

**Entwicklung eines
GIS- und QRA-basierten Wassersicherheitsplans (WSP)
als ein Instrument des Ressourcenschutzes
in Trinkwassereinzugsgebieten**

**- unter Berücksichtigung veränderter Gefährdungspotenziale
für die Trinkwasserversorgung -**

**Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn**

**vorgelegt von
Ina Wienand
aus Duisburg**

Bonn, Januar 2006

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der
Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Referent: PD Dr. Thomas Kistemann, MA
2. Referent: Prof. Dr. Bernd Dieckrüger

Tag der Promotion: 07.04.2006

Diese Dissertation ist auf dem Hochschulserver der ULB Bonn
http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online elektronisch publiziert.

Erscheinungsjahr: 2006

Vorwort

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollte unter Berücksichtigung neuer Gefährdungspotenziale für die Trinkwasserversorgung ein prozessorientiertes Risikomanagementsystem gemäß der Vorgaben der WHO entwickelt werden. Die Realimplementierung eines solchen Systems sollte am Beispiel eines Wasserversorgungsunternehmens unter besonderer Berücksichtigung des Ressourcenschutzes stattfinden. Hierbei stand die Anwendung und Bewertung Geographischer Informationssysteme (GIS) im Vordergrund. Für die Entwicklung und Implementierung eines GIS-gestützten Wassersicherheitsplanes (WSP) waren das Interesse eines Wasserversorgungsunternehmens und eine zugleich vertrauensvolle Zusammenarbeit mit diesem Unternehmen notwendig. An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Mein besonderer Dank gilt:

- Herrn PD Dr. Thomas Kistemann für die Betreuung und sein stetes Interesse am Fortgang dieser Arbeit. Seine Hilfs- und Diskussionsbereitschaft waren eine wichtige Stütze für das Gelingen dieser Arbeit
- Herrn Prof. Dr. Bernd Dieckkrüger für die Übernahme der Begutachtung der Arbeit
- Herrn Dipl. Ing. Uwe Nolting, technischer Leiter der Stadtwerke Niederkassel für sein Engagement bei der Entwicklung und Realimplementierung des Wassersicherheitsplanes. Die stets vorhandene Hilfsbereitschaft bei der Erhebung von Daten und der Weitergabe von langjährigen Erfahrungen und Erkenntnissen im Wassereinzugsgebiet waren eine wesentliche Voraussetzung für die Umsetzung eines GIS-gestützten WSP für die Stadtwerke Niederkassel
- Herrn Dr. Vladimir Vacata für den wissenschaftlichen Austausch und die technische Hilfestellung bei der Umsetzung der Applikation zur Quantitativen Risikoabschätzung (QRA)
- Herrn Dr. Peter Burwick, Herrn Werner Probst und Frau Gabriele Enkirch-Schmidt des Staatlichen Umweltamtes Köln/ Außenstelle Bonn für die hilfreiche Unterstützung bei der Beschaffung von Grund- und Rohwasserdaten für das Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel
- Herrn Dipl. Geol. Joachim Kiefer, Herrn Dipl. Ing. Matthias Roedelsperger und Herrn Dipl. Geoökol. Sebastian Sturm des Technologiezentrums Wasser in Karlsruhe (TZW), extern beratendes Unternehmen der Stadtwerke Niederkassel, für die Unterstützung bei der Erhebung von Grund- und Rohwasserdaten aus dem Sondermessprogramm der Stadtwerke Niederkassel sowie Bodendaten
- Herrn Klaus Schulze-Lohne und Frau Dr. Renate Block der Landwirtschaftskammer Rheinland und Herrn Werres der Firma Geolok für den ausführlichen Erfahrungsaustausch zu Maßnahmen innerhalb der Kooperation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, die im Rahmen des WSP eine besondere Bedeutung haben
- Frau Dr. Castell-Exner von der Deutschen Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW) für ihre Anregungen und Diskussionsbereitschaft bei der Entwicklung und Implementierung des WSP und der Bewertung neuer Gefährdungen für die Trinkwasserversorgung
- Den Mitarbeitern des Instituts für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn, darunter insbesondere Herrn Dipl. Geogr. Thomas Claßen für den hilfreichen wissenschaftlichen Austausch sowie Herrn Dr. Christoph Koch und Herrn Tobias Frechen für technische Hilfestellungen.

- Meinem Mann Sven, der immer für mich da war und mir in schweren Zeiten Kraft geschenkt hat. Ebenso danke ich meinen Eltern, die mich stets in meinem Vorhaben bestärkt und unterstützt haben.

Nicht zuletzt gilt ein ganz besonderer Dank der Deutschen Bundesstiftung für Umwelt (DBU) für die Förderung des Forschungsvorhabens. Herrn Dr. Maximilian Hempel möchte ich in diesem Zusammenhang in seiner Funktion als Betreuer der Stipendiaten danken. Den wissenschaftlichen Austausch mit anderen Stipendiaten unterschiedlichster Fachdisziplinen, der durch die DBU ermöglicht wird, habe ich während meiner Promotionszeit als sehr wertvoll empfunden.

I. Inhalt

I. Inhalt	I
II. Tabellenverzeichnis	IV
III. Abbildungsverzeichnis	VI
IV. Abkürzungsverzeichnis	X
V. Zusammenfassung	XII
1. Einleitung	1
1.1 Hintergrund und Problemstellung	1
1.1.1 Probleme und Schwächen entwickelter Versorgungsstrukturen	1
1.1.2 Neue Entwicklungen des Qualitäts- und Risikomanagements in der Trinkwasserversorgung	3
1.2 Aufgabenstellung und Zielsetzung	6
2. Konzepte des Qualitäts- und Risikomanagements für die Trinkwasserversorgung	10
2.1 Bestehende Konzepte der Qualitätssicherung und des Qualitätsmanagements in der deutschen Trinkwasserversorgung	10
2.1.1 Die Trinkwasserverordnung	12
2.1.2 Qualitätssicherung anhand der Umsetzung von Regelwerken und Normen	15
2.1.3 Das Multi-Barrieren-System	18
2.1.4 Das Technische Sicherheitsmanagement (TSM)	20
2.2 Der Wassersicherheitsplan (WSP) als ein neues, risikobasiertes Management	22
2.2.1 Vorgehensweise bei der Entwicklung eines WSP	24
2.2.2 Integration methodischer Aspekte der Quantitativen Risikoabschätzung	28
3. Neubewertung potenzieller Risiken für die Trinkwasserversorgung in Deutschland	32
3.1 Relevanz international diskutierter Gefährdungspotenziale für die Trinkwasserversorgung in Deutschland	32
3.1.1 (Re)emerging pathogens	32
3.1.1.1 Zentral eingetragene Erreger fäkaler Herkunft	35
3.1.1.2 Dezentral vorkommende Erreger mit Vermehrungspotenzial	41
3.1.1.3 Toxizität von Cyanobakterien	43
3.1.2 Starkregen- und Hochwasserereignisse	44
3.1.2.1 Extremniederschläge und Hochwasserereignisse in Deutschland	45
3.1.2.2 Starkregenereignisse und deren Risiken für die Trinkwasserversorgung	47

3.1.3	Nutzung von Oberflächenwasser für die Trinkwasserversorgung	49
3.1.3.1	Historische und gegenwärtige Entwicklung der Oberflächenwassernutzung in Deutschland.....	50
3.1.3.2	Risiken einer zunehmenden Nutzung von Oberflächenwasser	53
3.1.4	Bewertung steigender konkurrierender Flächennutzungen.....	54
3.1.4.1	Probleme der Flächennutzung in Deutschland.....	55
3.1.4.2	Risiken konkurrierender Raumnutzungen für die Trinkwasserversorgung	57
3.1.5	Bioterroristische Aktivitäten.....	58
3.1.5.1	Werkzeuge bioterroristischer Aktivitäten	59
3.1.5.2	Verwundbarkeit der Wasserversorgung durch bioterroristische Angriffe	61
3.2	Diskussion zu neuen Gefährdungspotenzialen für die Trinkwasserversorgung	64
3.2.1	Ist die Qualität der Trinkwasserversorgung in Deutschland gefährdet?	64
3.2.2	Ist das bisherige Konzept der Trinkwasserüberwachung zufriedenstellend?.....	72
4.	Methoden zur Implementierung eines WSP für die Stadtwerke Niederkassel.....	75
4.1	Die Vorgehensweise zur Implementierung des WSP	75
4.1.1	Beschreibung der Wasserversorgung und Einzugsgebietscharakterisierung	77
4.1.2	Durchführung einer Gefahrenanalyse und Risikobewertung	80
4.1.3	Quantitative Risikoabschätzung ausgewählter Gefährdungen.....	84
4.1.4	Identifikation von Steuerungsmaßnahmen.....	90
4.1.5	Einrichtung eines betrieblichen Überwachungssystems	91
4.1.6	Festlegen von Korrekturmaßnahmen	94
4.1.7	Dokumentation und Aufzeichnungen	95
4.1.8	Validierung und Verifizierung	97
4.2	Die Integration Geographischer Informationssysteme (GIS).....	101
4.2.1	Datenerfassung und -implementierung	102
4.2.2	Datenanalyse	103
4.2.2.1	Verschneidung und Reklassifikation	105
4.2.2.2	Punktdichteberechnungen	107
4.2.2.3	Räumliche Interpolationsverfahren.....	108
5.	Realimplementierung des Wassersicherheitsplans für die Stadtwerke Niederkassel.....	115
5.1	Vorbereitende Schritte	115
5.2	Beschreibung der Wasserversorgung und des Einzugsgebiets	115
5.2.1	Organisation und Störfallmanagement.....	116
5.2.2	Die Struktur der Wasserversorgung.....	118
5.2.3	Das Trinkwassereinzugsgebiet.....	120
5.2.3.1	Naturräumliche Bedingungen	121

5.2.3.2	Charakterisierung der Flächennutzung	126
5.2.3.3	Identifikation von Verbraucher- und Risikogruppen	129
5.3	Gefährdungsanalyse und Risikobewertung.....	131
5.3.1	Empfindlichkeit des Grundwassers gegenüber Stoffeinträgen	131
5.3.2	Grundwassergefährdungspotenzial verschiedener Nutzungen im Einzugsgebiet.....	132
5.3.3	Auswahl und Bewertung der potenziellen Gefahren	137
5.3.3.1	Nitrat	144
5.3.3.2	Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel.....	148
5.3.3.3	Infiltration von Rheinwasser in den Aquifer.....	151
5.3.3.4	Treibstoffleitung	157
5.3.3.5	Kanalsystem.....	158
5.3.4	Quantitative Risikoabschätzung ausgewählter Gefahren.....	161
5.3.4.1	Risikoabschätzung der Nitratbelastung des Grund- und Rohwassers.....	161
5.3.4.2	Risikoabschätzung der Belastung durch PBSM.....	167
5.3.4.3	Risikoabschätzung der Kontamination durch Mineralölverluste der Treibstoff- leitung	171
5.4	Identifikation von Steuerungsmaßnahmen.....	176
5.5	Einrichtung eines betrieblichen Überwachungssystems	177
5.5.1	Eliminationsmaßnahmen.....	178
5.5.2	Instandhaltungsmaßnahmen.....	179
5.5.3	Überwachungsmaßnahmen	180
5.6	Korrigierende Maßnahmen	183
5.7	Dokumentation.....	184
5.8	Validierung und Verifizierung	186
6.	Diskussion.....	189
6.1	Bewertung des WSP der Stadtwerke Niederkassel – Was ist neu?.....	189
6.1.1	Vorbereitung des WSP.....	189
6.1.2	Systembewertung.....	190
6.1.3	Betriebliche Überwachung.....	194
6.2	Möglichkeiten und Grenzen von GIS im Rahmen des WSP	198
6.3	Möglichkeiten und Grenzen der Quantitativen Risikoabschätzung	203
6.3.1	Expositionsabschätzung im Trinkwassereinzugsgebiet	204
6.3.2	Expositionsabschätzung des Trinkwassers	206
6.4	Der WSP in Deutschland – ein neuer Ansatz oder gängige Praxis?	208
7.	Fazit und Ausblick.....	213

8.	Literatur	217
9.	Glossar	243
10.	Anhang	245

II. Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Berichte über wasserbedingte Erkrankungen der WHO-Region Europa 1986 – 1996.....	2
Tab. 2:	Vergleichende Darstellung ausgewählter Parameter der EU-Trinkwasserrichtlinie sowie alter und neuer Trinkwasserverordnung	13
Tab. 3:	Gegenüberstellung von ISO-Standards und Regelwerken	17
Tab. 4:	Beispiele des Unternehmensleitfadens zur Überprüfung der Organisations- und technischen Sicherheit eines Wasserversorgungsunternehmens im Rahmen des DVGW-Arbeitsblattes W 1000.....	21
Tab. 5:	Typisierung von QRA-Einsatzmöglichkeiten	29
Tab. 6:	Zahl und Fälle trinkwasserbedingter Ausbrüche in den USA zwischen 1920 und 1988	33
Tab. 7:	Entdeckung von trinkwasser-relevanten Infektionserregern seit den 70er Jahren	34
Tab. 8:	Kurze Beschreibung von Bakterien, Viren und Protozoen	35
Tab. 9:	Auswahl neuer bakterieller, zentral eingetragener Krankheitserreger	36
Tab. 10:	Charakteristika der Viren	38
Tab. 11:	Charakteristika der Protozoen	39
Tab. 12:	Eigenschaften dezentral vorkommender Erreger mit Vermehrungspotenzial	41
Tab. 13:	Auswahl trinkwasserbedingter Erkrankungen durch Cyanotoxine	43
Tab. 14:	Lineare Trendwerte der fünf Starkniederschlagsvariablen	46
Tab. 15:	Anzahl der Zeitreihen mit positiven Trends und Signifikanz der Häufung positiver Trends des Winterhalbjahres.....	46
Tab. 16:	Studien zu trinkwasserbedingten Erkrankungen bzw. Erregernachweis im Wasser im Zusammenhang mit Niederschlagsereignissen	48
Tab. 17:	Trinkwasserbedingte Erkrankungen in den USA (<i>community systems</i>)	53
Tab. 18:	Auswahl trinkwasserrelevanter Erreger bioterroristischer Angriffe	60
Tab. 19:	Auswahl terroristischer oder vandalistischer Vorfälle bei Wasserversorgungssystemen	61
Tab. 20:	Eliminationsleistung von Aufbereitungsanlagen in Hinblick auf chemische Agenzien und ausgewählte mikrobielle Erreger	63
Tab. 21:	Zahl der Wasserversorgungsunternehmen im europäischen Vergleich	65
Tab. 22:	Auswahl von Berichten über Ausbrüche durch neue Wasserverwendungen.....	67
Tab. 23:	Gesundheitsbasierte Ziele der WHO für ausgewählte mikrobielle Erreger	70
Tab. 24:	Auswahl des Datenmaterials und zugehöriger Institutionen.....	78

Tab. 25: Umfang der Roh- und Grundwasseranalytik.....	79
Tab. 26: Verfahren zur Abschätzung der Schutzbedürftigkeit des Grundwassers gegenüber Salzeinträgen.....	81
Tab. 27: Bewertung des Rückhaltevermögens der Böden von Nitrat	82
Tab. 28: Bewertung des Grundwassergefährdungspotenzials verschiedener Landnutzungen im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel	82
Tab. 29: Semi-quantitative Bewertung der landwirtschaftlichen Nutzungen und angrenzender Flächen.....	83
Tab. 30: Semi-quantitative Bewertung nach Prioritäten-Matrix	83
Tab. 31: Risikoabschätzung auf Basis der Prioritäten-Matrix.....	84
Tab. 32: Schadstoffkonzentrationen nach Schwellen-, Prüf- und Grenzwerten.....	85
Tab. 33: Humantoxikologische Kenngrößen und daraus abgeleitete Richtwerte.....	87
Tab. 34: Beispiele für Steuerungsmaßnahmen in Einzugsgebieten	91
Tab. 35: Einfaches Beispiel einer Gefahren-Elimination.....	92
Tab. 36: Einfaches Beispiel einer Instandhaltungsanweisung.....	93
Tab. 37: Beispiel einer einfachen Überwachungsanweisung	94
Tab. 38: Dokumentation und Auswertung der Teilprozesse des WSP.....	97
Tab. 39: Beispiele für Validierungs- und Verifizierungsaktivitäten	98
Tab. 40: Grundschemata der kartographischen Algebra	106
Tab. 41: Vor- und Nachteile von Raster- und Vektorverschneidung	106
Tab. 42: Zusammensetzung des WSP-Teams bei den Stadtwerken Niederkassel.....	115
Tab. 43: Auswahl der Gefahren mit geringer Relevanz	138
Tab. 44: Auswahl von Gefahren mit mäßiger Relevanz (I)	139
Tab. 45: Auswahl der Gefahren mit mäßiger Relevanz (II).....	140
Tab. 46: Auswahl der Gefahren mit mäßigem bis hoher Relevanz.....	141
Tab. 47 : Auswahl der Gefahren für die Trinkwasseraufbereitung der Stadtwerke Niederkassel.....	142
Tab. 48: Auswahl der Gefahren für die Trinkwasserverteilung	143
Tab. 49: Auswahl wichtiger Steuerungsmaßnahmen	176
Tab. 50: Beispiele für Eliminationsmaßnahmen	178
Tab. 51: Eliminationsmaßnahmen zur Verhinderung möglicher Schäden durch Ölpipeline	179
Tab. 52: Beispiel I einer Instandhaltungsmaßnahme der Stadtwerke Niederkassel	179
Tab. 53: Beispiel II einer Instandhaltungsmaßnahme der Stadtwerke Niederkassel.....	180
Tab. 54: Überwachungsanweisung „Nitratbelastung durch landwirtschaftliche Aktivitäten“	181
Tab. 55: Überwachungsanweisung für die landwirtschaftliche Beratung.....	182
Tab. 56: Überwachungsanweisung „Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline“	183
Tab. 57: Auswahl korrigierender Maßnahmen im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	184

Tab. 58: Auswahl der Verifizierungs- und Validierungsinitiativen	187
Tab. 59: Vorbereitende Tätigkeiten im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements der Stadtwerke Niederkassel gemäß WSP	190
Tab. 60: Systembewertung im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements der Stadtwerke Niederkassel gemäß WSP	191
Tab. 61.: Betriebliche Überwachung im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements der Stadtwerke Niederkassel gemäß WSP	194
Tab. 62: Integration von Kooperationsmaßnahmen in den WSP	195
Tab. 63: Management und Kommunikation im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements der Stadtwerke Niederkassel gemäß WSP	196
Tab. 64: Möglichkeiten des GIS-Einsatzes bei Vorbereitung und Systembewertung des WSP für die Stadtwerke Niederkassel	199
Tab. 65: Möglichkeiten des GIS Einsatzes im Rahmen der Betrieblichen Überwachung sowie Management und Kommunikation des WSP	201
Tab. 66: Ergebnis der Analyse des DVGW-Regelwerkes durch den DVGW	209
Tab. 67: Ergebnis der TZW-Analyse der TSM-Prüfung durch den DVGW.....	211

III. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Entwicklung des Qualitätsverständnisses in der Wasserversorgung	11
Abb. 2: Schema zur Regelung zu § 9 TrinkwV 2001.....	14
Abb. 3: Das Multi-Barrieren-System	18
Abb. 4: Bausteine des Technischen Sicherheitsmanagements (TSM)	20
Abb. 5: Übereinkommen der Bonn-Charta	22
Abb. 6.: Stufen des Wassersicherheitsplanes (Water Safety Plans).....	25
Abb. 7: Verknüpfung von WSP und QRA	30
Abb. 8: Auswahl international diskutierter Risiken für die Trinkwasserversorgung	32
Abb. 9: Klimawandel und wasserbedingte Erkrankungen – Ursache und Wirkungsbeziehungen	45
Abb. 10: Wasserförderung ausgewählter Länder der WHO Region Europa.....	49
Abb. 11: Entwicklung von Talsperren und Speichervolumen der Talsperren in Deutschland.....	51
Abb. 12: Anteil von Grund- und Oberflächenwasser an der jährlichen Gesamtfördermenge.....	51
Abb. 13: Förderung von Oberflächenwasser nach Wasserarten von 1960-1998	52
Abb. 14: Jährliche Förderung von Oberflächenwasser sowie Uferfiltrat und angereichertem Grundwasser in Deutschland.....	52
Abb. 15: Entwicklung der Siedlungsfläche 1997-2001	55
Abb. 16: Veränderung der Wohnfläche pro Kopf.....	56
Abb. 17: Risikopotenziale und ihre Beziehungen untereinander	71
Abb. 18: Grundsatz vom „Einzugsgebiet zum Verbraucher“.....	72

Abb. 19: Integration von Kontrollpunkten in das Multi-Barrieren-Konzept.....	73
Abb. 20.: WSP in Anlehnung an die Vorgaben der WHO-Leitlinien	75
Abb. 21: Methodisches Vorgehen bei der Gefahrenanalyse	81
Abb. 22: Vereinfachte Darstellung des Datenbankaufbaus zur Eingabe und Dokumentation des WSP	96
Abb. 23: Darstellung der Analyseergebnisse langjähriger Messreihen ausgewählter Parameter.....	99
Abb. 24: Arbeitsschritte im GIS.....	102
Abb. 25: Schematische Darstellung der Datenbank	103
Abb. 26: Schematischer Überblick über Transformationsoperationen in Geographischen Infor- mationssystemen	104
Abb. 27: Verfahren der Punktdichteschätzung.....	107
Abb. 28: Prinzip der Kernel density Schätzung	108
Abb. 29: Möglichkeiten der Auswahl von Messstellen bei der Interpolation	109
Abb. 30: Generalisierte Darstellung eines Semivariogramms.....	112
Abb. 31: Vorgehensweise bei der Kriging-Interpolation	113
Abb. 32: Mögliche Ergebnisse der Kreuzvalidierung	114
Abb. 33: Organisation der Stadtwerke Niederkassel.....	116
Abb. 34: Störfallmanagement der Stadtwerke Niederkassel als Bestandteil des WSP	117
Abb. 35: Prozessdiagramm der Wasserversorgung der Stadtwerke Niederkassel	118
Abb. 36: Erfassung der Brunnendaten im GIS	118
Abb. 37: Trinkwasserleitungen im GIS.....	119
Abb. 38: Veränderung der Wasserschutzzonen der Stadtwerke Niederkassel.....	120
Abb. 39: Landsat ETM-Aufnahme der Stadt Niederkassel und Umgebung	121
Abb. 40: Hydrogeologische und geologische Daten im GIS.....	122
Abb. 41: Spline-Interpolation niedriger bis normaler Grundwasserströmungsverhältnisse.....	123
Abb. 42: Eigenschaften des Bodens im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	124
Abb. 43: Verteilung der Niederschlagsstationen im Bereich des Einzugsgebietes der Stadtwerke Niederkassel.....	125
Abb. 44: Monatliche Niederschlagssummen (in mm) von 1971 bis 2004	125
Abb. 45: Grundwasserneubildungsraten im Grundwassermodell Niederkassel.....	126
Abb. 46: Flächennutzungsarten im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel	127
Abb. 47: Landnutzungsklassifikation mit Hilfe der Landsat ETM-Aufnahmen	128
Abb. 48: Aufwuchskartierung der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Wasserschutzgebiet	129
Abb. 49: Trinkwasserabgabe an Letztverbraucher.....	130
Abb. 50: Dichte der vulnerablen Einrichtungen im Versorgungsgebiet der Stadtwerke Nieder- kassel.....	130
Abb. 51: Schutzbedürftigkeit des Grundwassers gegenüber Salzeinträgen	131

Abb. 52: Bewertung des Grundwassergefährdungspotenzials durch Nutzungen.....	132
Abb. 53: Grundwassergefährdungspotenzial nach Nutzungen gemäß Landsat-Daten	133
Abb. 54: Bewertung von Verkehrswegen (a) und Altlasten- oder Altstandorten (b).....	134
Abb. 55: Gewerbebetriebsdichte im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	135
Abb. 56: Behälter mit wassergefährdenden Flüssigkeiten im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	135
Abb. 57: Risikobewertung der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	136
Abb. 58: Trockenauskiesung im Bereich des Mondorfer Sees	140
Abb. 59: Eigengewinnungsanlagen und Zisternen im Wasserversorgungsgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	143
Abb. 60: Häufigkeitsdiagramm der gemessenen Nitratgehalte im Wasserschutzgebiet der Stadt- werke Niederkassel	144
Abb. 61: Anzahl der Nitratbeprobung von 1977 bis 2003	145
Abb. 62: Nitratgehalte von 1977 bis 2003 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel	145
Abb. 63: Anzahl und Dichte der Probenahmestellen im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	146
Abb. 64: Nitratgehalte im Jahr 1991 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	147
Abb. 65: Nitratgehalte im Jahr 2002 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	147
Abb. 66: Kreuzvalidierung und Standard Error Mapping der Kriging Interpolation 2002	148
Abb. 67: Anzahl der Probenahmen Atrazin von 1988 bis 2003.....	149
Abb. 68: Atrazingehalte in µg/l von 1988 bis 2003	150
Abb. 69: Atrazingehalte im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel in den Jahren 1988 bis 2003.....	150
Abb. 70: Maximale Atrazingehalte im Jahr 2003 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Nieder- kassel.....	151
Abb. 71: Mittlere streckenbezogene Austauschrate zwischen Rhein und rechtsseitigem Grund- wasser	152
Abb. 72: Häufigkeiten der Chloridgehalte im Wasserschutzgebiet in den Jahren 1977 - 2003.....	153
Abb. 73: Chloridkonzentrationen (in mg/l) im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	153
Abb. 74: Chloridgehalte im Jahr 1998 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	154
Abb. 75: Chloridgehalte im Jahr 1999 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel.....	155
Abb. 76: Kreuzvalidierung der Chloridgehalte des Jahres 1999.....	155
Abb. 77: Nachweis von Röntgenkontrastmitteln an Rohwasserbrunnen und Vorfeldmessstelle im Wasserschutzgebiet.....	156
Abb. 78: Abstand der Treibstoffpipeline zu den Trinkwasserbrunnen	157
Abb. 79: Borgehalte (in mg/l) der Probenahmestellen im und nahe dem Wasserschutzgebiet.....	158
Abb. 80: Borkonzentrationen in den Jahren 1990 bis 2003	159

Abb. 81: Borkonzentrationen im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel im Jahr 2002	159
Abb. 82: Standard Error Mapping der Borkonzentrationen des Jahres 2002	160
Abb. 83: Häufigkeitsverteilung der Carbamazepingehalte (in $\mu\text{g/l}$)	161
Abb. 84: Wahrscheinlichkeit einer Überschreitung eines Schwellenwertes von 25 mg/l und 30 mg/l im Jahr 2002	163
Abb. 85: Wahrscheinlichkeit der Überschreitung eines Schwellenwertes von 25 mg/l und 35 mg/l Nitrat im Jahr 1991	164
Abb. 86: Einzugsgebietsbezogener Risikoindex für Nitrat	164
Abb. 87: Trend des einzugsgebietsbezogener Risikoindex (ERI) für den Zeitraum 1977 bis 2003 ...	165
Abb. 88: Entwicklung der Nitratgehalte an den Entnahmebrunnen	166
Abb. 89: Risikoindizes der Nitratgehalte an den Entnahmebrunnen	166
Abb. 90: Einzugsgebietsbezogener Risikoindex (ERI) für Atrazin	168
Abb. 91: Einzugsgebietsbezogener Risikoindex (Maximalwerte) von Atrazin im Jahr 2003	168
Abb. 92: Entwicklung der Atrazingehalte (Mittelwerte und Maxima) am Entnahmebrunnen 1	169
Abb. 93: Risikoindex nach potenziellen Atrazingehalten im Trinkwasser für Erwachsene und Kinder	169
Abb. 94: Dichtefunktion für Atrazin – roter Balken = ADI-Wert unter Berücksichtigung von 10% Allokation zu Trinkwasser, Atrazingehalt = 2 $\mu\text{g/l}$ im Trinkwasser	170
Abb. 95: Dichtefunktion für Atrazin – roter Balken = ADI-Wert, Konzentration im Trinkwasser = 1,5 $\mu\text{g/l}$ Atrazin	171
Abb. 96: Entnahmeparabeln unter stationären Bedingungen	173
Abb. 97: Bahnlinienberechnungen zu den Brunnen 2 und 3	174
Abb. 98.: Dichtefunktion zur Risikoabschätzung von Benzol – Benzolgehalt im Trinkwasser = 10 $\mu\text{g/l}$	175
Abb. 99: Dichtefunktion zur Risikoabschätzung von Benzol – Benzolgehalt im Trinkwasser = 10 $\mu\text{g/l}$, Bevölkerungszahl = 1 (Verifizierung)	175
Abb. 100: Dokumentation der jährlichen Basisdaten und allgemeiner Informationen	185
Abb. 101: Beispiel für die Dokumentation der Gefahrenbewertung	186
Abb. 102: Der Einsatz von GIS innerhalb des WSP	203
Abb. 103: Perspektive des WSP in Deutschland (eigene Darstellung)	212

IV. Abkürzungsverzeichnis

ADI	Acceptable Daily Intake
AWWA	American Water Works Association
AWWARF	AWWA Research Foundation
BBR	Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung
BGA	Bundesgesundheitsamt
BMELF	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
CCP	Critical Control Point
CDC	Centre for Disease Control and Prevention
DALY	Daily Adjusted Life Year
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
DVGW	Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V.
DüV	Düngeverordnung
E. coli	Escherichia coli
EHEC	Enterohämorrhagische Escherichia coli
EIEC	Enteroinvasive Escherichia coli
EPA	Environmental Protection Agency
EPEC	Enteropathogene Escherichia coli
ETEC	Enterotoxische Escherichia coli
EU-RL	Europäische Richtlinie
EWGLI	European Working Group for Legionella Infections
FTU	FormazineTurbidity Unit
GD	Geologischer Dienst
GIS	Geographisches Informationssystem
GSF	Geringfügigkeitsschwellenwerte
HACCP	Hazard Analysis Critical Control Point
H. pylori	Helicobacter pylori
HKW	Halogenkohlenwasserstoffe
HYGRIS	Hydrologisches Grundlageninformationssystem
IACR	International Association of Cancer Registries
IAWR	Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet
IDW	Inverse Distance Weighting (Inverse Distanzgewichtung)
IFSG	Infektionsschutzgesetz
IHÖG	Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit
IEC	International Electrotechnical Commission
ISO	International Organization for Standardization

IWA	International Water Association
KLIWA	Kooperationsvorhaben Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LMBG	Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz
LWG	Landeswassergesetz
MTBE	Methyltertiärbutylether
NHRMC	National Health and Medical Research Council
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
OFWAT	Office of Water Services England and Wales
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
QM	Qualitätsmanagement
QRA	Quantitative Risikoabschätzung
SNS	Starkniederschlagstage
STUA	Staatliches Umweltamt
TrinkwV oder in Zitaten TVO	Trinkwasserverordnung
TSM	Technisches Sicherheitsmanagement
TZW	Technologiezentrum Wasser Karlsruhe
VTEC	Verotoxin-bildende Escherichia coli
WHO	World Health Organization
WSG	Wasserschutzgebiet
WSP	Wassersicherheitsplan (engl. Water Safety Plan)

V. Zusammenfassung

Mit dem Zusammenspiel technischer Entwicklungen, hygienisch-medizinischer Überwachung und gesetzlicher Bestimmungen konnte ein System der Wasserversorgung etabliert werden, welches über viele Jahrzehnte als weitgehend sicher angesehen wurde. Diese Einschätzung muss vor dem Hintergrund internationaler Erfahrungen kritisch überprüft werden (Bartram 1998). Denn in den letzten Jahren wuchs auch in den entwickelten Ländern die Besorgnis über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch wieder, insbesondere hinsichtlich mikrobieller Parameter (Bartram 2000, Leclerc et al. 2002). Eine nicht zu unterschätzende Anzahl trinkwasserbedingter Ausbrüche ließ Zweifel an den bisherigen Konzepten zur Sicherung der Trinkwasserqualität aufkommen.

In Deutschland führte die wirksame Verringerung klassischer trinkwasserbedingter Seuchenerkrankungen zu einer Unterschätzung der Gefahren, die auf mikrobiologisch sowie chemisch nicht einwandfreies Trinkwasser zurückgehen. Die Entwicklung neuer hygienisch-mikrobiologischer Nachweisverfahren, die Verbesserung epidemiologischer Erkenntnisse sowie Berichte über trinkwasserbedingte Epidemien zeigten in den letzten Jahren, „dass das bisherige Konzept der Trinkwasserüberwachung lückenhaft ist“ (Exner und Tuschewitzki 1994). Es ist zu hinterfragen, ob es auch in Deutschland neue, präventivmedizinisch und hygienisch-medizinisch relevante Herausforderungen sowie Anforderungen an die Trinkwasserversorgung gibt und ob veränderte Risikofaktoren eine Anpassung oder Überarbeitung deutscher Strukturen erfordern.

Prinzipien der Qualitätssicherung werden in der Trinkwasserversorgung schon seit Jahren angewendet, sei es in Gestalt des Multi-Barrieren-Systems, des Technischen Regelwerkes des DVGW oder regelmäßiger Qualitätsuntersuchungen. In Ländern mit hohem Trinkwasserqualitätsniveau wurde der Schwerpunkt der Ressourcenüberwachung vom Einzugsgebiet bis hin zum Verbraucher gelegt. Die neuen Trinkwasserleitlinien der Weltgesundheitsorganisation (WHO) fordern nun verstärkt ein präventives, prozessorientiertes, risikobasiertes Managementsystem, das jede Stufe des Ressourcenschutzes berücksichtigt und die in der Versorgungskette vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher identifizierten Risiken durch eine enge Steuerung der Prozesse beherrscht. Die WHO bezeichnet einen solchen Ansatz als *Water Safety Plan (WSP)* (deutsch: Wassersicherheitsplan), dessen primäre Aufgabe die Systematisierung der Vielzahl bereits existierender Management-Praktiken, u.a. das Multi-Barrieren-Prinzip und das HACCP-Konzept, ist. Ziel eines solchen WSP ist, für jedes Wasserversorgungssystem einzelne Gefahrenanalysen durchzuführen, auf deren Basis Monitoring- und Managementpläne entwickelt werden können. Folglich stellt sich die Frage, ob auch für Deutschland die Notwendigkeit besteht, ein prozessorientiertes, risikobasiertes Managementsystem zu implementieren, und wenn ja, welche Veränderungen sich aus der Einführung des WSP für die deutsche Wasserversorgung ergäben. Die vorliegende Arbeit gliedert sich in zwei Teile:

Im ersten Teil werden neue Risikofaktoren für die Trinkwasserversorgung anhand einer umfassenden Literaturstudie dargestellt und deren Relevanz für die deutsche Trinkwasserversorgung diskutiert. Hierzu zählen neu erkannte Krankheitserreger und die Bedeutung von Starkregen- und Hochwasserereignissen für die Trinkwasserversorgung. Aber auch der zunehmende Pro-Kopf-Flächenverbrauch der Bevölkerung sowie die Bedeutung (bio-)terroristischer Aktivitäten für die Wasserversorgung werden in diesem Kontext diskutiert. In Deutschland fand diese weltweite Debatte bisher keine breite Resonanz, insbesondere hinsichtlich wasserassoziierter Infektionen. Dies mag in erster Linie daran liegen, dass Deutschland eines der wenigen Länder ist, in denen in einem Zeitraum von etwa 20 Jahren kein trinkwasserbedingter Ausbruch registriert wurde. Ob dies ausschließlich in der einzigartigen Qualität

und Sicherheit der Trinkwasserversorgung begründet liegt oder etwa in ungenügenden Surveillance-Strukturen oder einem veränderten Konsumverhalten, kann gegenwärtig nicht geklärt werden. Die Ergebnisse der Literaturstudie zeigen, dass die genannten Risikopotenziale nicht nur im internationalen Kontext von großer Relevanz sind, sondern auch für die hoch entwickelten deutschen Versorgungsstrukturen in Zukunft nicht unberücksichtigt bleiben dürfen. Die Trinkwasserversorgung ist jedoch nur dann als gefährdet zu betrachten, wenn die genannten Gefährdungen nicht in den Prozess des Risikomanagements integriert werden. Jedes präventiv ausgerichtete Konzept der Trinkwasserversorgung sollte in der Lage sein, diese Gefährdungen frühzeitig zu erkennen, um unmittelbar darauf reagieren zu können. Derzeit ist in Deutschland ein prozessorientiertes Konzept noch nicht etabliert, das einen klaren Handlungsrahmen für jede Stufe des Wasserversorgungssystems formuliert und Maßnahmen in Hinblick auf neue Risikopotenziale vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher unter Berücksichtigung der bewährten Ansätze des Qualitäts- und Risikomanagements berücksichtigt. Die stärker prozessorientierten Instrumente, die im internationalen Kontext bereits Anwendung finden, werden für die deutsche Trinkwasserversorgung zur Diskussion gestellt.

Im zweiten Teil dieser Arbeit wird am Beispiel eines Wasserversorgungsunternehmens ein prozessorientiertes, risikobasiertes Managementsystem schwerpunktmäßig für den Ressourcenschutz im Trinkwassereinzugsgebiet entwickelt. Die Implementierung erfolgt auf der Basis des Wassersicherheitsplanes der WHO. Dessen konzeptionellen Rahmen stellt das *Hazard Analysis Critical Control Point System (HACCP)* dar, welches 1960 erstmals in der Lebensmittelproduktion eingesetzt wurde. Im HACCP-Konzept werden mögliche Gefährdungen der Produktqualität während des gesamten Produktionsprozesses identifiziert und kritische Steuerungspunkte zu dessen Überwachung festgelegt. Ziel ist es, einzelne Gefahrenanalysen zu erstellen, auf deren Basis Monitoring- und Managementpläne entwickelt werden können. Zu den Präventionsmaßnahmen zählen die Sicherstellung der Qualität von Strukturen und Prozessen sowie die Verifizierung und Validierung dieser Qualitätskriterien.

Die Entwicklung eines solchen funktionsfähigen WSP umfasst die Identifikation neuer Gefährdungen im Einzugsgebiet sowie deren Bewertung, die Festlegung eines Überwachungssystems sowie die Sicherstellung der Funktionsfähigkeit des WSP. Ein besonderer Fokus dieser Arbeit liegt auf der Konzeption eines praxisnahen Geographischen Informationssystems (GIS) und der Durchführung einer Quantitativen Risikoabschätzung (QRA) insbesondere zur Festlegung von Eingreifwerten. Die Charakterisierung des Einzugsgebietes der Wasserversorgung, darunter geologische und hydrogeologische Bedingungen, die Erfassung möglicher Gefährdungspotenziale und deren Bewertung sowie die hygienisch-mikrobiologische Analyse der Grund- und Rohwasserdaten im Rahmen der betrieblichen Überwachung erfolgen maßgeblich mit Hilfe Geographischer Informationssysteme. Räumliche Analysemethoden, darunter räumliche Interpolationsverfahren, aber auch Punktdichteanalysen leisten einen wesentlichen Beitrag zur Identifikation von Gefährdungen. Darüber hinaus wird untersucht, inwieweit die Integration Geographischer Informationssysteme einen sinnvollen Beitrag im Rahmen des WSP darstellt.

Die Implementierung des WSP bei den Stadtwerken Niederkassel führt zu einer ersten Bewertung des Konzeptes mit besonderem Fokus auf dem Trinkwassereinzugsgebiet. Die Realimplementierung eines solchen GIS- und QRA-basierten WSP erbrachte folgende Ergebnisse:

1. Der Wasserversorger verfügte über eine Vielzahl von Steuerungsmaßnahmen, die innerhalb des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements bedeutsam sind. Die Integration der

vorhandenen Maßnahmen in die einzelnen Teilprozesse des WSP ermöglicht eine zunehmende Systematisierung der Prozesse, d.h. eine einheitliche systematische Vorgehensweise und das Erkennen von Schwächen. Von großer Bedeutung ist die Bewertung einzelner Gefahren, auf deren Basis Steuerungsmaßnahmen ermittelt werden konnten, die dem Wasserversorger eine zusätzliche Sicherheit im Rahmen eines Risikomanagements im Trinkwassereinzugsgebiet einräumen.

