basieren, wie die Berechnungen der Grundwasserneubildungsrate auf langjährigen Mitteln des DWD. Bei gleichbleibenden Niederschlägen wären die Sickerwassergeschwindigkeiten auf Grund des höheren Nutzungsdruckes, d.h. des erhöhten Versiegelungsgrades innerhalb des Untersuchungsraumes geringer als der Zustand von 1955.

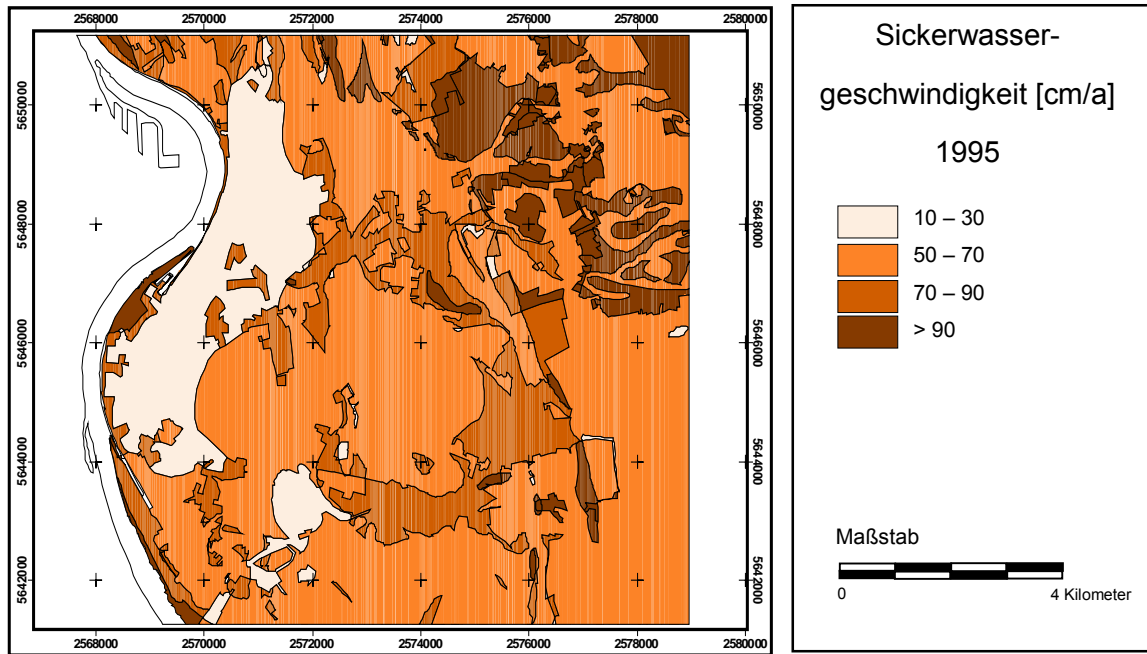


Abbildung 6-3: Darstellung der mittleren Sickerwassergeschwindigkeiten [cm/a] im Bereich des Untersuchungsgebietes, Zustand 1995

6.1.2 Bestimmung des Retardationsfaktors

Die Filterwirkung von Böden kann über den so genannten Retardationsfaktor beschrieben werden. Dieser lässt sich aus der folgenden Gleichung ableiten und lautet:

$$R = 1 + \frac{\rho_d}{\theta_{FK}} \cdot K_d$$

K_d Verteilungskoeffizient des Stoffes zwischen Boden und Grundwasser

ρ_d Bodendichte

θ_{FK} Feuchtegehalt des Bodens / Feldkapazität

Dabei gilt je höher der Faktor R , desto höher ist das Filtervermögen des Bodens, bzw. desto geringer ist der mobile, auswaschungsgefährdete Schadstoffgehalt. In den Retardationsfaktor gehen der Boden/Wasser-Verteilungskoeffizient K_d als schadstoffabhängige Größe sowie die Feldkapazität als Bodenparameter ein. Der die Adsorption beschreibende lineare Verteilungskoeffizient K_d wird aus dem Verteilungskoeffizienten K_{oc} (Kohlenstoff/Wasser) und dem organischen Kohlenstoffgehalt im Boden abgeleitet:

$$K_{oc} = \frac{K_D}{C_{org}}$$

K_{oc} Verteilungskoeffizient Kohlenstoff/Wasser

C_{org} Gehalt an organischem Kohlenstoff in der Bodenmatrix

Für den gesamten Betrachtungsraum kann durch unterschiedliche Verschneidungen der Parameter im GIS mit den betrachteten Schadstoffen das Filtervermögen und damit der potenzielle Gefährdungsgrad gegenüber den einzelnen Explosivstoffen ermittelt und dargestellt werden.

Im Folgenden werden die Verlagerungsgeschwindigkeiten und die Verweilzeiten der einzelnen Stoffe betrachtet. Damit kann eine Aussage über die Wahrscheinlichkeit der möglichen Kontamination oder des ersten Durchbruchs der Gefahrenstoffe im Grundwasser getroffen werden. Die Prognose zur Abschätzung der Grundwassergefährdung erfolgt jedoch nicht stoffkonzentrationsbezogen, da die genauen Konzentrationen, sowie auch die exakte Lage der betrachteten Stoffe nicht gegeben ist.

Die Darstellung der stoffspezifischen Berechnungen der Transportvorgänge im Boden erfolgt in Form von Risikokarten exemplarisch für ausgewählte Stoffe.

6.1.3 Abschätzung der Verlagerungsgeschwindigkeit

Die Filterleistung oder Retardation des Bodens führt zur Verlangsamung der Tiefenverlagerung mit dem Sickerwasser. Die mittlere Verlagerungsgeschwindigkeit kann unter Berücksichtigung des Retardationsfaktors folgendermaßen formuliert werden:

$$\text{Verlagerungsgeschwindigkeit}[cm/a] = \frac{v_a[cm/a]}{R}$$

In Tabelle 6-1 sind für verschiedene Retardationsfaktoren, Sickerwasserraten und Feldkapazitäten durchschnittliche Verlagerungszeiten aufgetragen. Mit Zunahme von R sinkt die Verlagerungsgeschwindigkeit linear. Die Feldkapazität bezieht sich jeweils auf einen Sandboden mit etwa 20 Vol.% und einen Lössboden mit etwa 40 Vol.%.

Tabelle 6-1: Verlagerungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Sickerwasserrate, der Feldkapazität und der Retardation (Pfaff-Schley 1996)

R-Faktor	Verlagerungsgeschwindigkeit [cm/a]					
	100 mm/a		200 mm/a		400 mm/a	
	20	40	20	40	20	40
	Vol%					
1	50	25	100	50	200	100
10	5	2,5	10	5	20	10
100	0,5	0,25	1	0,5	2	1
1.000	0,05	0,025	0,1	0,05	0,2	0,1

6.1.4 Verweilzeit

Da es sich bei den hier betrachteten Schadstoffquellen um bereits zeitlich weit zurückliegende Kontaminationen handelt, kann über die mittleren potenziellen Verweilzeit eine Aussage über das noch potenzielle Vorhandensein des jeweils betrachteten Stoffes im Boden getroffen werden.

Die Verweilzeiten werden durch die Parameter Grundwasserflurabstand, Feldkapazität der Grundwasserüberdeckung und Grundwasserneubildungsrate bestimmt. Mit diesen Parametern wird auch in DIN 19732 (1997) das Verlagerungspotenzial von nicht sorbierbaren Stoffen bestimmt.

Die hier einfließenden Parameter setzen sich aus der Retardation, der Mächtigkeit der ungesättigten Zone (Grundwasserflurabstand) und der Sickerwassergeschwindigkeit zusammen.

$$t_{vz} = \frac{R \cdot L}{v_d} = \frac{R \cdot L \cdot \theta_{Fk}}{N}$$

- t_{vz} mittlere Verweilzeit eines Schadstoffes in der wassergesättigten Bodenzone
 R Retardationsfaktor ($= 1 + (\rho_d / \theta_{Fk}) \cdot k_d$)
 L Mächtigkeit der wasserungesättigten Bodenzone von der Basis der Kontamination bis zum Grundwasserspiegel

6.2 Ergebnisse zur Abschätzung der potenziellen Grundwassergefährdung durch die betrachteten explosivstofftypischen Verbindungen

Die Berechnung von Retardation, mittlerer potenzieller Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit erfolgt für die Bereiche der Rüstungsalastflächen sowie flächendeckend für das gesamte Untersuchungsgebiet. Dadurch ist es möglich, Stoffeinträge für organische Schadstoffe mit ähnlichen Stoffcharakteristika außerhalb der Rüstungsalaststandorte zu bewerten und in Form von schadstoffspezifischen Risikokarten darzustellen.

Durch Polygonverschneidungen der Parameter Bodenart, Feldkapazität, C_{org} -Gehalt und Flurabstand im GIS können Heterogenitäten der Retardationsfaktoren, Verlagerungsgeschwindigkeiten und Verweilzeiten im Untersuchungsgebiet gut dargestellt werden. Zur übersichtlicheren Darstellung wurden die errechneten Werte für die einzelnen Flächen je nach Wertebereich in Klassen eingeteilt.

6.2.1 2,4,6-Trinitrotoluol (2,4,6-TNT)

TNT zeichnet sich durch ein hohes Adsorptionsvermögen aus. In der Literatur finden sich unterschiedliche Angaben der Boden-/Wasser-Verteilungskoeffizienten K_{oc} mit 470 – 1590 (Martinetz & Rippen 1996). Durch die hohe Adsorption an Oberflächenböden verzögert sich das Vordringen in tiefere Bodenhorizonte sowie auch in das Grundwasser. Die Berechnung der Retardationsfaktoren, der Verlagerungsgeschwindigkeiten sowie der Verweilzeiten wurde entsprechend eines worst case-Szenarios für den Verteilungskoeffizienten K_{oc} von 1590 durchgeführt.

Die Retardationsfaktoren bewegen sich im Bereich der Rüstungsalaststandorte der Deutschen Sprengkapselwerkstatt zwischen 6 - 10 im Bereich der Braun-/ und Parabraunerden sowie für den Bereich der Bergischen Zündwarenfabrik zwischen 35 und 40 (Tabelle 6-2).

Daraus ergibt sich, dass TNT in diesem Bereich nicht sehr mobil ist. Betrachtet man jedoch die Tatsache, dass der letzte vermutliche Eintrag von TNT am Standort der DAG Troisdorf potenziell 1945, also vor etwa 55 Jahren stattgefunden hat, bedeutet dieses Rückhaltevermögen, dass der Explosivstoff auf Grund der geringen Mobilität im Boden vorhanden und damit auch heute noch eine Emissionsquelle darstellen kann.

Tabelle 6-2: 2,4,6-TNT: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit

	Deutsche Sprengkapselfabrik	Bergische Zündwarenfabrik
Retardation [-]	6 - 10	35 – 40
Verlagerungsgeschwindigkeit [cm/a]	16 - 22	2 – 5 / 16 - 22
Verweilzeit [a]	60 - 80	60 – 80 / > 120

Durch die hohe Retardation und die geringen Verlagerungsgeschwindigkeiten ergeben sich die in Abbildung 6-4 dargestellten Verweilzeiten für 2,4,6-TNT. Im Bereich der Rüstungsstandorte können sie bis zu 60 - 80 Jahren betragen, in manchen Bereichen mit mehr als 120 Jahren auch erheblich höher. Dies trifft vor allem für die Bergische Zündwarenfabrik zu. Hier wurden bis 1945 Zünder sowie Sprengkapseln hergestellt (siehe dazu Tab. 4-1).