2. Der Einsatz von GIS im Rahmen des WSP ist für Trinkwassereinzugsgebiete sehr zu empfehlen. Gefährdungsanalyse und Risikobewertung sowie alle Prüf- und Überwachungsmaßnahmen werden durch die vorhandenen Analysefunktionen deutlich erleichtert. Voraussetzung einer flächenhaften Analyse ist eine ausreichende Anzahl von Beprobungen im Wasserschutzgebiet, die zumindest in dieser Studie für ausgewählte, chemische Parameter (Nitrat, Chlorid, Sulfat) sehr groß war. Darüber hinaus dient der Einsatz von GIS zur Dokumentation der Teilprozesse des WSP. Geographische Informationssysteme stellen daher eine notwendige Unterstützung zur Analyse raumzeitlicher Prozesse im Rahmen des WSP dar.
3. Die Quantitative Risikoabschätzung (QRA), wie sie für die drei genannten chemischen Parameter durchgeführt wurde, dient als wichtiges Steuerungsinstrument in Hinblick auf das Festlegen von gesundheitsbasierten Zielen, auf die Bestimmung von Eingreifwerten und das Bewerten von gegenwärtigen und potenziellen einzugsgebiets- und bevölkerungsspezifischen Belastungen. Besonders im Hinblick auf den Ressourcenschutz ist die einzugsgebietsbezogene Risikoabschätzung notwendig, um ein vorsorgendes Handeln des Wasserversorgers sicherzustellen.

Der WSP stellt für die deutsche Wasserversorgung einen geeigneten übergeordneten Handlungsrahmen dar, der die bereits vorhandenen Gesetze, Verordnungen, Regelwerke und Normen integriert, auf ihre Vollständigkeit prüft und auf Ergänzungsbedarf aufmerksam macht. Ein solches prozessorientiertes, risikobasiertes Managementsystem ermöglicht es sowohl den großen als auch den kleinen Wasserversorgungsunternehmen - unabhängig vom Leistungsvermögen des jeweiligen Unternehmens - die vorhandenen Konzepte der Qualitätssicherung systematisch anzuwenden und zu vernetzen.

1. Einleitung

Mit der Einführung der zentralen Trinkwasserversorgung, verbunden mit der kontinuierlichen Verbesserung der Wasserqualität und der Struktur der Städte, ist es in den industrialisierten Ländern zu einer erheblichen Verbesserung der gesundheitlichen Lebensqualität und der Lebenserwartung gekommen (Kistemann 1997). Eine deutliche Reduzierung seuchenhygienisch bedeutsamer Erkrankungen, wie Typhus und Cholera, die durch verunreinigtes Wasser übertragen wurden und eine der wichtigsten Erkrankungs- und Todesursachen des 19. Jahrhunderts in Europa darstellten, fand durch die Sanierung der städtischen Wasserversorgung statt. Erste Ansätze eines Trinkwasserqualitätsmanagements führten zu einer hygienisch-mikrobiellen Verbesserung der Trinkwasserqualität, insbesondere durch die Etablierung von Qualitätsparametern (Exner und Kistemann 2003a). Einen wesentlichen Beitrag leistete Robert Koch (1843 bis 1910) mit seiner grundlegenden Arbeit „Über die neuen Untersuchungsmethoden zum Nachweis der Mikroorganismen in Boden, Luft und Wasser“ (1883). Im Zusammenhang mit der Hamburger Cholera-Epidemie im Jahre 1892, bei der rund 17.000 Menschen erkrankten und 8.600 starben, führte er erstmals ein Störfallmanagement einschließlich Einzugsgebietscharakterisierung, Ortsbegehung und epidemiologischer Analyse durch. Für eine gesicherte Qualität des Trinkwassers wurden sowohl das Roh- als auch das Trinkwasser überwacht. Diese Grundprinzipien mündeten in die Entwicklung des Multi-Barrieren-Konzepts, worunter die Sicherung der Wassergewinnung, die wirksame Aufbereitung mittels Flockung, Filtration und Desinfektion sowie die effiziente Überwachung des Trinkwassers verstanden werden. Diesem Konzept wird in Deutschland bis heute in Hinblick auf die Verhütung wasserbedingter Erkrankungen und in Kombination mit modernen Qualitätssicherungssystemen ein hoher Stellenwert eingeräumt (Castell-Exner 2001, Grohmann 2001b). Die Bewertung aktueller Probleme der Wasserversorgung ist maßgeblich durch neue Erkenntnisse aufgrund verbesserter analytischer und epidemiologischer Untersuchungsverfahren ermöglicht worden. Umfangreiche epidemiologische Analysen und verbesserte Meldesysteme haben zu einer Aufdeckung von wasserbedingten Infektionen geführt, die früher nicht erkennbar waren. Die Tatsache, dass auch in entwickelten Ländern trinkwasserbedingte Erkrankungen weiterhin eine Gefahr für den Menschen darstellen können, führte international zu einer Prüfung und Überarbeitung existierender Qualitäts- und Risikomanagementsysteme. Mit der Veröffentlichung der neuen *WHO Guidelines for Drinking-Water Quality* im September 2004 ist in Gestalt des so genannten *Water Safety Plans* eine umfassende Vorgehensweise entwickelt worden, die bisherige Managementpraktiken, die auf Trinkwasser angewendet werden, systematisiert und organisiert. Für die deutsche Wasserversorgung gibt es gegenwärtig nur geringe Erfahrungen mit der praktischen Umsetzung des von der WHO vorgeschlagenen Rahmenwerkes. Diese Arbeit soll daher die deutsche Perspektive zur Realimplementierung des *Water Safety Plans* erweitern und einen Beitrag zu deren Bewertung leisten.

1.1 Hintergrund und Problemstellung

1.1.1 Probleme und Schwächen entwickelter Versorgungsstrukturen

Weltweit ist die Versorgung mit sauberem Trinkwasser kritisch zu betrachten. Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) schätzt, dass etwa eine Milliarde Menschen keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser haben. Etwa 80% aller Fälle von Infektionskrankheiten sind wasserbürtig, in Entwicklungsländern sogar 90%. Jährlich treten zwei Milliarden Fälle von Durchfallerkrankungen mit zwei Millionen Todesfällen, eine Million Fälle von Typhus und Paratyphus mit 25.000 Todesfällen, und 210.000

Choleraerkrankungen mit 10.000 Todesfällen auf (WHO 2000). In Europa hat nach Angaben des Regionalbüros der WHO jeder siebte Mensch keinen Zugang zu sauberem Wasser. Besonders kritisch ist die Situation in den Ländern der ehemaligen Sowjetunion und Osteuropas, wo wieder verstärkt Cholera, Typhus und Hepatitis A auftreten (WHO 1999b). Diese weltweit bedenkliche Situation wurde bis vor einigen Jahren ausschließlich mit der Lage der Wasserversorgung in wenig entwickelten Ländern assoziiert. In den letzten Jahren wuchs jedoch auch in den entwickelten Ländern die Besorgnis über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch wieder, insbesondere hinsichtlich mikrobieller Parameter (Bartram 2000, Leclerc et al. 2002). Eine nicht zu unterschätzende Anzahl trinkwasserbedingter Ausbrüche ließen Zweifel an den bisherigen Konzepten zur Sicherung der Trinkwasserqualität entstehen. „Ultimately it is the documentation of outbreaks of waterborne disease [...] that leads the water industry and politicians to upgrade drinking water technology, protect watersheds, improve distribution systems, and make regulatory changes.“ (Ford und Mc Kenzie 2000: 89).

In den angelsächsischen Ländern konzentrierte sich die Diskussion auf wesentliche Aspekte des globalen Wandels, die zuvor in entwickelten Ländern nur wenig Bedeutung hatten. Neu erkannte Krankheitserreger, die sich zum Teil durch eine niedrige Infektionsdosis auszeichnen, eine erhöhte Resistenz gegen Chlor aufweisen und sich nur unsicher über die klassischen Indikatoren *E. coli*, Coliforme und Enterokokken erfassen lassen, stellen zuvor nicht gekannte Gefahren für das Trinkwasser dar. Die gleichzeitig steigende Anzahl älterer und immunkompromittierter Menschen führt zu einer erhöhten Anfälligkeit der Bevölkerung (Exner und Kistemann 2003a). Auswirkungen des Klimawandels, insbesondere die Beeinträchtigung der Rohwasserqualität durch extreme Niederschlagsereignisse, werden international diskutiert (Curriero et al. 2001, Levin et al. 2002, Rose et al. 2000). Die Verwundbarkeit der Wasserversorgungssysteme durch bioterroristische Aktivitäten stellt zudem eine neue, zuvor kaum berücksichtigte Gefahr, dar (Darling et al. 2002, Moran 2002, Tramarin et al. 2002, WHO 2002a).

Vor dem Hintergrund neu erkannter Risikofaktoren ließ die Weltgesundheitsorganisation im Jahre 1997 eine Befragung für die WHO-Region Europa durchführen, bei der 52 europäische Länder unter anderem um Auskunft zu wasserbürtigen Krankheitsausbrüchen im Zeitraum 1986 bis 1997 befragt wurden (Tab. 1).

Tab. 1: Berichte über wasserbedingte Erkrankungen der WHO-Region Europa 1986 – 1996 (in Anlehnung an WHO 2002b)

Agens	Erkrankungen		trinkwasserbedingte Erkrankungen		
	absolut	Anteil in %	absolut	Anteil in %	in % aller Erkrankungen
Bakterien	534.732	20,8	15.167	29,0	2,8
Viren	343.305	13,4	6.869	13,1	2,0
Parasiten	220.581	8,6	4.568	8,7	2,1
chemisch	7.421	0,3	2.802	5,4	37,8
nicht spezifiziert	1.461.171	56,9	22.898	43,8	1,6
total	2.576.210	100,0	52.304	100,0	2,0

Von den rund 2,6 Mio. Erkrankungen in dem genannten Zeitraum waren etwa 2% trinkwasserassoziiert, insbesondere durch mikrobielle Erreger verursacht. Chemische Schadstoffe machten mit 5,4%

aller trinkwasserbedingten Erkrankungen nur einen relativ geringen Anteil der Erkrankungen aus. Die Fragen der WHO zu wasserbürtigen Ausbrüchen wurden von 19 Ländern beantwortet. Sehr auffällig sind die großen Unterschiede zwischen den Ländern: Zwischen 0 und 208 Ausbrüche wurden in einem Zeitraum von 1986 bis 1996 registriert. Nur drei Länder gaben an, im fraglichen Zeitraum von elf Jahren keinen einzigen Ausbruch registriert zu haben: Litauen, Norwegen und Deutschland (WHO 2002b). Ob dies ausschließlich auf eine einzigartige Qualität und Sicherheit der Trinkwasserversorgung zurückzuführen ist, kann derzeit nicht abschließend beantwortet werden. Ungenügende Surveillance-Strukturen und andere Trinkwasser-Konsumgewohnheiten könnten alternative Erklärungen für die fehlenden Meldungen liefern. Die Erfahrungen im Zusammenhang mit der Aufdeckung eines wasserbedingten Giardiasis-Ausbruchs im Jahr 2000 in Rheinland-Pfalz (Gornik et al. 2001, Kistemann et al. 2003) sowie der Vergleich mit Ländern ähnlicher Versorgungsqualität (Skandinavien) lassen jedoch vermuten, dass zumindest ein Zusammenspiel mehrerer Faktoren die günstige Berichtslage bestimmt.

In Deutschland führte die wirksame Verringerung klassischer trinkwasserbedingter Seuchenerkrankungen jedoch zu einer Unterschätzung der Gefahren, die auf mikrobiologisch nicht einwandfreies Trinkwasser zurückgehen (Flinspach und Mehlhorn 1994). Die Entwicklung neuer hygienisch-mikrobiologischer Nachweisverfahren, die Verbesserung epidemiologischer Erkenntnisse sowie Berichte über trinkwasserbedingte Epidemien zeigten in den letzten Jahren, „dass das bisherige Konzept der Trinkwasserüberwachung lückenhaft ist“ (Exner und Tuschewitzki 1994: 57). Veränderte Risikofaktoren bedingen eine Überarbeitung deutscher Strukturen. Es ist zu prüfen, ob das bisherige Trinkwasser-Qualitätsmanagement demnach den heutigen gesundheitlichen Anforderungen anzupassen ist.

1.1.2 Neue Entwicklungen des Qualitäts- und Risikomanagements in der Trinkwasserversorgung

Prinzipien der Qualitätssicherung werden in der Trinkwasserversorgung schon seit Jahren angewendet, sei es in Gestalt des Multi-Barrieren-Systems oder durch die Durchführung von regelmäßigen Qualitätsuntersuchungen. In Ländern mit hohem Trinkwasserqualitätsniveau wird somit der Schwerpunkt der Ressourcenüberwachung vom Einzugsgebiet bis hin zum Verbraucher gelegt. Die Betonung sowohl europäischer als auch nationaler Trinkwassergesetzgebungen liegt aber nach wie vor auf der Kontrolle der Qualität des Endproduktes Trinkwasser (Schmoll und Chorus 2003). So umfasst die verabschiedete EU-Richtlinie 98/83 EG des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch Anforderungen zur Risikobewertung sowie Maßnahmen bei Nichteinhaltung von Qualitätsanforderungen. „Bei Nichteinhaltung eines Parameters mit Indikatorfunktion hat der betreffende Mitgliedstaat zu prüfen, ob die Überschreitung der Werte ein Risiko für die menschliche Gesundheit darstellt. Er sollte Abhilfemaßnahmen zur Wiederherstellung der Wasserqualität ergreifen, wenn dies zum Schutz der menschlichen Gesundheit erforderlich ist“ (EU-RL 98/83 EG, Abs. 27). Bisher konzentrierte sich also die entsprechende Risikobewertung auf die Kriterien der Aufbereitung und der Analyse des aufbereiteten Wassers. Das Grundprinzip „vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher“ steht in dieser Richtlinie noch nicht im Vordergrund.

Erst in den letzten Jahren sind international Versuche unternommen worden, Prinzipien der Qualitätssicherung für die Trinkwasserversorgung zu formalisieren und Elemente des Risikomanagements zu

integrieren. Diese basierten zunächst auf der Implementierung einzelner Elemente des ISO-Regelwerkes 9001 zur Darlegung eines Qualitätsmanagementsystems der *International Organization for Standardization* (Jannemann 1996). Havelaar (1994) schlug schließlich die Anwendung des *Hazard-Analysis-Critical-Control-Point-Systems (HACCP)*, eines präventiv ausgerichteten Risikomanagement-Systems aus der Lebensmittelindustrie, für die Trinkwasserversorgung vor. International folgten weitere Ansätze zur Implementierung der HACCP- und ISO-Prinzipien, herausragend das Konzept „*Framework for management of drinking water quality*“ des *National Health and Medical Research Councils* (NHRMC) und *Agriculture and Resource Management Councils* (ARMCANZ) Australiens und Neuseelands (NHMRC & ARMCANZ 2002). Prinzipien des HACCPs wurden sowohl in die *New Zealand Drinking Water Standards* als auch die aktuelle Version der *Australian Drinking Water Guidelines* integriert. Die Implementierung systemspezifischer HACCP-Pläne erfolgte in einer Vielzahl australischer Wasserversorgungssysteme. Aber auch in Frankreich und in der Schweiz werden Elemente des HACCP-Konzeptes für die Trinkwasserversorgung genutzt. In einem Hintergrundpapier zu einem Trinkwasserausbruch, der sich im April 2001 in Walkerton/Ontario in Kanada ereignete, wurde festgestellt, dass die Entwicklung eines formalen Rahmens zum Management der Wasserqualität, der Elemente von international anerkannten Risikomanagementsystemen wie HACCP umfasst, Priorität habe (Krewski et al. 2001). Ebenso wie in Australien und Neuseeland werden in der Schweiz und in Frankreich seit einigen Jahren mehrstufige, risikobasierte Managementkonzepte auf Basis des HACCPs (SVGW 2003a, b) eingesetzt. Auf Grundlage der Schweizerischen Hygieneverordnung wurden alle Wasserversorgungsunternehmen der Schweiz dazu verpflichtet, ein auf dem HACCP-Konzept basierendes Kontrollsystem zu etablieren (Schmoll und Chorus 2003).

Für die deutsche Trinkwasserversorgung liegen verschiedene Konzepte des Qualitäts- und Risikomanagements vor. Hierzu zählen insbesondere die Trinkwasserverordnung 2001, das Multi-Barrieren-System und nicht zuletzt Regelwerke und Normen, teilweise eng verknüpft mit der DIN EN ISO 9001, die „die gute fachliche Praxis“ sicherstellen sollen. Zudem hat der DVGW Ende 1999 ein Technisches Sicherheitsmanagement (TSM) entwickelt, das den Wasserversorgungsunternehmen zur internen Kontrolle ihres Managementsystems zur Sicherstellung einer einwandfreien Versorgung dienen soll.

Die neuen Trinkwasserleitlinien der Weltgesundheitsorganisation (WHO) fordern nun verstärkt ein präventives prozessorientiertes, umfassendes Risikomanagement, das die vielfältigen Managementpraktiken, die auf Trinkwasser angewendet werden, organisiert und systematisiert sowie die Anwendbarkeit dieser Praktiken auf das Management der Trinkwasserbeschaffenheit gewährleistet. „*The WHO approach has been developed to organize and systematize a long history of management practices applied to drinking-water and to ensure the applicability of these practices to the management of drinking-water quality*“ (WHO 2004b: 48). Eine solche umfassende Vorgehensweise, bestehend aus Risikobewertung und Risikomanagement, soll alle Stufen der Wasserversorgung vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher einbeziehen. „*The most effective means of consistently assuring the safety of drinking-water supply is through the use of a comprehensive risk assessment and risk management approach that encompasses all steps in water supply from catchment to consumer.*“ (WHO 2004b: 48). Die WHO bezeichnet einen solchen Ansatz als *Water Safety Plan (WSP)* (deutsch: Wassersicherheitsplan¹), dessen primäre Aufgabe die Systematisierung der Vielzahl bereits existierender Manage-

¹ Nach der deutschen Übersetzung des WSP-Workshophandbuches des Umweltbundesamtes (UBA 2004, unveröffentlicht). Derzeit gibt es noch keine einheitliche Übersetzung des Begriffes

ment-Praktiken, u.a. das Multi-Barrieren-Prinzip und das HACCP-Konzept, ist. Ziel eines solchen WSP ist, für jedes Wasserversorgungssystem einzelne Gefahrenanalysen zu erstellen, auf deren Basis Monitoring- und Managementpläne entwickelt werden können. Zu den Präventionsmaßnahmen zählt die Sicherstellung der Qualität, von Struktur und Prozessen sowie die Verifizierung und Validierung dieser Qualitätskriterien. „*The primary objectives of a Water Safety plan in ensuring good drinking-water supply practice, are the prevention of contamination of source waters, the reduction or removal of contamination through treatment processes to meet the water quality targets; and the prevention of contamination during storage, distribution and handling of drinking water.*” (WHO 2004b:49). Die drei wesentlichen Schlüsselemente des WSP, die von den gesundheitsbasierten Zielen geleitet und von den Gesundheitsbehörden überwacht werden, sind (DVGW 2005 nach WHO 2004b):

1. Die Bewertung des Wasserversorgungssystems, um zu ermitteln, ob die Trinkwasserversorgungskette vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher insgesamt in der Lage ist, Wasser einer Güte zu liefern, die den gesundheitsbasierten Zielen entspricht;
2. Die Festlegung von Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen in einem Trinkwasserversorgungssystem, die sowohl ermittelte Gefährdungen beherrschen als auch gewährleisten, dass die gesundheitsbezogenen Ziele eingehalten werden. Für jede Steuerungsmaßnahme ist ein angemessenes Mittel zur betrieblichen Überwachung zu bestimmen, das gewährleistet, dass jegliche Abweichung von den vorgeschriebenen Leistungsmerkmalen unmittelbar entdeckt wird;
3. Managementkonzepte, welche die im normalen Betrieb oder bei Störfällen zu ergreifenden Maßnahmen beschreiben und die Systembewertungs-, Überwachungs- und Kommunikationskonzepte und unterstützende Programme dokumentieren.

Die wesentlichen Ziele des WSP sind die Minimierung der Verschmutzung des Rohwassers, die Reduzierung oder Beseitigung von Verunreinigungen mittels Aufbereitungsmethoden und das Vermeiden von Verschmutzungen während der Speicherung, Verteilung und des Transports von Trinkwasser. Das Erreichen dieser Ziele soll durch folgende Punkte gewährleistet werden (DVGW 2005 nach WHO 2004b):

- die Entwicklung eines Verständnisses für das spezifische Versorgungssystem und seine Fähigkeit, Wasser zu liefern, das den gesundheitsbezogenen Zielen entspricht,
- die Ermittlung des Ursprungs möglicher Verunreinigungen und von Möglichkeiten, wie diese beherrscht werden können,
- die Validierung von Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen, die eingesetzt werden, um Gefährdungen zu begegnen,
- die Einführung einer Methode zur Überwachung der Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen innerhalb des Wasserversorgungssystems,
- rechtzeitige Korrekturmaßnahmen, um zu gewährleisten, dass sicheres Trinkwasser gleichbleibend geliefert wird, und
- die Überprüfung der Trinkwasserbeschaffenheit, um zu gewährleisten, dass der WSP korrekt ausgeführt wird und die Leistungsmerkmale erreicht, die nötig sind, um die entsprechenden nationalen, regionalen und örtlichen Normen oder Vorgaben bezüglich der Wassergüte zu erhalten.

Die Mechanismen des Qualitäts- und Risikomanagements sind unter Berücksichtigung international diskutierter neuer Gefährdungspotenziale für die deutsche Trinkwasserversorgung zu prüfen. Es stellt sich die Frage, ob für Deutschland die Notwendigkeit besteht, ein prozessorientiertes, risikobasiertes Managementsystem zu implementieren, und wenn ja, welche Veränderungen sich aus der Einführung des WSP für die deutsche Wasserversorgung ergeben würden. Im Mittelpunkt der Betrachtung steht die erste Barriere des Multi-Barrieren-Systems, der Ressourcenschutz im Trinkwassereinzugsgebiet.

1.2 Aufgabenstellung und Zielsetzung

Vor dem Hintergrund oben genannter Probleme von entwickelten Versorgungsstrukturen muss die Einschätzung kritisch geprüft werden, dass die über viele Jahre etablierten Qualitätssicherungsmechanismen ausreichend Sicherheit gewährleisten. Es ist zu hinterfragen, ob es auch in Deutschland neue Herausforderungen sowie Anforderungen an die Trinkwasserversorgung gibt. International werden zahlreiche Aspekte kontrovers diskutiert, welche für die hygienisch-mikrobiologische Qualität der Trinkwasserversorgung relevant sein können. Eine zusammenfassende, systematische und objektive Bewertung der möglichen Bedeutung folgender Aspekte für die spezifisch deutschen Verhältnisse der Trinkwasserversorgung steht noch aus. Zu diesen Aspekten zählen:

- **Emerging pathogens** (Kistemann und Exner 2000): Welche Bedeutung kommt dem Auftreten „neuer“ Krankheitserreger in Trinkwasserressourcen für die Qualität und Sicherheit der Trinkwasserversorgung in Deutschland zu?
- Verstärkter Eintrag von Krankheitserregern in Trinkwasserressourcen bei **Starkregen- und Hochwasserereignissen** (Kistemann et al. 2002): Welche Bedeutung hat eine im Rahmen des globalen Klimawandels prognostizierte steigende Niederschlagsvariabilität mit Zunahme extremer Witterungsereignisse für die Qualität und Sicherheit der Trinkwasserversorgung in Deutschland?
- Welche Bedeutung hat eine **Zunahme der Trinkwasserversorgung aus Oberflächenwasser** oder oberflächenwasserbeeinflusstem Grundwasser, z.B. in Nordrhein-Westfalen (Kistemann 1997), für die Qualität und Sicherheit der Trinkwasserversorgung in Deutschland?
- **Steigende Landnutzungskonkurrenz**: Welche Bedeutung hat ein ansteigender Pro-Kopf-Flächenverbrauch für Daseinsgrundfunktionen (Wohnen, Arbeiten, Verkehr, Freizeit etc.) in Bezug auf die Qualität und Sicherheit der Trinkwasserversorgung in Deutschland?
- Welche Bedeutung haben mögliche **bioterroristische Aktivitäten** für die Qualität und Sicherheit der Trinkwasserversorgung in Deutschland?

Es besteht Grund zu der Annahme, dass die traditionelle, trotz des Multi-Barrieren-Prinzips weiterhin vor allem auf Endpunktkontrolle basierende Konzeption zur Qualitätssicherung der Trinkwasserversorgung den Herausforderungen, die sich durch die o.g. neuen möglichen Gefährdungen ergeben können, nicht gerecht wird.

Darum wird in Anlehnung an die internationalen Entwicklungen, insbesondere an die Vorgaben der neuen *WHO Guidelines for Drinking Water Quality* (WHO 2004b) ein prozessorientiertes Konzept des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements für die Trinkwasserversorgung mit besonderem Fokus auf den Ressourcenschutz und die Trinkwassergewinnung für ein Wasserversorgungsunternehmen entwickelt und implementiert, das über den aktuellen rechtlichen Anforderungsrahmen hinaus auch die möglichen neuen hygienisch-mikrobiologisch relevanten Risiken der Trinkwasserversorgung

angemessen berücksichtigt. Die Entwicklung erfolgt auf der Basis des Wassersicherheitsplans der WHO. Dessen konzeptioneller Rahmen stellt vor allem das *Hazard Analysis Critical Control Point System* (HACCP) dar, welches 1960 erstmals zur Sicherung der hygienisch einwandfreien Lebensmittelproduktion eingesetzt wurde. Im HACCP-Konzept werden mögliche Gefährdungen der Produktqualität während des gesamten Produktionsprozesses identifiziert und kritische Steuerungspunkte zu ihrer Überwachung festgelegt. Bei der Etablierung kritischer Steuerungspunkte kommt der Quantitativen Risikoabschätzung (*Quantitative Risk Assessment, QRA*) große Bedeutung zu.

Eines der Hauptziele des WSP ist gemäß der ersten Barriere des Multi-Barrieren-Konzeptes die Minimierung der Verschmutzung des Rohwassers. Im Vordergrund stehen die Ermittlung des Ursprungs möglicher Verunreinigungen und deren Beherrschung. Die Identifikation von Gefährdungen im Einzugsgebiet, eine umfassende Risikobewertung und die Entwicklung und Durchführung von Steuerungsmaßnahmen zur Beherrschung von solchen Gefährdungen stellen damit den Schwerpunkt bei der Entwicklung und Etablierung eines WSP für die Stadtwerke Niederkassel dar. Geographische Informationssysteme (GIS) sollen die genannten Schlüsselemente des WSP umfassend unterstützen (Kistemann et al. 2001a, Kistemann et al. 2001b).

Die Entwicklung eines solchen funktionsfähigen GIS- und QRA-basierten Wassersicherheitsplanes im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements eines Wasserversorgungsunternehmens umfasst dabei folgende Aspekte: die Identifikation neuer Gefährdungen und deren Bewertung, die Konkretisierung des Wassersicherheitsplanes auf dieses Pilotunternehmen, die Durchführung einer Quantitativen Risikoabschätzung sowie die Konzeption eines praxisnahen GIS. Im Einzelnen umfasst die GIS-gestützte Implementierung die Identifizierung lokaler Akteure, ihrer Aufgaben und Interaktionen als zentraler Bestandteil des Risikomanagements, die detaillierte trinkwasserökologische Erfassung der Bedingungen des Trinkwassereinzugsgebiets, die Identifikation von Steuerungsmaßnahmen sowie die Durchführung einer Quantitativen Risikoabschätzung (QRA), um für die ausgewählten Steuerungsmaßnahmen (kritische) Eingreifwerte quantitativ festzulegen. Die Entwicklung und Implementierung eines solchen umfassenden WSP am Beispiel der Stadtwerke Niederkassel als Pilotunternehmen soll die bereits für die deutsche Wasserversorgung gängigen Qualitätssicherungs- und Risikomanagementkonzepte integrieren. Ein wesentliches Augenmerk richtet sich auf die Bewertung eines solchen systematischen Ansatzes des Risikomanagements für die Trinkwasserversorgung, insbesondere im Kontext der derzeitigen nationalen und internationalen Entwicklungen. Folgende zentrale Fragen stehen hierbei im Vordergrund:

1. Wie lassen sich neue Aspekte des WSP in der Praxis integrieren? Wie hoch ist der Aufwand für den Wasserversorger und welchen Stellenwert haben diese neuen Elemente?

Gegenwärtig fehlen in Deutschland die Erfahrungen mit der Entwicklung und Implementierung eines WSP bei den Wasserversorgungsunternehmen. Zudem erfordern die sehr unterschiedlichen Wasserversorgungsstrukturen mit einer Vielzahl an Wasserversorgungsunternehmen unterschiedlicher Größe und unterschiedlichen Leistungsvermögens eine differenzierte Betrachtungsweise. Einige (insbesondere kleine) Wasserversorger befürchten einen zusätzlichen immensen Arbeitsaufwand durch das neue Konzept der WHO. Andere (insbesondere große Wasserversorger) erwarten kaum eine Veränderung ihrer bisherigen Aktivitäten. Anhand der Einführung des WSP am Beispiel der Stadtwerke Niederkassel soll ermittelt werden, inwieweit bestehende Konzepte der Qualitätssicherung sowie individuelle Maßnahmen und Tätigkeiten des Wasserversorgungsunternehmens mit den neuen Elementen des WSP

vereinbar sind und welche Veränderungen die praxisnahe, stetige Durchführung des WSP für den Wasserversorger mit sich bringt. Es soll bewertet werden, welche Vor- und Nachteile oder gegebenenfalls Schwierigkeiten sich für die Praxis ergeben. Der Fokus einer solchen Bewertung liegt auf dem Ressourcenschutz und der Trinkwassergewinnung.

2. Wie ist der Einsatz Geographischer Informationssysteme, insbesondere räumlicher Analysemethoden, im Rahmen des WSP zu bewerten?

„Ein Geographisches Informationssystem ist ein Computersystem zur Erfassung, Speicherung, Prüfung, Manipulation, Integration, Analyse und Darstellung von Daten, die sich auf räumliche Objekte beziehen“ (Strobl 1988). Geographische Informationssysteme werden bereits seit einigen Jahren in der Wasserwirtschaft angewendet (Bardossy et al. 2003, Böhm et al. 2003, Burger und Schafmeister 2000, Fürst 2004). Insbesondere im Rahmen eines umfassenden Einzugsgebietsmanagements ermöglicht die digitale Erfassung, Verarbeitung und Analyse mit einem GIS eine übersichtliche Handhabung und gestattet es, alle vorhandenen Informationen gemeinsam und schnell auszuwerten (Erdogan 2001). Der bisherige Umfang des Einsatzes von GIS bei den Wasserversorgungsunternehmen ist sehr unterschiedlich und abhängig u.a. von den finanziellen und personellen Kapazitäten. Die Anforderungen und Ziele des WSP im Rahmen des Ressourcenschutzes und der Trinkwassergewinnung, u.a. die Entwicklung eines Verständnisses für das spezifische Einzugsgebiet und die Ermittlung von möglichen Verunreinigungen und deren Beherrschung, lassen vermuten, dass der Einsatz Geographischer Informationssysteme nicht nur eine wichtige Unterstützung, sondern auch eine notwendige Basis des WSP darstellt. Am Beispiel der Stadtwerke Niederkassel, die bisher nicht über GIS verfügten, soll gezeigt werden, welche Möglichkeiten, aber auch welche Limitationen GIS in den einzelnen Schritten des WSP aufweisen. Es soll ermittelt werden, wie hoch der Beitrag von GIS in den einzelnen Teilschritten des WSP zu bewerten ist.

3. Wie kann die Quantitative Risikoabschätzung (QRA) im Rahmen des WSP eingesetzt werden und welche Erkenntnisse werden hieraus gewonnen?

Die Quantitative Risikoabschätzung ist ein Oberbegriff für Verfahren, die noxenbedingte Gesundheitsrisiken strukturiert erfassen und quantifizieren (Fehr 1995, Mekel et al. 2004). Der Begriff Risikoabschätzung wird nicht nur zur Beschreibung der Wahrscheinlichkeit des Auftretens negativer Effekte durch chemische, physikalische oder mikrobielle Einflüsse verwendet, sondern auch zur Beschreibung der Auftretswahrscheinlichkeit ungewollter Ereignisse (Mekel et al. 2004). Verschiedene Autoren haben in der Vergangenheit darauf hingewiesen, dass die Q(M)RA² im Rahmen des HACCP-Konzeptes einen wesentlichen Beitrag leisten kann. So führten Hoornstra et al. (2001) Methoden der QRA am Beispiel der Fleischverarbeitung durch, und Medema et al. (2003) beschreiben den Einsatz der QMRA im Zusammenhang mit mikrobiellen Risiken in der Wasserversorgung. Am Beispiel der Stadtwerke Niederkassel soll geprüft werden, wie und vor allem durch welche Methoden die Q(M)RA einen Beitrag leisten kann. Schließlich sollen Möglichkeiten und Grenzen dieser Methoden im Rahmen des WSP dargelegt werden.

² schließt mikrobielle Risiken ein

4. Welche Rolle spielen die bereits existierenden Qualitätssicherungs- und Risikomanagementsysteme der deutschen Trinkwasserversorgung?

Einige Elemente des WSP werden bereits in der üblichen Praxis eines Trinkwasserversorgers umgesetzt oder sind Teile der guten fachlichen Praxis, ohne dass sie zu einem umfassenden WSP zusammengefasst werden. So bestehen vor allem in Deutschland eine große Anzahl Gesetze, Verordnungen, Regelwerke und Normen, die zur Sicherung der Trinkwasserqualität beitragen. Es soll daher herausgefunden und abschließend dargelegt werden, ob und wie die bereits existierenden Reglements des Qualitäts- und Risikomanagements, die gegenwärtig in Deutschland Anwendung finden (Multi-Barrieren-System, Trinkwasserverordnung, Technisches Regelwerk, Technisches Sicherheitsmanagement) und Teil der guten fachlichen Praxis sind, in den WSP integriert werden können oder gar einen Teil des WSP darstellen. Es soll ermittelt werden, ob der WSP vollständig durch die bisher gültigen Reglements erfüllt wird oder ob Mängel und Lücken erkennbar sind.

Die neuen Erfahrungen und Erkenntnisse, die aus der Entwicklung und der Implementierung des WSP bei den Stadtwerken Niederkassel resultieren, sollen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Wasserversorgungsstrukturen die deutsche Perspektive in Hinblick auf die weltweite Diskussion über den Einsatz von prozessorientierten, risikobasierten Managementsystemen, wie sie in Gestalt des WSP von der WHO konzipiert wurden, erweitern. Die Neufassung der WHO-Trinkwasserrichtlinien wird die europäischen und damit auch die deutschen Reglements zweifellos beeinflussen.

2. Konzepte des Qualitäts- und Risikomanagements für die Trinkwasserversorgung

Schon im 19. Jahrhundert wurden die Grundlagen des Qualitätsmanagements gelegt. Untersuchungen von John Snow in London wiesen auf den Zusammenhang von kontaminiertem Brunnenwasser und Choleraerkrankungen hin (Snow 1855). Pettenkofer konnte anhand epidemiologischer Untersuchungen zeigen, dass nach der Einführung einer zentralen Trinkwasserversorgung in München die Zahl der Typhus- und Choleraerkrankungen drastisch abnahm. Und rund 20 Jahre später führten die Untersuchungen von Robert Koch zum Nachweis von Mikroorganismen in Wasser, Luft und Boden zur Aufdeckung wichtiger wasserbedingter Erkrankungen. Bis zu diesem Zeitpunkt waren Cholera, Typhus, Paratyphus, Shigellose, Leptospirose, gastrointestinale Infektionen und Anthrax die häufigsten Erkrankungen, die mit dem Genuss von oder Kontakt mit Wasser in Verbindung gebracht wurden (Exner und Kistemann 2003a). Überdies stellten Quecksilber, Arsen, Blei u.a. chemische Schadstoffe weitere gesundheitliche Gefahren dar. Die ständige Verbesserung der hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungsmethoden und die damit verbundene Qualitätsüberwachung führten zur weitgehenden Eliminierung der genannten Erkrankungen und Risiken. Seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts wurde, insbesondere aufgrund zunehmend verbesserter Analysemethoden, eine Vielzahl neuer Krankheitserreger und chemischer Inhaltsstoffe entdeckt, deren Eigenschaften eine intensive Qualitätsüberwachung erfordern, die sich nicht auf eine reine Endproduktkontrolle beschränkt. Ziel ist nun die Beherrschung von Risiken für jede Stufe des Wasserversorgungssystems.

2.1 Bestehende Konzepte der Qualitätssicherung und des Qualitätsmanagements in der deutschen Trinkwasserversorgung

Seit 1987 gilt in Deutschland das ISO-Regelwerk zum Qualitätsmanagement, allgemein auch als Normenreihe DIN EN ISO 9000ff. bezeichnet, welches in weiteren 57 Ländern angewendet wird. Diese Qualitätsmanagementnormen legen fest, wie eine gute Organisationspraxis für Unternehmen realisiert werden kann. Ziel eines solchen Systems ist insbesondere, die Systematik der Prozess- bzw. Verfahrensabläufe im Unternehmen zu optimieren, um so eine Effizienzsteigerung und eine reproduzierbare Produkt- und Dienstleistungsqualität zu erreichen. Überdies wird eine Zertifizierung von anerkannten unabhängigen Dritten durchgeführt, die die Einhaltung der Grundsätze der Normenreihe DIN EN ISO 9000 in einem weltweit anerkannten Zertifikat bescheinigen (Jannemann 1996). Seit Mitte der 1980er Jahre wurde auch seitens der Lebensmittelhersteller im deutschsprachigen Raum auf die Normenreihe ISO 9000 zurückgegriffen. Im Mittelpunkt stehen die Zertifizierungsnorm ISO 9001 „Qualitätssicherung/ QM-Darlegung“ sowie die ISO 9004 „Qualitätsmanagement“, die als „konsistentes Paar“ vier Grundkapitel beinhalten (Kopp 1998: 8):

- Verantwortlichkeit des Managements
- Management von Ressourcen einschließlich Personal
- Prozess-Management
- Prüfwesen, Analytik und Verbesserung

Neben der DIN EN ISO 9001 steht die DIN EN ISO 14001, die ein Umweltmanagementmodell umfasst, welches sich strukturell an den Forderungen der Schwesternorm DIN EN ISO 9001 orientiert (Schmidt 2001). Im Jahr 2001 wurden vom Technischen Komitee ISO/TC 34 Richtlinien zur Anwen-

derung der ISO 9001:2000 für die Lebensmittel- und Getränkeindustrie unter der Bezeichnung ISO 15161:2001 herausgegeben. Diese ISO Norm weist erstmals explizit auf Vorteile einer Kombination von ISO 9001 und HACCP in der Lebensmittelindustrie hin. „*The application of HACCP within a quality management system conforming to ISO 9001 can result in a food safety system that is more effective than the application of either ISO 9001 or HACCP alone, leading to enhanced customer satisfaction and improved organizational effectiveness.*” (ISO 15161:2001: VII).

Im Wasserversorgungssektor hat sich das Verständnis von Qualität in den letzten Jahren stark verändert. Für das Erreichen eines gewissen Qualitätsstandards lag der Fokus zunächst auf der reinen Produktkontrolle, die sich im Wesentlichen auf das Endprodukt bezog. Später wurden technologische Aspekte des gesamten Produktionsprozesses von der Trinkwassergewinnung bis hin zur Trinkwasserverteilung miteinbezogen, die in einer Vielzahl von Regeln und Normen zur Darlegung der „guten fachlichen Praxis“ festgehalten wurden (SVGW 2003a). Dies entwickelte sich zu einem kundenorientierten Qualitätsmanagement, das durch eine klar definierte Aufbau- und Ablauforganisation im Unternehmen gekennzeichnet ist (Abb. 1).

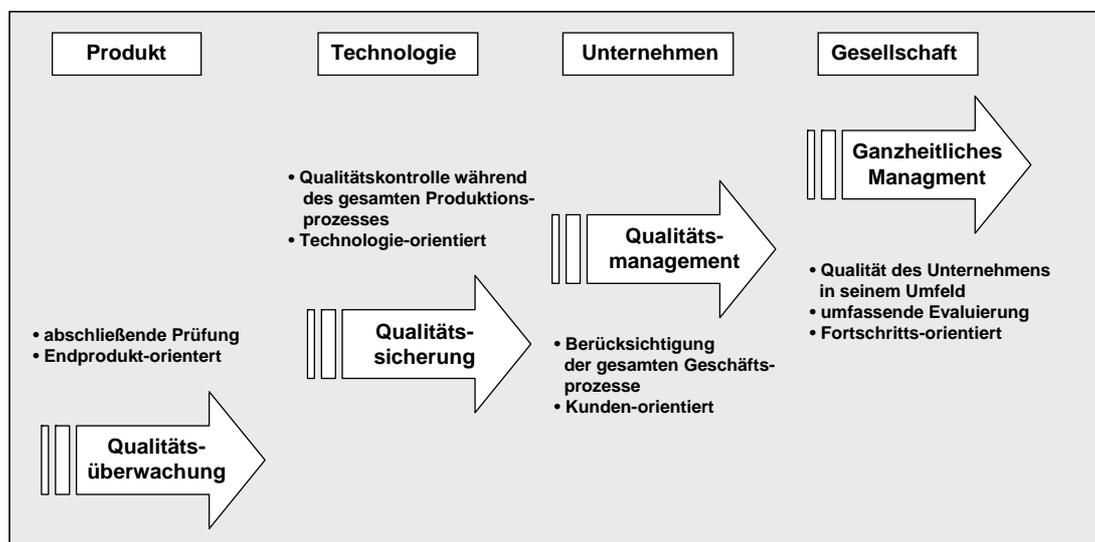


Abb. 1: Entwicklung des Qualitätsverständnisses in der Wasserversorgung (in Anlehnung an SVGW 2003a)

Zu den Vorteilen eines solchen Managementsystems zählen ein verbesserter Informationsfluss, klare Schnittstellen zwischen einzelnen Aufgabenbereichen sowie die Bewahrung und Transparenz von Wissen für die betreffenden Mitarbeiter (Schmidt 2001). Weltweit wurden darauf aufbauend verschiedene grundlegende Konzepte des Risikomanagements für die Trinkwasserversorgung entwickelt und implementiert, die sich von den strikten der ISO-Standards entfernten und nur die wichtigsten Aspekte des Qualitätsmanagements integrierten. Sie orientieren sich an bestehenden bewährten Systemen der Trinkwasserüberwachung (Multi-Barrieren-System) oder beziehen vorhandene Konzepte des Qualitätsmanagements (HACCP-Konzept) ein. Ein Beispiel ist das vom Australischen *National Health and Medical Research Council* (NHRMC) entwickelte Konzept „*Framework for Management of Drinking Water Quality*“, welches ein umfassendes Risikomanagement vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher darstellt (Rizak et al. 2003).

In Deutschland wurden Qualitätsmanagementsysteme nach ISO 9000ff. zum Nachweis einer qualifizierten Organisationsstruktur infolge der europäischen Entwicklungen zunehmend bedeutsam. So stellen Qualitätsmanagementsysteme eine Erweiterung oder Ergänzung fast aller bisherigen Zertifizierungsverfahren, z.B. die des DVGW, dar. U.a. wurden für das Wasserfach im Rahmen von Präqualifi-

kationsverfahren Fachbescheinigungen nach DVGW-Arbeitsblättern, wie z.B. W 120, ausgestellt (Jannemann 1996). Für die Durchführung von Wasseruntersuchungen wurden 1997 branchenspezifische Qualitätssicherungsmaßnahmen in der DVGW VP 800 formuliert, die in erster Linie Laboratorien der Wasserversorgungsunternehmen bei der Einführung systematischer Qualitätsmanagementmaßnahmen zur Überprüfung der Richtigkeit der Analysen unterstützen sollten (Schmidt 2001). Ebenso wurde von der Trinkwasserverordnung 2001 eine Akkreditierung für Untersuchungsstellen vorgeschrieben (TrinkwV 2001). Im Jahr 1999 wurden seitens des DVGW im Arbeitsblatt W 1000 die Anforderungen an Versorgungsunternehmen in Bezug auf deren Aufbau- und Ablauforganisation definiert. Überdies wurde die DIN 2000 „Leitsätze für Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Anlagen“ überarbeitet. Sowohl im Arbeitsblatt W 1000 als auch in der DIN 2000 wird gefordert, „dass die Trinkwasserversorgungsunternehmen über eine angemessene personelle und technische Ausstattung sowie über eine Organisation verfügen müssen, mit der eine sichere, zuverlässige und wirtschaftliche Versorgung der Kunden mit Trinkwasser gewährleistet ist.“ (Lindner und Sattler 2001:9). Auf der Basis dieser Standards wurde dann das Technische Sicherheitsmanagement entwickelt, welches als ganzheitliche Dienstleistung des DVGW die Unternehmen bei der Erfüllung der Anforderungen an eine sichere und einwandfreie Wasserversorgung unterstützen soll (Lindner 2001b). In den untergeordneten Kapiteln sollen die für Deutschland gegenwärtig bedeutendsten Konzepte des Qualitätsmanagements in der Trinkwasserversorgung dargestellt werden.

2.1.1 Die Trinkwasserverordnung

Die Ende 1998 verabschiedete novellierte EU-Trinkwasserrichtlinie 98/83/EG formuliert verbindliche Gemeinschaftsstandards an die Trinkwasserqualität mit dem Ziel, „die menschliche Gesundheit vor nachteiligen Einflüssen, die sich aus der Verunreinigung von für den menschlichen Gebrauch bestimmten Wassers ergeben können, durch die Gewährleistung seiner Genussstauglichkeit und seiner Reinheit zu schützen.“ (Castell-Exner 2000:8). Schwächen der alten Trinkwasserrichtlinie 80/778/EWG aus dem Jahr 1980 hatten, vor allem in Hinblick auf ihre Praktikabilität, eine Überarbeitung erfordert. Die zweite EU-Trinkwasserrichtlinie beschränkt sich auf die Festsetzung von Grenzwerten für gesundheitlich relevante Stoffe, verzichtet auf Richtwerte und legt Maßnahmen für den Fall der Nichteinhaltung der Qualitätsanforderungen fest, u.a. die unverzügliche Einleitung von Kontrollmaßnahmen sowie die Abklärung, ob ein Risiko für die menschliche Gesundheit besteht (Exner und Kistemann 2003b). Umfangreiche Überwachungsprogramme sind einzurichten. Durch Anwendung des Subsidiaritätsprinzips werden den einzelnen Staaten individuelle Entscheidungsspielräume bezüglich der Überwachung, Analyse und der Maßnahmen zur Reduzierung von Grenzwertabweichungen eingeräumt, die die Umsetzung der Richtlinie erleichtern, das Niveau des Gesundheitsschutzes jedoch nicht beeinträchtigen (Jenewein 2001, Overath 2001). Die Überarbeitung der Trinkwasserrichtlinie bewirkte eine Novellierung der in Deutschland seit 1990 gültigen Trinkwasserverordnung, da alle Mitgliedstaaten der EU die entsprechenden Rechtsvorschriften der Richtlinie innerhalb von zwei Jahren in nationales Recht umsetzen müssen. Dies bedeutet, dass alle Vorschriften der Richtlinie in der Verordnung enthalten sein müssen, ein Freiraum allerdings durch das Subsidiaritätsprinzip erhalten bleibt. Die „Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch“ (TrinkwV 2001) wurde daraufhin am 21.05.2001 im Bundesgesetzblatt veröffentlicht und löste im Jahre 2003 die bis dato geltende Trinkwasserverordnung vom 05.12.1990 ab. Ermächtigungsgrundlage für die neue Trinkwasserverordnung sind §§ 37 und 38 des Gesetzes zur Verhütung und Bekämpfung von Infekti-

onskrankheiten beim Menschen (IFSG), welches ab dem 01.01.2001 das bis dahin gültige Bundesseuchengesetz (BSeuchG) ersetzt hat. Darüber hinaus gilt weiterhin das Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz (LMBG) im Zusammenhang mit der Zulassung von Aufbereitungsstoffen.

Die zum 01.01.2003 in Kraft getretene TrinkwV 2001 orientiert sich eng an der Systematik der EU-Trinkwasserrichtlinie. In § 4 werden die Anforderungen an das Trinkwasser formuliert: Es muss frei von Krankheitserregern, genusstauglich und rein sein. Diese Anforderung gilt als erfüllt, wenn bei Wassergewinnung, Wasseraufbereitung und Verteilung die allgemein anerkannten Regeln der Technik eingehalten werden, d.h. DIN- und andere Normen sowie das Regelwerk des DVGW. Die TrinkwV 2001 setzt den Rahmen für die mikrobielle, chemische und sonstige Beschaffenheit des Trinkwassers durch eine Auswahl von Parametern, deren Grenzwerte als Mindestanforderungen (Minimierungsgebot) gelten (Castell-Exner und Seeliger 2001). Tab. 2 stellt ausgewählte Parameter der EU-Trinkwasserrichtlinie sowie der alten und neuen Trinkwasserverordnung von 1990 dar:

Tab. 2: Vergleichende Darstellung ausgewählter Parameter der EU-Trinkwasserrichtlinie sowie alter und neuer Trinkwasserverordnung (vgl. Engel 2001a)

Parameter	TrinkwV 1990	EU-Richtlinie 98/83	TrinkwV 2001
Acrylamid (mg/l)	-	0,0001	0,0001
Arsen (mg/l)	0,01	0,01	0,01
Blei (mg/l)	0,04	0,01 (nach 5-10 Jahren)	0,04 (bis 30.11.03) 0,025 (ab 01.12.03) 0,01 (ab 01.12.13)
Bromat (mg/l)	-	0,01 (möglichst niedrig)	0,01 ab 01.01.08, bis dahin 0,025)
Chrom (mg/l)	0,05	0,05	0,05
Cyanid (mg/l)	0,05	0,05	0,05
Trübung	1,5 TE/F	1 NTU (anstreben)	1 NTU
Kupfer (mg/l)	3,0 (Richtwert)	2,0 (Wochendurchschnitt)	2,0 (Wochendurchschnitt)
Nickel (mg/l)	0,05	0,02	0,02
pH-Wert	6,5-9,5	6,5 - 9,5	6,5 - 9,5
Zink (mg/l)	5 (Richtwert)	-	-

Zwar gelten die Anforderungen der neuen TrinkwV 2001 ausdrücklich am Zapfhahn des Verbrauchers, jedoch hat das Wasserversorgungsunternehmen gemäß § 14 Abs. 1 nur sicherzustellen, dass das Wasser an der Stelle, an der es an die Hausinstallation übergeben wird, den Anforderungen entspricht. Dies ist durch eine geeignete Probenahme- und Untersuchungsstrategie zu belegen (Ließfeld et al. 2001). Grundsätzlich gilt ein Abgabeverbot für Wasser, welches den Anforderungen der Verordnung oder evtl. zugelassenen Ausnahmeregelungen nicht entspricht (Castell-Exner et al. 2001). Krankheitserreger dürfen nicht in Konzentrationen enthalten sein, die zu einer Schädigung der menschlichen Gesundheit führen. Neu aufgenommen wurde ein Aufbereitungsgebot von mikrobiell belastetem Rohwasser, wenn Tatsachen festgestellt werden, die zum Auftreten von übertragbaren Krankheiten führen können (Castell-Exner und Seeliger 2001).

Zentrale Aufgabe ist im Zusammenhang von mikrobiellen und chemischen Anforderungen die Festlegung der Verantwortlichkeiten für die Einhaltung der insgesamt 46 Parameter sowie der Maßnahmen bei Nichteinhaltung dieser Parameter. So heißt es in der Präambel der Richtlinie 98/83 EG des Rates

über die Qualität des Wassers für den menschlichen Gebrauch, dass bei Nichteinhaltung der Anforderungen der Richtlinie der betroffene Mitgliedstaat „Abhilfemaßnahmen zur Wiederherstellung der Wasserqualität“ ergreifen soll, „wenn dies zum Schutz der menschlichen Gesundheit erforderlich ist“ (Abs. 27 EU-Richtlinie 98/83 EG). Die Umsetzung der EU-Richtlinie in deutsches Recht war demzufolge mit wesentlichen konzeptionellen Änderungen im Umgang mit Grenzwertüberschreitungen verbunden (Schreiber 2001). Der insgesamt völlig neu gestaltete § 9 „Maßnahmen im Falle der Nichteinhaltung von Grenzwerten und Anforderungen“ überträgt die Verantwortung für die Veranlassung von Maßnahmen zur Wiederherstellung der Trinkwasserbeschaffenheit den Gesundheitsämtern. Deren Aufgabe besteht also nicht mehr nur in der Überwachung der Trinkwasserversorgung, sondern im Fall von Grenzwertüberschreitungen in der konkreten Anordnung von Maßnahmen. Der entsprechende Verordnungstext des § 9, Abs. 1 lautet: „Das Gesundheitsamt hat unverzüglich zu entscheiden, ob die Nichteinhaltung oder Nichterfüllung eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit der betroffenen Verbraucher besorgen lässt und ob die betroffene Wasserversorgung bis auf weiteres weitergeführt werden kann.[...] Das Gesundheitsamt unterrichtet den Unternehmer und den sonstigen Inhaber der betroffenen Wasserversorgungsanlage unverzüglich über seine Entscheidung und ordnet die zur Abwendung der Gefahr für die menschliche Gesundheit erforderlichen Maßnahmen an.“ In Abb. 2 ist die nach TrinkwV 2001 angeordnete Vorgehensweise des Gesundheitsamtes und des Wasserversorgungsunternehmens dargestellt:

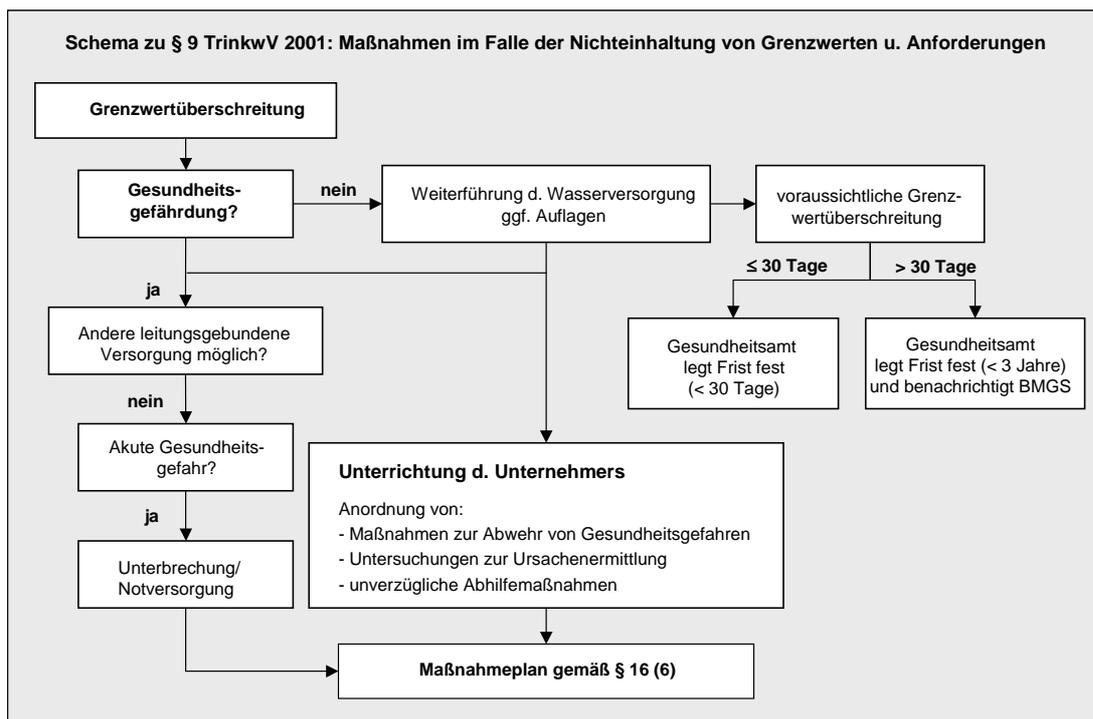


Abb. 2: Schema zur Regelung zu § 9 TrinkwV 2001 (in Anlehnung an Hauswirth 2001, Ließfeld et al. 2001, Musialk und Schiffmann 2002)

Im engen Zusammenhang hiermit steht §16 Abs. 6 TrinkwV 2001, wonach der Unternehmer oder sonstige Inhaber einer Wasserversorgungsanlage bis zum Jahre 2003 Maßnahmenpläne aufzustellen hat, die der Zustimmung des Gesundheitsamtes bedürfen (Hauswirth 2001). Dieser Maßnahmenplan muss Angaben darüber enthalten,

1. wie in Fällen einer Unterbrechung der Wasserversorgung die Umstellung auf eine andere Wasserversorgung erfolgen kann,
2. welche Stellen im Falle einer Grenzwertabweichung zu informieren sind und wer die Informationen übermittelt (Schreiber 2001).

Um eine zügige Wiederherstellung der Trinkwasserbeschaffenheit im Ernstfall zu gewährleisten, wird jedem Gesundheitsamt seitens der zuständigen Ministerien empfohlen, proaktiv einen Störfallplan zu erstellen, der alle Zuständigkeiten, Melde- und Informationswege aufführt sowie Maßnahmen zur Sicherstellung der Trinkwasserversorgung regelt (Exner und Kistemann 2003b, Lacombe 2001). Eine rechtzeitige Erfassung der strukturellen Eigenschaften der Wasserversorgung - dazu zählen die Art der Wassergewinnung, die Charakterisierung des Einzugsgebietes, die Aufbereitungstechniken sowie die Wasserverteilung - ist für eine Bewertung und Kontrolle des Störfalls eine notwendige Voraussetzung. Die Trinkwasserüberwachung, bestehend aus der Eigenkontrolle des Wasserversorgungsunternehmens und der amtlichen Überwachung, darf seit Inkrafttreten der neuen TrinkwV 2001 nur von Stellen durchgeführt werden, die u.a. nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik arbeiten, über ein System der internen Qualitätssicherung verfügen und sich an Qualitätssicherungsprogrammen beteiligen sowie eine Akkreditierung durch eine hierfür anerkannte Stelle, vereinbarungsgemäß nach dem internationalen Standard DIN EN ISO/IEC 17025 erhalten haben. Der Umfang der zu leistenden Untersuchungen ergibt sich aus den Bestimmungen gemäß Anlage 4 TrinkwV 2001. Generell wird analog zur Trinkwasserrichtlinie zwischen routinemäßigen³ und periodischen Untersuchungen unterschieden.

2.1.2 Qualitätssicherung anhand der Umsetzung von Regelwerken und Normen

Die in der TrinkwV 2001 geforderte Einhaltung der allgemein anerkannten Regeln der Technik impliziert die Berücksichtigung von DIN- und anderen Normen sowie des Regelwerkes der Deutschen Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW). Die DIN 2000 „Zentrale Trinkwasserversorgung: Leitsätze für Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Versorgungsanlagen; Technische Regel des DVGW – DIN Norm“ ist eine vom Deutschen Institut für Normung e.V. herausgegebene Norm, die eine allgemein anerkannte Regel der Technik, jedoch keine Rechtsnorm darstellt. Sie fasst alle wichtigen Leitsätze zusammen, die für eine nachhaltige und sichere Trinkwasserversorgung zu beachten sind, und stellt eine Verknüpfung zum Technischen Regelwerk her, das sich von der Wassergewinnung über die Aufbereitung und Wasserverteilung, über Bau, Planung, Betrieb und Instandhaltung von Wasserversorgungsanlagen bis hin zur Überwachung der Trinkwassergüte erstreckt. Ebenfalls eng ist die Verknüpfung zwischen der Novelle der Trinkwasserverordnung und der DIN 2000 auch in Bezug auf die Maßnahmepläne. „Im Falle einer gravierenden Beeinträchtigung der Trinkwasserversorgung, insbesondere bei Abweichungen der Trinkwasserqualität von den gesetzlichen Vorgaben ist eine zeitnahe Kommunikation zwischen den Wasserversorgungsunternehmen, den zuständigen Behörden und sonstigen Betroffenen auf der Basis von abgestimmten Maßnahmeplänen sicherzustellen.“ (DIN 2000, Abschnitt 7.7).

³ ausgewählte Betriebsparameter, mikrobielle Parameter und organoleptische Kenngrößen

Aspekte der Qualitätssicherung für die Trinkwasserversorgung, wie sie in den ISO-Standards generell für Produktionsunternehmen formuliert sind, finden sich vor allem im Technischen Regelwerk des DVGW wieder. Als wichtigstes Regelwerk sei hier das Arbeitsblatt „W 1000 Anforderungen an Wasserversorgungsunternehmen“ genannt, welches vor allem kleinere und mittlere Versorgungsunternehmen dabei unterstützen soll, Defizite in ihrer Organisation zu erkennen, und zur Schaffung von Organisationssicherheit beitragen soll. Ein wichtiger Grundsatz ist in diesem Zusammenhang die „angemessene personelle und technische Ausstattung sowie eine Organisation, [...] die eine sicherere, zuverlässige, umweltbezogene und wirtschaftliche Versorgung mit qualitativ einwandfreiem Trinkwasser gewährleistet.“ (DVGW 1999b: 9). Die Gewichtung von Organisation und Personalqualifikation sowie die Berücksichtigung aller Aufgaben- und Tätigkeitsfelder eines Wasserversorgungsunternehmens hat zum Ziel, die Versorgungsunternehmen in ihrer Leistungsfähigkeit zu unterstützen. Beispiele sind das Festlegen von Aufgaben, von Kompetenzen und Verantwortlichkeiten im Rahmen der Aufbauorganisation sowie auf deren Grundlage die zur Abwicklung der Aufgaben und Tätigkeiten erforderlichen maßgeblichen Arbeitsabläufe. Zum Nachweis der sach- und fachgerechten Durchführung sollen geeignete Betriebsaufzeichnungen geführt werden (DVGW 1999b). Die im Arbeitsblatt W 1000 genannten Anforderungen sind Mindestanforderungen, d.h. jedes Wasserversorgungsunternehmen muss sie im Sinne seiner Aufgabe, die Kunden jederzeit mit Trinkwasser in einwandfreier Qualität sowie in ausreichender Menge und dem erforderlichen Druck zu beliefern, erfüllen (Ebel 1999). In Anlehnung an die Vorgaben der W 1000 ist u.a. das Regelwerk W 1010 „Leitfaden für die Erstellung eines Betriebshandbuches für Wasserversorgungsunternehmen“ erschienen. Infolge der Novellierung der Trinkwasserverordnung sind weitere DVGW-Regelwerke erschienen, die einen Handlungsrahmen zur Umsetzung neuer Vorgaben ermöglichen. Hierzu zählen das Regelwerk W 1050 „Vorsorgeplanung für Notstandsfälle in der öffentlichen Trinkwasserversorgung“ (DVGW 2002c) sowie das Regelwerk W 1020 „Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen und anderen Abweichungen von Anforderungen der Trinkwasserverordnung“. Die Bedeutung solcher und weiterer Regelwerke im Rahmen des Qualitätsmanagements wird anhand der Übersetzung der DIN EN ISO 9001 und der Gegenüberstellung von wasserversorgungsspezifischen technischen Regeln und Mitteilungen des DVGW deutlich (Tab. 3). Nicht alle Kriterien der DIN EN ISO 9001 werden von den DVGW-Regelwerken abgedeckt. Allerdings wurden in den letzten Jahren vor allem solche Regelwerke hervorgebracht, die sich mit der Steuerung und Lenkung von Prozessen auseinandersetzen. Zudem hat der DVGW Ende 1999 ein Technisches Sicherheitsmanagement entwickelt, das den Wasserversorgungsunternehmen zur internen Kontrolle ihres Managementsystems zur Sicherstellung einer einwandfreien Versorgung dienen soll. Dieses wird von einem neutralen DVGW-Experten geprüft (Zenz 2003).

Tab. 3: Gegenüberstellung von ISO-Standards und Regelwerken (in Anlehnung an Reimers et al. 2000)

DIN EN ISO 9001 (Auswahl)	DVGW Regelwerk (Auswahl)
Verantwortung der Leitung (Aufbauorganisation, Zielsetzung, Bewertung)	W 1000 und zwar: Aufbauorganisation ist festzulegen für Leitungsfunktionen, Beauftragte, Fachkräfte, Grundsätze der Versorgung sind festgelegt
Qualitätsmanagementsystem (Ablauforganisation)	W 1000 und zwar: Arbeitsabläufe sind in Arbeitsanweisungen festzulegen
Vertragsprüfung (Schnittstelle zum Kunden)	AVB-Wasser
Designlenkung (Technische Planung)	W 1000: Versorgungskonzept, Genehmigungen, Grundstücks- und Wegerechte, technische Ausführung, Investitionsbedarf
Lenkung der Dokumente	W 1010: Leitfaden für die Erstellung eines Betriebshandbuches für Wasserversorgungsunternehmen
Prozesslenkung (Bauausführung und Betrieb)	W 291: Reinigung u. Desinfektion von Wasserverteilungsanlagen W 312: Maßnahmen zur Instandsetzung von Wasserbehältern W 380: Bewerten von Baumaßnahmen im Bereich von Wasserversorgungsanlagen W 610: Förderungsanlagen u.a. W 1000 und zwar: Aufgabenfelder zum Bau und Betrieb der Wasserversorgungsanlagen sind festgelegt
Prüfungen	W 119: Sandgehalt im Brunnenwasser W 121: Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen W 124: Kontrollen von Vertikalbrunnen W 210: Filtration in der Wasseraufbereitung W 390: Überwachen von Trinkwasserrohrnetzen VP 800: Anforderungen an das Qualitätsmanagement von Wasserlaboratorien W 1000 und zwar: Kriterien sind die Trinkwassergüte, Mengen und Drücke und maschinelle und elektrische Anlagen
Prüfmittelüberwachung	W 643 Betriebsmessgeräte zur Kontrolle der Wassergüte
Lenkung fehlerhafter Produkte	W 1020: Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen
Korrektur- und Vorbeugungsmaßnahmen	W 640: Überwachungs-, Mess-, Steuer- und Regeleinrichtungen in Wasserwerken W 1000 und zwar: Bereitschaftsdienste, Vertretungsregelungen W 1020: Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen W 1050: Vorsorgeplanung für Notstandsfälle
Schulungen	GW 128: Schulungsplan für einfache vermessungstechnische Arbeiten an Rohrnetzen, Wartung W 1000 und zwar: Qualifikationskriterien für technische Führungskraft und Fachkraft

Zur Vorbereitung werden vom Wasserversorgungsunternehmen Leitfäden in Form von Checklisten zur Aufbau- und Ablauforganisation durchgearbeitet, mit dem Ziel, Schwachstellen zu entdecken, die technische Sicherheit zu gewährleisten, die Erfüllung der trinkwasserhygienischen Anforderungen abzusichern und damit für die Geschäftsleitung insgesamt die Gefahr des Vorwurfs eines Organisationsverschuldens auch gegenüber der jeweiligen Aufsichtsbehörde zu minimieren (Lindner und Sattler 2001).

2.1.3 Das Multi-Barrieren-System

Die Anforderungen an die Trinkwasserqualität sind, wie in Kap. 2.1.1 erläutert, durch die Trinkwasserverordnung rechtlich festgeschrieben. Für die Erfüllung dieser Anforderungen ist nicht nur eine zuverlässige Trinkwasseraufbereitung erforderlich, sondern ein System mit mehreren Sicherheitsstufen, das besonders den Schutz des Rohwassers vor der Trinkwasseraufbereitung garantiert (Grohmann 2001b). Die Trinkwasserverordnung 2001 bezieht sich in diesem Punkt erstmalig auf die DIN 2000 „Leitsätze für die Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Versorgungsanlagen“, welche die Anforderungen an die Trinkwassergüte „an den Eigenschaften eines aus genügender Tiefe und nach Passage durch ausreichend filtrierenden Schichten gewonnenen Grundwassers einwandfreier Beschaffenheit“ ausrichtet (DIN 2000, Grohmann 2000). Damit betont die Trinkwasserverordnung 2001 die Bedeutung einer guten Rohwasserbeschaffenheit für die Sicherheit der Trinkwasserversorgung (Mehlhorn 1999). Der Schutz des Trinkwassers vor Krankheitserregern wie Bakterien, Viren und Parasiten sowie chemischen Gefahrstoffen kann daher nicht durch eine einzige Maßnahme erfolgen, sondern bedarf einer Kombination von Maßnahmen, die alle das Wasser beeinflussenden Gesichtspunkte berücksichtigen (Engel 2001b; Such 2000). Ein solches System wird als „Multi-Barrieren-System“ bezeichnet (Abb. 3).

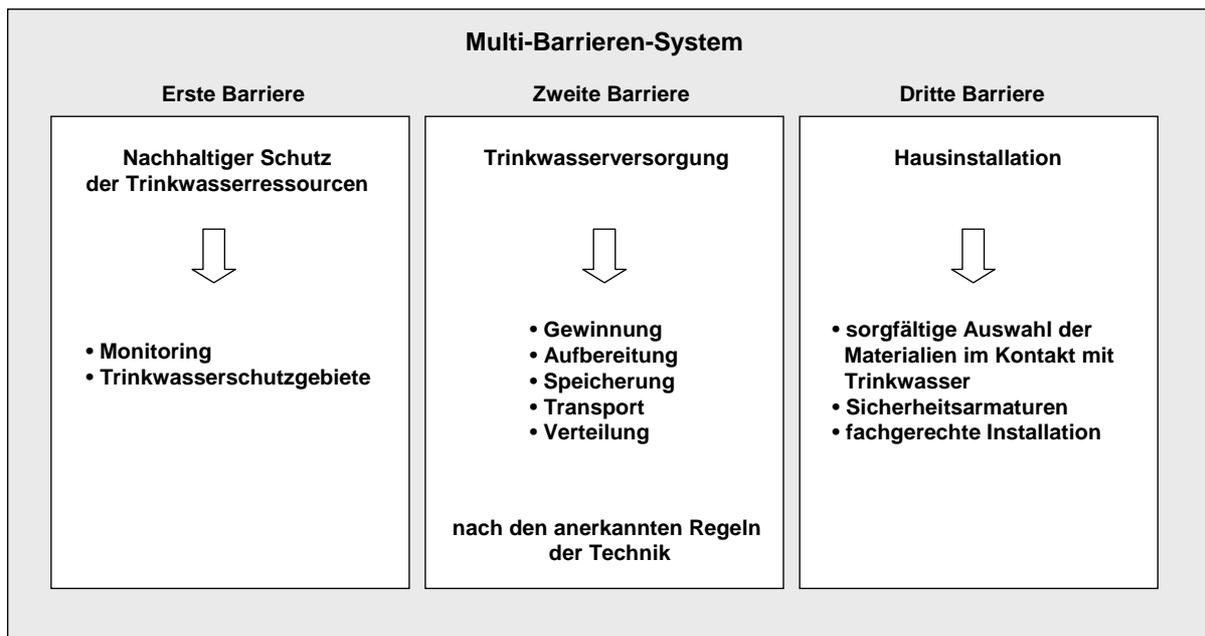


Abb. 3: Das Multi-Barrieren-System (in Anlehnung an Castell-Exner 2001)

Es umfasst neben dem Schutz der für die Trinkwassergewinnung genutzten Wasserressourcen als eine erste Barriere die Trinkwassergewinnung, -aufbereitung und -speicherung, -transport und -verteilung nach den anerkannten Regeln der Technik als zweite und die Hausinstallation als dritte Barriere (Castell-Exner 2001). In den folgenden drei Kapiteln werden diese einander ergänzenden Elemente des Multi-Barrieren-Konzepts erläutert.

Die Bereitstellung eines einwandfreien Trinkwassers erfordert ein weitestgehend unbelastetes Rohwasser, dessen Schutz aufgrund verschiedener Gefährdungspotenziale aus Siedlung, Verkehr, Industrie und Landwirtschaft nicht garantiert ist (Haakh 1998). Besonders verwundbar sind oberflächennahe Trinkwasserressourcen, da chemische und mikrobielle Kontaminationen unmittelbar in die Gewässer eingetragen werden können und eine natürliche Filterung, wie es beim Grundwasser der Fall ist, nicht

stattfindet (Kistemann 1997). Auch Quellwasserfassungen sind aufgrund der Nutzung von oberflächennah anstehendem Grundwasser einem erhöhten Gefährdungsgrad ausgesetzt (Flinspach 1996). Daher beginnt das Multi-Barrieren-System im Einzugsgebiet von Wasservorkommen mit einem konsequenten Schutz der zur Trinkwassergewinnung vorgesehenen Ressourcen. Die Aufbereitung des Rohwassers kann jedoch keine alleinige Gewährleistung für eine jederzeit sichere Trinkwasserversorgung darstellen. Ergänzend sind Maßnahmen im Einzugsgebiet der Trinkwassergewinnungsanlagen zu treffen, die als „erste Stufe der Aufbereitung mit natürlichen Mitteln“ angesehen werden können (Engel 2001a:107). Zum besonderen Schutz von Trinkwassergewinnungsanlagen werden Wasserschutzgebiete eingerichtet, welche die Einzugsgebiete der Wasserfassungen präventiv von eventuellen Gefährdungen freihalten. Einen Rahmen für die Beurteilung der Gefährdungspotenziale im Einzugsgebiet, die Transportweite und die daraus folgenden Nutzungseinschränkungen setzen die DVGW-Regelwerke „Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete“ (DVGW Regelwerk W 101 und W 102) (Höltling 1996). Laut Regelwerk W 101 „Schutzgebiete für Grundwasser“ sind für die Bemessung der Schutzzonen die geologischen und hydrogeologischen Untergrundverhältnisse von Bedeutung. Daher unterscheidet die neue Richtlinie zwischen Karst-, Kluft- und Porengrundwasserleiter, aufgrund deren Eigenschaften eine unterschiedliche Bemessung der Grenzabstandsweiten der Wasserschutzonen erfolgt (Scholz 1996). Bei Talsperren geschieht ein erheblicher Stoffeintrag vor allem über deren Zuflüsse. Daher ist das gesamte oberirdische und gegebenenfalls das davon abweichende unterirdische Einzugsgebiet der Talsperre zu schützen (DVGW 1999a; DVGW 2004).

Zu einem vorausschauenden Ressourcenschutz zählt zudem im Sinne des Multi-Barrieren-Systems die regelmäßige Überwachung des Wasserschutzgebietes (*Monitoring*), um frühzeitig Einflüsse, die eine nachteilige Veränderung der Beschaffenheit der Trinkwasserressourcen besorgen lassen, festzustellen. Das Monitoring umfasst die Untersuchung von Vorfeldmessstellen in angemessenen zeitlichen und räumlichen Abständen. Ebenso sind Grundwasserstände regelmäßig zu messen (Castell-Exner 2001). Die **zweite Barriere** des Konzeptes stellt die Wassergewinnung, -förderung, -aufbereitung, -speicherung und -verteilung dar. Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Anlagen sind nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik, d.h. schriftlich fixierte technische Festlegungen von Verfahren, Einrichtungen und Betriebsweisen, durchzuführen (Castell-Exner 2001). Das aktuelle Regelwerk des DVGW umfasst etwa 150 wasserspezifische Regeln, die die Sicherstellung der Trinkwasserqualität gewährleisten sollen (Castell-Exner und Niehues 2002). Die Trinkwasserverordnung 2001 verweist in § 4 TrinkwV 2001 auf die Einhaltung der Technischen Regeln. „Wasser muss frei von Krankheitserregern sein. Diese Anforderung gilt als erfüllt, wenn [...] die allgemein anerkannten Regeln der Technik eingehalten werden...“ (TrinkwV 2001).

In Deutschland ist eine Versorgung mit Trinkwasser aus Oberflächengewässern ohne Filtration, nur mit einer Desinfektion, im Gegensatz zu anderen Ländern undenkbar (Schoenen et al. 2001). Eine mehrstufige Aufbereitung, gekoppelt mit entsprechenden vorsorgenden Schutzmaßnahmen, gewährleistet im Sinne des Multi-Barrieren-Systems ein hohes Qualitätsniveau. Jeder Aufbereitungsprozess stellt allerdings eine Reparaturmaßnahme dar, die die natürliche Beschaffenheit des Wassers verändert und zur Bildung von Nebenprodukten führen kann. Daher ist die Verringerung von Rohwasserbelastungen eine wichtige Voraussetzung einerseits für die Sicherheit der Trinkwasserversorgung und andererseits für die Reduzierung des Aufbereitungsaufwands (Kühn und Baldauf 1996). Die **dritte Barriere** ist die Hausinstallation, die gewährleisten muss, dass das vom Wasserversorger übergebene

Trinkwasser keine nachteiligen Veränderungen erfährt. Dabei sind die vor allem die eingesetzten Werkstoffe für Rohre, Armaturen, Behälter etc. von besonderer Bedeutung (Castell-Exner 2001). Ziel ist die fachgerechte Planung, Einrichtung und der entsprechende Betrieb der Hausinstallation nach den Regeln der Technik durch einen qualifizierten Installateur (Castell-Exner und Niehues 2002).

Jede der drei beschriebenen Barrieren trägt zur Sicherheit der Trinkwasserqualität bei. Diese Sicherheit kann nur dann erzielt werden, „wenn die maximal zulässige Belastung des Rohwassers und des Wassers vor jeder Stufe des Multi-Barrieren-Systems definiert, überwacht und eingehalten wird und die Reinigungsleistung jeder Stufe des Multi-Barrieren-Systems auch jederzeit gewährleistet werden kann.“ (Schoenen und Karanis 2001:376). Folglich muss jede Barriere die größtmögliche Sicherheit anstreben, damit das Gesamtsystem funktioniert (Castell-Exner 2001).