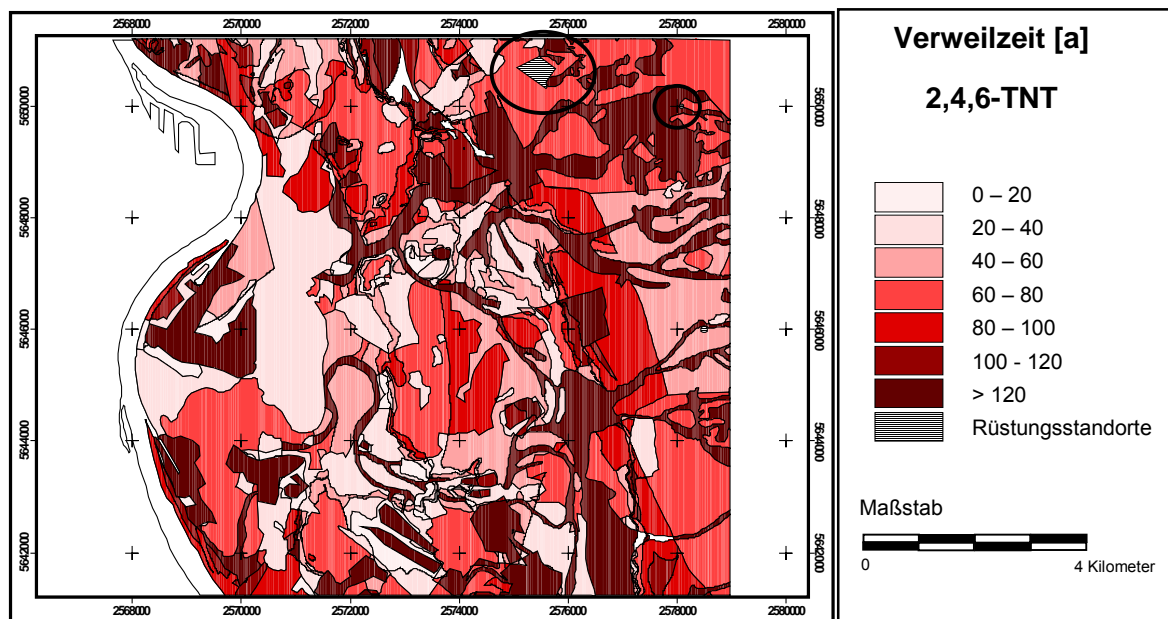


Abbildung 6-4: Risikokarte 2,4,6-Trinitrotoluol, Darstellung der mittleren potenziellen Verweilzeiten [a]

In dieser Risikokarte sind basierend auf den beschriebenen physikalischen Prozessen für die bearbeitete Fragestellung die stoffspezifischen Verweilzeiten für 2,4,6-TNT dargestellt. Das Ergebnis führt zu einer flächenhaften Darstellung der Verweilzeiten bei einem Eintrag von 2,4,6-TNT oder einer vergleichbaren Substanz.

Eine potenzielle Grundwassergefährdung durch 2,4,6-TNT ist auf Grund der langen potenziellen Verweilzeiten, ausgehend von einem Stoffeintrag auf den Standorten der Deutschen Sprengkapsel­fabrik und der Bergischen Zündwaren­fabrik nach diesem Bewertungssystem noch gegeben.

6.2.2 2-Amino-4,6-dinitrotoluol (2-A-4,6-DNT), 4-Amino-2,6-dinitrotoluol (4-A-2,6-DNT)

2-Amino-4,6-dinitrotoluol und 4-Amino-2,6-dinitrotoluol haben mit 1,4 und 1,8 sehr niedrige Sorptionskoeffizienten. Daraus ergeben sich niedrige Boden-/Wasser-Verteilungskoeffizienten und sehr niedrige Retardationskoeffizienten. Die berechneten Retardationskoeffizienten liegen alle im Bereich $< 0,1$. Die resultierenden sehr hohen Verlagerungsgeschwindigkeiten liegen für die Bereiche der Rüstungsalts­standorte der Deutschen Sprengkapsel­fabrik bei 2 - 4 m/a sowie bei bis zu 18 m/a. Die berechneten mittleren Verweilzeiten dieser Aminodinitrotoluole sind dementsprechend mit bis zu einem Jahr und deutlich darunter sehr kurz, so dass eine rasche Migration der Stoffe in Richtung Grundwasser zu erwarten ist.

Tab­elle 6-3: 2-A-4,6-DNT & 4-A-2,6-DNT: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit

	Deutsche Sprengkapsel­fabrik	Bergische Zündwaren­fabrik
Retardation [-]	1	1
Verlagerungsgeschwindigkeit [cm/a]	140 – 150	90 – 110
Verweilzeit [a]	8 – 12	8 – 12

Eine eventuelle Kontamination der ungesättigten Zone ist auf Grund der beschriebenen physikalisch-chemischen Eigenschaften nicht zu erwarten. Da es sich jedoch auch um Abbauprodukte von TNT handelt, müssen zur Bewertung des Grundwassergefährdungspotenzials gleichzeitig das Verhalten und die Verweilzeiten von TNT in der ungesättigten Zone betrachtet werden.

6.2.3 2,4-Dinitrotoluol (2,4-DNT)

2,4-DNT ist als gefährlicher Umwelt- und Wasserschadstoff (WGK 3) sowie als toxisch (aquatische Toxizität) eingestuft. Die Persistenz in Böden ist geringer als von 2,4,6-TNT, mit einem Adsorptionskoeffizienten (K_{oc}) von 250 – 280 jedoch auch relativ hoch.

Im Untersuchungsgebiet ist 2,4-DNT, dadurch dass es sich um ein Nebenprodukt zur Herstellung von TNT handelt, auf den gleichen Standorten wie die für 2,4,6-TNT beschriebenen zu erwarten.

Für die Retardationsfaktoren ergibt sich ein ähnliches Bild wie schon für TNT beschrieben. Im Bereich der Bergischen Zündwarenfabrik ergeben sich durch die Bodeneigenschaften höhere Retardationsfaktoren zwischen 2 - 6, bzw. zwischen 6 - 8 (vgl. Tabelle 6-4).

In Abbildung 6-5 sind die potenziellen Verweilzeiten in Jahren für 2,4-DNT dargestellt. Es ergeben sich Verlagerungsgeschwindigkeiten mit dem Sickerwasser im Bereich der Deutschen Sprengkapselfabrik zwischen 70 - 80, im Bereich der Bergischen Zündwarenfabrik zwischen 15 - 25 cm/a. Die Verweilzeiten bewegen sich dementsprechend in einem Rahmen von bis zu 10 – 20, bzw. zwischen 75 – 80 Jahren, entsprechend der Bodenart.

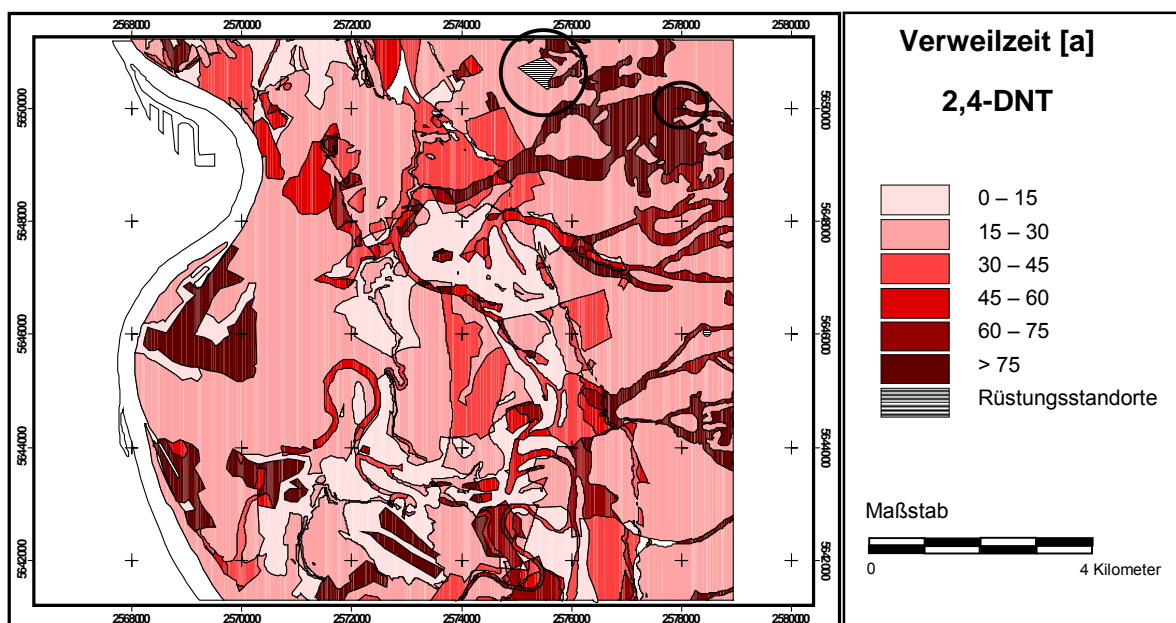


Abbildung 6-5: Risikokarte 2,4-Dinitrotoluol, Darstellung der mittleren potenziellen Verweilzeiten [a]

Tabelle 6-4: 2,4-DNT: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit

	Deutsche Sprengkapsel-fabrik	Bergische Zündwaren-fabrik
Retardation [-]	2 – 6	6 – 8
Verlagerungsgeschwindigkeit [cm/a]	70 – 80	15 – 25
Verweilzeit [a]	10 – 20 (80)	75 – 80 (20)

6.2.4 2,6-Dinitrotoluol (2,6-DNT)

Das Umweltverhalten und die Angaben zur Toxizität von 2,6-DNT entsprechen weitgehend den Angaben zu 2,4-DNT: WGK 3 und aquatische Toxizität toxisch. Die Persistenz in Böden ist etwas geringer als von 2,4-DNT, der Boden/Wasser Verteilungskoeffizient (K_{oc}) beträgt etwa 200 (Martinetz & Rippen 1996).

Die Verlagerungsgeschwindigkeiten von 2,6-DNT mit dem Sickerwasser und die Verweilzeiten sind Tabelle 6-5 zu entnehmen. Die Retardationsfaktoren bewegen sich mehrheitlich im Rahmen $< 1,5 - 2,5$ bzw. $4 - 6$ in Bereichen mit höheren C_{org} -Gehalten im Boden. Die sich daraus ergebenden Verlagerungsgeschwindigkeiten sind vergleichbar mit denen von 2,4-DNT.

Tabelle 6-5: 2,6-DNT: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit

	Deutsche Sprengkapsel-fabrik	Bergische Zündwaren-fabrik
Retardation [-]	1,5 – 2,5	4 – 6
Verlagerungsgeschwindigkeit [cm/a]	80 – 90	15 – 25
Verweilzeit [a]	12 – 18	60 – 70

6.2.5 1,3-Dinitrobenzol (1,3-DNB)

1,3-DNB besitzt ähnliche Sorptionseigenschaften wie 2,4- und 2,6-DNT. Die Retardationsfaktoren bewegen sich im Bereich der betrachteten Standorte der Deutschen Sprengkapsel-fabrik und der Bergischen Zündwaren-fabrik je nach bodenphysikalischen Eigenschaften im Bereich zwischen $1,5 - 2,5$ und $5 - 6$ (Tabelle 6-6). Daraus ergeben sich durch die Berechnungsmethoden und Auswertungen mit dem verwendeten GIS-Verfahren Verlagerungsge-

schwindigkeiten für die niedrigeren Retardationsfaktoren zwischen 80 – 90 cm/a und daraus resultierenden mittleren Verweilzeiten von 12 – 18 Jahren. Für die höheren Retardationsfaktoren liegen die berechneten Verlagerungsgeschwindigkeiten zwischen 18 – 25 cm/a und die sich daraus ergebenden Verweilzeiten in der ungesättigten Zone zwischen 60 – 70 Jahren.

Bei der flächenhaften Darstellung in Form einer Gefährdungskarte gegenüber 1,3-DNB ergibt sich ein ähnliches Bild wie für 2,4-DNT (vgl. Abbildung 6-5).

Tabelle 6-6: 1,3-DNB: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit

	Deutsche Sprengkapsel­fabrik	Bergische Zündwaren­fabrik
Retardation [-]	1,5 – 2,5	5 – 6
Verlagerungsgeschwindigkeit [cm/a]	80 – 90	18 – 25
Verweilzeit [a]	12 – 18	60 – 70

6.2.6 1,3,5-Trinitrobenzol (1,3,5-TNB)

Der berechnete Adsorptionskoeffizient für TNB liegt bei 77 (Haas & Thieme 1996, Martinetz & Rippen 1996). Die sich daraus ergebenden Retardationsfaktoren liegen bei 1 – 1,5 bzw. 2 – 3 (Tabelle 6-7), wodurch mit einer Migration von TNB in tiefere Bodenschichten und in das Grundwasser gerechnet werden muss.

Tabelle 6-7: 1,3,5-TNB: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit

	Deutsche Sprengkapsel­fabrik	Bergische Zündwaren­fabrik
Retardation [-]	1 – 1,5	2 – 3
Verlagerungsgeschwindigkeit [cm/a]	110 – 120	35 – 45
Verweilzeit [a]	7 – 12	25 – 35

Die relativ schnellen Verlagerungsgeschwindigkeiten und kurzen Verweilzeiten betragen je nach Standort zwischen 7 und 35 a. Höhere Verweilzeiten ergeben sich in Bereichen mit Gleyeböden, da hier die C_{org} -Gehalte und das Rückhaltevermögen höher sind. Für die Stoff

bewertung von TNB muss der Eintrag von 2,4,6-TNT mit berücksichtigt werden, da sich bei noch vorhandenem TNT in den Bodenschichten durch mikrobiellen Abbau weiter TNB bilden kann.

6.2.7 Pikrinsäure (2,4,6-Trinitrophenol)

Pikrinsäure zählt zu den Umwelt- und Wasserschadstoffen, eingestuft in die Wassergefährdungsklasse 2, ist jedoch mindertoxisch mit einer hohen Persistenz. Der Boden/Wasser-Verteilungskoeffizient wird mit dem Faktor 80 (abgeleitet für vulkanische Böden (Haas & Thieme 1996)) bzw. 100 (berechnet) angegeben (Martinetz & Rippen 1996), so dass von einer relativ hohen Mobilität ausgegangen werden kann.