2.1.4 Das Technische Sicherheitsmanagement (TSM)

Aufgrund der sich ständig verändernden sicherheitstechnischen Anforderungen hat der DVGW Ende 1999 aufbauend auf dem Technischen Regelwerk das so genannte Technische Sicherheitsmanagement (TSM) für Wasserversorgungsunternehmen entwickelt. Primäre Aufgabe des TSM ist, die Unternehmen bei der Erfüllung der Anforderungen an eine sichere und einwandfreie Wasserversorgung auf Basis der Arbeitsblattes W 1000 zu unterstützen (Lindner 2001b). Es dient den Versorgungsunternehmen zur internen Kontrolle ihres Managementsystems zur Sicherstellung einer einwandfreien Versorgung. Dieses wird von einem neutralen DVGW-Experten geprüft (Zenz 2003). Dabei ist das TSM als modulares System zu verstehen, das auf der Grundlage des W 1000 „Anforderungen an Trinkwasserversorgungsunternehmen“ aus den in Abb. 4 dargestellten Bausteinen besteht (Lindner und Sattler 2001):

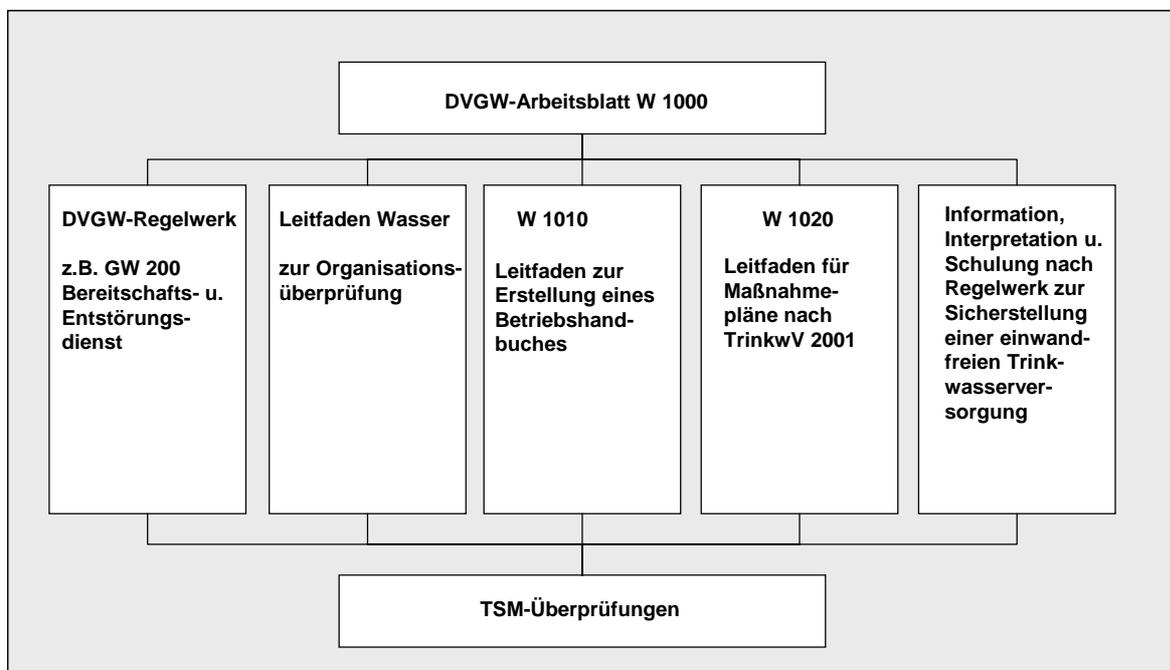


Abb. 4: Bausteine des Technischen Sicherheitsmanagements (TSM) (in Anlehnung an Lindner und Sattler 2001)

Das Versorgungsunternehmen erteilt nach erfolgter Selbsteinschätzung dem DVGW den Auftrag für die TSM-Überprüfung. Die erforderliche Selbsteinschätzung zur Vorbereitung kann anhand der Leitfäden zur W 1000 durchgeführt werden. Diese Leitfäden gliedern sich in einen ersten Teil, der sich auf

die Untersuchung der allgemeinen Organisation des Versorgungsunternehmens bezieht sowie einen gas- oder wasserspezifischen Teil (Hauenheim und Langer 2003). Der wasserspezifische Leitfaden ist in Form einer Checkliste mit einem Umfang von 138 Fragen⁴ entwickelt worden, der die Unternehmen darin unterstützen soll, Schwachstellen zu entdecken, die technische Sicherheit zu gewährleisten, die Erfüllung der trinkwasserhygienischen Anforderungen abzusichern und damit für die Geschäftleitung insgesamt die Gefahr des Vorwurfs eines Organisationsverschuldens auch gegenüber der jeweiligen Aufsichtsbehörde zu minimieren (Lindner und Sattler 2001). Das befragte Unternehmen hat die Möglichkeit, die Frage mit ja oder nein zu beantworten sowie eine ergänzende Bemerkung beizufügen. Folgende Beispiele des wasserspezifischen Fragenkatalogs, insbesondere in Verbindung mit dem Rohwasserschutz und Einzugsgebietsmanagement, werden im Folgenden dargestellt (Tab. 4):

Tab. 4: Beispiele des Unternehmensleitfadens zur Überprüfung der Organisations- und technischen Sicherheit eines Wasserversorgungsunternehmens im Rahmen des DVGW-Arbeitsblattes W 1000 (DVGW 2003a)

Form	Thema	Beispielfrage
Aufbauorganisation	Fachbezogene Aufbauorganisation	<ul style="list-style-type: none"> Ist die langfristige Strategie zur Sicherung der Trinkwasserressourcen, -gewinnung, -aufbereitung und Wassertransport/-verteilungsanlagen (Versorgungskonzept) für die Wasserversorgung festgelegt?
	Gewässerschutz	<ul style="list-style-type: none"> Ist sichergestellt, dass betriebliche Maßnahmen in der Wasserschutzzone I (Fassungsbereich) gewässerschonend ausgeführt und Beeinträchtigungen der Rohwasserressourcen vermieden werden (z.B. kein Befahren der Wasserschutzzone I mit Fahrzeugen, kein Pestizid-/Düngemiteleinsetz) Ist die Meldung von gewässergefährdenden Handlungen im Trinkwasserschutzgebiet an die Aufsichtsbehörden geregelt?
Ablauforganisation	Betrieb, Instandhaltung u. Rückbau von Wassergewinnungsanlagen	<ul style="list-style-type: none"> Ist das Einzugsgebiet der Wassergewinnungsanlage(n) geschützt (z.B. durch ein rechtsgültig festgesetztes Trinkwasserschutzgebiet auf der Grundlage der DVGW-Arbeitsblätter W 101 bzw. W 102)? Ist die Nutzung im Einzugsgebiet mit möglichen wassergefährdenden Einrichtungen, Handlungen oder Vorgängen, die die Trinkwasserressourcen (z.B. Grundwasser-, Quellwasservorkommen) belasten könnten, erfasst? Wird die Qualität des Rohwassers in der Gewinnungsanlage und im Einzugsgebiet regelmäßig kontrolliert (z.B. durch ein Messprogramm) und wie werden die Vorgaben der jeweiligen Rechtsvorschriften und technischen Regeln beachtet? Werden die Ergebnisse der Beprobung ausgewertet, dokumentiert und als Basis für weitergehende Entscheidungen genutzt?
	Qualitätsüberwachung	<ul style="list-style-type: none"> Sind Sofortmaßnahmen (Maßnahmepläne entsprechend TrinkwV 2001) bei Grenzwertüberschreitungen nach § 9 und § 16 TrinkwV festgelegt und sind diese mit der Aufsichtsbehörde abgestimmt? Ist sichergestellt, dass bei Grenzwertüberschreitungen Maßnahmen gemäß den Maßnahmeplänen unverzüglich eingeleitet werden?

Der Fragenkatalog ist gemäß der Grundvorgaben des Qualitätsmanagements in Aufbau- und Ablauforganisation gegliedert. Während die Aufbauorganisation die Rahmenbedingungen festlegt, d.h. die Zuständigkeiten und Verantwortlichkeiten des eingesetzten Personals, regelt die Ablauforganisation die innerhalb dieses Rahmens ablaufenden Arbeits- und Informationsprozesse (DVGW 2000, Leonard und Naumann 2002). Die in Tab. 4 aufgeführten Fragen betreffen primär die Überwachung des Rohwassers im Einzugsgebiet und Handlungsweisen im Falle von Grenzwertüberschreitungen. Die Fragen orientieren sich eng an dem Technischen Regelwerk des DVGW und den Vorgaben der Trinkwasserverordnung 2001. Nach der erfolgten Selbsteinschätzung des Wasserversorgungsunternehmens auf

⁴ Stand August 2003

Basis der Fragenkataloge wird in einem TSM-Prüfungsgespräch anhand von offenen Expertenleitfäden eine Empfehlung über die Erteilung der TSM-Bestätigung ausgesprochen. Anhand der Prüfungsdokumentation und der Empfehlung wird eine DVGW-Bestätigung für das Wasserversorgungsunternehmen mit einer Gültigkeit von fünf Jahren ausgestellt (Zwischenzeitliche Erkundigung nach 2,5 Jahren) (Hauenheim und Langer 2003). Der DVGW verzeichnet eine steigende Nachfrage nach dem TSM. Im März 2005 besaßen rund 170 Unternehmen aus dem Wasserbereich eine TSM-Bestätigung.

2.2 Der Wassersicherheitsplan (WSP) als ein neues, risikobasiertes Management

Die verschiedenen in Kap. 2.1 erläuterten Konzepte der Qualitätssicherung machen deutlich, dass es in der Wasserversorgung einen Bedarf nach der Entwicklung eines konsistenten Rahmens zur Sicherung der Trinkwasserqualität gibt. Diese Diskussion wurde durch die Erarbeitung der dritten Auflage der „Leitlinien zur Trinkwasserqualität“ der Weltgesundheitsorganisation (WHO) vorangetrieben. Das neue zentrale Element der revidierten Leitlinien ist das „*Framework for Safe Drinking Water*“ (Rahmenkonzept für sicheres Trinkwasser) (Abb. 5).

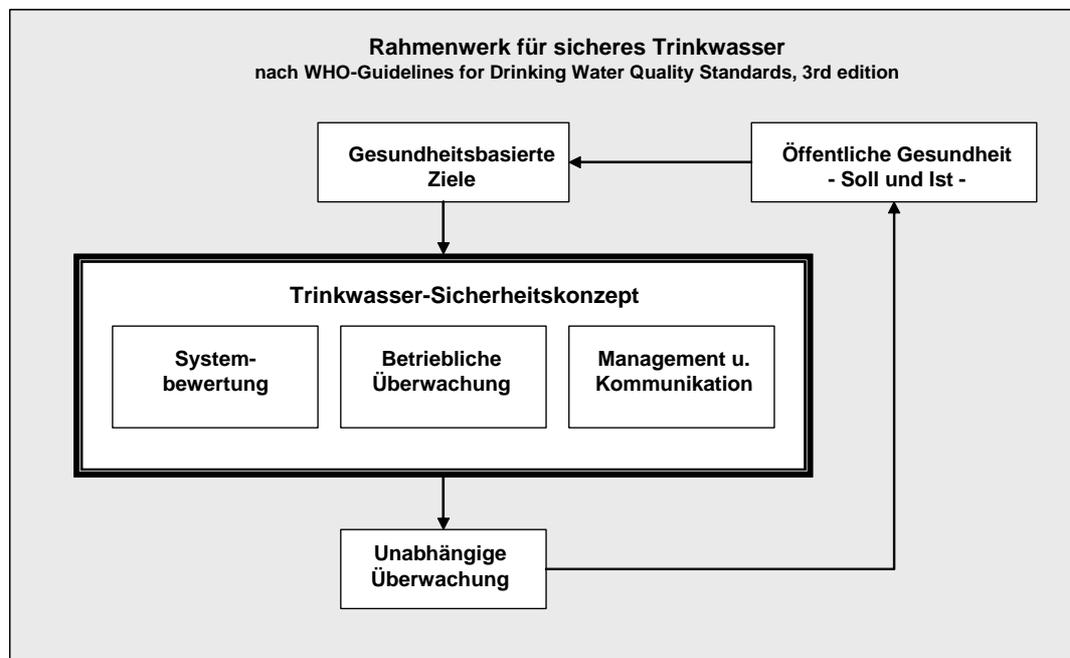


Abb. 5: Übereinkommen der Bonn-Charta (in Anlehnung an IWA 2005)

Dieses legt den Schwerpunkt auf ein vorsorgendes, auf Risiko-Bewertung aufbauendes Management (risikobasiertes Management), welches alle Stufen vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher umfasst (IWA 2005, WHO 2004b). „*The most effective means of consistently ensuring the safety of a drinking-water supply is through the use of a comprehensive risk assessment and risk management approach that encompasses all steps in water supply from catchment to consumer. In these Guidelines such approach is termed water safety plans*“ (WHO 2004b: 48).

Die Vorgehensweise des WSP wurde entwickelt, um die auf das Trinkwasser angewendeten vielfältigen Managementpraktiken zu organisieren und zu systematisieren und um die Anwendbarkeit dieser Praktiken auf das Management der Trinkwasserbeschaffenheit zu gewährleisten (DVGW 2005, WHO 2004b). Ein WSP weist drei Grundelemente auf:

1. Erfassung und Bewertung des Wasserversorgungssystems, um zu ermitteln, ob die Trinkwasserversorgung vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher in der Lage ist, Wasser in einer Güte bereitzustellen, das den gesundheitsbasierten Zielen entspricht

2. Festlegen von Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen in einem Wasserversorgungssystem, die gewährleisten, dass gesundheitsbasierte Ziele eingehalten werden. Für jede festgelegte Steuerungsmaßnahme sollte ein angemessenes Mittel zur betrieblichen Überwachung ausgewählt werden.

3. Managementkonzepte, die die im normalen Betrieb oder bei Störfällen zu ergreifenden Maßnahmen beschreiben und die Systembewertungs-, Überwachungs- und Kommunikationskonzepte sowie unterstützende Programme dokumentieren

Die primären Ziele des WSP sind die Minimierung der Verschmutzung des Rohwassers, die Reduzierung oder Beseitigung von Verunreinigungen durch Aufbereitungsmethoden sowie die Vermeidung von Kontaminationen während der Speicherung, Verteilung und des Transports des Trinkwassers. Dabei werden bewährte Konzepte des Risikomanagements herangezogen, darunter das Multi-Barrieren-System sowie das so genannte *Hazard Analysis Critical Control Point System* (HACCP-System), welches bereits 1960 von einem Lebensmittelhersteller der Raumfahrtbehörde NASA entwickelt wurde, um sichere Lebensmittel für das Raumfahrtprogramm herzustellen (Untermann 1996, Untermann et al. 1996). Nach dem HACCP-Konzept werden für den Herstellungsprozess eines Lebensmittels Informationen über Gefahren und Situationen, die diese hervorrufen können, gesammelt und bewertet, um zu entscheiden, welche für die Gesundheit bedeutsam und daher in das Risikomanagement einzubeziehen sind. Eine Stufe, auf der es möglich und von entscheidender Bedeutung ist, eine gesundheitliche Gefahr durch Lebensmittel zu vermeiden, zu beseitigen oder auf ein annehmbares Maß zu reduzieren, wird als „*Critical Control Point*“ bezeichnet. Auf der Basis dieser Analyse sind die notwendigen vorbeugenden Maßnahmen festzulegen, mit denen sich die ermittelten Gefahren verhüten, ausschalten oder auf ein akzeptables Restrisiko vermindern lassen. Überdies werden zusätzliche Prüfungen und Verfahren festgelegt, um zu bestätigen, dass das HACCP-System funktioniert (Mortimore et al. 2002, Untermann 1996).

Havelaar (1994) schlug das HACCP-Konzept Mitte der 1990er Jahre für die Trinkwasserversorgung vor. Im europäischen Raum sind es vor allem Frankreich und die Schweiz, die das HACCP-System für die Wasserversorgung nutzen (Bosshart et al. 2003, De Beir et al. 2003, Metge et al. 2003).

International wurden verschiedene Regelungsansätze entwickelt, die sich unter Anwendung des HACCP-Konzeptes an den Grundsätzen der Qualitätssicherung orientieren und gleichzeitig Beispiele eines risikobasierten Ansatzes darstellen: In Australien wurde das „*Framework for the Management of Drinking Water Quality*“ entwickelt (NHMRC & ARMCANZ 2002), in Neuseeland die „*Public Health Risk Management Plans*“ (MOH 2001). Beide Beispiele liefern alternative Modelle mit einem risikobasierten Ansatz zum Wassergütemanagement („*input controls*“) verbunden mit gezielter Trinkwassergüte-Überwachung („*output controls*“), eingebettet in ein breites Rahmenwerk des Wassergüte-Managements.

Die *International Water Association* (IWA) hat im Jahr 2005 mit der so genannten „Bonn Charta“ einen international anwendbaren Rahmen entwickelt, der den WSP sowie maßgebende Standards umfasst. Die Charta wurde als ein allgemeiner Ansatz für ein effektives Wassergütemanagement von Wasserfachleuten entwickelt und konkretisiert und schlägt in Anlehnung an die Vorgaben der WHO-

Richtlinien die Entwicklung eines Trinkwasser-Sicherheitsmanagements mittels WSP zur Bewertung und Beherrschung von Risiken in allen Bereichen der Wasserversorgung sowie die Überwachung der Trinkwasserqualität anhand der maßgeblichen Standards vor (Abb. 5). Die Formulierung gesundheitsbasierter Ziele ist eine wesentliche Voraussetzung des WSP, denn sie leisten einen wichtigen Beitrag bei der Festlegung von Steuerungsmaßnahmen. *“Health-based targets should assist in determining specific interventions appropriate to delivering safe drinking water, including control measures such as source protection and treatment processes.”* (WHO 2004b: 37). Deren Festsetzung ist ein Beitrag der Gesundheitspolitik und dient als realistische Zielvorgabe in Hinblick auf mikrobielle und chemische Belastungen. So können gesundheitsbasierte Ziele für mikrobielle Krankheitserreger anhand der duldbaren Exposition hinsichtlich spezifischer Pathogene ermittelt werden. Demgegenüber können für chemische Schadstoffe beispielsweise nationale Grenzwerte oder Richtwerte der WHO herangezogen werden. Idealerweise sollten gesundheitsbasierte Ziele mit Hilfe der Quantitativen Risikoabschätzung (QRA) unter Berücksichtigung der örtlich identifizierbaren Gefährdungen bestimmt werden (WHO 2004b) (Kap. 2.2.2). Im folgenden Kapitel werden die einzelnen Stufen des WSP dargestellt und erläutert.

2.2.1 Vorgehensweise bei der Entwicklung eines WSP

Die wirksamste Art, eine stetige Sicherheit der Trinkwasserversorgung zu gewährleisten, ist - gemäß der neuen WHO Leitlinien – eine umfassende Vorgehensweise bestehend aus Risikobewertung und Risikomanagement, die alle Stufen der Wasserversorgung vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher umfasst (DVGW 2005 nach WHO 2004b). Ziel des Risikomanagements ist die Ermittlung möglicher Gefährdungen, der Ursachen möglicher gefährdender Ereignisse und die Bewertung des Gefahrengrads, der von diesen ausgeht. In diesem Zusammenhang bedeutet eine Gefährdung einen biologischen, chemischen, physikalischen oder radioaktiver Wirkstoff, der das Potenzial besitzt, Schaden zu verursachen. Ein gefährdendes Ereignis ist dementsprechend ein Störfall oder eine Situation, der/die zum Vorliegen einer Gefährdung führen kann. Ein Risiko hingegen ist die Wahrscheinlichkeit, dass ermittelte Gefährdungen innerhalb eines bestimmten Zeitrahmens Schäden in der dieser Gefährdung ausgesetzten Bevölkerung verursachen können (DVGW 2005 nach WHO 2004b).

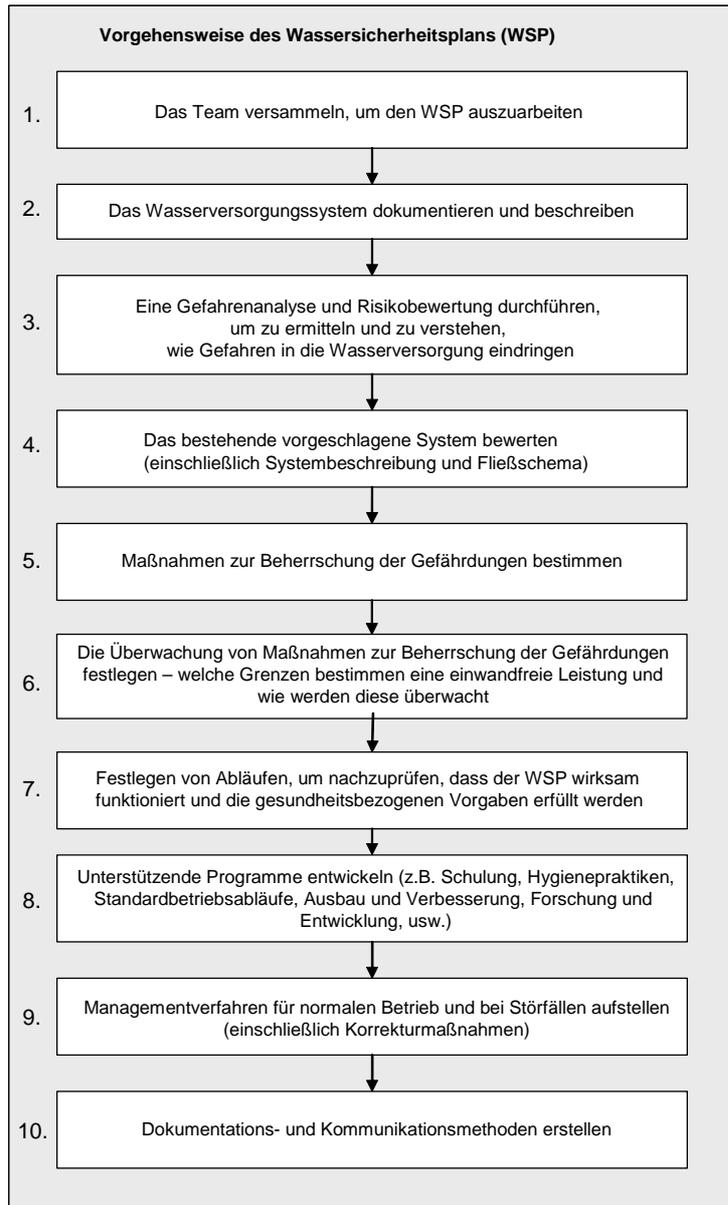


Abb. 6.: Stufen des Wassersicherheitsplanes (Water Safety Plans) nach (WHO 2004b)

sende Beurteilung und Bewertung des Systems (3). Daten über das Auftreten von Krankheitserregern oder chemischen Stoffen im Rohwasser sowie Informationen über die Wirksamkeit bestehender Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen ermöglichen die Beurteilung, ob gesundheitsbasierte Ziele (Kap. 2.2) unter der existierenden Infrastruktur eingehalten werden können. Ebenso leisten sie einen Beitrag bei der Festlegung von Maßnahmen im Einzugsgebiet, im Rahmen der Wasseraufbereitung und -verteilung. Nachdem potenzielle Gefährdungen ermittelt wurden, sollten Prioritäten des mit einer Gefährdung verbundenen Risikos unter Einbeziehung weiterer ermittelter Risiken festgelegt werden. Dies erfolgt einerseits durch die Ermittlung der Wahrscheinlichkeit des Eintretens (z.B. sicher, möglich, selten) sowie durch die Beurteilung der Schwere der Folgen, falls eine solche Gefährdung eintritt (z.B. geringfügig, bedeutend, katastrophal). Üblicherweise wird dazu eine semi-quantitative Matrix verwendet (Kap. 4.1.2), die schließlich eine Klassifizierung von Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen (4) ermöglicht. So genannte *control measures* „sind solche Maß-

Die Vorgehensweise des WSP (Abb. 6) wurde entwickelt, um die bereits vorliegenden vielfältigen Managementpraktiken, die in der Trinkwasserversorgung angewendet werden, zu organisieren und systematisieren. Überdies soll die Anwendbarkeit dieser Praktiken auf das Management der Trinkwassergüte gewährleistet sein. Einige Elemente des WSP werden bereits seit langem in der Praxis der Trinkwasserversorger umgesetzt, ohne einem übergeordneten Handlungsrahmen zu unterstehen. Der erste Schritt bei der Erarbeitung eines WSP ist die Zusammenstellung eines Teams von Experten (1), die über ein gründliches Verständnis des Wasserversorgungssystems verfügen. Dies sind Personen, die an den Prozessen der Trinkwasserbereitstellung beteiligt sind, u.a. Ingenieure sowie Experten aus den Bereichen Umwelt und Hygiene. Zur Beschreibung und Dokumentation des Wasserversorgungssystems (2) werden alle verfügbaren, relevanten Informationen über das Wasserversorgungssystem gesammelt und systematisiert (z.B. anhand eines Fließschemas). Dies bildet die Grundlage für eine umfas-

nahmen in der Trinkwasserversorgung, die eine direkte Auswirkung auf die Trinkwassergüte haben, und die gemeinsam gewährleisten, dass das Trinkwasser ständig die gesundheitsrelevanten Vorgaben erfüllt. Es handelt sich um Aktivitäten und Verfahren, die angewandt werden, um das Auftreten von Gefährdungen zu vermeiden.“⁵ (DVGW 2005: 12) Die Bewertung und Planung von Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen soll gewährleisten, dass gesundheitsbasierte Ziele eingehalten werden. Der Umfang der Steuerung von Maßnahmen soll proportional zur zugehörigen Klassifizierung sein. Im Rahmen der betrieblichen Überwachung wird die Art und Anzahl der Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen festgelegt (5), die folgende betriebsbedingte Anforderungen erfüllen müssen:

- Betriebliche Überwachungsparameter, die gemessen werden können, und für diese Grenzwerte festlegen, um die betriebliche Wirksamkeit der Maßnahme zu ermitteln
- Betriebliche Überwachungsparameter, die mit ausreichender Häufigkeit überwacht werden können, um Störungen rechtzeitig aufzudecken
- Verfahren für Korrekturmaßnahmen, die aufgrund von Abweichungen vom Grenzwert eingeführt werden können

Das Festlegen und Einführen von Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen (Schritt 6) sollte gemäß der WHO-Richtlinien auf dem Multi-Barrieren-System beruhen, da im Sinne dieses Konzeptes der Ausfall einer Barriere durch die wirksame Funktion der verbleibenden Barrieren ausgeglichen werden kann. Die für die betriebliche Überwachung ausgewählten Parameter sollten die Wirksamkeit jeder Steuerungsmaßnahme widerspiegeln, rechtzeitige Hinweise auf die betriebliche Leistung geben, leicht messbar sein und eine angemessene Reaktionszeit bieten. Beispiele sind messbare Größen wie Restchlorgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit oder Trübung. Die Untersuchung auf enteritische Krankheitserreger und Indikatorbakterien ist nur begrenzt sinnvoll, da die Analyse der Wasserproben eine gewisse Zeit beansprucht, in der keine betrieblichen Einschreitungen möglich sind.

Zusätzlich zur betrieblichen Überwachung ist eine abschließende Verifizierung (7) als Bestätigung dafür vorzunehmen, dass das gesamte System funktioniert. Diese kann vom Wasserversorger selbst, aber auch von einer unabhängigen Behörde oder einer Kombination beider vorgenommen werden. Sie dient als abschließende Kontrolle der gesamten Versorgungskette, vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher. Die Verifizierung der mikrobiologischen Qualität des Trinkwassers wird in der Regel durch eine Überprüfung auf fäkale Indikatorbakterien im aufbereiteten Trinkwasser oder Trinkwasser, das sich in der Verteilung befindet, durchgeführt. Die Verifizierung der chemischen Qualität hingegen erfolgt anhand der jeweiligen chemischen Inhaltsstoffe am Ende der Aufbereitung oder in Abhängigkeit von der Wahrscheinlichkeit einer Konzentrationsveränderung während der Wasserverteilung. Die Häufigkeit der Prüfung ist abhängig vom jeweiligen Parameter oder Erreger. Grundsätzlich gelten für mikrobielle Erreger häufigere Prüfintervalle, da selbst kurzfristige mikrobielle Verunreinigungen direkt zu einer Erkrankung führen können. Die Analytik sollte angemessene Verfahren der Qualitätssicherung berücksichtigen.⁶

⁵ Control measures are those steps in drinking-water supply that directly affect drinking-water quality and that collectively ensure that drinking water consistently meets health-based targets. They are activities and processes applied to prevent hazard occurrence (WHO 2004: 55)

⁶ z.B. ISO 17025:2000: Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien

Maßnahmen, die die Trinkwasserbeschaffenheit nicht direkt beeinflussen, aber trotzdem einen Beitrag zur Trinkwassersicherheit leisten, werden als unterstützende Programme (*supporting programs*) bezeichnet (8). Hierzu zählen beispielsweise Ausbildungs- und Schulungsprogramme für Personal, welches für die Trinkwassersicherheit verantwortlich ist. Ebenso sind Richtlinien über Betriebs- und Managementpraktiken sowie hygienische Arbeitsmethoden wichtige Elemente unterstützender Programme.

Ein wirksames Management (9) beinhaltet schließlich die Festlegung von Maßnahmen,

- die als Antwort auf Schwankungen, die während normaler Betriebsbedingungen auftreten, ergriffen werden,
- die in bestimmten Störfallsituationen ergriffen werden,
- in denen ein Verlust der Systemsteuerung befürchtet werden muss

sowie Vorgehensweisen, die im Fall von unvorhergesehenen Situationen befolgt werden müssen. So sollten Verfahrensanweisungen als Antwort sowohl auf vorhersehbare als auch auf unvorhersehbare Störfälle und Notfälle festgeschrieben werden. Derartige Störfälle können u.a. das Auslaufen eines gefährlichen Stoffes ins Rohwasser, extreme Niederschläge und Abflüsse im Einzugsgebiet, der Ausfall der Stromversorgung für eine wichtige Steuerungsmaßnahme oder die Entdeckung einer ungewöhnlich hohen Trübung sein. Die Konzepte für die Reaktion auf einen Störfall reichen von geringfügigen Warnungen bis zu Notsituationen, die den Einsatz von Ressourcen und anderen Institutionen, z.B. dem Gesundheitsamt, erfordern.

Gemäß den Anforderungen der WHO-Richtlinien soll ein WSP angemessen dokumentiert werden (10). Eine solche Dokumentation umfasst:

- die Beschreibung und Bewertung des Trinkwasserversorgungssystems, einschließlich der Programme zu Ausbau und Verbesserung der bestehenden Trinkwasserversorgung,
- das Konzept für die betriebliche Überwachung und Verifizierung des Trinkwasserversorgungssystems,
- Managementverfahren für Normalbetrieb, Störfälle und Notsituationen,
- die Beschreibung unterstützender Programme.

Derartige Aufzeichnungen sind für den Nachweis der Funktionstüchtigkeit des WSP unerlässlich und sollen zeigen, dass entsprechend dem WSP gehandelt wird. Hierzu dienen Unterlagen und Ergebnisse, die durch die betriebliche Überwachung und Verifizierung erzeugt werden, Ergebnisse von Störfallsituationen oder auch die Dokumentation von eingesetzten Methoden oder Verfahren. Überdies ist die Kommunikation von Verfahren für die unverzügliche Anzeige aller bedeutsamen Störfälle innerhalb der Trinkwasserversorgung sowie die Information der Verbraucher von besonderer Relevanz. Die für die Überwachung verantwortlichen Behörden sollten zudem Strategien zur Aufklärung über die Bedeutung gesundheitsbezogener Informationen bereitstellen (zum Ganzen DVGW 2005 nach WHO 2004b).

Einen besonderen Stellenwert erhält im WSP das Einzugsgebietsmanagement. Denn wenn Maßnahmen zur Verringerung oder Verhinderung der Kontamination des Rohwassers das verbleibende Risiko hinreichend reduzieren können, verringert sich möglicherweise der Aufbereitungsaufwand.

Die methodische Vorgehensweise bei der Implementierung des WSP mit dem Schwerpunkt auf dem Ressourcenschutz bei den Stadtwerken Niederkassel wird in Kap. 4.1 eingehend dargelegt. Im Fol-

genden soll die Bedeutung methodischer Aspekte der Quantitativen Risikoabschätzung (QRA) im Rahmen des WSP erläutert werden.

2.2.2 *Integration methodischer Aspekte der Quantitativen Risikoabschätzung*

Die Risikoabschätzung ist ein Ansatz, um das Risiko, welches vom Trinkwasser ausgeht, bewerten zu können, d.h. sie ermöglicht die Beantwortung der Frage „Wie sicher ist unser Trinkwasser?“ oder „Welches Risiko kann toleriert werden?“ Die letztere Frage führt zu den in Kap. 2.2 bereits dargelegten gesundheitsbasierten Zielen, die ein „tolerierbares Infektionsrisiko“ (z.B. Infektionsrisiko von $<10^{-4}$ pro Person und Jahr) oder eine „tolerierbare Erkrankungslast“ (z.B. 10^{-6} DALY pro Person und Jahr) (Havelaar et al. 2000, Havelaar und Melse 2003) darstellen. Kann durch die Risikoabschätzung sichergestellt werden, dass die gesundheitsbasierten Ziele eingehalten werden, treten folgende Fragen des Risikomanagements auf: „Wie können wir sicher gehen, dass wir immer die Ziele erreichen?“ und „Wie reagieren wir auf Störfälle?“ Dies zeigt bereits, dass die Risikoabschätzung und das Risikomanagement nicht isoliert voneinander betrachtet werden sollten (Medema und Smeets 2004). Grundsätzlich wird der Umgang mit einem gegebenen Risiko in drei aufeinander folgende und voneinander unabhängige Schritte untergliedert: die Risikoabschätzung/Risikobewertung, das Risikomanagement und die Risikokommunikation. Die (quantitative) Risikoabschätzung wird nach einem Konzept, das auf eine Publikation des *National Research Councils* (NRC) Anfang der 80er Jahre zur Beurteilung von Gesundheitsrisiken, die durch Umweltschadstoffe hervorgerufen werden, zurückgeht, in vier Schritte unterteilt (NRC 1983):

- Gefahrenidentifikation (*hazard identification*)
- Dosis-Wirkungs-Abschätzung (*dose response assessment*)
- Expositionsabschätzung (*exposure assessment*)
- Risikocharakterisierung (*risk characterisation*)

Dementsprechend kann die quantitative Risikoabschätzung als ein Oberbegriff für Verfahren betrachtet werden, die noxenbedingte Gesundheitsrisiken strukturiert erfassen und quantifizieren (Mekel et al. 2004). Die Identifikation des Gefährdungspotenzials führt zur qualitativen Beschreibung der Eigenschaften des Stoffes oder Erregers. Die Datenquellen stammen u.a. aus Beobachtungen am Menschen, aus Tierversuchen oder In-vitro-Experimenten. Die Dosis-Wirkungs-Abschätzung dient zur Charakterisierung des Gefährdungspotenzials. Sie ist mit Unsicherheiten verschiedenster Art behaftet, z.B. geringst mögliche Tierzahl bei Tierversuchen aus Gründen des Tierschutzes und Kostenaspekten (Kahl und Timm 2003). Weiter ist eine Unterscheidung zwischen Stoffen mit oder ohne Wirkungsschwelle zu treffen (Fehr 1995): „Bei vielen Stoffen wird davon ausgegangen, dass eine Wirkungsschwelle

existiert, unterhalb derer keine schädlichen Effekte auftreten (NO(A)EL = *No Observed (Adverse) Effect Level*). Ebenso gibt es Schädwirkungen, insbesondere die Krebsentstehung durch genotoxische Kanzerogene, für die eine Wirkungsschwelle traditionell nicht angenommen wird (Kahl und Timm 2003). Die durch Extrapolationsverfahren der Dosis-Wirkungs-Beziehung über Spezies (Tier – Mensch) und Expositionen (hoch – niedrig) entstehenden Unsicherheiten werden durch Korrekturfaktoren kompensiert, „deren Festlegung in hohem Maße willkürlich ist“ (Fehr 1995: 82). Zur Systematisierung der Einsatzbereiche der quantitativen Risikoabschätzung werden von Mekel et al. (2004) vier Typen unterschieden (Tab. 5).

Tab. 5: Typisierung von QRA-Einsatzmöglichkeiten (in Anlehnung an Mekel et al. 2004)

Typ	Beschreibung	(Schad-) Stoffkonzentration	Exposition	Zeitlicher Rahmen	Räumlicher Bezug
1	Noxenbewertung und Ableitung medialer Beurteilungskriterien	bekannt	abschätzbar, ggfs. messbar	Gegenwart, ggfs. Zukunft	regional, national, international
2	Beurteilung einer vorhandenen Belastungssituation	messbar	abschätzbar, ggfs. messbar	Gegenwart, ggfs. Vergangenheit	begrenzttes Gebiet (lokal, regional)
3	Beurteilung einer zukünftigen Belastungssituation	Prognose	nur potenzielle Exposition abschätzbar	Zukunft	begrenzttes Gebiet, (lokal, regional)
4	Vergleichende Risikobewertung und Priorisierung	bekannt	abschätzbar, ggfs. messbar	Gegenwart, Zukunft	lokal, regional, national

Von besonderem Interesse im Rahmen des WSP sind die Typen 1-3. Die Ableitung von Beurteilungskriterien für Schadstoffkonzentrationen führt schließlich zu Grenz- und Richtwerten für das Medium Trinkwasser (Typ 1). Für nicht-kanzerogene Stoffe werden Kenngrößen aufgestellt, die sich am ADI-Konzept der WHO orientieren (Kap.4.1.3). Für kanzerogene Stoffe werden Kenngrößen mit *potency factor* oder *unit risk* bezeichnet. Anhand von Typ 2 wird mit Hilfe der Expositionsabschätzung eine vorhandene Belastungssituation bewertet. Mit dem Begriff Exposition wird in der Regel die zugeführte Menge eines Schadstoffs oder Erregers ausgedrückt. Eine ebenso wichtige Rolle spielt die Expositionsabschätzung bei Typ 3, mit deren Hilfe zukünftige Belastungssituationen bewertet werden können.

Die im Rahmen der quantitativen Risikoabschätzung gewonnenen Informationen und Daten unterstützen das Management von Risiken, insbesondere bei der Festsetzung von Grenzwerten, bei der Einrichtung des Monitorings sowie bei der Gefährdungsanalyse und -bewertung. Abb. 7 macht das Zusammenspiel von Risikomanagement in Gestalt des WSP und der quantitativen Risikoabschätzung deutlich.

Für Wasserversorgungssysteme mit hohem Qualitätsstandard sind im Rahmen des Risikomanagements die Optimierung der Trinkwassersicherheit und die daraus entstehenden Kosten für den Konsumenten von großer Bedeutung. Die quantitative Risikoabschätzung ermöglicht eine objektive wissenschaftliche Basis für derartige Entscheidungsprozesse. Folgende Fragen des Risikomanagements im Rahmen des WSP bedürfen einer quantitativen Beurteilung (Medema und Smeets 2004):

- Ist das Wasserversorgungssystem geeignet, um sicheres Trinkwasser herzustellen?
- Wie hoch werden die jeweiligen Gefährdungen bewertet und welche Prioritäten ergeben sich daraus?
- Wie kritisch sollen Eingreifwerte gesetzt werden?
- Wie oft müssen Überwachungsmaßnahmen stattfinden?
- Welches Niveau sollten korrigierende Maßnahmen im Falle einer Nichteinhaltung von Überwachungsmaßnahmen haben?

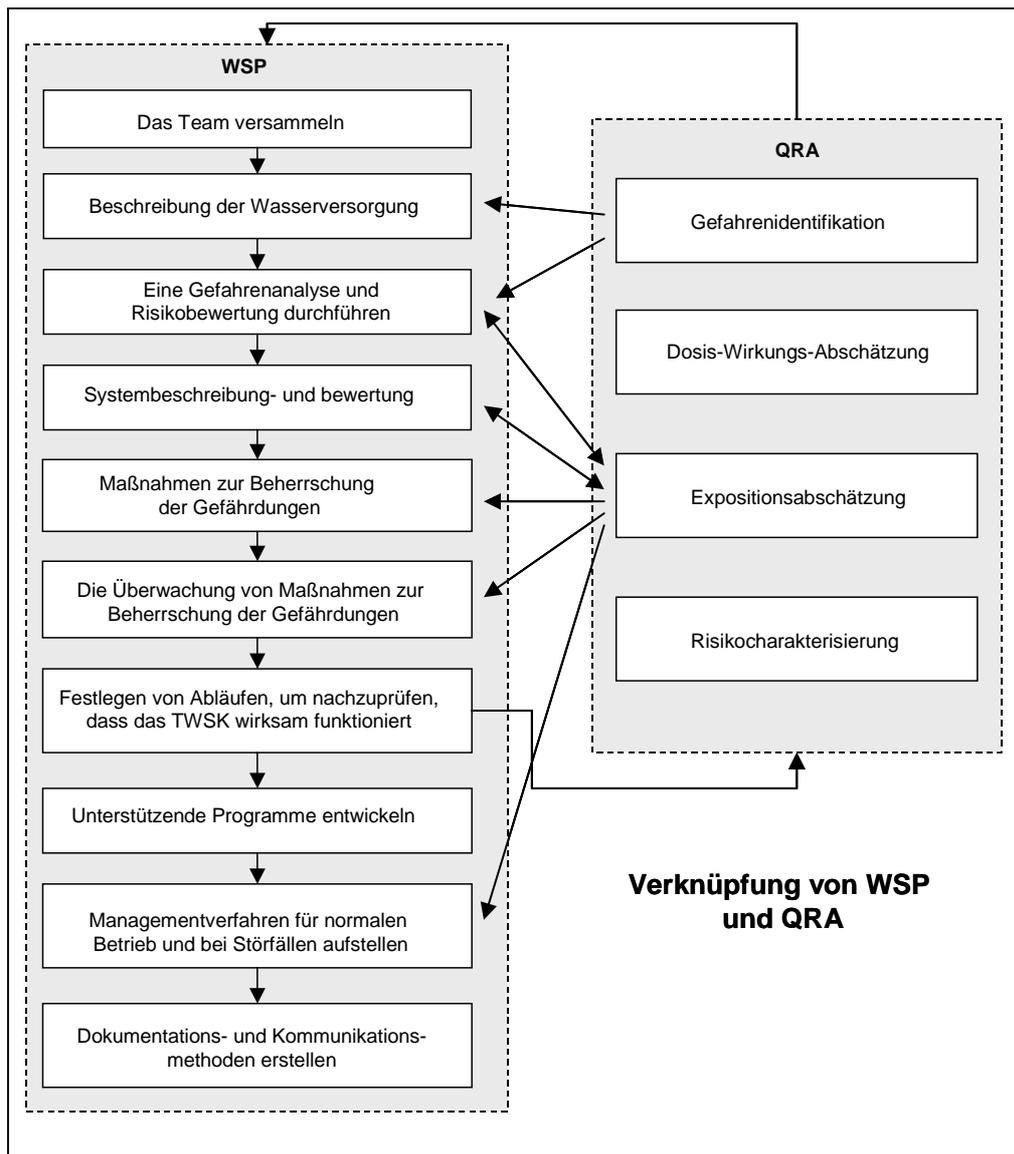


Abb. 7: Verknüpfung von WSP und QRA (in Anlehnung an Medema und Smeets 2004)

Der Einsatz von Methoden der Q(M)RA im Rahmen des HACCP-Konzeptes wurde von Hoornstra et al. (2001) am Beispiel der Fleischverarbeitung dargelegt. Einen wesentlichen Beitrag leistet die Q(M)RA bei der quantitativen Bewertung gesundheitlicher Risiken. „By using elements of quantitative risk assessment (QRA) the hazard analysis can be transformed in a more meaningful managerial tool. In this way the effect of control measures can be quantified, so the occurrence of contaminants in the endproducts can be estimated.“ (Hoornstra et al. 2001: 229). Medema und Smeets 2004 erläutern das Zusammenspiel und Zusammenwirken von Risikoabschätzung und Risikomanagement am Beispiel des WSP und des *Quantitative Microbial Risk Assessments*. Bei der Festlegung gesundheitsbasierter Ziele leistet die QRA einen wesentlichen Beitrag, entweder in Gestalt einer tolerierbaren Gesundheitslast (DALY-Konzept) oder anhand von Trinkwasserqualitätszielen (Richt- oder Grenzwerte) (Havelaar et al. 2000, Havelaar und Melse 2003, WHO 2004b). Diese bilden die Basis des Risikomanagements in der Trinkwasserversorgung. Die im Rahmen der Expositionsabschätzung gesammelten Informationen (z.B. Effektivität der Aufbereitung im Hinblick auf ausgewählte Krankheitserreger) finden bei der Identifikation und beim *Ranking* von Gefährdungen Verwendung. Ebenso ist eine derartige Prioritätensetzung nutzbar im Rahmen der QRA. Die Festlegung geeigneter Eingreifwerte

und deren Abstimmung mit gesundheitsbasierten Zielen sollte ebenso - wenn möglich - unter Anwendung der QRA erfolgen. Die Risikoabschätzung bei zeitlich maximaler unbeobachteter Exposition liefert wertvolle Informationen im Rahmen des Monitorings und der Validierung (Medema und Smeets 2004, Medema et al. 2003). In Kap. 4.1.3 werden die in dieser Arbeit angewendeten Methoden der QRA eingehend dargestellt.

Das in Kap. 2.2 beschriebene Konzept eines risikobasierten Managements in Gestalt des WSP steht nun auch für die deutsche Wasserversorgung zur Diskussion. Bevor nun in dieser Arbeit eine Realimplementierung des WSP am Beispiel eines Wasserversorgungsunternehmens durchgeführt wird, soll die Frage beantwortet werden, inwieweit die Notwendigkeit eines solchen umfassenden Risikomanagementsystems für die deutsche Wasserversorgung besteht. Sind international diskutierte Risikofaktoren auch für Deutschland relevant? Ist das derzeit etablierte Surveillance-System geeignet, um potenziellen Risiken begegnen zu können? Im folgenden Kapitel findet nun eine Neubewertung potenzieller Risiken auf der Basis einer Literaturstudie für die deutsche Trinkwasserversorgung statt. In einer anschließenden Diskussion werden die oben aufgeführten Fragen beantwortet.

3. Neubewertung potenzieller Risiken für die Trinkwasserversorgung in Deutschland

3.1 Relevanz international diskutierter Gefährdungspotenziale für die Trinkwasserversorgung in Deutschland

Die Verbesserung der sanitären Verhältnisse führte zu Beginn des 20. Jahrhunderts in Deutschland, aber auch in vielen anderen Ländern, zu einer erheblichen Reduzierung des Auftretens wasserassoziierter Erkrankungen. Durch das Zusammenspiel von technischen Entwicklungen, gesetzlichen Bestimmungen sowie hygienisch-medizinischer Überwachung konnte ein Wasserversorgungssystem etabliert werden, das über viele Jahrzehnte als weitgehend sicher angesehen wurde. Diese Einschätzung muss jedoch vor dem Hintergrund internationaler Erfahrungen kritisch überprüft werden. Die lebhaft internationale Diskussion hinsichtlich neuer Gefährdungspotenziale für die Trinkwasserversorgung hat Deutschland bislang kaum erreicht (Abb. 8).

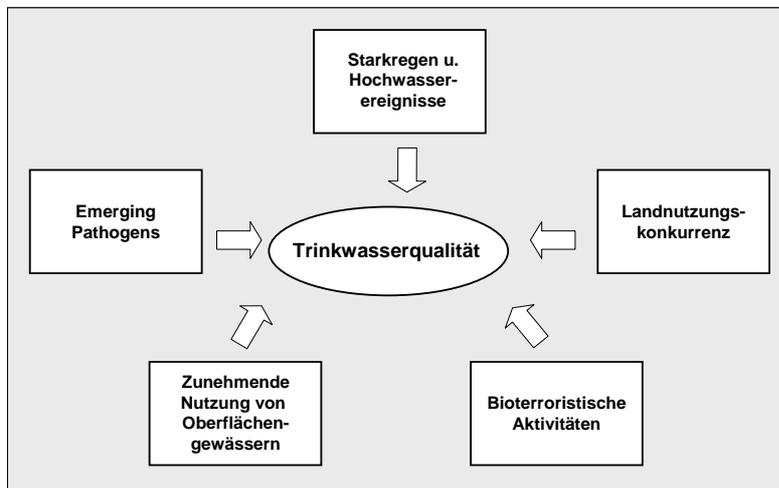


Abb. 8: Auswahl international diskutierter Risiken für die Trinkwasserversorgung (eigene Darstellung)

Hierzu zählen neu erkannte Krankheitserreger oder ((re)-emerging pathogens), die Auswirkungen des Klimawandels, fokussiert auf den Einfluss von Stark- und Hochwasserereignisse auf die Qualität der Wasserressourcen, eine zunehmende Nutzung von Oberflächenwasser für die Trinkwasserversorgung, Flächennutzungskonkurrenz infolge zunehmender Flächeninanspruchnahme sowie die damit verbundene abwassertechnische

und landwirtschaftliche Verunreinigung und schließlich die Verletzbarkeit der Rohwasserressourcen infolge bioterroristischer Aktivitäten (Abb. 8). In den folgenden Kapiteln soll eine Neubewertung der möglichen Bedeutung dieser Faktoren für die spezifisch deutschen Verhältnisse erfolgen.

3.1.1 (Re)emerging pathogens

Die Wahrnehmung und Bedeutung neu auftretender oder neu erkannter Krankheitserreger ((re)emerging pathogens) hat sich im internationalen Kontext während der letzten zwei Dekaden erheblich gewandelt (Egli et al. 2002, Kistemann und Exner 2000, Szewzyk et al. 2000, Younes und Bartram 2001). Insbesondere in den angelsächsischen Ländern wird in den letzten Jahren vermehrt über trinkwasserbedingte bakterielle, virale oder parasitäre Ausbrüche berichtet (CDC 1994, Craun et al. 2002, Hunter 1997b, Hunter et al. 2003, Kramer et al. 1996, Levin et al. 2002). So wurde in Kanada und den USA gehäuft über parasitäre Trinkwasserepidemien berichtet, bei denen Tausende von Menschen erkrankten (Karanis et al. 1993). Als „emerging infectious diseases“ werden hierbei solche

Erkrankungen bezeichnet, die entweder neu in einer Population auftreten oder die bereits existierten, deren Inzidenz allerdings spürbar gestiegen ist (Theron und Cloete 2002).

In Deutschland führte eine deutliche Verringerung klassischer Seuchen, wie Typhus, Paratyphus, Cholera und Shigellenruhr zu Beginn des 20. Jahrhunderts zu der Auffassung, dass derartige Erkrankungen gegenwärtig kein Risiko mehr darstellen (Kistemann 1997, Schoenen und Karanis 2001). Mikrobielle Verunreinigungen des Trinkwassers wurden lediglich mit unterentwickelten Versorgungsstrukturen assoziiert (Younes und Bartram 2001).

Die Entwicklung neuer hygienisch-mikrobiologischer Nachweisverfahren, die Verbesserung epidemiologischer Erkenntnisse, aber insbesondere Berichte über trinkwasserbedingte Ausbrüche mit bis dahin nicht bedeutsamen Krankheitserregern in Ländern mit ähnlichen Wasserversorgungsstrukturen weisen deutlich auf die Existenz neuer mikrobieller Risiken für die Trinkwasserqualität hin (Exner und Kistemann 2003b, Exner und Tuschewitzki 1994, Thofern 1990, Younes und Bartram 2001). So wurden in den letzten 25 Jahren 30 neue humanpathogene Mikroorganismen entdeckt, einige wenige sind für wasserbedingte Erkrankungen verantwortlich (Theron und Cloete 2002). Zwischen 1940 und 1970 galt der Übertragung der viralen Krankheitserreger wie Hepatitis A oder Poliomyelitis durch das Wasser besonderes Augenmerk. In den darauffolgenden Jahren wurden Parasiten als neue Gruppe von Krankheitserregern bekannt (Schoenen und Karanis 2001). Der größte jemals berichtete Ausbruch in den USA seit Installation des amerikanischen Erfassungssystem wurde im Jahre 1993 durch Parasiten (*Cryptosporidium*) verursacht. Es erkrankten 403.000 Menschen, 50 Menschen starben (Craun et al. 2002, Schoenen 2001).

Eine zunehmende Sensibilisierung der Surveillance-Systeme in den angelsächsischen Ländern machte auf neue wasserbedingte Erkrankungen und Ausbrüche aufmerksam. So konnte beispielsweise in den USA ein Anstieg der Zahl und Charakteristik wasserbedingter Erkrankungen durch mikrobielle Erreger festgestellt werden (Gleeson und Gray 1997)(Tab. 6).

Tab. 6: Zahl und Fälle trinkwasserbedingter Ausbrüche in den USA zwischen 1920 und 1988 (vgl. Gleeson und Gray 1997)

Periode	Krankheit	Zahl der Ausbrüche	Ausbrüche pro Jahr	Fälle	Fälle pro Jahr
1920-40	Typhus, Gastroenteritis, Shigellenruhr, Amöbenruhr, Hepatis A	529	24,8	195.244	9.297,3
1941-60	Gastroenteritis, Typhus, Shigellenruhr, Hepatitis A, Salmonellen, Paratyphus, Amöbenruhr, Tularämie, Leptospirose, Poliomyelitis	423	21,2	66.382	3.319,1
1961-70	Gastroenteritis, Hepatitis A, Shigellenruhr, Typhus, Salmonellen, Toxische <i>E.coli</i> , Giardiasis, Amöbenruhr	121	12,1	46.328	4.632,8
1971-88	Gastroenteritis, Giardiasis, Shigellenruhr, Virale Gastroenteritis, Hepatitis A, Salmonellen, Campylobacteriose, Typhus, Yersinirose, Cryptospirose, Chronische Gastroenteritis, Toxische <i>E.coli</i> , Cholera, Amöbenruhr	508	28,2	134.339	7.463,3

Ebenso wurden in Schweden, einem Land mit gut entwickelten Surveillance-Strukturen, zwischen 1980 und 1999 rund 120 wasserbedingte Ausbrüche mit fast 57.500 Krankheitsfällen registriert. Häufigste Verursacher dieser Ausbrüche waren bakterielle sowie parasitäre Erreger (*Campylobacter*, *Giardia*, *Cryptosporidium*, pathogene *E. Coli*) (Andersson und Bohan 2001).

In Deutschland liegen im Gegensatz zu den angelsächsischen Ländern nur sehr wenige Berichte über trinkwasserbedingte Erkrankungen vor, da auch bis heute kein spezielles Meldewesen existiert. In den Vereinigten Staaten hingegen wurden spezielle Erfassungssysteme für trinkwasser- oder badewasserbedingte Infektionen errichtet (Exner und Tuschewitzki 1994, Kistemann 1997, Younes und Bartram 2001). Dennoch entsprechen auch in diesen Ländern die erhobenen Daten über trinkwasserbedingte Erkrankungen in der Regel nicht der Realität. So schätzt Craun et al. (2002), dass ca. 50% bis zu 90% der Erkrankungen nicht erfasst werden.

Nicht nur die steigende Zahl potenziell wasserübertragener Krankheitserreger sondern gleichermaßen eine wachsende Risikopopulation führt zu neuen Anforderungen in der Gefährdungsabschätzung. In den USA schätzt man, dass sich die Anzahl der über 65 Jährigen von 1980 bis 2020 verdoppeln wird. Rechnet man die Gruppe der Kleinkinder, Schwangeren und Immunsupprimierten hinzu, zählen insgesamt etwa 20% der Bevölkerung zur Risikogruppe für Erkrankungen durch enteritische Mikroorganismen (Auckenthaler und Huggenberger 2003). Für Deutschland ist mit einer ähnlichen Zahl zu rechnen (Sonntag 1997).

Vor dem Hintergrund einer vielfältigen Wasserverwendung sowie eines geänderten Gefährdungspotenzials der Bevölkerung, darunter altersbedingte Infektionsanfälligkeit, krankheitsbedingte oder Therapie-bedingte Immunschwäche oder Patienten mit schweren Grundkrankheiten, muss das Spektrum der Krankheitserreger, die bei der Gefährdungsabschätzung zu berücksichtigen sind, erheblich erweitert werden. Dabei handelt es sich um solche Erreger,

- die neu entdeckt wurden (Kategorie A),
- die erhöhte Virulenzeigenschaften erworben haben (Kategorie B)
- deren humanpathogene Wirkung neu erkannt wurde (Kategorie C)
- die mit bereits bekannten Infektionskrankheiten in Verbindung gebracht werden konnten (Kategorie D) und
- die mit bekannten, bösartigen oder chronisch degenerativen Erkrankungen assoziiert werden (Kategorie E) (Exner und Kistemann 2003b, Kistemann und Exner 2000, Szewzyk et al. 2000, Theron und Cloete 2002)(Tab. 7).

Eine Auswahl der seit den siebziger Jahren entdeckten Krankheitserreger und deren Zuordnung zu den genannten Kategorien ist in Tab. 7 dargestellt.

Tab. 7: Entdeckung von trinkwasser-relevanten Infektionserregern seit den 70er Jahren (vgl. Gleeson und Gray 1997, Kistemann und Exner 2000)

Kategorie	Erreger	entdeckt	Typ	Krankheit	Inkubationszeit
A	<i>Legionella pneumophila</i>	1977	Bakterium	Lungenerkrankung	
B	<i>Escherichia coli</i> 0157/H7	1982	Bakterium	Diarrhoe	12-72 Stunden
	<i>Vibrio cholerae</i> 0139	1992	Bakterium	Gastroenteritis	1-3 Tage
C	<i>Campylobacter</i>	1977	Bakterium	Gastroenteritis	1-7 Tage
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	1976	Protozoa	Cryptosporidiose	5-10 Tage
D	Rotavirus	1973	Virus	Gastroenteritis	1-2 Tage
E	<i>Helicobacter pylori</i>	1983	Bakterium	Magenkarzinom	

In den folgenden Kapiteln wird zwischen bakteriellen, viralen und parasitären Krankheitserregern unterschieden, die entweder zentral oder dezentral eingetragen werden bzw. sich in ihrem Vermeh-

zungspotenzial unterscheiden. Neben diesen drei Erregergruppen gilt ein besonderes Augenmerk der Gruppe der Cyanobakterien, deren toxische Eigenschaften bei der Verwendung von Oberflächenwasser für die Trinkwasserversorgung bekannt wurden. Im Trinkwasserverteilungssystem sind sie Mitverursacher der Biofilmbildung (Szewzyk et al. 2003).

3.1.1.1 Zentral eingetragene Erreger fäkaler Herkunft

In diesem Kapitel werden nur solche durch das Trinkwasser übertragene Krankheitserreger besprochen, die aufgrund der Herkunft des Wassers, bei außergewöhnlichen Wetterverhältnissen sowie unzureichender Aufbereitung zentral in das Trinkwasserleitungsnetz eingeschwemmt werden und zu Infektionen führen können. Die größte Gefahr durch verunreinigtes Trinkwasser geht von der fäkalen Verunreinigung des Rohwassers durch Menschen oder Tiere aus. Sowohl in stark besiedelten als auch in unbesiedelten Gebieten muss daher immer mit einer Kontamination, insbesondere der Oberflächenwasserressourcen gerechnet werden (Botzenhart 1996, Theron und Cloete 2002). Im Gegensatz zu den klassischen Zoonosen verursachen die genannten neuen Zoonosen häufig keine Symptome bei infizierten Tieren. Pathogene Mikroorganismen können daher auch von symptomlosen Tieren mit stillen Krankheitsverläufen ausgeschieden werden (Szewzyk et al. 2000). Eingetragen in das jeweilige Medium Wasser zeichnen sich die meisten Erreger durch eine sehr niedrige Infektionsdosis und eine hohe Resistenz gegen Desinfektionsmittel, wie Chlor, aus (Auckenthaler und Huggenberger 2003, Botzenhart 1996, Exner und Tuschewitzki 1994). Eine kurze Differenzierung von Bakterien, Viren und Parasiten ist in Tab. 8 dargestellt:

Tab. 8: Kurze Beschreibung von Bakterien, Viren und Protozoen (vgl. Auckenthaler und Huggenberger 2003)

Typ	Beschreibung
Bakterien	<ul style="list-style-type: none"> • Einzellige Mikroorganismen, selbstständige system. Einheit • Ohne Zellkern, nur geringe Differenzierung des Zellinneren • Vermehrung durch Querteilung • Über 5.000 bekannte Arten
Viren	<ul style="list-style-type: none"> • Genetisches Material in Proteinhüllen • Können Wirtszelle auf Produktion neuer Viren der eigenen Art umstellen • Ohne eigenen Stoffwechsel, sind auf lebende Zellen angewiesen • Über 1.500 bekannte Arten
Protozoen	<ul style="list-style-type: none"> • Genetisches Material im Zellkern • Geschlechtliche und ungeschlechtliche Fortpflanzung • Können umweltresistente Dauerstadien bilden (Cysten, Oocysten) • 40.000 bekannte Arten

Eine beträchtliche Anzahl **bakterieller** Mikroorganismen fäkalen Ursprungs, u.a. *Campylobacter* sowie *E. coli* 0157 und *Helicobacter pylori* sind in den letzten Jahren in das Interesse der Öffentlichkeit gelangt (Theron und Cloete 2002). In den USA waren im Zeitraum von 1989 bis 1997 rund 24% der wasserbedingten Gastroenteritiden auf bakterielle Erreger zurückzuführen. Dabei wurden in 75% der Fälle neue pathogene *E. coli* Bakterien für die Ausbrüche verantwortlich gemacht (CDC 2000). Die folgende Tabelle (Tab. 9) stellt die wichtigsten Merkmale bakterieller neuer oder wieder aufgetretener Erreger dar.

Tab. 9: Auswahl neuer bakterieller, zentral eingetragener Krankheitserreger (vgl. WHO 1996: 10, eigene Erhebungen)

Bakterien	Signifikanz	Persistenz ⁷	Chlor-resistenz ⁸	Rel. Infektiosität	Quellen berichteter Ausbrüche
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	hoch	mäßig	gering	mäßig	Schweden (Andersson et al. 1997), Kanada (Hrudey et al. 2003), Dänemark (Laursen et al. 1994), Australien (Merritt et al. 1999), England, Wales (Pebody et al. 1997)
Pathogene <i>Escherichia coli</i>	hoch	mäßig	gering	verschieden	Schweden (Ziese et al. 1996), Kanada (Holme 2003, Hrudey et al. 2003, Schoenen 2000), USA (Swerdlow et al. 1992)
<i>Helicobacter pylori</i>	unklar	unklar	gering	unbekannt	Deutschland (Herbarth et al. 2001)
<i>Vibrio cholerae</i> O139	hoch	kurz	gering	gering	Indien (Leclerc et al. 2002, Sharma et al. 2003, Sinha 2002)
<i>Yersinia enterocolitica</i>	hoch	lang	gering	gering	USA (Eden et al. 1977), Norwegen (Ostroff et al. 1994)

Die Tatsache, dass das Bakterium *Campylobacter* eine Gefahr für den Menschen darstellen könnte, wurde erst rund 50 Jahre nach Entdeckung des ersten Erregertyps erkannt. Die Auswahl berichteter Ausbrüche ist ein Hinweis darauf, dass die in der Tabelle aufgeführten Krankheitserreger in Ländern mit unterschiedlichen sozioökonomischen Verhältnissen gleichermaßen auftreten können. In entwickelten, insbesondere nordeuropäischen Ländern ist *Campylobacter jejuni* häufig Verursacher von trinkwasserbedingten Ausbrüchen innerhalb kleiner Wasserversorgungssysteme ohne aufwändige Aufbereitungs- und Desinfektionsverfahren (Andersson et al. 1997, Hunter 1997b, Laursen et al. 1994, Stenstrom et al. 1994). In Schweden erkrankten z.B. etwa 6.000 Menschen innerhalb von vier Jahren an diesem Erreger. Ebenso wurden aus England und Wales im Zeitraum von 1992 bis 1994 vom *Public Health Laboratory Service (PHLS) (Communicable Disease Surveillance Centre)* sechs Ausbrüche durch *Campylobacter*-kontaminiertes Trinkwasser aus privaten Wasserversorgungssystemen gemeldet (Pebody et al. 1997). *Campylobacter* ist in der Umwelt weit verbreitet und wurde in großer Anzahl sowohl in behandelten als auch unbehandelten Abwässern gefunden. In entwickelten Ländern werden als Infektionsquellen vor allem Haustiere, Vögel, Schweine, Schafe und Kühe angenommen. Unklar ist die Infektionsroute von der Umwelt zum Verbraucher, abgesehen vom Nahrungsweg. Im Gegensatz zu einigen anderen Krankheitserregern, kann *Campylobacter* mit einfacher Chlordosierung unschädlich gemacht werden (Szewzyk et al. 2003). In Versorgungsstrukturen ohne Desinfektion oder umfangreiche Aufbereitungsverfahren, wie sie in Deutschland vielfach vorzufinden sind, stellt dieser Erreger jedoch auch in entwickelten Versorgungssystemen ein nicht zu vernachlässigendes Risiko dar. In Deutschland sind *E. coli* als Indikator zur Überwachung der Qualität des Trinkwassers seit 30 Jahren durch die Trinkwasserverordnung gesetzlich vorgeschrieben. Obwohl die Mehrzahl dieser Bakterien harmlose Darmbewohner sind und lediglich als Fäkalindikatoren dienen, gibt es andererseits

⁷ Nachweis infektiöse Phase in Wasser bei 20°C; kurz = bis zu einer Woche; mäßig = eine Woche bis zu einem Monat, lang = über einen Monat

⁸ Suspension in Wasser; konventionelle Dosis und Kontaktzeiten; Resistenz mäßig = Agens wird nicht völlig zerstört

potenziell pathogene Vertreter (Feuerpfeil und Szewzyk 2003). Die Gruppe der pathogenen *E. coli* (VTEC) umfasst insbesondere enteropathogene (EPEC), enterotoxische (ETEC), enteroinvasive (EIEC) und enterohämorrhagische (EHEC) *E. coli*. Sie werden serologisch unterschieden, zeigen unterschiedliche Krankheitsbilder mit unterschiedlich schweren Verläufen, allen sind Durchfall und Erbrechen gemeinsam, es treten aber auch schwerere Krankheitsbilder, wie akutes Nierenversagen auf (Schoenen 2000). Je nach Gruppe variiert die relative Infektionsdosis erheblich (10-100 Keime). Eine ernstzunehmende Bedeutung wird diesen Gruppen erst seit ca. 10 Jahren beigemessen. In Kanada ereignete sich im Jahr 2000 der bisher größte durch pathogene *E. coli* verursachte Ausbruch durch fäkal kontaminiertes Rohwasser, bei dem 2.000 Menschen erkrankten und 7 starben (Holme 2003, Hruday et al. 2003). Heftige Niederschläge im Vorfeld des Ausbruchs ließen Abwasser und landwirtschaftliche Abfälle mit dem Oberflächenwasser in die Trinkwasserbrunnen gelangen (Schoenen 2000). In Deutschland wurden bereits mehrere Ausbrüche durch pathogene *E. coli* entdeckt, allerdings konnte ein Zusammenhang zum Trinkwasser nicht hergestellt werden (RKI 1998).

Die Bedeutung von Trinkwasser als Überträger der Cholera wurde bereits im Jahr 1854 von dem englischen Arzt John Snow nachgewiesen (Snow 1855). Seitdem erreichten Europa fünf Cholera-Pandemien (Jütte 1997). Mit dem Auftreten des neuen Cholera Serotyps O139 im Jahre 1992 in Südostasien wurde deutlich, dass neben dem bereits bekannten Serotyp O1 die Cholera auch weiterhin, insbesondere in entwickelnden Ländern, eine große Gefahr darstellt (Leclerc et al. 2002, Sinha 2002). Der Erreger kommt überwiegend in verunreinigten Nahrungsmitteln und Trinkwasser vor, mit der Folge von Darmentzündungen und Brechdurchfall. Insbesondere in sich entwickelnden Ländern ohne geeignete Trinkwasseraufbereitung besitzt die Cholera eine noch immer große epidemiologische Relevanz (Auckenthaler und Huggenberger 2003).

Yersinia enterocolitica wurde 1943 entdeckt. Wasserbedingte Erkrankungen, charakterisiert durch Durchfall und Bauchkrämpfe, treten relativ selten auf, da der Erreger in gechlortem Wasser nicht lange überleben kann (Auckenthaler und Huggenberger 2003). In den USA wurde 1977 der erste große trinkwasserbedingte Ausbruch entdeckt, allerdings gibt es bis heute aufgrund von unzureichenden analytischen Methoden keinen Beweis dafür, ob nicht auch ein anderer, bis dahin noch unbekannter Erreger beteiligt war (Hunter 1997b). In Norwegen und in der Schweiz konnte mit Sicherheit *Yersinia* mit wasserbedingten Erkrankungen in Verbindung gebracht werden (Häfliger et al. 2000, Ostroff et al. 1994). Daher kann dieser Erreger auch für die deutsche Wasserversorgung ein potenzielles Risiko darstellen.

Helicobacter pylori ist ein weiterer bakterieller Krankheitserreger, welcher erst kürzlich entdeckt und mit fäkal-oralen Route und Übertragung durch Wasser in Verbindung gebracht wurde. Es ist auffällig, dass die Prävalenz von der Infektion mit *H. pylori* weltweit betrachtet stark mit dem Zugang zu sauberen Wasser korreliert (Percival et al. 2004). Herbarth et al. (2001) konnte im Rahmen von Schuleingangsuntersuchungen in Leipzig einen Zusammenhang zwischen *Helicobacter*-befunden der Probanden und Trinkwasserkonsum ermitteln. Allerdings konnte ein erhöhtes Risiko an *Helicobacter* zu erkranken nur bei Trinkwasser festgestellt werden, welches nicht aus der öffentlichen Wasserversorgung stammte. Weitere Untersuchungen sind allerdings notwendig, um einen eindeutigen Zusammenhang herstellen zu können (Auckenthaler und Huggenberger 2003, Theron und Cloete 2002).

Bis vor 30 Jahren waren die Ursachen nicht-bakterieller Durchfallerkrankungen unbekannt. Dies änderte sich mit der Entdeckung des sogenannten Norwalk-like Virus im Jahre 1969 in Norwalk

(Ohio, USA) (Auckenthaler und Huggenberger 2003). Mehrere Untersuchungen der *American Water Works Association Research Foundation* (AWWARF) zeigten, dass mehr als 30% der untersuchten Trinkwasserbrunnen virale Krankheitserreger oder deren Erbgut enthielten (Lopez-Pila 2003). In den USA wurden immerhin 17 Ausbrüche zwischen 1976 und 1980 durch Viren im Trinkwasser verursacht. In Europa konnten mindestens 16% der trinkwasserbedingten Epidemien auf virale Erreger zurückgeführt werden (Kaplan et al. 1982a, Szewzyk et al. 2000) (Tab. 10). Die Übertragbarkeit solcher Ergebnisse auf die deutsche Trinkwasserversorgung ist nicht auszuschließen.

Hepatitis A war die erste Erkrankung, die mit Trinkwasser in Verbindung gebracht wurde (Szewzyk et al. 2000). So erkrankten im Jahr 1955 in Delhi/ Indien an diesem Virus mehr als 1 Mio. Menschen (Dennis 1959). Seither wird für eine große Anzahl von **Viren** das Trinkwasser als Überträger angenommen. Methodische Schwierigkeiten im Hinblick auf Virusgewinnung, Anreicherung aus dem Trinkwasser sowie molekularbiologische Techniken zum Nachweis von Viren, insbesondere Rotaviren und Noroviren, erschweren die Durchführung epidemiologischer Studien erheblich (Exner und Tuschewitzki 1994, Szewzyk et al. 2000).

Tab. 10: Charakteristika der Viren (vgl.WHO 1996: 10, eigene Erhebungen)

Viren	Signifikanz	Persistenz ⁹	Chlor-resistenz ¹⁰	Rel. Infektiosität	Quellen berichteter Ausbrüche
Enteroviren	hoch	lang	mäßig	hoch	Schweiz (Häfliger et al. 2000, Lin et al. 2003), Taiwan (Lin et al. 2003), Australien (McAnulty et al. 1993)
Hepatitis A	hoch	lang	hoch	hoch	Hunter 1997a (diverse Länder)
Noroviren	hoch	lang	mäßig	hoch	Italien (Boccia et al. 2002), Schweiz (Häfliger et al. 2000), USA (Kaplan et al. 1982b, Lawson et al. 1991), Finnland (Kukkula et al. 1997), Australien (McAnulty et al. 1993), Schweden (Carrique-Mas et al. 2003), Deutschland Anonym 2004a
Rotavirus	hoch	lang	mäßig	hoch	Finnland Kukkula et al. 1997

Rota- und Norwalk-Viren, zählen zu den wichtigsten Erregern fieberiger Magen-Darmerkrankungen im Jugend- und Kindesalter. Ein trinkwasserbedingter Ausbruch in der Schweiz im Jahre 1998 mit rund 1.600 Erkrankungen, verursacht durch ein defektes Abwassersystem, zeigt allerdings, dass alle Altersklassen betroffen sein können (Auckenthaler und Huggenberger 2003, Häfliger et al. 2000). Auch in Finnland erkrankten im Frühjahr 1994 etwa 3.000 Menschen durch kontaminiertes Grundwasser im Einflussbereich eines hochwasserführenden Flusses (Kukkula et al. 1997). Weitere Untersuchungen zeigen, dass norwalk-ähnliche Viren trotz langer Chlorexposition hochinfektiös bleiben können (Exner und Tuschewitzki 1994). Im Gegensatz zu den meisten Bakterien, führt die Einnahme von nur wenigen Virus-Einheiten zur Infektion. In Deutschland wurde im Jahr 2004 eine Häufung von Norovirus-Erkrankungen als Folge verunreinigten Trinkwassers entdeckt. Innerhalb einer Woche erkrankten 88 von 95 Anwohner eines Straßenzuges einer Ortschaft bei Leipzig in Sachsen an akuter Gastroenteritis. Ursache des Ausbruchs war eine kontaminierte Zisterne eines Haushaltes, die wiederrechtlich an die zentrale Trinkwasserleitung angeschlossen war. Ungünstige Druckverhältnisse führten zu einer Verun-

⁹ Nachweis infektiöse Phase in Wasser bei 20°C; kurz = bis zu einer Woche; mäßig = eine Woche bis zu einem Monat, lang = über einen Monat

¹⁰ Suspension in Wasser; konventionelle Dosis und Kontaktzeiten; Resistenz mäßig = Agens wird nicht völlig zerstört

reinigung des Trinkwassers. Die hohe Zahl der Erkrankungen und die hohe Kontamination mit Noroviren und Fäkalkeimen in der Zisterne wiesen darauf hin, dass die Zisterne nicht nur mit Regenwasser, sondern ebenfalls mit abwasserbelastetem Oberflächenwasser gefüllt war (Anonym 2004a). Dieses Beispiel zeigt, dass auch in Deutschland Viruserkrankungen durch das Trinkwasser induziert werden können. Ebenso ist eine Übertragbarkeit der Ergebnisse aus anderen Ländern auf spezifisch deutsche Verhältnisse nicht auszuschließen und aus präventiver Sicht im Rahmen des Risikomanagements zu berücksichtigen (Lopez-Pila 2003).

Über die schon länger bekannten pathogenen Bakterien und Viren hinaus wurde das Spektrum der für die Trinkwasserversorgung relevanten Mikroorganismen um die Gruppe der **Protozoen** (einzellige Parasiten) erweitert. Bei der Auswahl der unten aufgeführten Protozoen handelt es sich um Pathogene, die in letzter Zeit als „*emerging pathogens*“ an Bedeutung gewonnen haben (Tab. 11).

Tab. 11: Charakteristika der Protozoen (vgl. WHO 1996: 10, eigene Erhebungen)

Protozoen	Signifikanz	Persistenz ¹¹	Chlor-resistenz ¹²	Rel. Infektiosität	Quellen berichteter Ausbrüche
<i>Cryptosporidium spp.</i>	hoch	lang	hoch	hoch	USA (Krewski et al. 2001, Mac Kenzie et al. 1994, Schoenen 2001, Schoenen und Karanis 2001, Szewzyk et al. 2000), Irland (Glberman et al. 2002), England, Wales (Harrison 2002, Hunter et al. 2001)
<i>Giardia spp.</i>	hoch	mäßig	hoch	hoch	Schweden (Andersson und de Jong 1989, Ljungstrom und Castor 1992), Deutschland (Gornik et al. 2001, Kistemann et al. 2003)
<i>Toxoplasma gondii</i>	hoch	lang	hoch	hoch	Kanada (Bowie et al. 1997, Isaac-Renton et al. 1998, Aramini et al. 1999)
<i>Cyclospora cayatenensis</i>	hoch	lang	hoch	hoch	Nepal (Rabold et al. 1994)

Etwa ein Viertel bis ein Drittel aller Protozoen sind Parasiten. Diese leben auf oder in einem Wirt und schädigen diesen, insbesondere wenn es zu einem Massenbefall des Wirtes kommt. In die Umwelt gelangen Cysten, Oocysten oder Sporen, die relativ lange überleben können (Auckenthaler und Huggenberger 2003). *Giardia* und *Cryptosporidium spp.* sind als Parasiten schon seit langem bekannt, ihre humanpathogene Wirkung, insbesondere in Verbindung mit dem Genuss von Trinkwasser, wurde jedoch erst seit den 70er Jahren bekannt (Szewzyk et al. 2000).

Giardia lamblia gilt als weltweit verbreiteter Dünndarmparasit und ist die häufigste Ursache von Durchfallerkrankungen in den USA, Australien und England. Sowohl der Mensch als auch zahlreiche Tiere kommen als Ausscheider für *Giardia*-Cysten in Frage (Exner und Tuschewitzki 1994, Karanis und Seitz 1996). Die Infektionsdosis wird mit weniger als 10 Cysten angegeben (Exner et al. 2003). Bis vor kurzem war *Giardiasis* die Hauptursache wasserbedingter Ausbrüche (Marshall 1997). Mittlerweile ist *Cryptosporidium* an die Spitze der Anzahl der Ausbrüche getreten (Auckenthaler und Huggenberger 2003). Als humanpathogene Art gilt in erster Linie *Cryptosporidium parvum*, der Verursacher so genannter selbstlimitierender Durchfallerkrankungen, die in der Regel von selbst ausheilen. In Einzelfällen kann es jedoch zu schweren Verläufen kommen, insbesondere bei Menschen mit defektem Immunsystem (Wiedemann et al. 1996). Auch dieser fäkal-oral übertragbare Erreger

¹¹ Nachweis infektiöse Phase in Wasser bei 20°C; kurz = bis zu einer Woche; mäßig = eine Woche bis zu einem Monat, lang = über einen Monat

¹² Suspension in Wasser; konventionelle Dosis und Kontaktzeiten; Resistenz mäßig = Agens wird nicht völlig zerstört

kann sich nicht nur im Menschen, sondern auch in zahlreichen Haus- und Wildtierarten vermehren (Exner et al. 2003, Feuerpfeil 2001, Rose et al. 2002).

Cyclospora cayetanensis und *Toxoplasma gondii* sind in den USA als in Zukunft bedeutsame Pathogene erkannt worden. Ihre Übertragung über das Wasser sowie die Bedeutung für die Trinkwasserversorgung werden derzeit geklärt (Auckenthaler und Huggenberger 2003, Hunter 1997b). Der weltweit größte Ausbruch durch *Toxoplasma gondii*, bei dem mehr als 100 Menschen erkrankten, ereignete sich in Kanada und zeigt die Relevanz dieser bisher seltenen Parasiten für die Trinkwasserversorgung auf.

Sowohl *Giardia* als auch *Cryptosporidium spp.* werden in Deutschland vornehmlich in Oberflächengewässern und in ungeschützten Grundwässern gefunden (Exner et al. 2003, Exner et al. 2001, Kistemann et al. 2002, Kistemann et al. 1998). In Fließgewässern kommt es bei starken Niederschlags- und Abflussereignissen zu deutlichen parasitären Spitzenbelastungen (Atherholt et al. 1998, Kistemann et al. 2002). Aufgrund der hohen Widerstandsfähigkeit lassen sich die Dauerformen der Parasiten nicht in ausreichendem Maße bei der Trinkwasserdesinfektion mit Chlor, Chlordioxid oder UV-Strahlung abtöten (Grohmann 2001a). Lediglich durch Filtration lassen sich Parasiten aus dem Wasser entfernen (Schoenen 1997). Die große Anzahl von Ausbrüchen in den USA und in England werden damit erklärt, das häufig Chlor als einziger oder wesentlicher Baustein der Trinkwasserdesinfektion verwendet wird.