Dies belegen auch die ermittelten Retardationsfaktoren im Bereich der Rüstungsaltsstandorte mit etwa 1 - 1,5 sowie 3 – 4 und den daraus resultierenden mittleren Verweilzeiten, die zwischen 9 - 13 sowie 38 – 42 Jahren liegen (Tabelle 6-8).

Tabelle 6-8: *Pikrinsäure: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit*

	Deutsche Sprengkapselfabrik	Bergische Zündwarenfabrik
Retardation [-]	1 – 1,5	3 – 4
Verlagerungsgeschwindigkeit [cm/a]	100 – 110	30 – 40
Verweilzeit [a]	9 – 13	38 – 42

6.2.8 Tetryl (2,4,6-Trinitrophenyl-methylnitramin)

Tetryl wird relativ stark an Böden und Sedimenten adsorbiert und ist mit seiner geringen Wasserlöslichkeit von 75 mg/L (20°C) relativ gering mobil. Der Boden/Wasser-Verteilungskoeffizient K_{oc} liegt im Bereich von 280.

Die Retardationsfaktoren liegen in den Bereichen der Rüstungsaltsstandorte zwischen 1,8 – 2,3 und zwischen 7 - 7,5, je nach Bodenart und Standorteigenschaften. Die mittleren Verweilzeiten für Tetryl sind in Abbildung 6-6 dargestellt. Sie liegen im Bereich des Standortes der Dt. Sprengkapselfabrik bei etwa 15 bis 20 a im Bereich des Standorts der Bergischen Zündwarenfabrik zwischen 80 – 90 a (Tabelle 6-9).

Tabelle 6-9: Tetryl: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit

	Deutsche Sprengkapselfabrik	Bergische Zündwarenfabrik
Retardation [-]	1,8 – 2,3	7 – 7,5
Verlagerungsgeschwindigkeit [cm/a]	68 – 75	12 – 18
Verweilzeit [a]	15 - 20	> 75 (80 – 90)

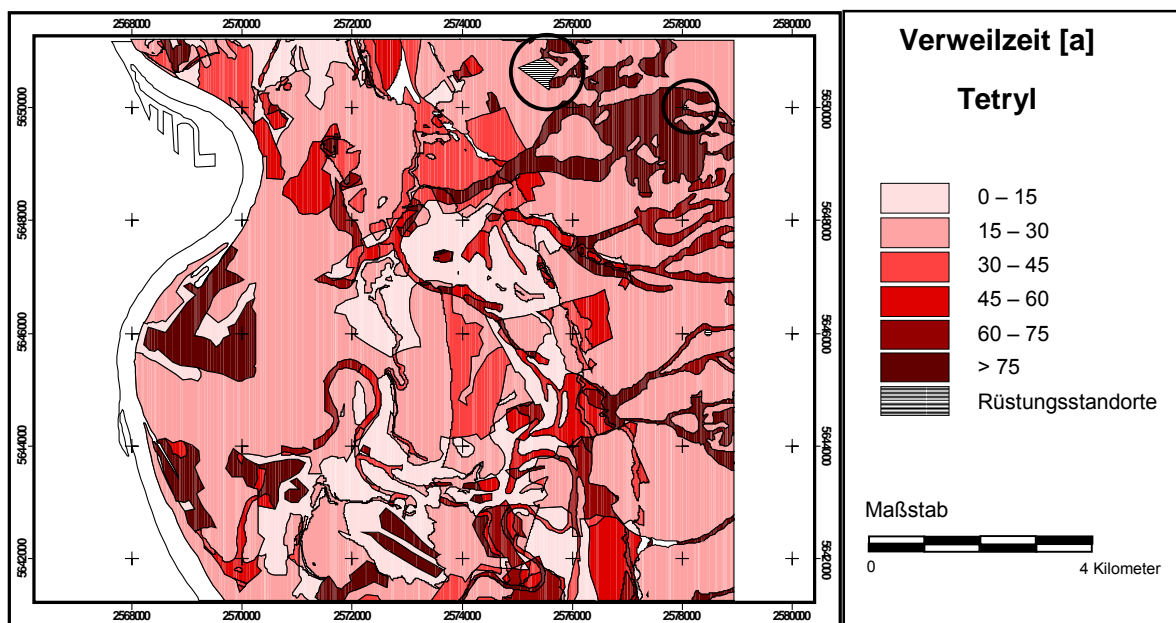


Abbildung 6-6: Gefährdungskarte Tetryl, Darstellung der mittleren potenziellen Verweilzeiten in [a]

6.2.9 Nitropenta (Pentaerythritetranitrat)

PETN zählt zu den weniger gefährlichen Umwelt- und Wasserschadstoffen mit einer sehr geringen Migrationsneigung im Boden und wahrscheinlich geringer Persistenz. Mit einer sehr niedrigen Wasserlöslichkeit von 2,1 mg/L (20°C) ist PETN praktisch immobil. Damit ist Nitropenta trotz des hohen Boden/Wasser-Verteilungskoeffizienten von K_{oc} 2450 (berechnet) (Martinetz & Rippen 1996) als gering gefährlich einzustufen.

Zwar liegen nur wenige Daten zum Abbau von PETN vor, jedoch ist auf Grund der Strukturähnlichkeit zu Nitroglycerin ebenfalls mit einer Abspaltung der Nitrogruppen unter Bildung von Pentaerythritol zu rechnen. Die als Abbauprodukte gebildeten Stickoxide und Nitrate sind ebenfalls schwach wassergefährdend (WGK 1), Nitrite wassergefährdend (WGK 2).

In Tabelle 6-10 sind die Werte für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeiten und mittleren Verweilzeiten für die Bereiche der Standorte aufgeführt. Abbildung 6-7 veranschaulicht nochmals die geringe Mobilität mit den geringen mittleren Verlagerungsgeschwindigkeiten.

Tabelle 6-10: Nitropenta: Ergebnisse der Berechnungen für Retardation, Verlagerungsgeschwindigkeit und Verweilzeit

	Deutsche Sprengkapselfabrik	Bergische Zündwarenfabrik
Retardation [-]	8 – 12	55 – 60
Verlagerungsgeschwindigkeit [cm/a]	12 – 16	< 4
Verweilzeit [a]	85 – 92	> 200

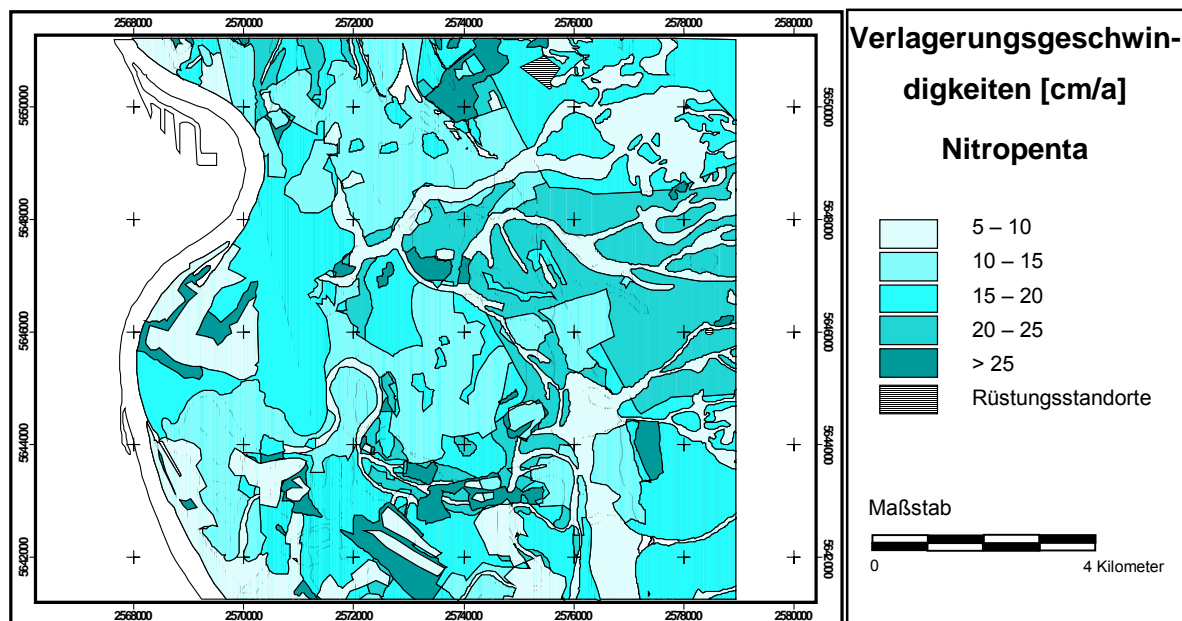


Abbildung 6-7: Darstellung der mittleren potenziellen Verlagerungsgeschwindigkeiten für Nitropenta

7 Abschätzung des Grundwassergefährdungspotenzials

Im Bereich der Grundwasserzone erfolgt die Abschätzung des Gefährdungspotenzials der Immissionsbelastung für die im Untersuchungsgebiet vorhandenen Trinkwassergewinnungsanlagen. Dies erfolgt auf Grundlage der Ergebnisse aus der Abschätzung des Eintragspotenzials aus der ungesättigten Zone. Dafür werden die Strömungspfade einzelner Bahnlinien (Lahmeyer 1997) von den Kontaminationsquellen bis zum Trinkwasserentnahmeort berechnet sowie der Einfluss der Verdünnung auf die Modellstoffkonzentration betrachtet. Die Retardation wird bedingt durch die hohen Grundwasserfließgeschwindigkeiten im Einzugsgebiet nicht berücksichtigt. Eine Schadstoffreduktion durch Abbau bleibt ebenfalls unberücksichtigt. Da die genauen Konzentrationen der einzelnen Stoffe aus der historischen Recherche der Rüstungsalblastverdachtsflächen nicht genau hervorgehen, wird für die Berechnung des Stofftransports in einem „worst case-Szenario“ von einer fiktiven Eintragskonzentration ausgegangen, wobei ein rein advektiver Transport angenommen wird.

Damit steht ein geeignetes Werkzeug zur Bewertung tatsächlich vorhandener und potenzieller Gefahrenquellen zur Verfügung.

7.1 Transportmechanismen

Die Transportmechanismen, die in erster Linie den Stofftransport im Grundwasser bestimmen, sind: Advektion, molekulare Diffusion, Dispersion, Sorption und Biodegradation. Sorptionsmechanismen und Stoffabbau werden auf Grund der im Untersuchungsgebiet vorherrschenden hohen Grundwasserfließgeschwindigkeiten und daraus resultierenden Verdünnungseffekte jedoch nicht berücksichtigt. In den folgenden Kapiteln werden die Begriffe Advektion, Diffusion und Dispersion kurz erläutert.

7.1.1 Advektion

Die Advektion beschreibt die Bewegung eines gelösten Stoffes mit der Abstandsgeschwindigkeit der Grundwasserströmung. Der rein advektive Transport kann mit Hilfe von so genannten Bahnlinienmodellen aus den Ergebnissen der numerischen Strömungsmodellierung berechnet werden. Diese Ergebnisse liegen aus der Grundwassermodellierung für das rechtsrheinische Gebiet Köln, durchgeführt von ERM Lahmeyer International (1997), vor. Dabei müssen die Wasserflüsse auf Geschwindigkeiten umgerechnet und zwischen den

Zellen interpoliert werden. Dies erfolgt nach dem DARCY-Gesetz (siehe Abbildung 7-1 und Abbildung 7-2):

$$Q = k_f \cdot \frac{h}{l} \cdot F$$

F	Querschnittsfläche, über die der Wasserfluss stattfindet
K_f	Durchlässigkeitsbeiwert
h	Druckhöhenunterschied
l	Fließlänge

Damit handelt es sich der Form nach um eine Geschwindigkeitsgröße, die als Filtergeschwindigkeit v_f bzw. Darcy-Geschwindigkeit bezeichnet wird:

$$v_f = \frac{Q}{F}$$

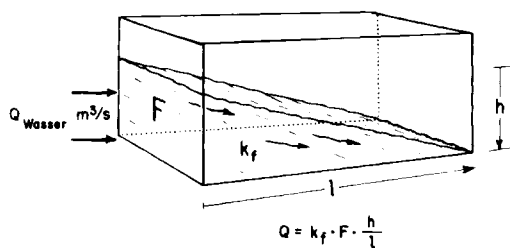


Abbildung 7-1: Definition des DARCY-Gesetzes (Hölting 1996)

Zur Errechnung der tatsächlichen Geschwindigkeit die ein Wasserteilchen ohne Berücksichtigung der wahren Weglänge zurücklegt und die als Abstandsgeschwindigkeit v_a bezeichnet wird, muss das nutzbare Porenvolumen n_e mitberücksichtigt werden. Die Abstandsgeschwindigkeit wird folgendermaßen definiert:

$$v_a = \frac{v_f}{n_e}$$

In Abbildung 7-2 werden die Begriffe Abstands- und Bahngeschwindigkeiten veranschaulicht. Dabei wird der advektive Transport eines idealen Tracers mit dem realen Transport verglichen. Im Falle des idealen Tracers erfolgt die Verlagerung der anfänglichen Konzentration

verteilung ohne Formveränderung, beim realen Transport dagegen erfahren unterschiedliche Punkte der Anfangsverteilung verschiedene Geschwindigkeiten.

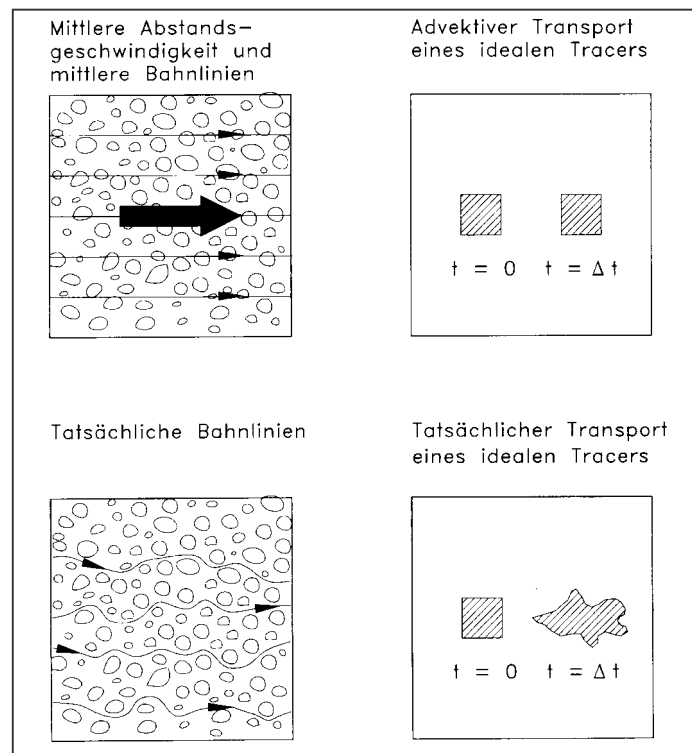


Abbildung 7-2: Schematische Darstellung von Abstands- und Bahngeschwindigkeiten (Kinzelbach & Rausch 1995)

7.1.2 Molekulare Diffusion

Die molekulare Diffusion bewirkt unabhängig von Richtung und Betrag der Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers eine Molekularbewegung von Bereichen höherer Konzentration in Bereiche niedriger Stoffkonzentration. Diese Bewegung erfolgt durch die BROWN'sche Molekularbewegung und führt durch die in alle Richtungen wirkende Ausbreitung zu einer Vermischung. Sie wird durch das FICK'sche Gesetz beschrieben:

$$f_{\text{Diff}} = -nD_0 \frac{\partial c}{\partial x}$$

- mit n Porosität
 f_{Diff} diffuser Massenfluss [$\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$]
 D_0 molekularer Diffusionskoeffizient im Boden [m^2/s]
 $\delta c/\delta x$ Konzentrationsgradient in x-Richtung [$\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{m}$]

Da im Aquifer nur der poröse Anteil für die Diffusion zur Verfügung steht, geht die Porosität mit ein. Diffusion tritt auch bei geringen Strömungen oder strömungslosen Verhältnissen auf und muss für gewöhnlich auch nur unter solchen Bedingungen berücksichtigt werden. Die Diffusion kann jedoch bei den hier auftretenden großen Abstandsgeschwindigkeiten $> 0,1$ m/d vernachlässigt werden.

7.1.3 Dispersion

Im Gegensatz zur Diffusion ist die Dispersion abhängig von der Abstandsgeschwindigkeit. Weitere Einflussgrößen sind Unterschiede in der Porengröße, Ausbildung eines ungleichförmigen Geschwindigkeitsprofil innerhalb der Pore sowie die Umlenkung der Strömung durch das Korngerüst (Abbildung 7-3).

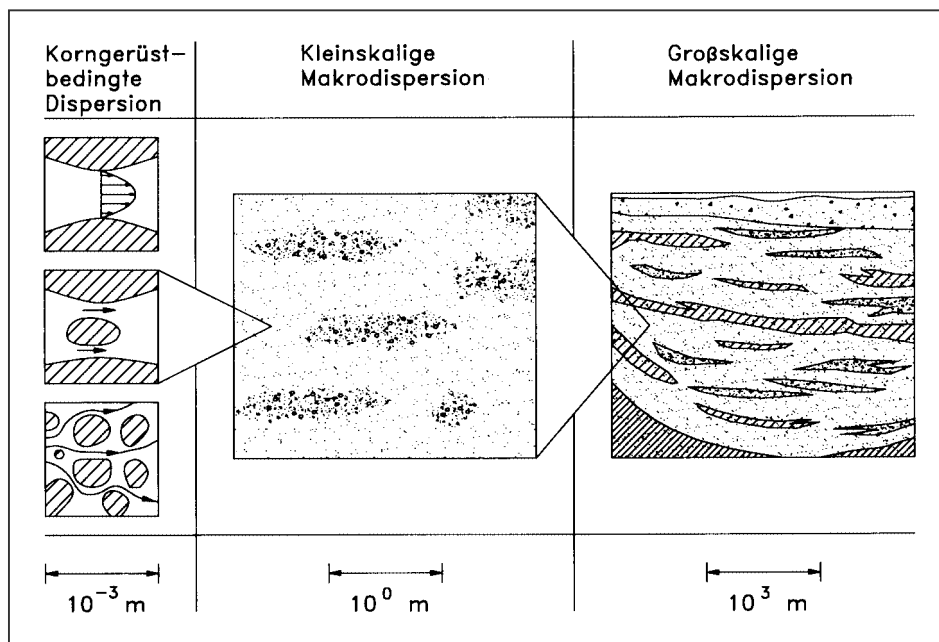


Abbildung 7-3: Unterschiedliche Transportgeschwindigkeit in verschiedenen Skalenebenen (Kinzelsbach 1995)

Die Dispersion beschreibt also einen Vermischungsprozess infolge von Fließgeschwindigkeitsvariationen, die durch makroskopische Heterogenitäten des Untergrundes verursacht werden. Bei einer Schadstoffausbreitung über größere Entfernungen spricht man auch von einer makroskaligen Dispersion. Sie kann allgemein folgendermaßen beschrieben werden:

$$D = \alpha \cdot v_a$$

Die Dispersivität ist in Fließrichtung (longitudinale Dispersion) stärker als senkrecht dazu (transversal horizontale bzw. –vertikale Dispersion). Die Dispersivitäten α_L , α_H und α_V sind abhängig von der Transportstrecke. In Abbildung 7-4 ist schematisch das Zusammenwirken der beim Transport wirkenden Prozesse dargestellt.

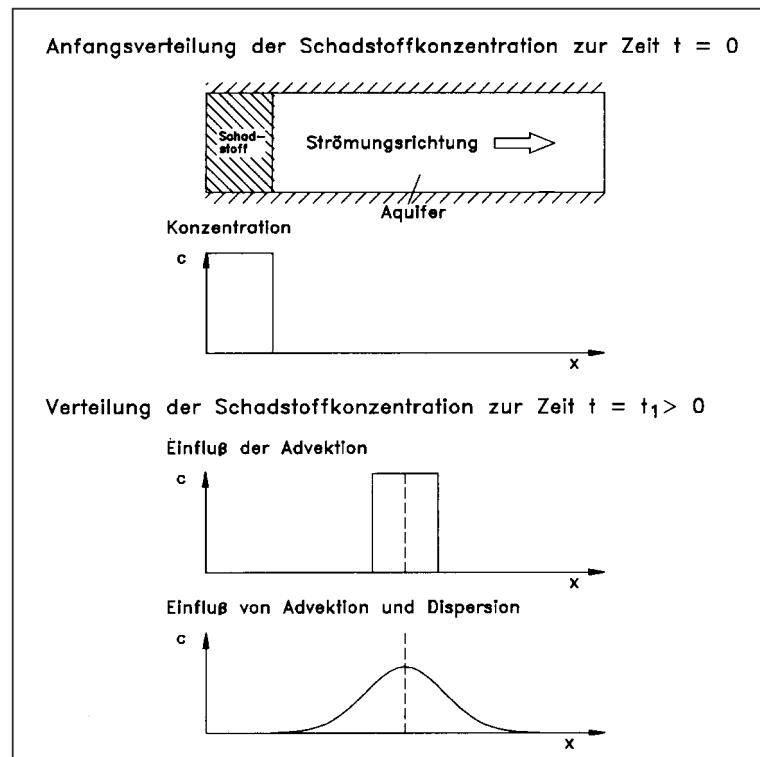


Abbildung 7-4: Schematische Darstellung zur Wirkungsweise von Advektion und Dispersion am Transport (verändert nach Kinzelbach 1995)

7.2 Bewertung der Gefährdungsabschätzung für die gesättigte Zone

Der rein advective Transport wurde auf Grundlage des DARCY-Gesetzes unter Berücksichtigung des Porenvolumens berechnet. Dabei wird eine Sorption der Stoffe sowie deren Abbau nicht berücksichtigt. Ausgangspunkt für die Berechnungen sind die potenziellen Eintragsorte der Rüstungsaltsstandorte Dynamitfabrik Lustheide (Kosmos AG), Bergische Zündwarenfabrik und Deutsche Sprengstoffgesellschaft AG. Für diese Standorte wurden auf Grundlage des Grundwassergleichensplans von 1988 (Mittelwasserzustand) die Abstandsgeschwindigkeiten ausgehend von der Rüstungsaltslastfläche bis zu der jeweiligen anströmenden Trinkwasserfassungsanlage berechnet. Die benötigten Durchlässigkeitsbeiwerte wurden aus dem Grundwassermodell von Lahmeyer International GmbH (1997) abgegriffen und den betrachteten Fließwegen zugeordnet.

Im Einzugsbereich der betrachteten Verdachtsflächen Dynamit Lustheide (Kosmos AG), Bergische Zündwarenfabrik und Deutsche Sprengkapsel­fabrik befinden sich zwei Trinkwasserfassungsanlagen.

Die Entfernung zwischen der Verdachtsfläche Dynamit Lustheide und der Wasserfassung beträgt etwa 2 - 3 km. Sie liegt innerhalb der Schutzzone IIIa. Die rein advektiven Stofftransportgeschwindigkeiten betragen zwischen 500 und 700 m/a. Damit würde ein Stoffteilchen, ausgehend von der Rüstungsal­lastflächen, innerhalb von 4 – 6 Jahren die Wasserfassungsanlage erreichen. Die für diesen Standort betrachteten Verbindungen Nitroglycerin, Nitroglykol, Ammonsalpeter und Natronsalpeter stellen jedoch mit ihren kurzen Verweilzeiten und dem letzten potenziellen Stoffeintrag im Jahr 1945 für diesen Standort vermutlich keine Gefahr mehr für das dar.

Die Altstandorte Bergischen Zündwarenfabrik Bensberg und Gronau sowie die Deutsche Sprengkapsel­fabrik befinden sich ebenfalls im Anstrombereich einer Trinkwasserfassungsanlage. Beide liegen jedoch ausserhalb der Schutzzonengrenzen. Die berechneten advektiven Transportgeschwindigkeiten liegen hier bei etwa 300 m/a. Die Entfernung zwischen Wasserfassung und Bergischer Zündwarenfabrik beträgt etwa 15 km, zur Deutschen Sprengkapsel­fabrik etwa 8 km. Die meisten auf den Standorten auftretenden Verbindungen verfügen über mittlere Verweilzeiten, die unterhalb des letzten potenziellen Stoffeintrags im Jahr 1945 liegen. Stoffe mit höheren Verweilzeiten sind 2,4,6-TNT, 2,4-DNT, 2,6-DNT, 1,3-DNB, DNCB und Tetryl (siehe Kapitel 6). Diese Verbindungen können noch als potenzielle Emissionsquelle in der ungesättigten Zone vorhanden sein, und damit ein Gefährdungspotenzial für die im Anstrombereich liegende Wasserfassung darstellen.

7.3 Zusammenfassung der Bewertung der Grundwassergefährdungsabschätzung

Das gesamte potenzielle Schadstoffspektrum der genannten Standorte umfasst eine Vielzahl verschiedenster Verbindungen. Die hier durchgeführte Gefährdungsabschätzung beschränkt sich auf die organischen explosivstofftypischen Verbindungen. Eine weitere Einschränkung des Schadstoffspektrums ergibt sich aus der Stoffdatengrundlage, da bisher noch nicht alle Verbindungen ausreichend untersucht worden sind.

Zur Abschätzung des Grundwassergefährdungspotenzials wird in einem ersten Schritt der vertikale Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone betrachtet. Über stoffspezifische Faktoren (Boden-/Wasser Verteilungskoeffizient, Retardationsfaktor) und standortspezifische Bodenparameter (Bodenart, C_{org} -Gehalt, Flurabstand) werden die mittleren Stoffverlagerungsgeschwindigkeiten und die mittleren Verweilzeiten berechnet. Der mikrobielle Stoffabbau wird nicht berücksichtigt.