Parasiten sind erst in den letzten Jahren als eine Gruppe von Krankheitserregern, die auch mit Wasser übertragen werden können, in den Blickpunkt des Interesses gelangt. Im Jahre 1982 wurde erstmals über einen Toxoplasmose-Ausbruch in der US amerikanischen Armee berichtet, bei dem 39 von 98 Soldaten nach einer Feldübung durch den Genuss von kontaminiertem Oberflächenwasser erkrankten (Benenson et al. 1982). In Deutschland haben Parasiten erst seit dem großen Cryptosporidien-Ausbruch in Milwaukee vermehrte Aufmerksamkeit erlangt (Schoenen 2001). Dort kam es im Frühjahr 1993 zum bisher größten dokumentierten, durch Trinkwasser ausgelösten Ausbruch, bei dem 403.000 Menschen erkrankten (Steiner et al. 1997). Eine extreme Rohwasserbelastung durch saisonal bedingte größere Abwassereinträge in das zur Trinkwasserversorgung genutzte Oberflächengewässer, den Lake Michigan, waren Hauptursache dieses Vorfalls. Auch in Europa kam es zu Epidemien, insbesondere durch *Giardia*, aber auch durch Cryptosporidien. Einer der größten europäischen parasitären Ausbrüche, bei dem mehr als 1.400 Menschen durch abwasserbelastetes Trinkwasser erkrankten, ereignete sich in Schweden (Hunter 1997b, Ljungstrom und Castor 1992). In Deutschland ereignete sich im Jahr 2000 der erste Giardiasis-Ausbruch in einer Gemeinde in Rheinland-Pfalz. Beginnend mit einer auffälligen Häufung von Durchfallerkrankungen, konnten schließlich im Rahmen einer epidemiologischen retrospektiven Kohortenstudie mit 383 Probanden 13 zusätzliche, klinisch inapparente Fälle von Giardiasis identifiziert und mit Trinkwasser assoziiert werden. Die Belastung des Trinkwassers konnte auf eine durch Oberflächenwasser kontaminierte Quelfassung im Unterstrom einer Mischwassereinleitung zurückgeführt werden (Gornik et al. 2001, Kistemann et al. 2003).

Dieser *Giardia*-Ausbruch in Rheinland-Pfalz zeigt erstmalig, dass auch in Deutschland wasserbedingte Ausbrüche durch Parasiten möglich sind und ein Null-Risiko selbst unter bestmöglichen Wasserversorgungsbedingungen nicht erreichbar ist (Kistemann et al. 2003). Kleine Wasserversorgungssysteme, ohne geeignete Filtration, wie sie in Deutschland in großer Zahl vorrangig in ländlichen Regionen betrieben werden, sind besonders gefährdet. Bei einer bundesweiten Gesamtinzidenz der Giardiasis

von 4,8 Fällen pro 100.000 Einwohnern im Jahr 2001 kann mit dem derzeitigen Surveillance-System nicht beantwortet werden, ob oder welche dieser Fälle trinkwasserassoziiert sind (RKI 2002).

3.1.1.2 Dezentral vorkommende Erreger mit Vermehrungspotenzial

Einige neu erkannte Krankheitserreger besitzen ihr natürliches Reservoir in der Umwelt, so auch im Wasser. Eingetragen in das Wasserversorgungssystem, können sich diese Mikroorganismen dezentral im Verteilungssystem vermehren (Gleeson und Gray 1997, Szewzyk et al. 2000)(Tab. 12)

Tab. 12: Eigenschaften dezentral vorkommender Erreger mit Vermehrungspotenzial (vgl. WHO 1996: 10, eigene Erhebungen)

Erreger	Signifikanz	Persistenz ¹³	Chlor-resistenz ^{14b}	Rel. Infektiosität	Quellen berichteter Ausbrüche
Atypische Mykobakterien	gering	vermehrend	hoch	gering	-
<i>Legionella spp.</i>	hoch	vermehrend	gering	mäßig	Niederlande (Den Boer et al. 2002), England, Wales (Joseph et al. 1998), Australien (Li et al. 2002), US (Osterholm et al. 1983)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	mäßig	pot. vermehrend	mäßig	gering	Mexico (De Victoria und Galvan 2001), Deutschland (Trautmann et al. 2001)

Atypische Mykobakterien, d.h. Mykobakterien, die nicht zu den typischen Mykobakterien zählen (*M. tuberculosis*, *M. bovis*, *M. leprae*), kommen in natürlichen Gewässern sowie in Grundwasser vor. Bestimmte Mykobakterien sind in der Lage, sich im Trinkwasserverteilungsnetz, insbesondere im Installationssystem zu vermehren (Exner und Tuschewitzki 1994). Das Mykobakterium infiziert die Lunge, verursacht außerdem Husten, Müdigkeit, Gewichtsverlust und Nachtschweiß. Die Übertragungswege mit dem Trinkwasser sind noch nicht eindeutig geklärt, allerdings zeigten verschiedene Studien keine Korrelationen zu fäkalen Kontaminationen, jedoch eine hohe Widerstandsfähigkeit gegen Chlor sowie das Vorkommen in Biofilmen (Auckenthaler und Huggenberger 2003, Szewzyk et al. 2000). Ausbrüche mit sicher wasserassoziierten Mykobakteriosen sind derzeit noch nicht bekannt.

Im Gegensatz zu Legionellen sind Pseudomonaden schon recht lange bekannt. Trotzdem sind seit den 50er Jahren nur wenige Erkrankungen entdeckt worden (Szewzyk et al. 2000). Eine große Anzahl von Ausbrüchen in Form von Hautinfektionen wurden allerdings im Zusammenhang mit Schwimmbädern, Whirlpool etc. berichtet, u.a. vom *Center for Disease Control and Prevention* (CDC) allein 48 Ausbrüche im Zeitraum 1985 bis 1991 (Hunter 1997b). Heute ist das Bakterium verantwortlich für das Auftreten von nosokomialen Infektionen bei immunsupprimierten Patienten. Wegen seiner Anpruchslosigkeit vermehrt es sich im wässrigen Milieu sehr leicht (Botzenhart 1996). Trotz seines Auftretens in fäkal verunreinigtem Wasser kann *Pseudomonas* nicht als Indikatorbakterium verwendet werden, weil es auch ohne fäkale Kontamination auftritt.

Legionella pneumophila wurde 1976 in den USA entdeckt. Bis man das neue Bakterium identifizieren konnte, erkrankten 200 Menschen und einige starben (Szewzyk et al. 2000). Auch Legionellen kommen in der aquatischen Umwelt ubiquitär vor. Sie besiedeln Oberflächen- und Grundwasser, aber auch

¹³ Nachweis infektiöse Phase in Wasser bei 20°C; kurz = bis zu einer Woche; mäßig = eine Woche bis zu einem Monat, lang = über einen Monat

¹⁴ Suspension in Wasser; konventionelle Dosis und Kontaktzeiten; Resistenz mäßig = Agenz wird nicht völlig zerstört

Trinkwasserleitungsnetze, Hausinstallationen sowie Kühlsysteme. Innerhalb von Trinkwasseranlagen findet man Legionellen sowohl in den Warmwasserspeichern als auch in den Rohrleitungen. Eingebracht in das Verteilungssystem, können sich Legionellen, insbesondere bei optimalen Wachstumstemperaturen zwischen 35 bis 45 Grad Celsius, schnell vermehren (Exner et al. 2002). Die Übertragung erfolgt durch kontaminierte Aerosole. Neben der Menge der aufgenommenen Keime und der Virulenz der Stämme spielt die individuelle Exposition eine wesentliche Rolle. So können die Infektionen im Krankenhaus (nosokomial) oder ambulant (reiseassoziiert sowie im häuslichen oder beruflichen Umfeld) erworben werden (RKI 2003). Die so genannte Legionärskrankheit kann schwere Lungenentzündungen und im milderen Krankheitsverlauf Pontiacfieber mit grippe-ähnlichen Symptomen hervorrufen (Steinert et al. 2002). Der erste dokumentierte und später als solcher erkannter Legionellenausbruch ereignete sich in Austin, Minnesota im Jahr 1957. In einer retrospektiven Studie konnte anhand serologischer sowie klinischer und epidemiologischer Befunde ermittelt werden, dass sich die damals 78 erkrankten Personen mit höchster Wahrscheinlichkeit in einer Fleischverpackungsfabrik infiziert haben mussten (Osterholm et al. 1983). Eine Erhebung des *European Surveillance Scheme for Travel Associated Legionnaires' Disease* (EWGLINET) für den Zeitraum 1993-2002 ergab für durchschnittlich 25 europäische Länder 20.481 Fälle der Legionärskrankheit, allein in Spanien für den Zeitraum 2000-2002 etwa 1.380 Erkrankungen, (34,1 Erkrankungen pro 1 Million der Bevölkerung) (Joseph 2004).

Weltweit gibt es immer wieder Ausbrüche von Legionellenerkrankungen. In den Niederlanden erkrankten 188 Besucher einer Blumenausstellung durch das Einatmen kontaminierter legionellenhaltiger Aerosole der dort installierten Whirlpools und Sprinkleranlagen (Den Boer et al. 2002). In Deutschland stecken sich laut Expertenangaben jährlich 6.000 bis 12.000 Menschen mit der Legionärskrankheit an (dpa 1999, Exner und Tuschewitzki 1994). Die Zahl offiziell gemeldeter Legionelleninfektionen belief sich im Jahr 2002 auf 413 Erkrankungen. Es wird geschätzt, dass diese Zahl nur etwa 3-5% der tatsächlichen Erkrankungen ausmacht. Etwa 1-2% der Gesamtbevölkerung besitzt signifikant erhöhte Legionella-Antikörper. Für die alten Bundesländer errechnet sich jährlich 0,6-1,2 Millionen Legionella-Infektionen, wovon die meisten inapparent verlaufen. Überträgt man eine Schätzung der USA über jährlich etwa 250.000 klinisch manifeste Infektionen, lassen sich für die alten Bundesländer 60.000 Erkrankungen errechnen. Demnach führen nur 5-10% aller Infektionen zu einer manifesten Erkrankung. Mit einer Rate von 10% für schwere Verläufe sind das 6.000 Fälle der Legionärskrankheit und 900 bis 1.200 Todesfälle jährlich (Fünfgeld 2002). Die erste Erkrankung wurde im Jahr 1979 in München durch *Legionella pneumophila* ausgelöst (Holzer und Ruckdeschel 1979). Heute spielen insbesondere nosokomial erworbene Infektionen eine herausragende Rolle. So erkrankten beispielsweise im Jahr 2002 in einem Krankenhaus im Land Brandenburg 12 Patienten an der Legionärskrankheit vermutlich infolge einer Kontamination des Wasserleitungssystems (Anonym 2004b). Legionellen zählen damit zu den derzeit häufigsten Erregern wasserbedingter Infektionen und Todesfälle (Kistemann 1997). Auch in Zukunft muss in Deutschland, insbesondere aufgrund zunehmender Technisierung im Bereich der Wassernutzungen (Kap. 3.2.1), mit Legionellen aber auch Mykobakterien und Pseudomonaden gerechnet werden.

3.1.1.3 Toxizität von Cyanobakterien

Die Cyanoproblematik hat während der letzten Jahre infolge der verbreiteten Gewässereutrophierung, insbesondere durch landwirtschaftliche und häusliche Einträge, erheblich zugenommen (Szewzyk et al. 2003). Berichte über Cyanobakterien und deren humantoxische Wirkung sind aus verschiedenen Ländern publiziert worden, darunter trinkwasserassoziierte Toxikationen aus Australien und Schweden (Tab. 13) (Chorus 1997, Duy et al. 2000, Hunter 1997b).

Tab. 13: Auswahl trinkwasserbedingter Erkrankungen durch Cyanotoxine (vgl. Chorus 2000)

Jahr	Land	Trinkwasserressource/ Ursache	Erkrankungen
1931	USA	Flusswasser, unzureichende Aufbereitung	5.000-8.000
1975	USA	Talsperrenwasser	23
1979	Australien	Talsperrenwasser	141
1988	Brasilien	Talsperrenwasser	2.000 (88 Tote)
1994	Schweden	Flusswasser	121

Cyanobakterien, zwar als Blaualgen bezeichnet, aber als Bakterien den Prokaryoten zugeordnet, können bei der Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern in das Wasserverteilungssystem gelangen, indem sie die Wasseraufbereitung beeinträchtigen und die Filtration durchbrechen (Chorus 2000, Szewzyk et al. 2003). Blaualgen sind zusammen mit Kieselalgen die in der Biomasse wichtigsten Phytoplanktongruppen in den Gewässern der mittleren Breiten (Arp 1997). Wachstum und Verbreitung werden direkt von den Nährstoffverhältnissen im Gewässer beeinflusst. Es gibt mehrere tausend Arten der Cyanobakterien, nur etwa 46 sind als potentielle Toxinbildner mit unterschiedlicher Symptomauslösung bekannt. Neben ästhetischen Problemen, kennzeichnen Cyanobakterien aber vor allem hygienische und ökotoxische Risiken. Mit der Bildung einer Vielzahl sekundärer Metaboliten, können andere Organismen geschädigt werden (Pflugmacher et al. 2001). Die Toxine, die bis heute aus Cyanobakterien isoliert wurden, werden in Abhängigkeit von ihrer humantoxischen Wirkung, in drei Gruppen untergliedert: Neurotoxine, Hepatoxine und Cytotoxine (Wiedner 1999). Während sich Anatoxine aus *Aphanizomenon flos aquae* auf das Nervensystem auswirken, verursachen Cylindrospermopsin, Nodularin und Microcystin vor allem Leber- und Nierenschäden. Die weltweit häufigsten Cyanotoxine sind Hepatoxine der Microcystin- und Nodularin-Familie. Auftreten und Wachstum der Cyanobakterien sind saisonal ausgeprägt, in gemäßigten Klimaten überwiegend im Spätsommer und zu Herbstanfang (Sivonen und Jones 1999).

Weltweit besteht Bedarf an Richtwerten zur Reglementierung der Verwendung Cyanotoxin-haltigen Wassers. Daher wurde für Microcystin-LR, das wohl wegen seiner hohen akuten und chronischen Toxizität gefährlichste Cyanotoxin, ein vorläufiger Grenzwert von 1µg/ Liter festgesetzt (WHO 1999a).

Die humantoxische Relevanz der Cyanobakterien variiert je nach Bedarf und Verwendung von Oberflächenwasser für die Trinkwasserversorgung. So werden 42% des finnischen Trinkwassers aus Oberflächenwasser gewonnen, in Schweden ist es etwa die Hälfte (Lathi et al. 2001). In Deutschland erfolgen etwa 30% der Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern oder Uferfiltrat. Nur wenige dieser zur Trinkwasserversorgung genutzten Talsperren befinden sich in einem eutrophen Zustand mit Cyanobakterien-Belastung. Obwohl in Deutschland aufgrund der bundesweit relativ geringen Verwendung von Oberflächenwasser Risiken eher durch die Badewassernutzung bestehen, ist jedoch

regional betrachtet eine Gefährdung durch die Trinkwassergewinnung aus Talsperren, Flusswasser etc. von großer Bedeutung. Untersuchungen der Thüringer Talsperrenverwaltung deuten bei einigen schwach eutrophen Talsperren auf ein ganzjähriges Auftreten der Cyanobakterien hin, teilweise mit 92% Hauptanteil am Gesamtbiovolumen. Qualitätsbeeinträchtigungen aufgrund von Cyanobakterien-Toxinen wurden in Thüringen bisher nicht erkannt, da sie „routinemäßig von Wasserverbänden nicht untersucht werden“ (Willmitzer 1997). Es wird allerdings davon ausgegangen, dass das Trinkwasser mit Cyanobakterien belastet ist, wobei cyanobakterien-toxinbedingte Erkrankungen in der Bevölkerung bisher nicht beobachtet wurden (Willmitzer 1997).

Eine wirksame Reduktion von Cyanobakterien im Oberflächenwasser lässt sich hauptsächlich durch eine Verminderung der Nährstoffeinträge erreichen. Darüber hinaus sind geeignete Aufbereitungsverfahren anzuwenden. Die in Deutschland wichtigsten Cyanotoxine, die Microcystine, liegen überwiegend zellgebunden vor. Während des Aufbereitungsprozesses müssen also die Zellen so abgetrennt werden, dass sie keine Toxine freigegeben können (Szewzyk et al. 2003).

3.1.2 Starkregen- und Hochwasserereignisse

Die Anzeichen eines Klimawandels, ob natürlich oder anthropogen bedingt, werden zunehmend ernster genommen. Eine Vielzahl wissenschaftlicher Forschungsgruppen sowohl auf internationaler Ebene als auch in Deutschland versucht die derzeitigen anormalen Klimaphänomene zu ergründen. Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) Europa unterstreicht die Bedeutung dieser Thematik in ihrem Report „*Floods: climate change and adaption strategies for human health*“ (WHO 2002a). Nach Aussagen des derzeit aktuellsten dritten Zwischenberichts des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderung (*International Panel on Climate Change, IPCC*) kann neben einer globalen Temperaturerwärmung im Verlaufe des 20. Jahrhunderts und einer Abnahme der Ausdehnung der Schnee- und Eisbedeckung eine Zunahme der Niederschläge in den meisten Regionen der mittleren und höheren Breiten der Kontinente der Nordhemisphäre um 0,5 bis 1% festgestellt werden. Auch die Häufigkeit von schweren Niederschlagsereignissen hat im genannten Zeitraum um 2 bis 4% zugenommen (IPCC 2001).

Der Klimawandel wird überwiegend als Folge menschlicher Aktivitäten, darunter Urbanisierung, Industrialisierung, Intensivierung der Landwirtschaft und Degradation von Naturressourcen bezeichnet (Becker und Lahmer 1996, WBGU 1997). Die Auswirkungen des Klimawandels beeinflussen sowohl direkt als auch indirekt das Wohlbefinden und die Gesundheit des Menschen (Hunter et al. 2003, Rose et al. 2000).

Starkniederschlagsereignisse können in großem Maße die Wasserqualität der Trinkwasserressourcen, vor allem der Oberflächengewässer, insbesondere durch den Eintrag von kontaminiertem landwirtschaftlichem und häuslichem Abwasser beeinträchtigen. Eine unerwünschte Durchmischung der Gewässerschichtung sowie die Erhöhung der Gewässertrübung sind weitere unerwünschte Phänomene (Hunter et al. 2003)(Abb. 9).

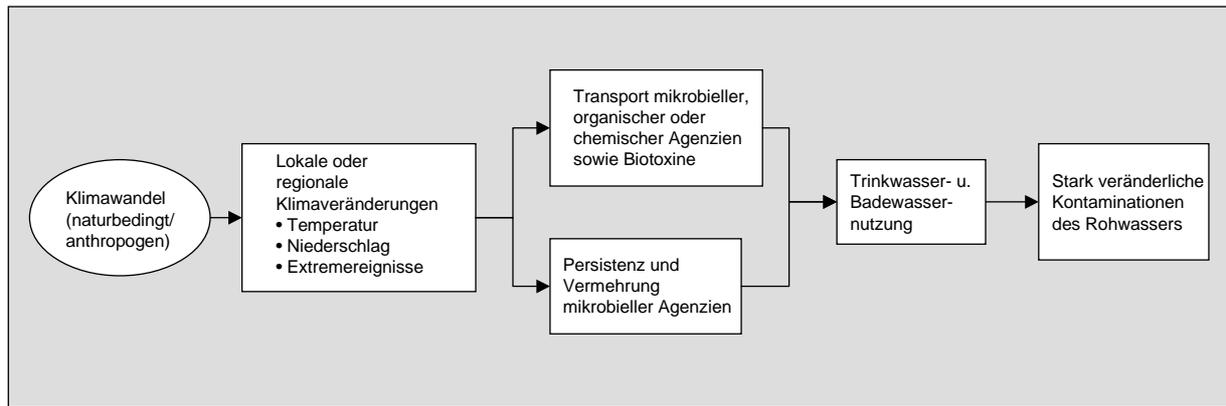


Abb. 9: Klimawandel und wasserbedingte Erkrankungen – Ursache und Wirkungsbeziehungen(vgl. Rose et al. 2001)

In vielen Ländern, insbesondere in den USA, wurden in den letzten Jahren wiederholt Zusammenhänge von Starkniederschlagsereignissen und Rohwasserbelastungen sowie trinkwasserbedingten Erkrankungen untersucht (Atherholt et al. 1998, Curriero et al. 2001, Gubler et al. 2001, Hunter 2002, Kistemann et al. 2002, Levin et al. 2002, Patz und Lindsay 1999, Rose et al. 2001).

Auch IPCC konstatiert auf Basis der Untersuchungsergebnisse, dass als Folge der zunehmenden Häufigkeit von Starkniederschlagsereignissen Ausmaß und Häufigkeit von Überschwemmungen in vielen Regionen ansteigen, was zu einer Erhöhung des Abflusses und der Grundwassereinspeisung in einigen Überschwemmungsgebieten führen kann. „Die erwarteten Klimaänderungen würden durch höhere Wassertemperaturen und die stärkere Verschmutzung aufgrund von Abfluss und Überläufen von Kläranlagen zu einer Verschlechterung der Wasserqualität führen“ (Proclim – Forum für Climate Change and Global Change 2001).

3.1.2.1 Extremniederschläge und Hochwasserereignisse in Deutschland

Hochwasser, Starkregenereignisse und Flutkatastrophen gab es in der Vergangenheit immer, dennoch ist eine Häufung dieser Ereignisse erkennbar. So sind in den letzten beiden Jahrzehnten an den großen mitteleuropäischen Strömen „Jahrhunderthochwasser“ aufgetreten, z.B. am Rhein 1982, 1988, 1993 und 1995, an der Donau 1988, 1999 und 2002, an der Oder im Sommer 1997 sowie an der Elbe und Mulde im Jahr 2002 (BMU 2002).

Eine Analyse langzeitlicher Veränderungen von Starkniederschlagsereignissen zur Erklärung derartiger Hochwasserphänomene und Extremereignisse wurde vom Deutschen Wetterdienst (DWD) durchgeführt (Grieser und Beck 2003). Nach Grieser und Beck (2003) sind Starkniederschlagstage solche Tage, an denen die Niederschlagsmenge Werte erreicht, die im vieljährigen Mittel (von 1941 bis 2000) nur einmal in 100 Tagen überschritten werden (Überschreitungen des 99%-Perzentils). Somit sollten in jedem Jahr durchschnittlich 3,65 solcher Tage eintreten. Im Rahmen der Untersuchung zur Häufigkeit von Starkniederschlagsereignissen in Deutschland wurden lineare Trends anhand von 11 Zeitreihen für den Zeitraum von 1901 und 2000 sowie 54 Zeitreihen für den Zeitraum 1941 bis 2000 berechnet, die zwar „nicht repräsentativ für Einzelregionen sind, aber einen Eindruck der über ganz Deutschland integrierten Änderungstendenzen...“ geben (Grieser und Beck 2003). Für mitteleuropäische Verhältnisse wird ein Schwellenwert von etwa 20 mm Niederschlagshöhe pro Stunde als Starkniederschlag eingestuft (Tetzlaff et al. 2001). Die folgende Tabelle stellt die Ergebnisse der Analyse im Zeitraum 1941- 2000 der 54 Stationen dar (Tab. 14):

Tab. 14: Lineare Trendwerte der fünf Starkniederschlagsvariablen (vgl. Grieser und Beck 2003)

Zeitraum	1941-2000		1961-2000	
	Trend (Dekade)	Änd. (%)	Trend (Dekade)	Änd. (%)
Anz. Starkniederschlagstage (Tage)	0,077	+13	0,115	+13
Summe Niederschlag an Starkniederschlagstagen (SNS) (mm)	2,5	+14	4,5	+16
Mittlerer Tagesniederschlag an SNS-Tagen (mm/Tag)	0,117	+2	0,425	+6
Summe aller Tagesniederschläge (mm)	11,5	+8	8,5	+4
Anteil Starkniederschlagstagen am Jahresniederschlag	0,001	+5	0,025	+12

Die jeweilige erste Ergebnisspalte der Tabelle gibt den über die verschiedenen Stationen gemittelten linearen Trend bezogen auf eine Dekade innerhalb des gegebenen Untersuchungsraumes an. Die jeweilige zweite Spalte enthält die relative Änderung im Untersuchungszeitraum in Bezug auf den Anfangswert in %. Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass sowohl die Anzahl der Tage mit starken Niederschlägen zugenommen hat als auch die Niederschlagsintensität an solchen Tagen. Zur Bewertung des Trends wird dieser in Bezug auf den Anfangswert des jeweiligen Untersuchungszeitraums gesetzt (zweite Ergebnisspalte). Die Zunahme der Niederschläge übertrifft die generelle Niederschlagszunahme für das Gesamtjahr um 5 bis 12%, bei einer getrennten Betrachtung von Sommer- und Winterhalbjahr sogar um 5 bis 18% für den angegebenen Zeitraum.

In Tab. 15 sind für jede der untersuchten Variablen die Anzahl der Zeitreihen mit positivem Trend eingetragen. Insgesamt lagen Zeitreihen von 54 Stationen vor. In der jeweiligen zweiten Spalte wurde die Wahrscheinlichkeit angegeben, dass durch die Häufung positiver Trends die Hypothese, dass solche Trends zufällig sind, abgelehnt werden muss.

Tab. 15: Anzahl der Zeitreihen mit positiven Trends und Signifikanz der Häufung positiver Trends des Winterhalbjahres (vgl. Grieser und Beck 2003)

Zeitraum	1941-2000		1961-2000	
	Anz. Zeitreihen mit pos. Trend	Signifikanz	Anz. Zeitreihen mit pos. Trend	Signifikanz
Anz. Starkniederschlagstage (Tage)	39	99,9	37	99,1
Summe Niederschlag an Starkniederschlagstagen (mm)	37	99,1	37	99,1
Mittlerer Tagesniederschlag an Starkniederschlagstagen (mm/Tag)	39	99,8	36	98,0
Summe aller Tagesniederschläge (mm)	48	>99,9	41	99,9
Anteil Starkniederschlagstagen am Jahresniederschlag an	33	-	32	-

Für das Winterhalbjahr konnte darüber hinaus eine signifikante Häufung positiver Trends und für die letzten 40 Jahre eine insgesamt positive Häufung signifikanter Trends erkannt werden (Grieser und Beck 2003).

Auch die regionale Betrachtung der Niederschlagsverhältnisse in Deutschland bestätigt diese Aussage. Rapp (2002) konnte in seiner Analyse zu regionalen Niederschlagstrends im Westen Deutschlands eine Zunahme der Jahresniederschlagshöhe im Zeitraum 1896 bis 1995 um 50 bis 150 mm ermitteln. Besonders markant war der Anstieg des Niederschlags im Rheinischen Schiefergebirge, wenig ausgeprägt im Osten Deutschland.

Im Rahmen des regionalen Kooperationsvorhabens „Klimaänderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft“ (KLIWA) wurde für die Fläche Baden-Württemberg und Bayern, etwa ein Drittel der Fläche Deutschlands, das Langzeitverhalten von Starkniederschlägen in einem Zeitraum von 1901-1998/99 (75 Stationen) sowie 1931-1998/99 (406 Stationen) gemessen. Auch in dieser Analyse konnte eine deutliche Zunahme der Niederschlagshöhen in den Wintermonaten erkannt werden. In den Sommermonaten hingegen waren nur geringe Zunahmen zu verzeichnen (KLIWA 2002, Zimmermann et al. 2003).

Eine weitere Untersuchung zum langjährigen Niederschlagstrend am Hohenpeißenberg seit 1879 stützen die vorangegangenen Analysen. Die Häufigkeit von Tagen mit Starkniederschlägen hat sich von 2,8 auf 5,2 pro Jahr nahezu verdoppelt. Während es früher häufiger Tage gab, an denen nur einmal eine Tagesmenge von 30 mm, gleichbedeutend einem starken Gewitterschauer oder lang anhaltenden Landregen, überschritten wurde, war dies seit 1953 mindestens zweimal pro Jahr der Fall. Etwa 89% der Fälle traten zwischen April und September auf, 41% allein im Juni und Juli (Fricke 2001). Eine starke Änderung der Häufigkeit von Extremniederschlagsereignissen bei relativ kleinen Verschiebungen der Mittelwerte erklärt die zunehmende Sensibilisierung der Bevölkerung in Hinblick auf solche Ereignisse.

Die Überschwemmungsereignisse der letzten Jahre zeigen, dass über reine Klimaeffekte hinaus menschliche Eingriffe das Ausmaß und die Schäden von Hochwasserereignissen erheblich beeinflussen können. Die Diskussionen reichen dabei von Veränderungen der Hochwasserabflüsse bei Klima- und Landnutzungsänderungen bis hin zu nachteiligen Auswirkungen schlecht geplanter Wasserbau-, Siedlungs-, Agrar- und Verkehrspolitik auf den Hochwasserschutz (Grünwald und Sündermann 2001).

3.1.2.2 Starkregeneignisse und deren Risiken für die Trinkwasserversorgung

Der Zusammenhang zwischen extremen Wetterereignissen und wasserbedingten Erkrankungen wurden erst in den letzten Jahren im internationalen Kontext vermehrt diskutiert. Untersuchungen über trinkwasserbedingte Ausbrüche in den USA von 1948 bis 1994 weisen für alle mikrobiellen Parameter eine ausgeprägte Saisonalität sowie statistische Zusammenhänge zwischen extremen Niederschlagsereignissen und dem Auftreten pathogener Mikroorganismen (Rose et al. 2001). So konnten zwischen 20 und 40% trinkwasserbedingter Ausbrüche in den USA mit extremen Niederschlagsereignissen assoziiert werden (Rose et al. 2000). Der statistische Zusammenhang zwischen trinkwasserbedingten Ausbrüchen und extremen Niederschlagsereignissen in den USA konnte von Curriero et al. (2001) aufgezeigt werden. Ausbrüche durch kontaminierte Oberflächenwasserressourcen wiesen den stärksten statistisch signifikanten Zusammenhang mit Starkniederschlagsereignissen auf. Eine Auswahl weiterer Studien ist in folgender Tabelle dargestellt (Tab. 16):

Tab. 16: Studien zu trinkwasserbedingten Erkrankungen bzw. Erregernachweis im Wasser im Zusammenhang mit Niederschlagsereignissen

Ort	Vorfall/ Ausbruch	Berichte
USA (Milwaukee)	Cryptosporidium-Ausbruch im Zusammenhang mit Niederschlagsereignissen	Mac Kenzie et al. 1994, Proctor et al. 1998, Schoenen 2001
USA, Delaware River	Cryptosporidium- und Giardia-Konzentrationen im Flusswasser korrelieren mit starken Regenereignissen	Atherholt et al. 1998
USA, Montana, Red Lodge	Zwei Giardiasis-Ausbrüche in Verbindung mit extremen Niederschlagsereignissen	Weniger et al. 1983
Kanada (Walkerton)	Kontamination dreier Trinkwasserbrunnen nach heftigen Niederschlägen	Krewski et al. 2001, Schoenen 2000
Deutschland	Cryptosporidium- und Giardia-Konzentrationen in Zuflüssen zu Trinkwassertalsperren korrespondieren mit extremen Niederschlagsereignissen	Kistemann et al. 2002

In Walkerton, Kanada, kam es im Mai 2000 zu dem bisher größten Ausbruch durch einen pathogenen *E.Coli*-Stamm. Ursache der Infektion war das Eindringen von mit Abwasser und Dung kontaminiertem Oberflächenwasser in drei Trinkwasserbrunnen (Krewski et al. 2001). Ähnliche Bedingungen lagen während des ersten entdeckten Giardia-Ausbruches in Deutschland vor. Die Kontamination der Quelfassung ereignete sich verstärkt während Starkregenereignissen, wenn intensiver oberflächlicher Abfluss, verunreinigt durch Weidetiere, in das quellnahe Oberflächengewässer eindrang (Kistemann et al. 2003). Auch der weltweit größte Cryptosporidium-Ausbruch im Jahr 1992 in Milwaukee, USA, steht in engem Zusammenhang mit starken Niederschlagsereignissen und damit verbundener hoher Trübung zu den typischen Jahreszeiten, später Winter und frühes Frühjahr (Schoenen 2001). Eine Untersuchung der saisonalen Verteilung von Ausbrüchen in England im Jahresverlauf zwischen den Jahren 1991 und 2000 unterstützt diesen Sachverhalt. Ausbrüche sowohl innerhalb privater als auch öffentlicher Wasserversorgungssysteme traten hier verstärkt in den Monaten April, Mai und September auf (Hunter 2002). Atherholt et al. (1998) untersuchte Korrelationen zwischen Niederschlagsereignissen und parasitären Belastungen von Oberflächengewässern. Positive Korrelationen von Giardia- oder Cryptosporidien-Konzentrationen sowie weiteren mikrobiellen Parametern und Niederschlagsereignissen konnten festgestellt werden. Ähnliche Untersuchungen wurden in drei Talsperreneinzugsgebieten in Nordrhein-Westfalen durchgeführt. Sowohl einige chemische, physikalische als auch mikrobielle Parameter stiegen während der Starkregenereignisse erheblich an und dies in Abhängigkeit von den jeweiligen naturräumlichen Bedingungen und Landnutzungen im Einzugsgebiet der Talsperren (Kistemann et al. 2002).

Die Konfrontation mit Starkniederschlagsereignissen und deren Folgen, z.B. Hochwasserschäden durch Überflutungen, führt auch in Deutschland zu einer veränderten Wahrnehmung klimatischer Ereignisse und deren gesundheitlicher Risiken. Im August 2002 wurde die von den Hochwasserereignissen der Elbe betroffene Bevölkerung vor Krankheitserregern gewarnt, die in „Überschwemmungswasser sowie in dem mit dem Wasser transportierten Schlamm enthalten sein können“. „Die Krankheitserreger gelangen aus überfluteter Kanalisation, Sickergruben, Klärwerken oder Tierkadavern in die Umwelt und in die Nähe des Menschen.“ (UBA 2002).

Die Zerstörungen durch die Hochwasserfluten betrafen im großen Umfang auch Anlagen und Einrichtungen der Wasserversorgung, z.B. kam es im Weißeritzkreis in 54 Orten zur Unterbrechung der

Wasserversorgung. Die Auswirkungen der Hochwasserereignisse auf die Trinkwasserqualität waren abhängig von der genutzten Rohwasserressource, der Art und Lage der Fassungsanlagen sowie dem Umfang der Zerstörung von Anlagen und Leitungsnetzen. Wesentliche Probleme ergaben sich durch die Erhöhung der Trübung und einen Anstieg der mikrobiellen Belastung, insbesondere an gewässernahen Fassungsanlagen (Wricke et al. 2003). Aufwirbelungen der mit chemischen Schadstoffen belasteten Sedimente stellen ein weiteres Risiko dar (Ehrenstein 2002).

Die Häufung von Starkregenereignissen in Deutschland und in anderen Ländern sowie die damit berichteten Assoziationen zu wasserbedingten Erkrankungen stellen zunehmend höhere Anforderungen an die Trinkwasserversorgung. Nicht zuletzt vor diesem Hintergrund wurden in der novellierten TrinkwV (2001) die Wasserversorgungsunternehmen verpflichtet, Maßnahmepläne für Störfälle zu erstellen (Exner und Kistemann 2003b, TrinkwV 2001).

3.1.3 Nutzung von Oberflächenwasser für die Trinkwasserversorgung

Oberflächenwasserbürtige Trinkwasserressourcen sind besonders verwundbar, weil chemische und mikrobielle Kontaminationen unmittelbar in die Gewässer eingetragen werden können und eine natürliche Filterung durch den Untergrund, wie sie bei der Grundwassergewinnung der Fall ist, nicht stattfindet. Insbesondere im Falle von Starkniederschlägen ist der zeitliche Abstand von Kontamination und Wasserentnahme und damit die Reaktionszeit zur Behebung von Störfällen gering (Kistemann 1997).

Oberflächenwasser wird weltweit als Rohwasser für die Trinkwasserversorgung verwendet, wobei der Anteil der Nutzung von Flusswasser, See- und Talsperrenwasser sowie angereichertem Grundwasser in den jeweiligen Ländern extrem differenziert betrachtet werden muss, je nach Verfügbarkeit von ausreichendem sowie hygienisch-sauberem Grundwasser (Younes und Bartram 2001) (Abb. 10).

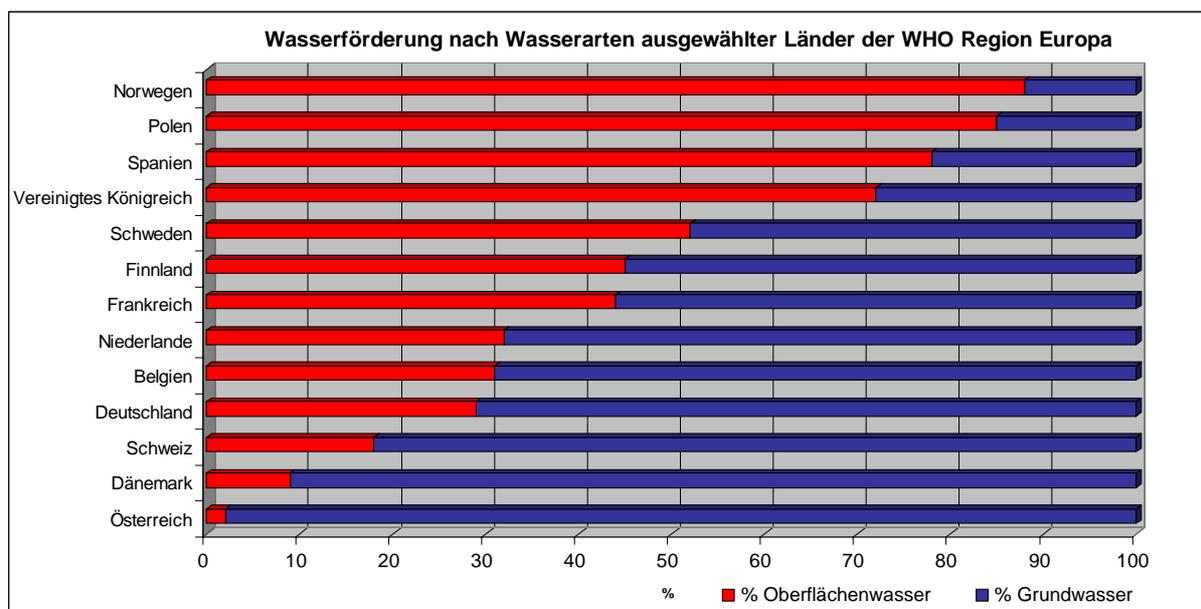


Abb. 10: Wasserförderung ausgewählter Länder der WHO Region Europa (eigene Darstellung, WHO 2002b, Eurostat 2003)

Einige Länder, darunter Österreich und Dänemark verwenden weniger als 10% Oberflächenwasser als Rohwasserressource für die Öffentliche Wasserversorgung. In der Schweiz, in Deutschland, Belgien

und den Niederlanden wird etwa ein Drittel des geförderten Rohwassers aus Oberflächenwasser gewonnen. Die Niederlande wurden in den vergangenen Jahren dazu angehalten, vornehmlich Oberflächenwasser zum Schutz der Grundwasserressourcen zu verwenden (WHO 2002b).

In Schweden wird über die Hälfte der Gesamtförderungsmenge aus Oberflächenwasser gewonnen. Insbesondere die großen schwedischen Städte erhalten aus Oberflächenwasser aufbereitetes Trinkwasser. Darüber hinaus werden mehr als 400.000 private Brunnen zur Eigenversorgung und weitere 200.000 bis 400.000 Brunnen von Ferienhäusern betrieben (WHO 2002b).

Im Vereinigten Königreich wird über 70% des geförderten Rohwassers aus Oberflächenwasser gewonnen, in Schottland sind es sogar etwa 98%. Eine Desinfektion des gewonnenen Wassers ist in England gesetzlich vorgeschrieben (Schoenen und Karanis 2001). Polen und Norwegen haben mit mehr als 80% Oberflächenwasser zur Öffentlichen Wasserversorgung den größten Anteil im WHO-europäischen Vergleich.

Obwohl in Deutschland der Anteil oberflächenwasserbürtigen Trinkwasser mit etwa 30% nur mäßig erscheint, führt die Betrachtung der räumlichen Entwicklungsprozesse zu einer differenzierteren Perspektive.