In einem zweiten Schritt erfolgt die Betrachtung der Stoffverlagerung mit dem Grundwasser in Hinblick auf eine mögliche Gefährdung der Trinkwasserfassungsanlagen. Hierbei wird ein rein advektiver Transport zu Grunde gelegt, wobei weder Sorptionsprozesse noch Abbauprozesse berücksichtigt werden. Dieses Vorgehen wird durch die sehr hohen Grundwasserfließgeschwindigkeiten und hohen Verdünnungseffekte im Bereich der Niederrheinischen Bucht gerechtfertigt.

In Tabelle 6-1 sind die Ergebnisse der Gefährdungsanalysen für die Verdachtsstandorte und die Wasserfassungen zusammenfassend dargestellt. Die Beurteilung des Gefährdungsgrades erfolgt in Form von drei Klassen:

- Klasse 0: Vermutlich geht keine Gefährdung von den betrachteten Verbindungen des jeweiligen Standortes für das Wasserwerk aus. Der letzte zurückliegende Stoffeintrag ist älter als die ermittelte maximale mittlere Verweilzeit in der Bodenzone.

- Klasse 1: Nach der ermittelten minimalen mittleren Verweilzeit besteht unter Berücksichtigung der mittleren Transportzeiten im Grundwasser vom Eintragsort bis zum Wasserwerk vermutlich keine Gefährdung für die jeweilige Trinkwassergewinnungsanlage. Bei Betrachtung der maximalen Verweilzeit der Verbindungen in der Bodenzone besteht jedoch die Möglichkeit, dass die angegebenen Verbindungen noch als Emissionsquelle im Boden vorhanden sein können und so über das Grundwasser zum Wasserwerk gelangen können.

- Klasse 2: Nach berechneten minimalen und maximalen mittleren Verweilzeiten ist potenziell mit einer Emissionsquelle in der ungesättigten Zone zu rechnen. Es besteht also die Möglichkeit des Schadstoffaustrags aus der Bodenzone in das Grundwasser. Der letzte zurückliegende Schadstoffeintrag wird mit 55 Jahren angenommen, die minimale mittlere Verweilzeit ist also höher.

Unter Annahme der genannten Randbedingungen eines vertikalen Stofftransportes in der ungesättigten Zone ohne Berücksichtigung des Stoffabbaus und eines rein advektiven Transportes ohne Berücksichtigung von Sorption und Abbau in der gesättigten Zone könnten von den Verdachtsstandorten der Deutschen Sprengkapselwerk und der Bergischen Zündwarenfabrik die Verbindungen 2,4,6-TNT, 2,4-DNT, 2,6-DNT, 1,3-DNB, DNCB und Tetryl als Emissionsquelle noch vorhanden sein. Die weiteren betrachteten Verbindungen sind unter

den gegebenen Annahmen, auf Grund der berechneten geringen mittleren Verweilzeiten, nicht mehr als Emissionsquelle anzusehen.

Besonders hervorzuheben ist dabei 2,4,6-Trinitrotoluol, sowie dessen Abbauprodukte 2,4-Dinitrotoluol und 2,6-Dinitrotoluol. Die errechneten minimalen sowie maximalen mittleren Verweilzeiten liegen über den Zeiten des vermutlich letzten Stoffeintrages, so dass 2,4,6-TNT, 2,4-DNT und 2,6-DNT noch als Emissionsquelle in der Bodenzone vorhanden sein können.

Für die Wasserfassung, in dessen Anstrombereich die Dynamitfabrik Lustheide (Kosmos AG) liegt, besteht vermutlich keine Gefährdung. Die hier hauptsächlich vertretenen Verbindungen Nitroglycerin, Nitroglykol, Ammonsalpeter und Natronsalpeter verfügen über errechnete mittlere Verweilzeiten von maximal 5 Jahren, so dass mit Ende der Produktion an diesem Standort im Jahre 1926 heute eine Gefährdung des Wasserwerkes unter gegebenen Annahmen als sehr gering anzusehen ist.

Auf den betrachteten militärischen Standorten (Infanteriestützpunktes, Mudra Kaserne) wurde nicht mit Explosivstoffen organischen Charakters umgegangen. Bei den potenziell anzutreffenden Verbindungen handelt es sich um Blei-Verbindungen, die bei dem hier angewendeten Verfahren zur Grundwassergefährdungsabschätzung nicht berücksichtigt werden können. Da Blei jedoch zur Standardanalytik im Bereich der Trinkwasserbeobachtung zählt, obliegt dieser Parameter bereits einer ständigen Beobachtung.

Tabelle 7-1: Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse

Verdachtsflächen / Produktionszeit- raum Explosivstoff- fe/STV*1 (Ende 2.WK)	Entfernung WWK – Rük- stungsaltilast [km] Schutzzone	potenziell noch vorhandene Stoffe in der Bodenzone	mittl. Verweilzeiten Bodenzone [a]		mittl. An- strömge- schwindigkeit [m/a]	mittl. Transport- zeit GW [a]	Gefährdungs- klassen [0, 1, 2] ²
			min.	max.			
Dynamitfabrik Lustheide (Kosmos AG) 1886 – 1896 (?) - 1926	2 – 3 km Schutzzone IIIA	Nitroglycerin Nitroglykol Natronsalpeter Ammonsalpeter	< 5 < 1 < 1 < 1		500 – 700 m/a	4 – 6 Jahre	0 0 0 0
Bergische Zünd- warenfabrik Bens- berg 1903 – 1945	≈ 15 km	2,4,6-TNT 2,4-DNT 2,6-DNT 1,3-DNB	> 210 64 51 54	60 9 7 7 – 8	≈ 300 m/a	≈ 45 Jahre	2 1 (2) 1 (2) 1
Deutsche Spreng- kapsel-fabrik 1889 – 1923 1935 – 1944	≈ 8 km	2,4,6-TNT 2,4-DNT 2,6-DNT 1,3-DNB DNCB Tetryl	> 210 64 51 54 54 72	55 – 60 8 – 9 6 – 7 7 – 8 7 – 8 8 – 10	≈ 300 m/a	≈ 27 Jahre	2 1 (2) 1 (2) 1 1 1

Verdachtsflächen / Produktionszeit- raum Explosivstof- fe/STV ^{*1} (Ende 2.WK)	Entfernung WWK – Rük- stungsallast [km] Schutzzone	potenziell noch vorhandene Stoffe in der Bodenzone	mittl. Verweilzeiten Bodenzone [a]		mittl. An- strömige- schwindigkei- ten [m/a]	mittl. Transport- zeit GW [a]	Gefährdungs- klassen [0, 1, 2] ^{*2}
			min	max			
Infanteriestützpunkt (?) – 1922	Schutzzone II	Blei-Verbindun- gen	k.A.				0
Mudra Kaserne (?) – 1945, anschl. Nutzung von Belgi- scher Armee und Bundeswehr	Schutzzone II / IIIA	Blei-Verbindun- gen	k.A.				0

*1 Sprengstofftypische Verbindungen

*2 Gefährdungsklassen: 0 vermutlich keine Gefährdung

1 nach min. Verweilzeit vermutlich keine Gefährdung, nach max. Verweilzeit jedoch noch potenzieller Gefährdung

2 potenzieller Gefährdung

8 Ergebnisdiskussion und Methodenkritik

Generell ist zu prüfen, ob ein für alle betrachteten Objekte angewendetes Bewertungsverfahren es ermöglicht, die Gefährdungssituation zu beschreiben und die Objekte ihrer Dringlichkeit nach zu priorisieren.

Bei vielen Bewertungsverfahren, wie auch in diesem, werden vier Prozesse miteinander verknüpft (Tabelle 8-1) (Dörhöfer 1996):

1. Auslaugungsprozess
2. Transport in der ungesättigten Zone
3. Transport in der gesättigten Zone
4. Impakt/Exposition

In Tabelle 8-1 sind die Prozesse und Einflussfaktoren und deren zugehörige Parameter, die in das in dieser Arbeit verwendete Bewertungsverfahren einfließen aufgeführt. Der vierte Prozess des Impakts/Exposition wird nicht betrachtet. Darunter sind Rezeptortypen, z.B. die Elemente der Biosphäre Mensch, Tier, Pflanze oder die Empfindlichkeit der Rezeptoren zu verstehen.

Tabelle 8-1: Prozesse und Einflussfaktoren für die Bewertung der betrachteten Objekte

Prozesse und Einflussfaktoren	Parameter
<i>Auslaugungsprozess</i>	
Stoffeigenschaften	Löslichkeit
Schadstoffverteilung	Raumlage
Zeitliche Entwicklung	Zeit, Ersteintrag
<i>Transport in der ungesättigten Zone</i>	
Geologie/Boden	Gesteinstyp, Bodentypen
Sickerrate	Durchlässigkeit, Bildungsmenge, Zeit, Sickergeschwindigkeit
Sickerstrecke	Mächtigkeit der ungesättigten Zone
Retardation	Adsorption
<i>Transport in der gesättigten Zone</i>	
Grundwasserleiter	Porenaquifer
Transportrate	Quellterm, Durchlässigkeit, Zeit, GW-Fließgeschwindigkeit, GW-Fließrichtung

Die Qualität und Authentizität der Analysenergebnisse und der Gefährdungsabschätzung beruht im Wesentlichen auf den Faktoren:

- Betrachtungsebene der Untersuchungen
- Qualität und Quantität der Basisdaten
- Eigenschaften und Funktionsprinzipien der Untersuchungsverfahren
- Daten- und Methodenmodellierung im Geografischen Informationssystem

8.1 Betrachtungsebene der Untersuchungen

Die Auswahl der für die Untersuchungen zu Grunde liegenden Basisdaten, sowie das Untersuchungsverfahren und die anschließende Umsetzung im Geografischen Informationssystem, orientieren sich an der ausgewählten Betrachtungsebene. Diese liegt im mittleren Maßstabsbereich. Das kleinste benutzte Skalenniveau liegt im Maßstab 1:25.000.

Der Maßstab wurde gewählt, da die Analysen für eine lange Zeitspanne in drei verschiedenen Zeitabschnitten durchgeführt wurden. Verfügbares Karten- und Datenmaterial lag für diese Perioden ab dem verwendeten Skalenniveau vor.

Die für die Gefährdungsabschätzung zu Grunde liegende historische Recherche der Altstandorte im Untersuchungsgebiet (Preuß & Eitelberg 1999) wurde ebenfalls auf diesem Betrachtungsmaßstab durchgeführt. Basierend auf diesen Ergebnissen kann daher nur eine erste, jedoch nicht detailgenaue Abschätzung des Gefährdungspotenzials ausgehend von den potenziellen Verdachtsstandorten durchgeführt werden.

8.2 Qualität und Quantität der Basisdaten

Die Daten wurden nach vorhandenem Kartenmaterial für die gesamten betrachteten drei Zeitebenen ausgewählt, wodurch sichergestellt wird, dass die Analysenergebnisse miteinander vergleichbar sind. Daher musste auf analoges Kartenmaterial zurückgegriffen werden, welches zunächst in die digitale Form überführt wurde. Dieses Kartenmaterial stellt Sekundärinformationen zur Verfügung, die aus der Interpretation und Interpolation von Punktdaten gewonnen wurden und stark mit dem Fachwissen einer Person verknüpft ist (Bartelme 1995). Die verwendeten Primärdaten sind dabei nicht mehr rekonstruierbar, wodurch ein Informationsverlust erfolgen kann.

Die Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate basiert z.B. auf Daten der nFK der Bodenkarte 1:50.000. Diese werden dort in klassifizierter Form (5 Klassen) dargestellt. Die Be

rechnungen zur Grundwasserneubildungsrate beruhen jedoch auf absoluten Werten, so dass die Klassenmittelwerte zu Grunde gelegt werden müssen und ein Informationsverlust entsteht.

8.3 *Eigenschaften und Funktionsprinzipien der Untersuchungsverfahren*

Bei der Betrachtung von nur einer Zeitebene oder nur der jetzigen Zeitschiene wäre ein kleinerer Betrachtungsmaßstab möglich gewesen, da andere Ausgangsdaten, wie z.B. Satellitenbilddaten, zur Auswertung hätten benutzt werden können. Für die Analyse der Grundwasserneubildungsrate hätte in diesem Betrachtungsmaßstab die zeitliche Variabilität des Flurabstand mit berücksichtigt werden müssen, da er einen Einfluss auf die zeitliche Zuführung von Sickerwasser zur Grundwasseroberfläche hat. Die Ermittlung der mittleren Grundwasserneubildungsrate basiert hier jedoch auf einem konstanten Flurabstand. Weiter werden berücksichtigt die unterschiedlichen Bodentypen, Mächtigkeit der Deckschichten, nutzbare Feldkapazität, Niederschlags- und Verdunstungsraten sowie die Flächennutzung.

Starke Generalisierungseffekte sind auch bei den verwendeten Klimadaten zu beachten, da hier langjährige Mittelwerte, die auf längeren Zeitreihen beruhen, in die Untersuchungen eingeflossen sind. Kurzfristige Klimaereignisse, die sich stark auf den Bodenwasserhaushalt und vertikale Stoffverlagerungsprozesse auswirken, werden dabei nicht betrachtet. Ebenso ist die räumliche Differenzierung auf dieser Datengrundlage nicht möglich.

Die notwendigen Generalisierungen dieser Daten beeinflussen die Aussagegenauigkeit erheblich. Dennoch ist die Veränderung und zeitliche Entwicklung der Grundwasserneubildungsrate in Abhängigkeit der genannten Faktoren deutlich zu erkennen (vgl. Kap. 5.3 ff).

Gleiches gilt für die Analysen der Sickerwasserraten und Bestimmung der Stoffverweilzeiten der ungesättigten Zone, sowie die sich darin anschließende Bewertung der Gefährdung des Grundwassers durch die betrachteten Verbindungen der potenziell auf den Altstandorten vorhandenen Stoffe. Die Bodenparameter, welche die Schutzfunktion der grundwasserüberdeckenden Schichten bestimmen, unterliegen ebenfalls durch pedogenetische Prozesse einer zeitlichen Dynamik. Hier haben vor allem anthropogene Faktoren besondere Relevanz. Veränderungen der Landnutzung machen sich beispielsweise im Bodenwasserhaushalt, der Änderung der Humusgehalte oder Gefügestrukturen bemerkbar. Die Schutzfunktion des Bodens unterliegt verschiedenen räumlichen und zeitlichen dynamischen Veränderungen.

Bei der Interpretation der Analyseergebnisse müssen daher die maßstabs- und zeitlich bedingten Generalisierungen einkalkuliert und lokale Über- und Unterschätzungen der Gefährdungspotenziale berücksichtigt werden. Diese beeinflussen die Aussagegenauigkeit der Un-

tersuchungen in erheblichem Maße. Die Analyse der mittleren potenziellen Stoffverweilzeiten wurde auf Basis der Bodenkarte 1:50.000 vorgenommen. Diese ergibt einen weiten Teilen für das Beispiel Tetryl (vgl. Abbildung 8-1) eine homogene Verteilung der Verweilzeiten, je nach Bodenparametern kann diese jedoch räumlich auch sehr heterogen vorliegen. Die Aussagefähigkeit zur potenziellen Gefährdung durch die betrachteten Stoffe wird durch die Einteilung in Klassen zur besseren Darstellung nochmals eingeschränkt. Die berechneten Werte sind jedoch jederzeit im GIS für alle Flächen abrufbar.

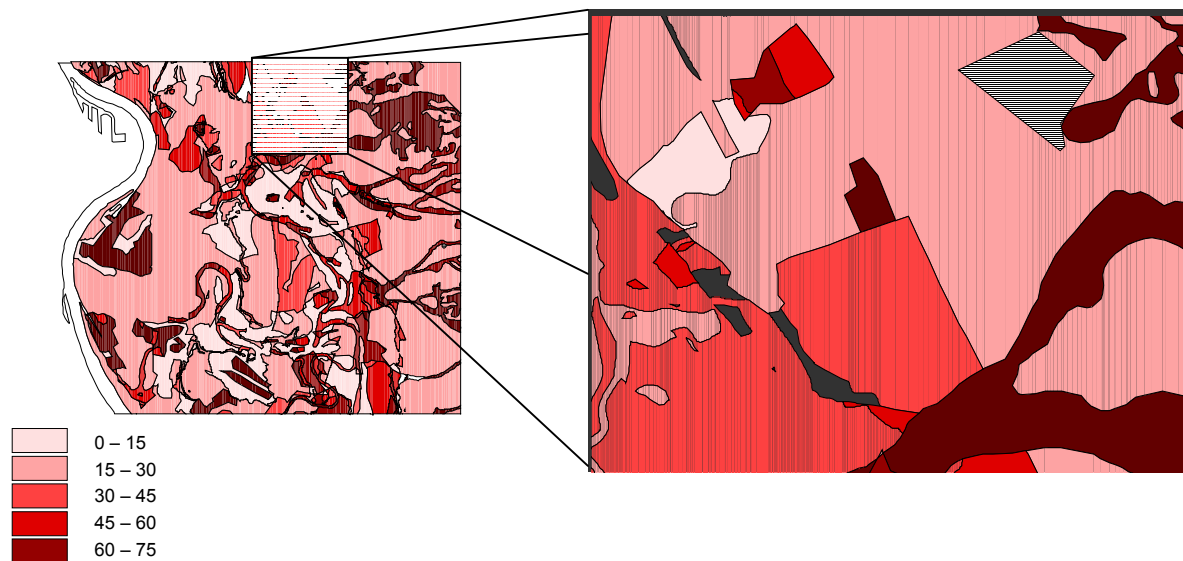


Abbildung 8-1: Die räumliche Verteilung der mittleren Stoffverweilzeiten am Beispiel von Tetryl auf der Basis unterschiedlicher Bodentypen

8.4 Daten- und Methodenmodellierung im Geografischen Informationssystem

Für die Verwaltung von raumbezogenen Daten und die Darstellung der Berechnungsergebnisse bietet sich ein Geografisches Informationssystem an. Dabei wirkt sich die Art der Daten- und Methodenmodellierung in einem GIS auch auf die Qualität bzw. Authentizität der Untersuchungsergebnisse aus. Je nach benutztem System können sowohl Raster- als auch Vektordaten verarbeitet werden.

Die Untersuchungen wurden mit einem polygonbasierten GIS durchgeführt, welches gegenüber einem rasterbasierten GIS Vorteile bietet. Kleinräumige Unterschiede können analysiert und dargestellt werden und sind nicht abhängig von der Wahl des die Daten abbildenden

Rechteckrasters, welches die Nachbildung natürlicher Begrenzungen oder Linienzügen stark vereinfacht (vgl. Kap 3.2).

Durch die Verwendung von GIS-spezifischen Routinen können die hier verwendeten Daten durch Verschneidungen und Durchführung verschiedener Operationen rasch ausgewertet und durch die Möglichkeit der grafischen Aufbereitung schön dargestellt werden. Diese Kartendarstellung, die hier in Form der Ergebniskarten dargestellt sind, werden in einer Kartenbank verwaltet. Darin besteht die Möglichkeit beliebige Karteninhalte zu präsentieren.

Die Analyseergebnisse zur potenziellen Gefährdung des Grundwassers durch die betrachteten Verbindungen sind als eine reine qualitative Abschätzung der Wahrscheinlichkeiten von Verlagerungsprozessen der Stoffe in das Grundwasser zu interpretieren. Diese basieren auf der Auswertung und Bewertung von physikalisch-bodenkundlichen Differenzierung unter Einbezug der Änderung der Landnutzungsbedingungen.

Trotz der starken Generalisierungseffekte bietet diese Betrachtungsweise einen guten ersten Überblick über potenzielle Gefährdungen des Grundwassers und ist auf Grund der leichten Handhabung durch Anwendung eines GIS für andere organische Stoffgruppen jederzeit erweiterbar.

9 Ausblick und weiterer Forschungsbedarf

Die Ergebnisse von Screening-Modellen sind immer als Annäherungen mit einer Reihe von Unsicherheiten zu betrachten. Es gibt verschiedene Möglichkeiten mit diesen Unsicherheiten umzugehen, statistische Verfahren oder die im folgenden beschriebene Fuzzy-Set-Methode.

9.1 Umgang mit Unsicherheiten

Eingangsparameter für Simulationsmodelle sind mit unterschiedlichen Arten von Fehlern behaftet: z.T. sind es nur ungenau bekannte konstante, räumlich-zeitlich variable Größen oder Expertenaussagen, die in die Modelle einfließen (Abbildung 9-1).

Die Verwendung von unscharfen Zahlen (Fuzzy-Zahlen) stellt ein mathematisches Werkzeug dar, um insbesondere Unsicherheiten in Expertenaussagen mathematisch zu fassen.

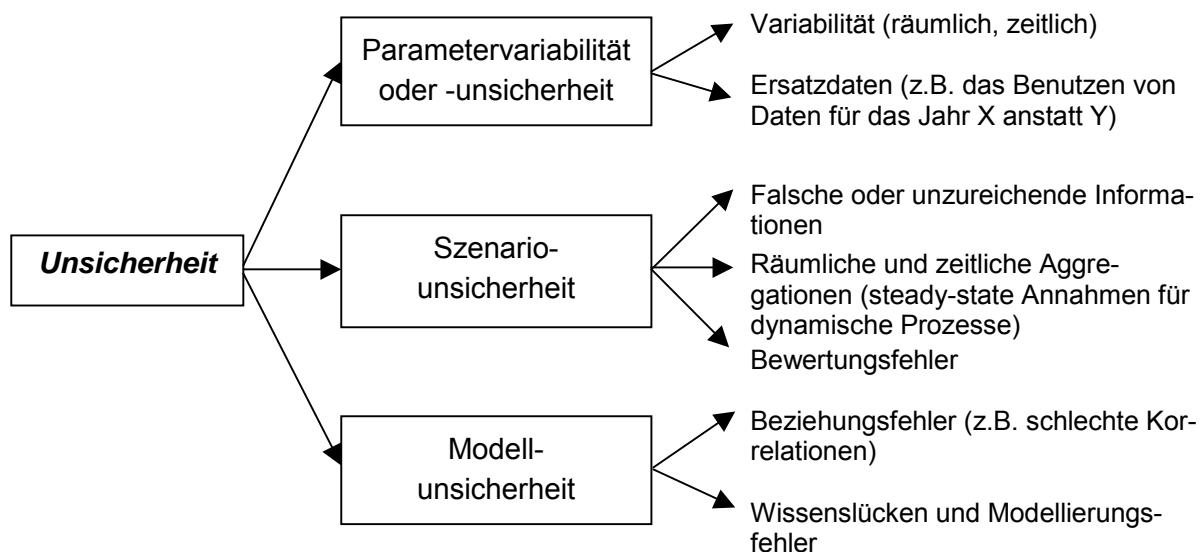


Abbildung 9-1: Klassifizierung von Unsicherheiten und ihrer Quellen (verändert nach Berding 2000)

9.2 Quellen von Unsicherheiten

Unsicherheiten von Daten treten durch folgende Faktoren auf:

- Mess- und Erhebungsungenauigkeiten der Daten am Ort der Untersuchung
- Räumliche und inhaltliche Zeitvariabilität

- Räumliche Heterogenität (Typisierungen, Geostatistik)
- Ungenauigkeiten der Datengrundlagen (Quellenanalyse)
- Repräsentativitätsprobleme von Ersatzparametern
- Schlussunsicherheit bei Datenlücken
- Algorithmierungs- und Klassifikationsunsicherheiten
- Bewertungsunsicherheit, Wirkungsbeziehungen

Voraussetzungen für die Anwendbarkeit von Fuzzy-Set-Techniken sind (Bardossy 1989):

- Bekanntheit der wesentlichen Faktoren bzw. Komplexe
- Definierbarkeit der erforderlichen Parameter
- Realisierbarkeit der rechentechnischen Datenerfassung
- Geringe Faktorenzahl (möglichst < 5 , jedoch variabel, je nach Aufwand)
- Eich- und Kalibrierungsmöglichkeiten an Zwischeninformationen und Zieldaten

Auf der Definition von Fuzzy-Sets aufbauend kann der Ablauf von Entscheidungsprozessen, die auf der Fuzzy-Set-Theorie beruhen, folgendermaßen strukturiert werden (Blaschke 1997):

- Definition der Ziel (-Variablen) des Entscheidungsprozesses und der Variablen (Bedingungen), die zur Bewertung herangezogen werden sollten
- Fuzzifizierung aller Variablen (Transformation in Fuzzy-Zugehörigkeitswerte)
- Operationen innerhalb des Entscheidungsmodells (min, max, Multiplikation etc.)
- Defuzzifizierung der Zielvariablen
- Endgültige Entscheidung oder Erarbeitung von Entscheidungsalternativen

Die Fuzzy Logic kommt dort zum Einsatz, wo das zur Problemlösung benötigte Wissen nur sehr ungenau ist oder bedingt durch die Komplexität unstrukturiert vorliegt. Auf eine mathematische Modellierung wird daher verzichtet und versucht, das menschliche Entscheidungswissen nachzubilden.

9.3 Fuzzy-Kriging

Die Verwendung von unscharfem Wissen mit Hilfe des Fuzzy-Kriging-Verfahrens werden u.a. bei Bardossy et al. (Bardossy et al. 1989) und Pietrowski (Piotrowski et al. 1997) behandelt.

Fuzzy-Kriging ist eine Erweiterung des normalen Kriging. Es unterscheidet sich von anderen Kriging-Verfahren dadurch, dass unscharfe Parameterwerte verarbeitet werden können, jedoch nur scharfe theoretische Variogramme nutzt. Bardossy et al. (1989) unterscheiden die Tabelle 2-1 dargestellten Möglichkeiten unscharfe Informationen in der Geostatistik zu verwenden.