3.1.3.1 Historische und gegenwärtige Entwicklung der Oberflächenwassernutzung in Deutschland

Der Rückgriff auf Oberflächenwasser aus Flüssen und in wenigen Fällen auch aus Seen setzte in Deutschland Ende des 18. Jahrhundert aufgrund eines starken Wachstums der Bevölkerung und der entstehenden städtischen Ballungszentren infolge der Industrialisierungsprozesse ein (Such 1998). Eine gesicherte Versorgung der Bevölkerung konnte nur mit Einführung der zentralen Wasserversorgung gewährleistet werden. Neben den Vorteilen der zentralen Wasserversorgung zeigten sich aber auch entscheidende Nachteile: Im Gegensatz zu der dezentralen Versorgung waren nun in Folge der neuen technischen Gegebenheiten im Falle des Auftretens trinkwasserbedingter Krankheitserreger größere Bevölkerungsgruppen oder Städte betroffen. Zur Vermeidung von Epidemien wurde schließlich empfohlen, Grundwasser statt Oberflächenwasser zu verwenden (Gärtner 1915, Schoenen und Karanis 2001). Insbesondere nachdem es in einigen deutschen Städten Ende des 19. Jahrhunderts zu mehreren Cholera- und Typhusepidemien gekommen war, hatte vor allem die schwere Choleraepidemie in Hamburg im Jahr 1892, ausgelöst durch unfiltriertes Elbwasser, in der Folgezeit die Schließung fast aller deutscher Flusswasserwerke, auch solcher mit Filteranlagen zur Folge (Haberer 1980). Mit der weiter fortschreitenden industriellen Entwicklung stieg der Trink- und Betriebswasserbedarf in Deutschland weiter an und konnte nun von den vorhandenen, zum Teil nicht ausreichend ergiebigen Brunnen nicht mehr gedeckt werden. Im Umkreis von Verdichtungsräumen gab es kaum noch gegen mögliche Verunreinigungen gesicherte Grundwasservorkommen (Abs 1985, Briese 1984, LAWA 1998). Zur Vermeidung dauerhafter Trinkwasserengpässe wurde der Bau von Talsperren vorangetrieben (Abb. 11)

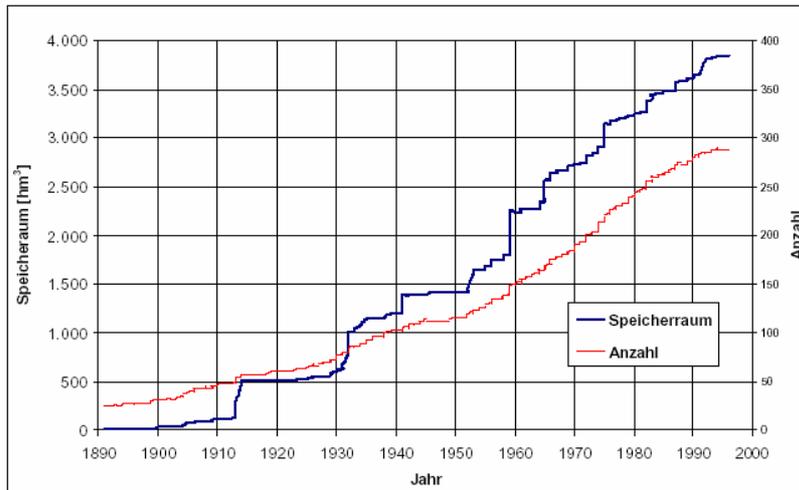


Abb. 11: Entwicklung von Talsperren und Speichervolumen der Talsperren in Deutschland (LAWA 1998)

Seither hat der Anteil oberflächenwasserbürtigen Trinkwassers in Deutschland erheblich zugenommen: Während er vor dem Zweiten Weltkrieg für das damalige Reichsgebiet bei etwa 15% lag, beträgt er im Jahre 2001 etwa 26% (Kistemann 1997, STBA 2003).

Die Bedeutung von oberflächenwasserbürtigem Trinkwasser in Deutschland geht aus Abb. 12 und Abb. 13 hervor, welche die Entwicklung der Wasserförderung von 1960 bis 2001 darstellt.

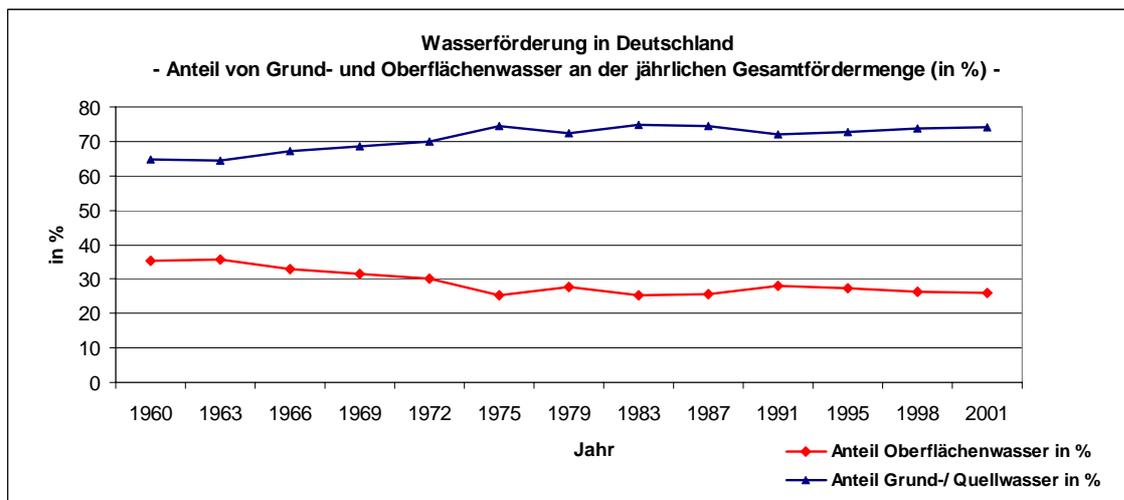


Abb. 12: Anteil von Grund- und Oberflächenwasser an der jährlichen Gesamtfördermenge (eigene Darstellung, Quelle: Statistisches Bundesamt)

Demnach wurde zwar die Zunahme der Gesamtförderung seit 1960 durch eine entsprechende Zunahme des Anteils an echtem Grundwasser gedeckt, allerdings ist der Anteil der auf Talsperren basierenden Trinkwasserversorgung stetig gestiegen.

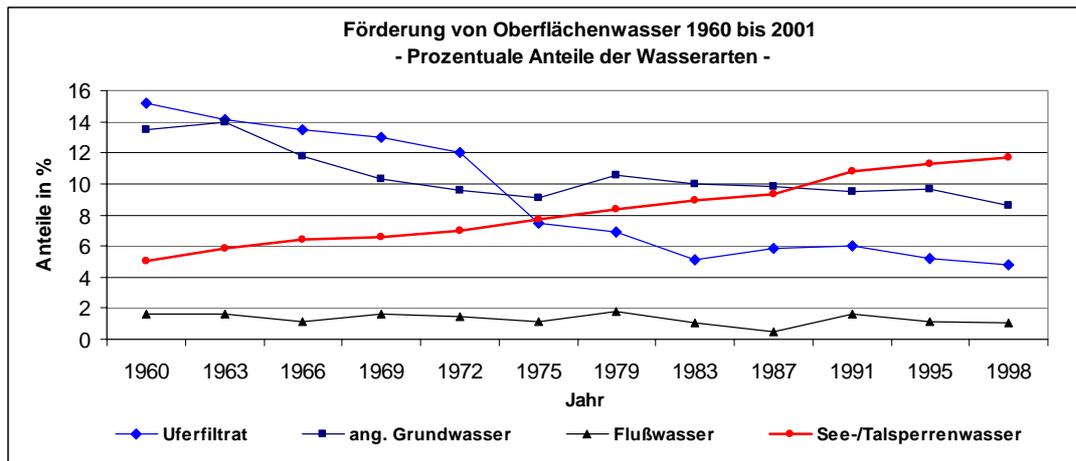


Abb. 13: Förderung von Oberflächenwasser nach Wasserarten von 1960-1998 (eigene Darstellung; Quelle: Statistisches Bundesamt, BGW Wasserstatistiken, Bernhardt 1984)

So stieg im Zeitraum von 1960 bis 1991 (früheres Bundesgebiet) der Anteil an See- bzw. Talsperrenwasser von 5 auf mehr als 9% der Gesamtfördermenge in Deutschland, nach dem Beitritt der DDR auf rund 12%. Gleichzeitig ging der Anteil uferfiltrierten Grundwassers erheblich zurück.

Trotz einer steigenden Nutzung von Grundwasserressourcen für die Trinkwassergewinnung ist der Anteil von Oberflächenwasser, insbesondere aus Talsperren, in Deutschland nicht zu vernachlässigen. Heute bestehen in der Bundesrepublik Deutschland mehr als 291 Talsperren mit einem Speichervolumen von mehr als 300.000 m³. Rund 81% dieser Talsperren entfallen auf die Bundesländer Baden-Württemberg, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Bayern (Garbe 2002)(Abb. 14).

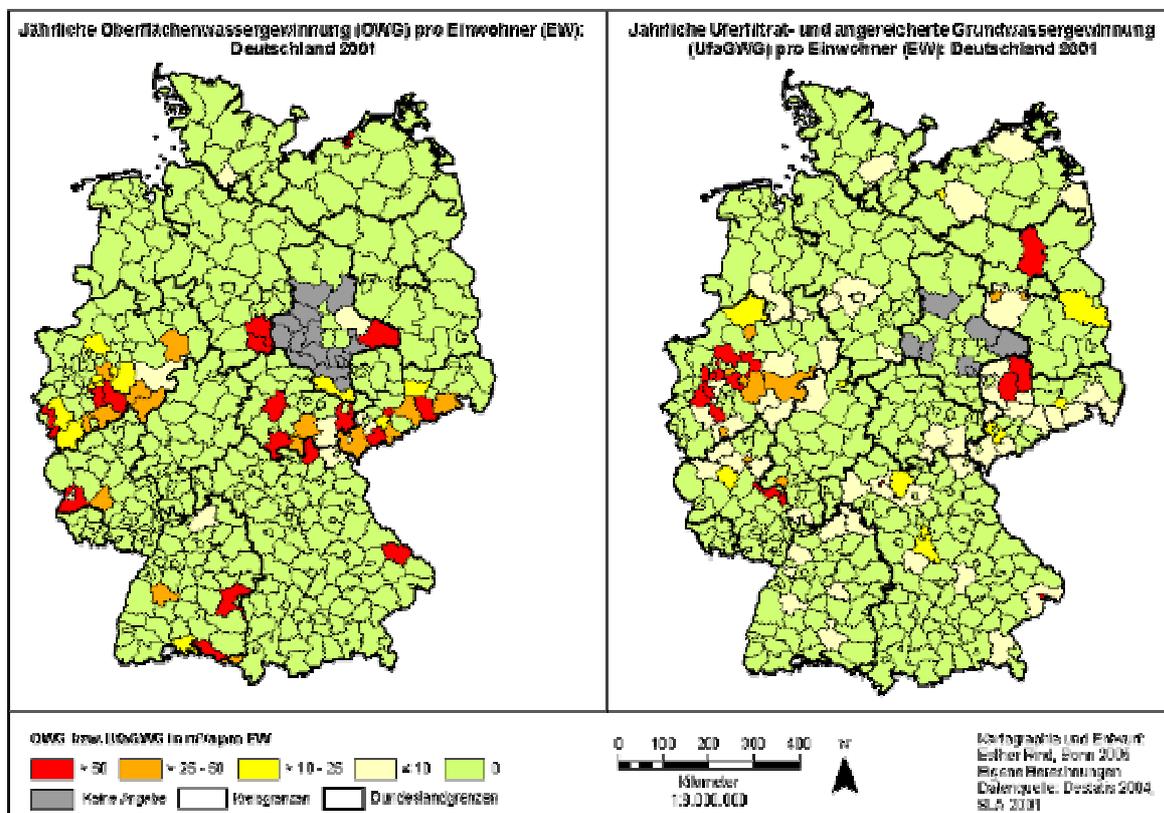


Abb. 14: Jährliche Förderung von Oberflächenwasser sowie Uferfiltrat und angereichertem Grundwasser in Deutschland

3.1.3.2 Risiken einer zunehmenden Nutzung von Oberflächenwasser

Außergewöhnliche Ereignisse im Einzugsgebiet von Wassergewinnungsanlagen, z.B. starke Niederschläge, Abwassereintrag, Gülleunfälle sowie Missachtungen von Nutzungseinschränkungen innerhalb der Wasserschutzzonen können zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Roh- und Trinkwasserqualität führen. Die besondere Gefährdung von Oberflächenwasserressourcen liegt insbesondere in einem unmittelbaren Eintrag begründet (Exner und Kistemann 2003b).

Trinkwasserbedingte Ausbrüche in Zusammenhang mit kontaminiertem Oberflächenwasser sind in den letzten Jahren insbesondere aus den USA und Kanada, aber auch aus Schweden und England berichtet worden (Andersson 1991, Andersson und Bohan 2001, Craun et al. 2002, Hunter et al. 2003, Lippy und C. 1984, Schoenen und Karanis 2001). In den USA wird zwar die Mehrzahl der Ausbrüche auf Grundwasser zurückgeführt, die Mehrzahl der Erkrankungen geht allerdings auf den Genuss von oberflächenwasserbürtigem Trinkwasser zurück, auffällig der Vorfall in Milwaukee mit mehr als 400.000 Erkrankungen (Tab. 17)(Hunter et al. 2003).

Tab. 17: Trinkwasserbedingte Erkrankungen in den USA (*community systems*) (Hunter et al. 2003)

Agens	Rohwasserressource		
	Oberflächenwasser	Grundwasser	unbekannt
unbekannt	10.210	18	67
chemisch	104	409	-
<i>Cryptosporidium</i>	403.343	4.294	-
<i>Norwalk-like virus</i>	148	594	-
<i>Campylobacter</i>	-	172	-
<i>Salmonella</i>	-	625	-
<i>E.coli</i> O157:H7	-	157	-
<i>Shigella</i>	-	83	-
<i>Vibrio Cholerae</i>	-	-	11
gesamt	413.805	6.352	78

Ähnliche Erfahrungen wurden aus Schweden berichtet. Hier wurden die größten Ausbrüche in den Jahren 1988 mit 11.000 Erkrankungen und 1995 mit 10.000 Krankheitsfällen durch kontaminiertes Oberflächenwasser verursacht (Andersson 1991, Andersson und Bohan 2001). Nachdem es im Vereinigten Königreich zu mehreren Ausbrüchen gekommen war, führte man Untersuchungen durch, aus denen hervor ging, dass Parasiten (*Cryptosporidium spp.*) immer in geringer Menge, zuweilen aber auch in hohen Konzentrationen in allen Oberflächengewässern vorhanden sind, wobei als Quellen Abwassereinleitungen und Abgänge von Tieren erkannt wurden (Medema 2001). In Deutschland wurden in den vergangenen Jahren Störfälle durch Verunreinigungen von oberflächenwasserbürtigem Trinkwasser bekannt. Ein Beispiel eines solchen Zwischenfalls ist der Störfall des Jahres 1993/94 im Kreis Aachen, der ein mehrwöchiges Abkochgebot des Gesundheitsamtes aufgrund mikrobieller Verunreinigungen des Trinkwassers (*Fäkalcoliforme*) zur Folge hatte (Schneiders 1994). Weitere Berichte über eine unzureichende Trinkwasserqualität in den Kreisen Aachen und Düren wurden im Juli 2001 veröffentlicht (dpa 2001). So wurden deutlich erhöhte bakterielle Belastungen der Wasserproben aus der Perlenbachtalsperre festgestellt. Bereits seit vier Jahren galt für die Bevölkerung seitens der zuständigen Überwachungsbehörden eine Abkochempfehlung.

Eine Kontamination mit Krankheitserregern und chemischen Schadstoffen kann generell aus menschlichen oder tierischen Abfällen mit Abwasser oder Wirtschaftsdünger durch Einleitungen oder Abschwemmungen in Oberflächengewässer gelangen. Auch oberflächenwasserbeeinflusstes Grundwasser ist dieser Gefahr ausgesetzt. In Talsperren erfolgt ein wesentlicher Stoffeintrag über Abschwemmungen von hängigem Gelände, direkt in die Talsperre oder die zur Talsperre gelangenden Fließgewässer. Risiken stellen daher alle Schadstoffe dar, die auf die Erdoberfläche aufgebracht oder dort abgelagert werden und mit Niederschlägen in die Gewässer gelangen (Engel 2001a). Je intensiver das Einzugsgebiet von Talsperren genutzt wird, desto größer ist die Gefahr einer Beeinträchtigung durch Krankheitserreger, wassergefährdende und gesundheitsgefährdende Stoffe sowie Nährstoffe, die ein übermäßiges Algenwachstum verursachen. Im Bereich von Kläranlagen ist die Gefahr von endokrin wirksamen Substanzen zu berücksichtigen. Die verbreitete Anwendung von Pharmaka und Desinfektionsmitteln und deren Weg über das Abwasser in Oberflächengewässer stellt ein Risiko für die Rohwasserqualität dar (Frimmel 2000). Starkregenereignisse und plötzliche Schneeschmelzen führen außerdem zu einer erhöhten Trübstofffracht in die Gewässer, welches einen Anstieg der Belastung mit pathogenen Mikroorganismen sowie organischen und anorganischen Schadstoffen im Rohwasser zur Folge haben könnte (DVGW 2002a). Die Ergebnisse einer Studie zur Untersuchung der chemischen, bakteriellen und parasitären Belastung von Hauptzuflüssen dreier nordrhein-westfälischer Trinkwassertalsperren zeigten, dass der Eintrag pathogener Mikroorganismen sowie gesundheitsgefährdender Stoffe im engen Zusammenhang mit den Landnutzungsstrukturen im Einzugsgebiet steht. So wiesen die Einzugsgebiete mit einem hohen Anteil Grünlandnutzung erheblich höhere Belastungen des Oberflächenwassers auf (Kistemann et al. 2002, Kistemann et al. 1998).

In Australien wurde als Konsequenz unerwünschter Vorkommnisse im Einzugsgebiet der Trinkwassertalsperren von Sydney eine Einzugsgebietsbehörde gegründet, die allein für das Qualitätsmanagement des Gebietes zuständig ist (Medema 2001). In Deutschland spielt für die Sicherung der Wasserbeschaffenheit aus Oberflächengewässern und oberflächenwasserbeeinflusstem Grundwasser das Multi-Barrierensystem, insbesondere der Schutz des Einzugsgebietes als erste Stufe des Systems, eine wesentliche Rolle. Ebenso kann auf eine Aufbereitung als weitere Stufe des Systems nicht verzichtet werden. Ein Qualitätssicherungssystem zur Validierung und Verifikation dieser Maßnahmen existiert in Deutschland bisher nicht.

3.1.4 Bewertung steigender konkurrierender Flächennutzungen

Wegen seiner vorrangigen Bedeutung als lebensnotwendige Ressource unterliegt das Trinkwasser besonderen Schutzvorschriften, die einen umfassenden Schutz vor Belastungen gewährleisten sollen (BMELF 1993). Ein besonderer Schutz sowohl von Oberflächenwasser- als auch von Grundwasserressourcen, die zur Wasserversorgung genutzt werden, erfolgt durch die Festsetzung von Wasserschutzgebieten, die Einschränkungen und Verbote wassergefährdender Handlungen umfassen. Dem aus der Bereitstellung von Flächen für Schutzzonen oder Versorgungsanlagen sowie der Entflechtung unverträglicher Nutzungen im Bereich der Schutzzonen verursachten Flächenbedarf stehen steigende Flächenbeanspruchungen aus konkurrierenden Nutzungsansprüchen von Siedlung, Verkehr, Industrie und Landwirtschaft gegenüber (BMELF 1993, Briese 1984, Haakh 1998). Als Folge dieser Nutzungskonflikte wird in einigen Fällen die Grundwasserförderung aus der urbanen in weniger intensiv genutzte ländliche Bereiche mit nutzbaren Grundwasservorkommen verlagert. Aber auch in den ländlichen

Räumen hat sich der Landnutzungsdruck aufgrund zunehmender Siedlungsmaßnahmen erheblich verstärkt (Junge und Stolpe 1998, Riedel 1998).

Bei der Trinkwasserversorgung aus Talsperren muss immer häufiger mit unerwünschten Beeinträchtigungen im Einzugsgebiet durch Siedlung, Verkehr, Landwirtschaft oder Freizeitaktivitäten gerechnet werden. Aus den Notwendigkeiten des Trinkwasserschutzes resultieren demnach häufig Konflikte zwischen Ansprüchen der Wasserwirtschaft und denen anderer Nutzungsaktivitäten (Mollenhauer 1983). Inwieweit diese Entwicklung in Deutschland erkennbar ist und welche Folgen dies auf die Trinkwassergewinnung hat, soll in den folgenden Kapiteln diskutiert werden.

3.1.4.1 Probleme der Flächennutzung in Deutschland

Seit dem 19. Jahrhundert ist eine konstante Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsflächen¹⁵ in Deutschland zu verzeichnen (BBR 2000). Während diese Tatsache bis in die 90er Jahre auch in einer steigenden Gesamtbevölkerung begründet lag, ist gegenwärtig die überregionale Ursache in einem erhöhten Pro-Kopf-Flächenverbrauch zu sehen, d.h. jeder einzelne Bürger beansprucht wesentlich mehr Fläche für Arbeit, Wohnen, Mobilität und Freizeit (Abb. 15). Bei einer Verdopplung der Siedlungsfläche in den letzten 40 Jahren wuchs die Bevölkerung insgesamt nur um 30%, die Zahl der Erwerbstätigen sogar lediglich um 10% (Dosch und Beckmann 1999a). Im Jahr 2001 wurden nun 12,4% der Bodenfläche Deutschlands für Siedlungs- und Verkehrszwecke beansprucht.

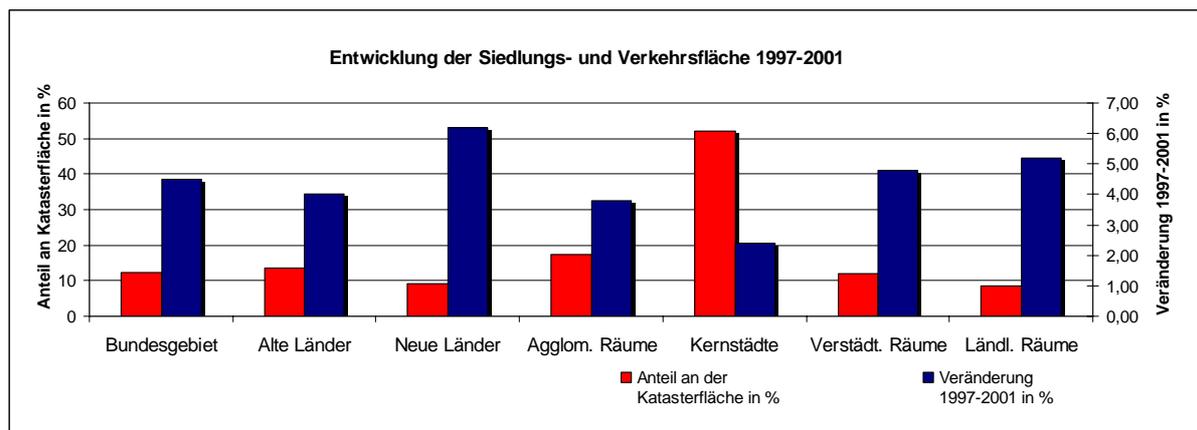


Abb. 15: Entwicklung der Siedlungsfläche 1997-2001 (Quelle: BBR 2002, eigene Darstellung)

Im gesamten Bundesgebiet ist für den Zeitraum 1997-2001 ein weiterer Zuwachs der Siedlungs- und Verkehrsfläche ersichtlich, besonders ausgeprägt in den ländlichen Räumen. So konzentriert sich die stärkste Siedlungsflächeninanspruchnahme je Einwohner auf die ländlichen Kreise, in den neuen Bundesländern stärker als in den alten, maßgeblich beeinflusst von den Baulandpreisen (Dosch und Beckmann 1999a). Im früheren Bundesgebiet stand 1998 somit jedem Bürger statt wie im Jahr 1950 350 m² Siedlungsfläche für Arbeit, Wohnen, Mobilität und Freizeit nunmehr 520 m² zur Verfügung (Dosch und Beckmann 1999b). Als Folge verteilte sich die Bevölkerung auf wesentlich größere Siedlungsflächen. In Abb. 16 ist für den Zeitraum 1995-2000 die Veränderung der Wohnfläche pro Kopf dargestellt.

¹⁵ Zur Siedlungs- und Verkehrsfläche zählen Gebäude- und Freiflächen, Betriebsflächen ohne Abbauland, Erholungsflächen und Verkehrsflächen (STBA 2001)

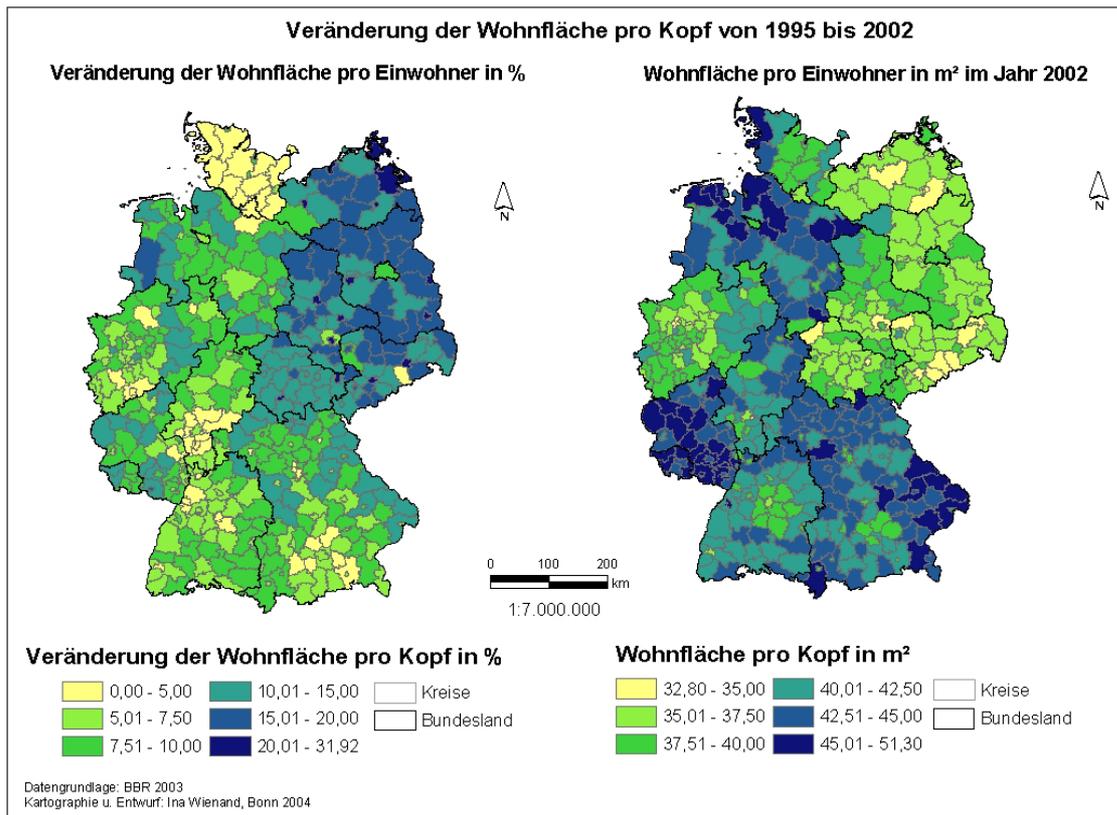


Abb. 16: Veränderung der Wohnfläche pro Kopf (Quelle: BBR 2003)

In der linken Karte ist für ganz Deutschland und verstärkt in den östlichen Bundesländern eine Zunahme der Wohnfläche pro Kopf erkennbar. Während in Schleswig-Holstein, Hessen und Baden-Württemberg eine nur geringe Veränderung der Wohnfläche erfolgt ist, ist insbesondere in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern eine Zunahme der Wohnfläche pro Kopf von bis zu rund 30% erkennbar. Jedoch unterscheidet sich die Wohnfläche pro Kopf im Jahre 2002 in Deutschland erheblich. So verfügen die westdeutschen Bundesländer über eine Wohnfläche von bis zu 50 m² pro Kopf, in den östlichen Bundesländern sind es hingegen nur 30-40 m². Trotz der stärkeren Zunahme östlicher Bundesländer im Beobachtungszeitraum ist eine Angleichung an die westlichen Bundesländer noch nicht erfolgt.

Auch in Zukunft ist mit einer Zunahme des Siedlungsflächenbedarfs zu rechnen, insbesondere außerhalb der Kernstädte in den ländlichen Kreisen, und hier im Norden und in den Mittelgebirgsräumen (Dosch und Beckmann 1999b). Nach einer Trendrechnung des BBR wird somit der Pro-Kopf-Flächenverbrauch in den ländlichen Räumen auf 1.000 m²/ Einwohner zunehmen (Dosch und Beckmann 1999b). In den westlichen Bundesländern war schon für das Jahr 2001 ein täglicher Siedlungsflächenzuwachs von 89 ha zu verzeichnen. Dieser betrug in den Jahren 1993 bis 1997 noch 84 ha. Das Wachstum ist überproportional Wohnzwecken zuzuweisen (Dosch 2003). Die landwirtschaftliche Fläche hingegen nimmt jeden Tag um 140 ha ab. In engem Zusammenhang mit dem Zuwachs von Siedlungs- und Verkehrsflächen steht die Flächenversiegelung. Etwa 2,2 Mio. ha des Bundesgebietes

gilt als versiegelt¹⁶. Dies macht einen Anteil von 6% an der Gesamtfläche Deutschlands aus mit einem fortschreitenden jährlichen Wachstum von 23.000 ha (Dosch 1996).

3.1.4.2 Risiken konkurrierender Raumnutzungen für die Trinkwasserversorgung

Für die Trinkwassergewinnung haben ein verstärkter Siedlungsflächenbedarf und die damit verbundene Zunahme der Flächenversiegelung sowohl quantitative als auch qualitative Veränderungen der Trinkwasserressourcen zur Folge. So unterliegen Trinkwassergewinnungsanlagen nicht nur in urbanen Bereichen, sondern auch in Bereichen der Erholungsflächen einem erhöhten Nutzungsdruck. Diese Entwicklung wird insbesondere in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren deutlich, wo die Interessen zur Bereitstellung von Trinkwasser mit Freizeitaktivitäten in Konkurrenz treten. Ein Beispiel ist das Talsperrenverbundsystem der Nordeifel, welches vielfältigen Nutzungen ausgesetzt ist (Claßen 2000, Polczyk 2001).

In urbanen Bereichen können oftmals keine oder nur unzureichend große Schutzgebiete ausgewiesen werden. Gleichzeitig ist die Kontrolle und Überwachung wassergefährdender Anlagen und Handlungen erheblich erschwert (Junge und Stolpe 1998). Die Beeinträchtigung von Rohwasserressourcen durch häusliches und gewerbliches Abwasser ist in diesem Zusammenhang eine weitere Konsequenz zunehmenden Nutzungsdrucks. Endokrine Substanzen sowie Arzneimittel stellen dabei aufgrund ihrer hohen Persistenz ein erhebliches Risiko dar (Bergmann et al. 2003, MUNLV 2003, Scheytt 2002). Eine Risikoabschätzung in Hinblick auf die Gefährdung von Grund- und Trinkwasser steht bisher noch aus (Helmreich 2001). Neben dem punktuellen Eintrag gibt es den linienhaften Eintrag über Oberflächenwasser und undichte Abwasserkanäle bei influenten Verhältnissen und den flächenhaften Eintrag über Abwässer und Klärschlämme (Helmreich 2001, Scheytt 2002). Im Boden verlegte Leitungen bedürfen einer regelmäßigen Überwachung zur Vermeidung von Grundwasserschäden durch Leckagen.

Rohstoffabbau sowie Anlagen oder das Betreiben von Deponien stellen ein weiteres Gefährdungspotenzial für die Trinkwassergewinnung dar. Hierzu zählen insbesondere Nassauskiesung, mangelhafte Deponieabdichtung sowie Altlasten. Derartige Aktivitäten sind daher in Einzugsgebieten von Wassergewinnungsanlagen nicht gestattet.

Die Reduzierung der landwirtschaftlichen Nutzfläche verursacht eine Intensivierung der Nutzung an landwirtschaftlichen Gunstandorten und damit eine Mehrbelastung der zur Trinkwassergewinnung nutzbaren Grund- und Oberflächenwasserressourcen. Chemische Belastungen treten hierbei insbesondere durch den Einsatz von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM), aber auch durch Nitrat- und Phosphoreinträge auf. Eine Untersuchung der Grundwassermessstellen Nordrhein-Westfalens wiesen Grenzwertüberschreitungen für Nitrat in 17% aller Messstellen und für PSM in 15% der untersuchten Messstellen nach und werden damit als stark belastet angesehen (MUNLV und LUA 2002). Mikrobiologisch-parasitologische Belastungen stehen im engen Zusammenhang mit der Ausbringung organischer Düngemittel bzw. mit der Beweidung (Krämer 2001).

Der für die Wasserbeschaffenheit in Talsperren entscheidende Stoffeintrag geschieht überwiegend über Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet. Eine zunehmende Flächenversiegelung verursacht verstärkten

¹⁶ Unter Bodenversiegelung versteht man die Abdeckung oder Vollverdichtung mit ganz oder nahezu wasserundurchlässigen Materialien (BBR 2003)

Oberflächenabfluss sowie die Gefahr qualitativer Rohwasserbeeinträchtigungen (DVGW 2002a, Riedel 1998). Darüber hinaus treten Grundwasserspiegelabsenkungen sowie Hochwasser in verstärktem Maße auf.

Die genannten Risiken konkurrierender Raumnutzungen stellen in Deutschland unter der Voraussetzung einer fortschreitend wachsenden Pro-Kopf-Flächeninanspruchnahme für die Trinkwassergewinnung ein wachsendes Gefährdungspotential dar. Der Belastungsgrad variiert, differenziert betrachtet, in Abhängigkeit des vorherrschenden Nutzungsdrucks sowie der Anfälligkeit der zur Trinkwassergewinnung verwendeten Rohwasserressourcen. Ein erhöhter Aufwand in der Trinkwasseraufbereitung ist die Konsequenz einer derartigen Entwicklung (Medema 2001). Etwa ein Zehntel der Fläche Deutschlands ist als Trinkwasserschutzgebiet ausgewiesen (Ehrenstein 1998). Viele Wassergewinnungsanlagen, insbesondere in ländlichen Regionen verfügen weder über Schutzzonen noch über mehrstufige Aufbereitungsverfahren. Ein erhöhter Nutzungsdruck in solchen Regionen könnte die Trinkwasserversorgung nachhaltig gefährden.

3.1.5 Bioterroristische Aktivitäten

Ein starker Anstieg terroristischer Angriffe, die mit Hilfe chemischer, biologischer, radiologischer oder nuklearer Substanzen verübt wurden, ist schon seit Mitte der 80er Jahre zu verzeichnen (Tucker 1999). Eine zutreffende Definition von Terrorismus des *US Departments for Defense* findet man in Hoffmann (2002): „Terrorismus ist gesetzeswidriger - oder angedrohter - Gebrauch von Zwang oder Gewalt gegen Personen oder Eigentum, um Regierungen oder Gesellschaften zu nötigen oder einzuschüchtern, oftmals um politische, religiöse oder ideologische Ziele zu erreichen“ (Hoffman 2002:48)

Gemäß dieser Definition wirkt Terrorismus auf den Bedrohten sowohl physisch als auch psychisch und verfolgt unterschiedliche Ziele. Die US-amerikanische Gesundheitsbehörde (CDC) definiert als biologischen Terrorismus die beabsichtigte Freisetzung von Viren, Bakterien oder deren Toxinen mit dem Zweck, Personen zu schädigen oder zu töten (Khan et al. 2000 nach Exner und Engelhart 2002).

Die USA schätzen die Zahl der terroristischen Anschläge seit 1980 auf 6.000, dabei wurden etwa 4.000 Menschen getötet und 11.000 verletzt (Eitzen 1997). Spätestens seit den Ereignissen des 11. September 2001 ist die Verwundbarkeit der Bevölkerung und ihrer infrastrukturellen Einrichtungen - in Hinblick auf terroristische Anschläge stärker in das Bewusstsein der Menschen gerückt. Die internationale Diskussion konzentrierte sich nach den Anthrax-Anschlägen 2001 in den USA insbesondere auf Risiken bioterroristischer Aktivitäten, im speziellen auf den Einsatz von Krankheitserregern zur biologischen Kriegsführung (Hughes 1999, Venkatesh und Memish 2003), so auch auf die Existenz eines biologischen Waffenprogramms im Irak (Henderson 1998). Inwieweit solche Anschläge Risiken für Einrichtungen zur Wasserversorgung der Bevölkerung darstellen können, wird international kontrovers diskutiert. Dabei stehen sich Auffassungen in Hinblick auf die technische und praktische Realisierung derartiger Anschläge sowie deren Wirkungspotential innerhalb des Wasserversorgungssystems bis hin zum Verbraucher gegenüber. So wird in den angelsächsischen Ländern die Auffassung „*dilution is the solution*“ in der Öffentlichkeit verbreitet (Denileon 2001). „*In general the threat of contamination of drinking water through terrorist activities is small... We have consistently found that it would take very large amounts of a contaminant to threaten the safety of a water system*“ (Anonym 2002a). Gegensätzlich ist die Aussage, dass Wasserversorgungssysteme extrem verwundbar seien. „...*scientists and water specialists report that the nation's water supply is indeed vulnerable... The*

knowledge by the government...is built on a significant misunderstanding of the issue and lack of science- and risk-based information." (Rose 2002). Über dies wird dem Auftreten eines bioterroristischen Angriffs auf Wasserversorgungssysteme in den nächsten fünf Jahren sogar eine hohe Wahrscheinlichkeit eingeräumt. „*It is highly probable that biological attacks by terrorists or criminals utilizing foodborne and waterborne pathogens...will occur in the next five years.*“ (Zilinskas 1999). Im Rahmen eines Expertengesprächs der Weltgesundheitsorganisation wurde festgestellt, dass „Wasserversorgungssysteme durchaus Ziele terroristischer Angriffe sein können...“ (Exner und Engelhart 2002). Eine derartige Diskussion hat bislang für die deutsche Wasserversorgung nicht stattgefunden. Auf Grundlage einer differenzierten Betrachtung des Erregerspektrums und seines Wirkungspotenzials bis hin zum Erregereintrag in das Versorgungssystem soll in den folgenden Kapiteln eine Risikoabschätzung bioterroristischer Anschläge für die Wasserversorgung in Deutschland vorgenommen werden.

3.1.5.1 Werkzeuge bioterroristischer Aktivitäten

In den vorangegangenen Kapiteln ist eine Vielzahl trinkwasserbedingter Ausbrüche durch Krankheitserreger beschrieben worden. Der Cryptosporidienausbruch von Milwaukee mit mehr als 400.000 Erkrankungen macht das Ausmaß eines solchen Ausbruches deutlich (Kap. 3.1.1). Aber auch der Giardiasisausbruch in Deutschland zeigt, dass Mikroorganismen zunächst unbemerkt in das Trinkwasser gelangen und für einen längeren Zeitraum, nämlich bis zur Ursachenbehebung, Erkrankungen hervorrufen können. Gerade der letztgenannte Ausbruch ist ein Beispiel dafür, dass es insbesondere unter den deutschen Surveillance-Strukturen eines großen Aufwands und günstiger Umstände bedarf, Quelle und Ursache eines solchen Ausbruchs zu erkennen und zu beheben (Kistemann et al. 2003).