Tabelle 9-1: Unterscheidung möglicher Fuzzy Kriging-Typen (nach Bardossy et al. 1989)

	Eingabedaten	Variogramm
lineares Kriging	non-fuzzy (crisp)	non-fuzzy (crisp)
Fuzzy Kriging, Typ 1	fuzzy	non-fuzzy (crisp)
Fuzzy Kriging, Typ 2	non-fuzzy (crisp)	fuzzy
Fuzzy Kriging, Typ 3	fuzzy	fuzzy

Durch das Prinzip des Fuzzy Kriging wird die räumliche Schätzung einer Variablen verbessert, indem sicheren Ausgangsdaten von Experten geschätzte Fuzzy-Zahlen hinzugefügt werden. Als Fuzzy-Zahlen werden nach Zadeh (1965) unscharfe Mengen verstanden, deren konvexe Zugehörigkeitsfunktion durch die drei von Experten geschätzten Parameter a , b , c definiert ist und die ihr Maximum nur einmal bei a erreicht (Abbildung 9-2).

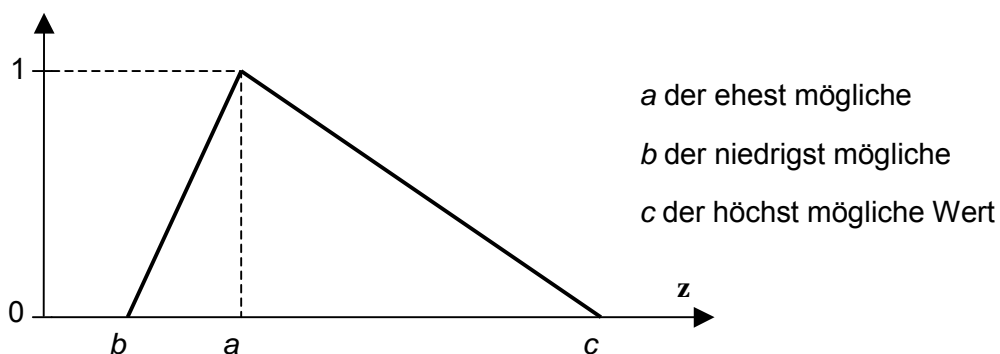


Abbildung 9-2: Zugehörigkeitsfunktion einer fuzzy-Zahl, mit den Paramtern a , b und c (nach Schafmeister 1999)

Je breiter die Zugehörigkeitsfunktion ist, desto unsicherer ist das Wissen um die Variable. Die dem Kriging vorausgehende Variogrammanalyse liefert Schätzungen für $a(x)$, $b(x)$ und

$c(x)$, die je mehr (sichere) Datenmengen zur Schätzung benutzt wurden, ein engeres Intervall beschreiben (Schafmeister 1999). Bei allen möglichen Fuzzy Kriging-Typen (siehe Tabelle 9-1) erhält man unscharfe Ausgabedaten. Ein unscharfes theoretisches Variogramm kann dazu benutzt werden, die Anpassung des theoretischen Variogramms an das experimentelle Variogramm zu erleichtern oder zu verbessern (Bartels 1997). Das von Bartels (1997) entwickelte Programm FUZZEKS ermöglicht ein Fuzzy Kriging von Typ 1 und stellt die Ergebnisintervalle graphisch in Form von Profilschnitten und Karten dar.

10 Zusammenfassung

Ziel der Arbeit ist die Entwicklung eines allgemeingültigen GIS-Bewertungsverfahrens zur Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate unter Berücksichtigung der Landnutzungsänderung über einen Betrachtungszeitraum von etwa 100 Jahren sowie die Darstellung eines Szenarios zur Grundwassergefährdungsabschätzung für ausgewählte rüstungsspezifische organische Verbindungen.

Die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Analysen liegen im mittleren Maßstabbereich und ermöglichen einen generalisierten Überblick über die Verteilung der Grundwasserneubildung sowie die Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers gegenüber den betrachteten Stoffen. Bei den Untersuchungen des in der Vergangenheit stark militär- und rüstungstechnisch genutzten Raumes stehen folgende Ziele im Vordergrund:

- Analyse der Grundwasserneubildungsrate und Abschätzung der Sickerwasserrate unter Berücksichtigung der Landnutzungsentwicklung für drei Zeitabschnitte: 1895, 1955, 1995
- Berechnung stoffspezifischer Verweilzeiten ausgewählter rüstungsspezifischer organischer Verbindungen in der ungesättigten Zone
- Beurteilungsszenario der heutigen potenziellen Grundwassergefährdung durch die betrachteten Verbindungen

Die Beurteilungsszenarien der Grundwassergefährdung erfolgen rein qualitativ und basieren auf Auswertungen von Sekundärdaten. Quantitative Aussagen sind auf Grund der Datenlage und der Größe des Untersuchungsgebietes nicht realisierbar, werden jedoch für die Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate durchgeführt. Die Abhängigkeit der Grundwasserneubildungsrate von der Landnutzungsänderung ist dabei deutlich zu erkennen. Mit zunehmender Flächenversiegelung, einher gehend mit veränderten Bedingungen der Regenwasserversickerung und des oberflächennahen Abflusses, reduziert sich die Grundwasserneubildungsrate von 180 mm/a im Jahr 1895 bei gleichbleibenden Niederschlagsverhältnissen auf etwa 150 mm/a im Jahr 1996. Die notwendigen Generalisierungen der benutzten Daten können die Aussagegenauigkeit dabei jedoch erheblich beeinflussen.

Die Abschätzung der Grundwassergefährdung erfolgt über die Beurteilung des Rückhaltevermögens der ungesättigten Zone unter Berücksichtigung der Standort- und Bodeneigenschaften und der physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften über die aufgebaute GIS-Datenbank. Bestimmt werden stoffspezifische Verlagerungsgeschwindigkeiten und Verweil

zeiten, wobei die Zusammenhänge der Parameter Bodeneigenschaften und physikalisch-chemische Stoffeigenschaften klar erkennbar sind.

Trotz starker Generalisierungseffekte bietet dieser stoffspezifische Bewertungsansatz in Verbindung mit physikalischen Methoden für organische Verbindungen einen guten ersten Überblick über potenzielle Gefährdungen des Grundwassers. Die Datenbestände der entwickelten GIS-Anwendung sind leicht erweiterbar, so dass eine Abschätzung der potenziellen Gefährdung auch für andere organische Stoffgruppen möglich ist.

11 Literaturverzeichnis

- AG BODENKUNDE (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover.
- ASCH, K. (HRSG.) (1999): GIS in Geowissenschaften und Umwelt. Berlin.
- BANDEMER, H. & GOTTWALD, S. (1990): Einführung in FUZZY- Methoden. Frankfurt/ Main.
- BARDOSSY, A., BOGARDI, I., KELLY, W. E. (1989): Geostatistics Utilizing Imprecise (Fuzzy) Information. Fuzzy Sets and Systems 1: 311-327.
- BARDOSSY, A. & LEHMANN, W (1998): Spatial distribution of soil moisture in a small catchment. Part 1: Geostatistical Analysis. J. of Hydrology 206: 1-15.
- BAUMGARTNER, A. & LIEBSCHER, H.-J. (1996): Allgemeine Hydrologie – Quantitative Hydrologie. Berlin, Stuttgart.
- BLASCHKE, T. (1997): Landschaftsanalyse und –bewertung mit GIS. Forschungen zur deutschen Landeskunde 243: 320-326.
- BLUME, H.-P. & BRÜMMER, G. (1987a): Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden. Mittlg. der dt. Bodenkundl. Gesellschaft 53: 111-117.
- BLUME, H.-P. & BRÜMMER G. (1987b): Prognose des Verhaltens von Pflanzenschutzmitteln in Böden. Landwirtschaftl. Forschungen 40: 41-50.
- BUCHER, B., FRIEDEHEIM, E., LEVACHER, D., WOLF-SCHUMANN, U. (1997): Berechnung der Neubildungsraten mit einem Wasserbilanzmodell zur verbesserten Grundwassersimulation. Wasser & Boden 49 (9): 29-42.
- BURGER, H., SCHAFMEISTER, M.-T. (2000): Gerichtete Interpolation zur verbesserten Darstellung strömungsabhängiger Grundwasserbeschaffenheitsmerkmale. Grundwasser 2 (5): 79-85.
- BURROUGH, P. A. (1989): Fuzzy mathematical methods for soil survey and land evaluation. Journal of Soil and Science 40: 477-492.
- BUNDESVERBAND BODEN (BVB) (2000): Böden und Schadstoffe: Bedeutung von Bodeneigenschaften bei stofflichen Belastungen. BVB-Materialien. Berlin.
- DIETER, H. H. (1994): Kriterien und Konzentrationsvorschläge zur gesundheitlichen Bewertung von 35 sprengstofftypischen Verbindungen und Abbauprodukten in Böden und Trinkwasser. WaBoLu-Hefte 7/1994.
- DISSE, M. (1995): Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten. Mitteilungen des IHW, Universität Karlsruhe 53: 229.

- DISSE, M. (1997): Flächendetaillierte Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung. *Wasser und Boden* 49 (9): 43-48.
- DOU, C., WOLDT, W., BOGARDI, I., DAHAB, M. (1995): Steady state groundwater flow simulation with imprecise parameters. *Water Resour. Res.* 31 (11): 2709-2719.
- DOU, C., WOLDT, W., BOGARDI, I., DAHAB, M. (1997): Numerical solute transport simulation using fuzzy sets approach. *J. Contam. Hydrol.* 27: 107-126.
- DÖRHÖFER, G. & JOSOPAIT, V. (1980). Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate. *Geol. Jb. C* (27): 45-65.
- DÖRHÖFER, G. (1996): Der großräumige Einfluß von Altablagerungen und Altstandorten auf die Trinkwasservorkommen. *Grundwasser* 1: 21-32.
- DÖRHÖFER, G. & JOSOPAIT, V. (1997): Grundwasserneubildung und ihre Ermittlung - Eine Anmerkung zum Beitrag von Hölting: Modellrechnungen zur Grundwasserneubildung. *Grundwasser* 2: 77-80.
- DÖRHÖFER, G. (1998): Bewertung von Altlasten - Ansätze zur abgestuften Beurteilung von Grundwasserkontaminationen durch Altlasten. *Altlasten-Spektrum* 7 (1): 20-24.
- DÖRHÖFER, G., KUNKEL, R., TETZLAFF, B., WENDLAND, F. (2001): Der natürliche Grundwasserhaushalt in Niedersachsen. *Arbeitshefte Wasser* 1: 109-167.
- DUBOIS, D. & PRADE, H. (1980): *Fuzzy Sets and Systems: Theory and Application*. San Diego, California.
- FREISSINET, C., ERLICH, M., VAUCLIN, M. (1998): A fuzzy logic- based approach to assess imprecisions of soil water contamination modelling. *Soil & Tillage Research* 47: 11-17.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW (GLA) (HRSG.) (1986): *Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:100.000, Erläuterungen zu Blatt C 5106*. Krefeld.
- GLUGLA, G. & TIEMER, K. (1971): Ein verbessertes Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung. *Wasserwirtschaft - Wassertechnik* 21 (10): 340-351.
- GLUGLA, G., EYRICH, A., KÖNIG, B. (1986): *Wasserhaushaltsuntersuchungen – bedeutung für die wasserwirtschaftliche Praxis*. *Wasserwirtschaft - Wassertechnik* 36 (8): 177-180.
- GRABERT, H. (1998): *Abriß der Hydrogeologie von Nordrhein-Westfalen*. Stuttgart.
- HAAS, R. & THIEME, J. (1996): *Bestandsaufnahme von Rüstungsalblastverdachtsstandorten in der Bundesrepublik Deutschland, Bd. 2: Explosivstofflexikon*. Berlin
- HOFMANN, B. & TEUTSCH, G. (1995): Bestimmung und Vorhersage des Schadstofftransports im Einzugsbereich eines Wasserwerks unter Berücksichtigung der Parameterunsicherheit. *Z. dt. geol. Gesellschaft* 146: 167-173.

- HÖLTING, B., HAERTLE, TH., HOHBERGER, K.-H., NACHTIGALL, K.H., VILLINGER, E., WEINZIERL, W., WROBEL, J.-P. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. *Geologisches Jahrbuch C* (63): 5-24.
- HÖLTING, B. (1996): *Hydrogeologie*. Stuttgart.
- HÖLTING, B. (1997): Modellrechnungen zur Grundwasserneubildung. *Grundwasser* 1: 34-35.
- INTERKOMMUNALER ARBEITSKREIS WAHNER HEIDE (HRSG.) (1989): *Die Wahner Heide. Eine rheinische Landschaft im Spannungsfeld der Interessen*. Köln.
- JOSOPAIT, V. & LILICH, W. (1975): Die Ermittlung der Grundwasserneubildung sowie ihre Kartendarstellung im Maßstab 1:200.000 unter Verwendung von geologischen und bodenkundlichen Karten. *DGM* 19 (5): 132-136.
- KAUFMANN, A. & GUPTA, M. M. (1991): *Introduction of Fuzzy Arithmetics*. New York.
- KIENAST, F., FRANK, C., LEU, R. (1991): Analyse raum-zeitlicher Daten mit einem Geographischen Informationssystem. *Berichte der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft* 328: 8-36.
- KIENAST, F. (1993): Analysis of historic landscape pattern with a Geographical Information System – a methodical outline. *Landscape Ecologic* 8: 103-118.
- KILLE, K. (1970): Das Verfahren MoMnQ, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. *Z. dt. geol. Gesellschaft, Sonderheft Hydrogeologie - Hydrogeochemie*: 89-95.
- KINZELBACH, W. (1992): *Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser*. München.
- KINZELBACH, W., SCHÄFER, W., HERZER, J. (1992): Modellierung des großräumigen Schadstofftransports unter Berücksichtigung von Adsorption und chemischen Reaktionen. *Schadstoffe im Grundwasser. Wärme- und Schadstofftransport im Grundwasser*. Dt. Forschungsgemeinschaft, Bd. 1: 135-184. Weinheim, Basel.
- KLAASSEN, S. & SCHEELE, B. (1996): Modellierung der potentiellen Grundwasserneubildung mit einem GIS. *Wasser und Boden* 48 (10): 25-28.
- KLEEBERG, H. B. (HRSG.) (1992): *Regionalisierung in der Hydrologie*. Weinheim, Basel.
- KOSCHITZKY, H.-P. & BARCZEWSKI, B. (1996): VEGAS-Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung. *IWS Schriftenreihe* 27: 173-195.
- KREMB, S., RÖTZER, T., SCHAUPP, H. (2000): Berechnung des Sickerwasseranfalls nach verschiedenen Wasserhaushaltsmodellen. *Wasser & Boden* 52 (4): 26-30.
- KRUSE, R., GEBHARDT, J., KLAWONN, F. (1993): *Fuzzy-Systeme*. Stuttgart.

- KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (2002): The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins - the river Elbe case study. *J. of Hydrology* 259 (1-4): 152-162.
- LAHMEYER INTERNATIONAL GMBH (1997): Grundwassermodell Großraum Köln rhh. Frankfurt/M. (unveröff.)
- LENKE, H. & KNACKMUSS, H.-J. (1996): Abbau nitroaromatischer Verbindungen – biologische Sanierung TNT-kontaminierter Böden. *Biospektrum* 6: 30-36.
- LITZ, N., STRUPPE, T., MÜLLER-WEGENER, U. (1998): Modellhafte Abschätzung von Stoffgehalten im Sickerwasser am Ende der Sickerstrecke zur Prioritätensetzung hinsichtlich zu ergreifender Maßnahmen. *Bodenschutz* 4: 144-148.
- MAGIERA, P. (2000): GIS-gestützte Bewertung der Empfindlichkeit des Grundwassers. *Arbeitshefte Wasser* 2000 (1): 147-157.
- MARTINETZ, D. & RIPPEN, G. (1996): *Handbuch der Rüstungsalasten*. Landsberg.
- MATHEWS, T. (1994): Entwicklung, Erprobung und vergleichende Bewertung eines Verfahrens zur Expositionsanalyse für den Immissionspfad Boden - Grundwasser - Mensch bei der Gefährdungsabschätzung von Altlast-Verdachtsflächen. *Mittlg. Ing. u. Hydrogeol.* 58: 301-307.
- MATHEWS, T. (2000): Hinweise zur Anwendung der Prüfwerte nach Bundes-Bodenschutzverordnung für den Pfad Boden-Grundwasser. *Altlasten Spektrum* 3: 167-176.
- MERKEL, B., TERTILT, K., PRÖSL, K.-H. (1993): Grundwassergefährdungskarten: Ein Werkzeug für die Wasserwirtschaft. *Wasserwirtschaft* 83: 64-70.
- MEYER, T. & TESMER, M. (2000): Ermittlung der flächendifferenzierten Grundwasserneubildungsrate in Südost-Holstein nach verschiedenen Verfahren unter Verwendung eines Geoinformationssystems. *Dissertation, Fachbereich Geowissenschaften*. Freie Universität Berlin.
- MULISCH, H.-M. & W. KRÜGER (1996): Auswirkungen militärischer Altlasten auf Einzugsgebiete von Trinkwassergewinnungsanlagen. *Wasser & Boden* 4: 11-23.
- MULISCH, H.-M., WINTER, W., DIETER, H.H., KERNDORFF, H. (1999): Kriterienkatalog zur Beurteilung von Gefahren aus militärischen Altlasten in Einzugsgebieten von Trinkwassergewinnungsanlagen. *WaBoLu* 6
- MULISCH, H.-M., WINTER, W., DIETER, H.H. (2000): Ermittlung von Gefahren für Trinkwasser aus militärischen Altlasten. *Wasser & Boden* 52 (5): 22-29.

- MÜLLER, F. & SIMON, S. (2001): Modellierung diffuser Stoffeinträge unter besonderer Berücksichtigung des Pfades Grundwasser. *ahu texte* 3: 1-8.
- NEUMANN, J. & WYCISK, P. (2001): Verfahrensvergleich als methodische Grundlage zur Ermittlung der Grundwasserneubildung im Hydrologischen Atlas Deutschland (HAD). *Arbeitshefte Wasser* 1: 43-46.
- PAAS, W. (1961): Rezente und fossile Böden auf niederrheinischen Terrassen und deren Deckschichten. *Eiszeitalter und Gegenwart* 2 (12): 165-230.
- PFEIFER, F., ODENSAß, M., SCHROERS, S. (1999): Abschätzung des Stoffeintrags in das Grundwasser nach Bodenschutz- und Altlastenverordnung. *altlasten-Spektrum* 3/1999.
- PLANUNGSGESELLSCHAFT BODEN UND UMWELT (PGBU) (HRSG.) (1996): Rüstungslatstandorte. Historisch-deskriptive Erkundung. *Handbuch Altlasten*. Wiesbaden.
- PLANUNGSGESELLSCHAFT BODEN UND UMWELT (PGBU) (HRSG.) (1998): Systematische Untersuchung eines Rüstungsalblastverdachtsstandortes – ein Praxisleitfaden. *Umweltbundesamt Bd. 127*. Berlin.
- PIOTROWSKI, J. A., BARTELS, F., SALSKI, A., SCHMIDT, G. (1997): Regionalisierung der Durchlässigkeitsbeiwerte mit unscharfen (fuzzy) Zahlen: Der Natur näher? *Grundwasser* 1 (2): 3-10.
- PREUß, J. & EITELBERG, F. (1996): Materialien über ehemalige Anlagen und Produktionsverfahren auf Rüstungsstandorten. *Handbuch Altlasten*. Wiesbaden.
- PREUß, J. & EITELBERG, F. (1999): Erfassung von Rüstungs- und Militärstandorten im Einzugsbereich der Rechtsrheinischen Gas- und Wasserwerke AG. *Geographisches Institut, Universität Mainz*. (unveröff.)
- RENGER, M. & STREBEL, O. (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. *Wasser u. Boden* 32 (8): 362-366.
- RENGER, M., & WESSOLEK, G. (1990): Auswirkungen von Grundwasserabsenkung auf die Grundwasserneubildung. *Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München* 386: 295-307.
- RENNEBERG, M. (1998): Qualitative Analyse des Grundwassergefährdungspotentials im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Zündorf. *Diplomarbeit, Geographisches Institut, Universität Bonn*. (unveröff.)
- REINSTORF, F., SUSSET, B., MARRE, D., GRATHWOHL, P., WALTHER, W. (2001): Modelle zur Sickerwasserprognose. *Bodenschutz* 6 (1): 18-24.

- RÖDER, M. (1992): Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate für Planungen im Maßstab 1:50.000. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 2: 54-57.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P. BRÜMMER, G., HARTGE, K.H., SCHWERTMANN, U. (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Stuttgart.
- SCHÄFER, A. (1994): *Die niederrheinische Bucht im Tertiär – Ablagerungs- und Lebensraum. Erdgeschichte im Rheinland*. München.
- SCHLEYER, R. (1993): *Kartierung der Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasser*. Berlin.
- SCHROEDER, M. & WYRWICH, D. (1990): Eine in Nordrhein-Westfalen angewendete Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildung. *DGM 34 (1/2)*: 12-16.
- SCHULZ, K. & HUWE, B. (1997): Water flow modeling in the unsaturated zone with imprecise parameters using a fuzzy approach. *J. of Hydrology* 201: 211-229.
- SCHULZ, K. (1997): *Modellierung von Unsicherheiten bodenphysikalischer und hydrochemischer Prozesse mit Hilfe der Fuzzy-Set-Theorie*. Dissertation. Universität Aachen.
- SCHULZ, K., HUWE, B., PEIFFER, S. (1999a): Parameter uncertainty in chemical equilibrium calculations using fuzzy set theory. *Journal of Hydrology* 217: 119-134.
- SCHULZ, K., HUWE, B. (1999b): Uncertainty and sensitive analysis of water transport modeling in a layered soil profile using fuzzy set theory. *J. of Hydroinformatics* 1 (2): 127-138.
- SCHWARZE, R., HERRMANN, A. MÜNCH, A., GRÜNEWALD, U., SCHÖNIGER, M. (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflusskomponenten und Verweilzeiten in kleinen Mittelgebirgseinzugsgebieten. *Acta hydrophysica* 35: 143-184.
- SOKOL, G., LEIBUNDGUT, C., SCHULTZ, K.P., WEINZIERL, W. (1993): Mapping procedures for assessing groundwater vulnerability to nitrate and pesticides. Application of geographic information systems in hydrology and water resources management. In: K. KOVAR & H. P. NACHTNEBEL. (HRSG.) IAHS Press. 211.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1995): *Sondergutachten Altlasten des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU I und II) Ziffer 337, Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: 277.*
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1998): *Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz : ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung*. Stuttgart, Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: 207.

- STEPHAN, S. (1993): Mikromorphologische Genese von Böden auf den Niederterrassen des Niederrheingebietes und der Kölner Bucht. *Eiszeitalter und Gegenwart* 43: 67-86.
- TRACK, T. & SCHENK, D. (1998): Recherche über das Abbau-/Transformationsverhalten von 2,4,6-Trinitrotoluol, 2,4- & 2,6-Dinitrotoluol sowie den Entwicklungsstand von Sanierungstechnologien für Sprengstoffkontaminationen. Bonn.
- VOIGT, H.-J., JAHNKE, C., HEINKELE, T., HANNAPPEL, S. (2001): Charakteristik der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern. *Arbeitshefte Wasser* 1: 27-31.
- WALTHER, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. Stuttgart.
- WESSOLEK, G. (1989): Einsatz von Wasserhaushalts- und Photosynthesmodellen in der Ökosystemanalyse. Berlin.
- WESSOLEK, G. & FACKLAM, M. (1997): Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160: 41-46.
- WILSON, C., DUARTE-DAVIDSON, R., JONES, K.C. (1996): Screening the environmental fate of organic contaminants in sewage sludge applied to agricultural soils: 1. The potential for downward movement to groundwater. *The Science of Total Environment* 185: 45-57
- WITTENBERG, H. (1997). Der nichtlineare Speicher als Alternative zur Beschreibung von Basisabfluss, Grundwasserspeicherung und Trockenwetterganglinie. *Wasserwirtschaft* 12: 570-574.
- WUNDT, W. (1958): Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. *Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung. Forschung dt. Landeskunde* 104: 47-54.
- ZADEH, L. A. (1965): Fuzzy Sets. *Information and Control* 8: 338-353.

Lebenslauf

Simone Simon
Zeller Straße 29-31
97082 Würzburg

Geburtstag	01. Februar 1973
Geburtsort	Köln
Familienstand	Ledig
Staatsangehörigkeit	deutsch

Schulbildung

1979 – 1983	Grundschule Jünkerath
1983 - 1992	St. Matthias Gymnasium Gerolstein Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

Studium

1992 – 1998	Studium der Geografie an der Johannes Gutenberg-Universität Mainz
1994 - 1998	Studium der Geologie (Zweitstudium) an der Johannes Gutenberg-Universität Mainz
1994	Vordiplom Geografie
1997	Vordiplom Geologie
1998	Diplomarbeit „Hydrologische und vegetationskundliche Untersuchungen im Naturschutzgebiet Eich-Gimbsheimer Altrhein“ Abschluss: Diplom-Geografin Gesamtnote: sehr gut

Berufstätigkeit

1998 - 2001	Wissenschaftliche Mitarbeiterin der Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Geowissenschaften Arbeitsgruppe Prof. Dr. D. Schenk, Angewandte Geologie Promotionsarbeit
seit 2001	SEIB Ingenieur-Consult, Würzburg Pilotprojekt Bewirtschaftungsplan Main, Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Projektmanagement