Im Gegensatz zu chemischen oder explosiven terroristischen Waffen ist der ideale biologische Kampfstoff folgendermaßen charakterisiert (Campbell 2002): er ist einfach zu beschaffen und zu produzieren, persistent in der Umwelt und vielfältig einsetzbar. „*The ideal waterborne agent of bioterrorism has a low infectious dose, produces several gastrointestinal disease in a population with little or no immunity, and results in a higher percentage of systemic complication leading to death.*“ (Denileon 2001). Der Einsatz bestimmter Krankheitserreger im Medium Trinkwasser besitzt eben diese Eigenschaften, die im Rahmen bioterroristischer Angriffe vorteilhaft sind: Eine Vielzahl der Erreger sind einfach zu erlangen, besitzen ein Vermehrungspotenzial, sind im Trinkwasser extrem persistent, haben eine niedrige Infektionsdosis und sind resistent gegen Chlor oder andere Desinfektionsmittel (Burrows und Renner 1999, Exner und Kistemann 2003a, unveröff., Khan et al. 2001, Lory und Cannon 2002, Rose 2002). Häufig verfügen sie über eine hohe Letalität, die das Handlungsvermögen der Betroffenen erheblich beeinträchtigt (Exner und Kistemann unveröff.). Nun unterscheiden sich die verschiedenen Erreger erheblich in ihrem Wirkungspotenzial (Tab. 18).

Tab. 18: Auswahl trinkwasserrelevanter Erreger bioterroristischer Angriffe (vgl. Burrows und Renner 1999, CDC 2000, Darling et al. 2002, Exner und Kistemann unveröff., Hofer 2003, Moran 2002)

Agens	CDC-Kategorie ¹⁷	Infektionsdosis (Keime)	Persistenz im Wasser	Resistenz (Umwelt)	Resistenz (Desinfektion)	Verfügbarkeit	Letalität
Bakterien							
<i>Bacillus anthracis</i>	A	8.000- 50.000 ¹⁸	2 Jahre	hoch	hoch	möglich	50-100 %
<i>Brucella spp.</i>	B	10-100 ¹⁹	20-72 Tage	gering	gering	?	<2%
<i>Clostridium perfr.</i>	/	>1.000.000	hoch	hoch	hoch	möglich	niedrig
Pathogene <i>E. coli</i>	B	10-100	mäßig	mäßig	gering	leicht	2-7%
<i>Francisella tularensis</i>	A	>1.000.000 ²⁰	<90 Tage	mittel	gering	schwer	bis 60%
<i>Legionella pneum.</i>	/	>10	hoch	hoch	mäßig	leicht	bis 50 %
<i>Pseudomonas ae.</i>	/	unbekannt	hoch	hoch	gering	leicht	niedrig
<i>Salmonella typhi</i>	B	10-1.000	bis 8 Tage	mäßig	gering	leicht	10%
<i>Shigella spp.</i>	B	10-100	2-3 Tage	gering	gering	leicht	bis 20%
<i>Yersinia ent.</i>	/	>10.000	bis 20 Tage	mäßig	gering	leicht	niedrig
<i>Vibrio cholerae</i>	B	>100.000	hoch	mäßig	gering	leicht	1-5%
Viren							
Enteroviren	/	5-10	ca. 81 Tage	hoch	mäßig	unbek.	niedrig
Hepatitis A	/	1-10	>4 Monate	hoch	hoch	unbek.	bis 70%
Rotavirus	/	10-100	Wochen	hoch	hoch	unbek.	niedrig
Parasiten							
		Oo(cysten)					
<i>Cryptosporidium p.</i>	B	1-30 Oocysten	Monate	hoch	sehr hoch	unbek.	niedrig
<i>Giardia lamblia</i>	/	1-10 Cysten	lang	hoch	mäßig	unbek.	Niedrig
Toxine							
		(µg/kg)					
Aflatoxin	/	0,1	umstritten	gering	gering	möglich	?
Microcystin	/	50	lang	hoch	hoch	leicht	Hoch

Wie in Tab. 18 ersichtlich, ist nicht jeder Mikroorganismus für einen bioterroristischen Angriff geeignet. Nach einer US-amerikanischen Einschätzung zählen *Cryptosporidium parvum*, *E. coli* O157/H7, *Salmonella spp.*, *Shigella dysenterica* und *Vibrio cholerae* zu den Erregern, welche im Rahmen bioterroristischer Anschläge das größte Risikopotenzial besitzen (Khan et al. 2000). Ihnen allen ist eine recht niedrige Infektionsdosis gemeinsam. In Hinblick auf die Desinfektionsverfahren besitzen vegetative Bakterien die geringste, Parasiten eine hohe Resistenz. Von großer Bedeutung ist das Vermehrungspotenzial der Bakterien in Lebensmitteln, Biofilmen und medizinischen oder technischen Systemen sowie ihre insgesamt leichte Herstellung.

¹⁷ Kategorisierung nach Gefährdungsgrad des Center for Disease Control (2000): A = hohe Priorität, B = mittlere Priorität und C = niedrige Priorität

¹⁸ bei Inhalation, sonst unbekannt

¹⁹ bei Inhalation

²⁰ bei Einnahme, 5-10 Keime bei Inhalation

3.1.5.2 Verwundbarkeit der Wasserversorgung durch bioterroristische Angriffe

Bisher sind keine Beispiele bioterroristischer Angriffe auf Wasserversorgungen bekannt, allerdings gibt es eine Vielzahl von Androhungen terroristischer Anschläge mit Hilfe biologischer und chemischer Waffen. So drohte im Jahr 1973 ein deutscher Biologe die Wasserversorgung mit *Bacillus anthracis* und Botulinuskulturen zu vergiften, wenn ihm nicht mehrere Millionen DM gezahlt würden (Khan et al. 2001). Ende der siebziger Jahre plante die sogenannte Rote Armee Fraktion, die Wasserversorgung von 20 deutschen Städten zu verseuchen, falls ihr Ansinnen – die Freilassung einiger inhaftierter Terroristen – nicht erfüllt würde (Laqueur 2001). Weiteren Hinweisen zufolge plante eine nordafrikanische Terroristengruppe, 28 amerikanische Städte zu schädigen (Denileon 2001), und erst im Jahr 2003 drohte ein Mann die Wasserversorgung einer Gemeinde in Niedersachsen mit Zyankali zu vergiften (Baumann 2003).

Die Verwundbarkeit von Wasserversorgungsstrukturen hinsichtlich (bio)terroristischer Aktivitäten wird im internationalen Kontext kontrovers diskutiert. So wird seitens des FBI im Jahre 2001 ein terroristischer Anschlag auf die Trinkwasserversorgung negiert. „*Based upon available intelligence and investigative information, there are no specific credible threats to major waterways or distribution networks at this time.*” (FBI R. Dick in Rose 2002: 246 A). Demgegenüber wird in verschiedenen Veröffentlichungen die Verwundbarkeit des Wasserversorgungssystems hinsichtlich terroristischer, aber insbesondere bioterroristischer Aktivitäten betont. „*Contrary to the FBI and EPA appraisal, scientists and water specialists report that the nation’s water supply is indeed vulnerable. The water industry therefore must assume that water resources are at risk and develop a preparedness plan for monitoring, communication, and decontamination in the event that bioterrorist’s attack on the water supply occurs*” (Rose 2002: 246 A). In Tab. 19 sind Vorfälle, die mit terroristischen Aktivitäten und Vandalismus in Verbindung gebracht werden konnten, für den Zeitraum 1999 bis 2003 zusammengetragen.

Tab. 19: Auswahl terroristischer oder vandalistischer Vorfälle bei Wasserversorgungssystemen (Groover 2003, Baumann 2003)

Zeitpunkt	Ort	Vorfall
März 1999	Neenah, Wisconsin (US)	Einbrüche im Wasserwerk und geplante Sabotageakte
November 2001	Portola, Kalifornien (US)	Sabotage eines Wasserspeichers; Wasserversorgung wird unterbrochen
Januar 2002	USA	Veröffentlichung seitens des FBI, dass Al Quaida Terroristen terroristische Anschläge auf Wasserversorgungssysteme vorbereiten (Material wurde gefunden)
Februar 2002	Rom, Italien	Vier Marokkaner werden verdächtigt eine Vergiftung der Wasserversorgung Roms mit Zyankali zu planen (es wurden große Mengen Zyankali und Pläne des Wasserversorgungssystems gefunden)
April 2003	Amman, Jordanien	Sechs Iraker planen die Wasserversorgung einer amerikanischen Militärbasis zu vergiften
April 2003	Einbeck, Deutschland	Ein Mann droht mit der Vergiftung der Trinkwasserversorgung mit Zyankali (große Mengen Zyankali werden im Haus gefunden)
November 2005	Sipplingen, Deutschland	Der Täter versenkt zwei 5-Liter-Karnister PBSM nahe der Entnahmestelle

Tab. 19 zeigt nur eine Auswahl von Aktivitäten, die darauf abzielten, die Wasserversorgung zu schädigen oder eine solche Schädigung anzudrohen. Offensichtlich ist das Wasserversorgungssystem

besonders geeignet, um eine möglichst breite Masse Personen zu schädigen, da die Lieferung von kontaminiertem Wasser in die Haushalte potenziell jeden einzelnen Bürger erreichen kann.

Prinzipiell ist ein Eintrag pathogener Mikroorganismen im Rohwasser, im Einzugsgebiet der Wassergewinnung, innerhalb des Aufbereitungsprozesses, im Wasserspeicher, im Wasserverteilungssystem sowie in der Hausinstallation möglich (Exner und Kistemann unveröff.). In Abhängigkeit von technisch-infrastrukturellen Voraussetzungen, Aufbereitungs- und Desinfektionsverfahren, aber auch Überwachungsmaßnahmen ist ein Wasserversorgungssystem in unterschiedlichem Maße gefährdet. So sind kleine Wasserversorgungssysteme ohne geeignete Aufbereitungs- oder Desinfektionsverfahren, wie sie in Deutschland häufig anzutreffen sind, einem erheblich größeren Risiko ausgesetzt (Ford 2001, Khan et al. 2001). Je nach dem Ort des Eintrags in das Wasserversorgungssystem entscheidet sich das Ausmaß der Verwundbarkeit des Systems. Im Sinne des Multi-Barrieren-Systems sind die Risiken einer Kontamination im Einzugsgebiet der Wassergewinnung eher gering einzuschätzen, da nachgeschaltete Barrieren den Schaden minimieren können. Voraussetzung ist die Funktionstüchtigkeit des Multi-Barrieren-Systems (Exner und Kistemann unveröff.). Der Erfolg der Minimierung ist schon in Abhängigkeit vom Erreger innerhalb der verschiedenen Aufbereitungsschritte sehr unterschiedlich (Lory und Cannon 2002). In höheren Konzentrationen ist es möglich, dass selbst funktionstüchtige Barrieren durchbrochen werden (Exner und Kistemann unveröff.).

Das Ausmaß der Folgen eines solchen Anschlags ist nicht nur vom eingesetzten Agens oder Erreger abhängig, sondern ebenso von dem Ort des Einbringens und den bereits bestehenden Schutzmechanismen. Eine besondere Gefährdung für die Trinkwasserversorgung besteht vor allem dort, wo das Trinkwasser über eine freie Oberfläche zugänglich ist, z.B. bei Hochbehältern, Wassertürmen, Quell- und Brunnenschächten. Durch sinnvolle Objektschutzmaßnahmen müssen diese Bereiche je nach örtlichen Gegebenheiten geschützt werden. So ist bei Bauwerken eine Außenhautsicherung vorzunehmen, eine Sicherung von Lichtschächten zu planen und die Notwendigkeit von Fenstern zu prüfen. Zur permanenten Überwachung der Trinkwasserqualität ist eine Online-Überwachung auf bestimmte Indikatorparameter oder ein „Breitbandmesssystem“ zum Nachweis von organischen Belastungen sowie Fremd- und Giftstoffen mittels Schnelltest zu empfehlen (Emmert et al. 2004). Ein bedeutend größeres Risiko besteht bei Eintrag der Erreger nach der Aufbereitung in das Wasserverteilungssystem. Bedeutsam ist in diesem Zusammenhang der Ort des Eintrags: je näher dieser sich an der Aufbereitungsanlage oder am Brunnen befindet, desto größer das Risiko (Khan et al. 2001). Obwohl viele Forscher von einer Kontamination vor der Aufbereitung ausgehen, ist die Gefahr infolge des Einbringens nach der Aufbereitung, insbesondere im Verteilungssystem größer, insbesondere dann, wenn keine weitere Chlordosierung erfolgt (Burrows und Renner 1999, Exner und Engelhart 2002, Foran und Brosnan 2000). Die Effizienz von Aufbereitungsmaßnahmen in Hinblick auf die Entfernung von chemischen Agenzien und mikrobiellen Erregern ist in Tab. 20 dargestellt. Die Beurteilung der Eliminationsleistung chemischer Agenzien variiert in Abhängigkeit des betrachteten Schadstoffs sehr stark. Eine gute Eliminationsleistung erfolgt durch Aktivkohle, eine sehr gute Elimination durch Umkehrosmose. Eine weitgehende Eliminierung mikrobieller Erreger erfolgt mit Ausnahme der Cysten und Oocysten zunächst durch Flockung, Sedimentation und Filtration, weitergehend jedoch durch die Umkehrosmose, Ultrafiltration und der Desinfektion mit Chlor, Ozon oder UV-Bestrahlung.

Tab. 20: Eliminationsleistung von Aufbereitungsanlagen in Hinblick auf chemische Agenzien und ausgewählte mikrobielle Erreger (vgl. Lory und Cannon 2002)

Verfahren	Chemische Agenzien	Bakterien	Viren	Protozoen	Biotoxine
Belüftung	~	-	-	-	-
Flockung/ Sedimentation/ Filtration	-	+ / ++	+ / ++	+ / ++	-
Aktivkohlefiltration	+	o	o	o	~
Mikrofiltration	-	++	-	++	
Enthärtung	~	k. A.	+ / ++	+ / ++	
Ionenaustausch	-	-	-	-	-
Umkehrosmose	++	++	++	++	++
Ultrafiltration	-	++	++	++	
Desinfektion mit Chlor	~	++	++	-	~
Desinfektion mit Ozon	~	++	++		
Desinfektion mit UV Bestrahlung	k.A.	++	++	++	

Legende: - = gering (0-20%), ~ = unterschiedlich, o = mäßig (20-60%), + = gut (60-90%), ++ = sehr gut (90-100%) +/++ = gut bis sehr gut

Aufgrund der effizienten Eliminationsleistungen verschiedener Verfahrensstufen wird ein Terroranschlag auf größere Wasserversorgungssysteme mit umfangreichen Aufbereitungssystemen häufig als unwahrscheinlich erachtet. „*Contamination of municipal water supplies would probably not be effective because large water-treatment systems include filtration and chlorination processes designed to kill harmful microorganisms. The enormous dilution factor would necessitate the use of impracticably large quantities of agent.*“ (Tucker 2001:302).

Ist ein Eintrag pathogener Mikroorganismen in das Wasserversorgungssystem erst erfolgt, ist unter den derzeitigen deutschen Surveillance-Strukturen ein frühzeitiges Erkennen eines solchen Vorfalls erschwert. Zudem wird mit heutigen Analyseverfahren auf Indikatoren als Hinweis für fäkale Verunreinigung untersucht. Diese Methode schließt jedoch Viren, Parasiten und vegetative Mikroorganismen nicht ein (Exner und Kistemann unveröff.).

Im Falle eines terroristischen Angriffs müssen Verantwortlichkeiten und Maßnahmen klar geregelt sein (Wollgam 2002). So ist im Rahmen eines Risiko-, Surveillance- und Störfallmanagements ein unmittelbares Handeln der verantwortlichen Personen unbedingt erforderlich (Exner und Kistemann 2003b, Rose 2002). Die generelle Vorgehensweise bei Not- oder Störfällen der Trinkwasserversorgung wird im Rahmen des Störfallmanagements (z.B. Störfalleitplanung des Landes NRW) geregelt. Laut § 16 Abs. 6 TrinkwV 2001 soll jeder Wasserversorger einen Maßnahmenplan erstellen, der im Falle eines Störfalls herangezogen werden kann. Ein spezieller Handlungsrahmen für die Wasserversorgung im Falle (bio)terroristischer Angriffe, wie er z.B. in den Vereinigten Staaten entwickelt wurde, existiert für Deutschland derzeit noch nicht. Um eine zügige Wiederherstellung der Trinkwasserbeschaffenheit im Ernstfall zu gewährleisten, wird jedoch jedem Gesundheitsamt seitens der zuständigen Ministerien empfohlen, proaktiv einen Störfallplan zu erstellen, der alle Zuständigkeiten, Melde- und Informationswege aufführt, sowie Maßnahmen zur Sicherstellung der Trinkwasserversorgung regelt. (Exner und Kistemann 2003b).

3.2 Diskussion zu neuen Gefährdungspotenzialen für die Trinkwasserversorgung

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Ergebnisse der Neubewertung verschiedener Risikofaktoren für die Trinkwasserversorgung, fokussiert auf den Ressourcenschutz und die Trinkwassergewinnung, dargestellt. Diese basieren sowohl auf veröffentlichter als auch auf unveröffentlichter Literatur sowie unterstützend auf Sekundärdatenmaterial unterschiedlicher Quellen. Auf der Grundlage dieser Quellen wurden die verfügbaren Informationen zusammengestellt und für eine Neubewertung des Risikopotenzials für deutsche Versorgungsstrukturen aufbereitet. Neben einer zusammenfassenden Bewertung der Ergebnisse und ihrer möglichen Auswirkungen auf die derzeitige Trinkwasserqualität und Praxis der Trinkwasserüberwachung wird hinterfragt, ob oder inwieweit das derzeitige Konzept der Trinkwasserversorgung den genannten Gefährdungspotenzialen gewachsen ist.

3.2.1 *Ist die Qualität der Trinkwasserversorgung in Deutschland gefährdet?*

In den vergangenen Jahrzehnten hat ein Zusammenspiel neuer technischer Entwicklungen und Überwachungsmechanismen sowie neuer gesetzlicher Bestimmungen ein weitgehend sicheres Niveau der Trinkwasserversorgung ermöglicht. Diese Einschätzung galt es nun vor dem Hintergrund internationaler Erfahrungen kritisch zu prüfen.

Die Ergebnisse der Literaturstudie zeigen, dass die genannten Risikopotenziale nicht nur im internationalen Kontext von großer Relevanz sind, sondern auch für die hoch entwickelten deutschen Versorgungsstrukturen in Zukunft nicht unberücksichtigt bleiben dürfen.

Auf der Grundlage der gegenwärtigen deutschen Versorgungs- und Surveillance-Strukturen ist die Einbeziehung der internationalen Erfahrungen unerlässlich, da

1. nicht nur durch die **Vielzahl deutscher Wasserversorgungsunternehmen**, sondern auch durch deren unterschiedliche technisch-infrastrukturelle Bedingungen ungleiche Voraussetzungen des Versorgungsniveaus existieren,
2. eine **Veränderung der Wassernutzung** erfolgt ist, die sowohl die Hausinstallationen als auch neue Wasserverwendungen im Haushalt umfassen,
3. bisher kein **umfassendes Surveillance-System** speziell für wasserbedingte Erkrankungen etabliert wurde und damit deren Beziehung zum Medium Trinkwasser nur schwer nachvollziehbar ist (Exner und Kistemann 2003b) und
4. die **Trinkwasserüberwachungsmaßnahmen** nur eine „inhärente limitierte Aussagekraft“ besitzen, denn das Wasser ist bereits vom Verbraucher getrunken, ehe die Analyseergebnisse die gesetzlich geforderte Qualität bestätigen (Schmoll und Chorus 2003).

I. Wasserversorgungsunternehmen in Deutschland

Die Struktur der deutschen Wasserversorgung ist heterogen, mit wenigen großen Unternehmen und einer Vielzahl kleiner Wasserversorgungsunternehmen. In den 14.600 deutschen Gemeinden existieren 6.655 Wasserversorgungsunternehmen mit meist geringen Betriebsgrößen (BMWI 2001). Auf rund eine Million Einwohner entfallen damit etwa 88 Wasserversorger. Im europäischen Vergleich ist die Zahl der Wasserversorgungsunternehmen in Deutschland weit höher als beispielsweise in den Niederlanden (4,4), in England/Wales (0,7) und in Frankreich (0,13) (Tab. 21).

Tab. 21: Zahl der Wasserversorgungsunternehmen im europäischen Vergleich (vgl. BMBF 2001)

	Gesamtzahl WVU	von diesen WVU versorgter Bevölkerungsanteil (%)	Anzahl WVU auf 1 Mio Abnehmer
Deutschland	6.959	98	88,1
Alte Bundesländer	6.545	98	103
Neue Bundesländer	414	98	25,9
Niederlande	22	98	4,4
England/Wales	29	95	0,7
Frankreich	5	69	0,13

So besitzt in Deutschland fast jede zweite Gemeinde einen Wasserversorger mit jeweils eigenen administrativen Tätigkeiten. Etwa 60% der deutschen Wasserversorgungsunternehmen sind für nur rund 4% der Wasserversorgung zuständig; dagegen fördern 1,5% etwa die Hälfte der Wassermenge, die zehn größten Unternehmen aber nur 20% des Gesamtwasseraufkommens (Hein und Neumann 2001). Die im europäischen Vergleich kleinen Betriebsgrößen haben den Vorteil, dass die Verantwortung für die Wasserressourcen und deren Nutzung eng miteinander verbunden sind. Nachteilig ist allerdings die geringe Wirtschaftlichkeit und Effektivität der Unternehmen sowie eine geringe Spezialisierung der Mitarbeiter. Synergieeffekte der Unternehmen untereinander können auf diese Weise nicht genutzt werden. Insbesondere kleine Wasserversorgungsunternehmen haben Probleme, das hohe Qualitätsniveau der Wasserversorgung in Deutschland zu erfüllen (Lindner 2001a).

In anderen europäischen Ländern hat sich bereits die Entwicklung zu größeren, ökonomisch effizienteren Versorgungsstrukturen vollzogen, obwohl sich ursprünglich ebenfalls kleinräumige kommunale Gebietsmonopole gebildet hatten. In den Niederlanden wurden per Gesetz große Wasserversorgungsunternehmen gebildet, die sich als Aktiengesellschaften im Besitz der Kommunen befinden. Mittlerweile gibt es weniger als 22 Unternehmen, die rund 18 Millionen Menschen versorgen. Effektivität und Wirtschaftlichkeit konnten erheblich verbessert werden.

In England und Wales wurde die Wasserversorgung im Jahr 1989 vollständig privatisiert. Neben 10 großen Aktiengesellschaften existieren einige kleine Wasserversorgungsunternehmen, die bereits vor 1989 im privaten Besitz waren. Die Unternehmen werden durch drei Regulierungsbehörden kontrolliert: *Office of Water Services (OFWAT)* für die Kontrolle der Preise und Dienstleistungen, *Environment Agency* für die Überwachung der Umwelteinwirkungen und die *Drinking Water Inspectorate* für die Überwachung der Trinkwasserqualität. Ein besonderes Merkmal des englischen Modells ist die Möglichkeit, gemeinsame Leitungsnetze zu nutzen (*common carriage*).

In Frankreich sind die Gemeinden für die Wasserversorgung verantwortlich. Sie übertragen ihre Aufgaben an fünf große private Anbieter, bleiben aber Eigentümer der Wasserversorgungssysteme. Trotz der Präsenz der wenigen privaten Konzerne, darunter *Suez Lyonnaise des Eaux* und *Vivendi* mit den größten Marktanteilen, ist die Leistungserstellung stark zergliedert (15.500 Wasserversorgungssysteme) mit privaten Anbietern in den städtischen Bereichen und kommunalen Betreibern in den ländlichen Regionen. Die Größenvorteile der privaten Anbieter sind unter den gegebenen dezentralen Strukturen ökonomisch vorteilhaft, da gleichzeitig Leistungen in mehreren Versorgungssystemen erbracht werden können (BMW 2000; BMBF 2001).

Die veränderte internationale Marktsituation übt einen enormen Kostendruck auf die Versorgungsunternehmen aus. Dies führt dazu, dass sich der Wasserversorger zunehmend auf seine Kernaufgaben

zurückzieht und viele sonst von ihm zumeist auf freiwilliger Basis wahrgenommene Aufgaben nicht mehr übernimmt oder künftig nicht mehr übernehmen soll (Pütz 2003).

Die Vielzahl deutscher Wasserversorgungsunternehmen unterschiedlichster Größenklassen sowie deren unterschiedliche technisch-infrastrukturelle Ausstattung bedingen ein Leistungsvermögen, das eine Vergleichbarkeit der Unternehmen erschwert. So hat zwar jeder Wasserversorger die Pflicht, die Vorgaben der Trinkwasserverordnung einzuhalten, jedoch bestehen gewisse Freiheitsgrade im Hinblick auf solche Konzepte der Qualitätssicherung und des Risikomanagements, die keinen gesetzlichen Vorgaben unterliegen, wie die Umsetzung des Multi-Barrieren-Systems, das zudem keinen konkreten, prozessorientierten Handlungsrahmen vorgibt. Dies macht sich insbesondere in der ersten Stufe des Multi-Barrieren-Systems bemerkbar, die den Ressourcenschutz umfasst. Der Umfang und die Intensität der Maßnahmen im Trinkwassereinzugsgebiet, die zu einer Verbesserung der Rohwasserqualität beitragen sollen, z.B. Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserversorgung, erfolgen individuell unterschiedlich, je nach Leistungsvermögen und Engagement des Wasserversorgungsunternehmens. Die Kenntnis des Wassereinzugsgebietes, die Ermittlung und Bewertung von Risiken sind derzeit Handlungen, über deren Umfang der Wasserversorger selbst entscheidet. Ebenso ist den Wasserversorgungsunternehmen Art und Umfang der Dokumentation derartiger Aktivitäten überlassen. Dies gilt ebenso für die zweite und dritte Stufe des Multi-Barrieren-Systems.

II. Wassernutzung

In den letzten Jahrzehnten haben sich die Bedingungen der Wassernutzung auch in Deutschland grundlegend geändert. Diese Veränderungen beziehen sich auf die Hausinstallationen, die Wasserverwendungen und die Nutzer selbst (Kistemann 2005). Zum Einen umfassen moderne Hausinstallationen zahlreiche Entnahmestellen überall dort, wo der Nutzer es wünscht. Infolgedessen hat sich das Installationssystem zu einem komplizierten Netz mit zahlreichen Abgängen, Verzweigungen und Ringleitungen entwickelt. Dies führt u.a. zu einer seltenen Nutzung einzelner Entnahmestellen und Leitungsteile, wie z.B. die des Gäste-WCs oder gelegentlich genutzter Räume (Gästezimmer, Partyraum). Ebenso gefährdet sind Außenventile, die häufig über den gesamten Winter nicht genutzt werden. Voraussetzung für die Planung eines solchen verzweigten Systems ist eine bedarfsgerechte Dimensionierung (Scheele 2004). Qualitäts- und Hygieneprobleme können zudem durch den Einsatz neuer Materialien wie Metalle, Kunststoffe, Verbundrohre und Verbindungstechniken (Schrauben, Löten, Kleben, Pressen) oder durch aufwändige technische Installationen (z.B. Fehllanschlüsse bei Brauchwassernetzen, Grauwasser- und Regenwassernutzungsanlagen, Solar- und Warmwasseranlagen) entstehen. Bei einigen Sorten von Kunststoffrohren können flüchtige Substanzen wie Lösemittel und Benzin ins Rohrinne diffundieren und sich im Wasser lösen (Pütz 2003). Überdies besitzt eine moderne Hausinstallation zahlreiche geometrische Komplexe, wie z.B. Panzerschläuche, Ventile, Schieber, Dosiergeräte, Rückflussverhinderer, die eine Gefährdung darstellen. Ein weiteres Problem stellen neue Wasserverwendungen dar, die teilweise auch in privaten Haushalten neben die ursprünglichen Nutzungen zum Trinken, Kochen, Baden, Waschen und Putzen getreten sind. Hierzu zählen Whirlpools, Luftbefeuchter, Klimaanlage, Mundduschen, Kaffee- und Espressoautomaten, Getränkeautomaten (z.B. Trinkwassersprudler), Eismaschinen, Kühlanlagen etc. Häufig kann bei Gummischläuchen von Geräten eine Verkeimung beobachtet werden (Kistemann 2005, Pütz 2003). Die neuen Wasserverwendungen stellten in den letzten Jahrzehnten eine Infektionsquelle dar (Kistemann 2005). In Tab. 22 sind Berichte über Ausbrüche durch die genannten neuen Wasserverwendungen aufgeführt.

Tab. 22: Auswahl von Berichten über Ausbrüche durch neue Wasserverwendungen (sortiert nach Erreger)

Erreger	Ausbruchsursache	Ort	Zahl der Erkrankungen	Quelle
<i>Campylobacter</i>	Durchfallerkrankungen durch Trinkwasserkonsum aus Wasserspender in einem Restaurant	Australien	23 (3 hospitalisiert)	Merritt et al. 1999
<i>Fungi</i>	Infektion durch einen Luftbefeuchter	Deutschland	1	Engelhart 2000
<i>Legionella micdadei</i>	Pontiac-Fieber Erkrankungen durch einen Whirlpool in einem Hotel	Schweden	29	Gotz et al. 2001
<i>Legionella pneumophila</i>	Infektionen durch einen kontaminierten Whirlpool	Vereinigte Staaten	23	Benkel et al. 2000
<i>Legionella spp.</i>	Kontaminiertes Wasserversorgungssystem des Krankenhauses (nicht endgültig bestätigt)	Deutschland	12	Anonym 2004b
<i>Legionella pneumophila</i>	Kontaminierte Whirlpools, Sprudelbecken, Springbrunnen etc. einer Blumenausstellung	Niederlande	188	Den Boer et al. 2002
<i>Legionella spp.</i>	Kontaminiertes Warmwassersystem des Krankenhauses	Deutschland	10	Nechwatal et al. 1993
<i>Legionella pneumophila</i>	Kontaminierte Duschanlagen des Krankenhauses	Vereinigte Staaten	36	Breiman et al. 1990
<i>Legionella anisa</i>	Kontaminierter Springbrunnen in einem Restaurant	Vereinigte Staaten	117	Jones et al. 2003
<i>Norovirus</i>	Kontaminierte Dusche auf einem Campingplatz	Norwegen	134	Nygaard et al. 2004
<i>Norovirus</i>	Kontamination des Trinkwassers durch eine an das zentrale Trinkwassernetz angeschlossene Zisterne (unzulässige Querverbindung)	Deutschland	88	Anonym 2004a
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Kontamination eines Whirlpools in einem Ferienhaus	Dänemark	2	Hojbjerg et al. 1992
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Kontamination des Leitungswassers in einer Klinik	Frankreich	14	Ferroni et al. 1998
<i>Shigella sonnei</i> <i>Cryptosporidium parvum</i>	Kontamination durch einen Springbrunnen in einem Beachside Park	Vereinigte Staaten	38	Anonym 2000

Insbesondere Großgebäude wie Krankenhäuser oder Hotels sind Orte derartiger Ausbrüche, die eine Vielzahl von Menschen treffen. Doch auch die Kontamination von Whirlpools oder Duschen in privaten Haushalten ist eine häufige Ursache von Infektionen und Ausbrüchen. Da der Anteil pflegebedürftiger, alter oder immungeschwächter Menschen auch im häuslichen Umfeld aufgrund der demographischen Entwicklung zunimmt, sind diese neuen Wasserverwendungen eine ernstzunehmende Gefährdungsquelle, die einen zunehmenden Überwachungsaufwand erfordert. Nach der neuen Trinkwasserverordnung 2001 zählen Anlagen der Hausinstallation, aus denen Wasser für den menschlichen Gebrauch abgegeben wird, ebenfalls zu den Wasserversorgungsanlagen. Das Wasserversorgungsunternehmen ist verpflichtet, am Ende der Anschlussleitung, d.h. normalerweise an der Hauptabsperrvorrichtung, die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung einzuhalten. Es ist nicht verantwortlich für die hinter der Hausinstallation eingetretenen nachteiligen Veränderungen. Doch gerade von dort droht Gefahr für das öffentliche Netz (Pütz 2003). Die wichtigsten Regeln zur Prävention und Kontrolle mikrobieller Kontaminationen ist in den existierenden technischen Regelwerken (DIN, VDI-

Richtlinien, DVGW-Arbeitsblätter u.a.) festgeschrieben. Von entscheidender Bedeutung ist jedoch die praktische Umsetzung dieser Regelwerke (Kistemann 2005). Neue Konzepte der Qualitätssicherung und des Risikomanagements müssen die genannten neuen Risiken der Wassernutzung berücksichtigen.

III. Surveillance-System

In Deutschland sind für einen Zeitraum von mehr als 20 Jahren keine trink- und badewasserbedingten Ausbrüche dokumentiert worden. Dies steht in einem extremen Gegensatz zu den in Kap. 3.1 vielfach zitierten Studien aus anderen Ländern mit ähnlichen Standards in der Trinkwasserversorgung, wie Schweden, dem Vereinigten Königreich, Dänemark, den USA und Kanada. In diesen Ländern ist die Surveillance wasserbedingter Infektionen gesetzlich vorgeschrieben. Die Basis solcher Überwachungssysteme bildet die assoziierte Auswertung epidemiologischer Daten mit Daten zur Trink- und Badewasserqualität (Dangendorf 2003). So konnten in England und Wales in einem Zeitraum von drei Jahren 26 wasserbedingte Ausbrüche gemeldet werden. Insgesamt 19 dieser Ausbrüche konnten sicher mit dem Genuss von Trinkwasser in Verbindung gebracht werden (Furtado et al. 1998). In den USA wurde seit 1971 ein Surveillance-System etabliert, das Daten zu trinkwasserassoziierten Ausbrüchen sammelt. Staatliche, gebietsmäßige und lokale Institutionen des Gesundheitswesens sind primär verantwortlich für die umfangreiche Berichterstattung wasserbedingter Ausbrüche an das *Centre for Disease Control (CDC)*. Das schwedische Meldesystem ist zweigleisig, indem es einerseits die klinische Meldung durch den Arzt und andererseits die Labormeldung umfasst. Die ansässigen Ärzte sind verantwortlich für die Untersuchung und Aufdeckung übertragbarer Krankheiten. Sie haben die Verpflichtung, alle ermittelten Erkrankungen an einen Infektionsschutzarzt im zuständigen Bezirk, an das nationale Infektionsschutzinstitut (SMI) sowie bei umweltbezogenen Infektionen an die zuständige Umwelt- und Gesundheitsbehörde weiterzugeben (Stanwell-Smith et al. 2003, Klöckner 2005). Für die Ermittlungen vor Ort ist es besonders günstig, dass Umwelt- und Gesundheitsressort zusammengehören. Jede Meldung umfasst eine Personenummer, durch die zahlreiche Angaben zu Wohnort, Arbeitsplatz etc. schnell zu überprüfen sind. Die ambulante Patientenversorgung erfolgt in regionaler Zuständigkeit durch staatliche Behandlungszentren, in denen zahlreiche angestellte Ärzte arbeiten. So sind lokale Krankheitshäufungen schnell auffällig.

In einem Zeitraum von 1980 bis 1999 konnten 116 trinkwasserbedingte Ausbrüche mit dem schwedischen Surveillance-System registriert werden (Andersson und Bohan 2001). Trinkwasser wird sowohl seitens der Ärzte als auch der Bevölkerung als Risikofaktor wahrgenommen, d.h. bei Erkrankungshäufungen wird auch die Möglichkeit wasserbürtiger Infektionen in Betracht gezogen (Kistemann 2002).

In Deutschland wie auch in anderen europäischen Ländern, gibt es derzeit keine gesetzlichen Vorgaben oder verbindlichen Regelungen bei der Erfassung trinkwasserbedingter Infektionen (Exner et al. 2001, Poullis et al. 2002). Es existiert lediglich ein Surveillance-System für meldepflichtige Krankheiten, welches durch die Einführung des Gesetzes zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen (IfSG) im Jahr 2001 auf eine neue Basis gestellt wurde: Wird eine meldepflichtige Erkrankung vom Arzt diagnostiziert, hat er den Krankheitsverdacht oder nachgewiesenen Fall an das zuständige Gesundheitsamt zu melden. Dieses meldet den Fall an die zuständige oberste Landesbehörde, diese wiederum an das Robert Koch Institut (RKI). Die Meldung trinkwasserhygienisch relevanter Infektionen erfolgt jedoch nur eingleisig, d.h. über das Untersuchungslabor. Eine Abstimmung von zwei parallelen Meldewegen, wie dies beispielsweise beim schwedischen Modell der Fall

ist, ist nicht möglich. Das über das Infektionsschutzgesetz aufgebaute elektronische Meldesystem ist unidirektional, d.h. es gibt den Meldenden keine Rückmeldung über eventuelle Erkrankungshäufungen. Zudem trägt die ambulante Patientenversorgung mit zahlreichen konkurrierenden Einzelpraxen zu einer Verzögerung oder gar Verhinderung der Erkennung von Fallhäufungen bei, da die einzelnen niedergelassenen Ärzte bei einem Ausbruch möglicherweise nur einzelne oder wenige Fälle sehen (Kistemann 2002). Dabei sollte berücksichtigt werden, dass nur etwa 8% aller Menschen mit Magen-Darm-Beschwerden ärztliche Hilfe aufsuchen (Stanwell-Smith et al. 2003). Dass Trinkwasser eine mögliche Infektionsquelle darstellen kann, wird sowohl seitens der Ärzte als auch der Bevölkerung kaum bedacht. Auch bei Infektionshäufungen wird diese Möglichkeit nicht berücksichtigt. Die Folge ist, dass räumliche und zeitliche Häufungen von gastrointestinalen Infektionen nicht mit dem Trinkwasser in Verbindung gebracht werden und systematische epidemiologische Untersuchungen selbst bei Auffälligkeiten in der Trinkwasserqualität nicht durchgeführt werden (Kistemann 2002, Dangendorf 2003). Eine Vielzahl glücklicher Umstände trug dazu bei, dass im Jahr 2000 der erste Giardiasis-Ausbruch in einer Gemeinde in Rheinland-Pfalz infektionsepidemiologisch nachgewiesen werden konnte (Kap. 3.1.1.1) (Kistemann et al. 2003). So suchten die meisten erkrankten Personen dieselbe praktische Ärztin im Hauptort der Verbandsgemeinde auf. Diese hatte bereits Erfahrungen mit parasitären Erkrankungen gesammelt und ließ daher die Patientenstühle auf Parasiten untersuchen. Überdies entschied die zuständige Amtsärztin, das örtliche Trinkwasser auf Parasiten untersuchen zu lassen. Wären diese und weitere günstigen Umstände nicht zusammengetroffen, wäre der Giardiasis-Ausbruch sehr wahrscheinlich unentdeckt geblieben. Die Ereignisse dieses Ausbruchs haben gezeigt, dass auch in Deutschland wasserbedingte Infektionsausbrüche weiterhin möglich sind, deren Identifikation jedoch mit den derzeitigen Surveillance-Strukturen erheblich erschwert ist. Daher ist für Deutschland ein umfassendes Risikomanagement zur rechtzeitigen Identifikation von Gefährdungen in Gestalt eines erweiterten Erregerspektrums, aber auch durch neue chemische Inhaltsstoffe erforderlich.

IV. Trinkwasserüberwachungsmaßnahmen

In der TrinkwV 2001 werden sowohl mikrobielle als auch chemische Anforderungen an die Trinkwasserqualität formuliert. So lautet die mikrobielle Grundanforderung, „dass im Trinkwasser Krankheitserreger nicht in Konzentrationen enthalten sein dürfen, die eine Schädigung der menschlichen Gesundheit besorgen lassen“ (Artikel 1, § 5 TrinkwV 2001). Neu und bedeutsam ist hierbei die Bezugnahme auf die Konzentration von Krankheitserregern, d.h. es wird anerkannt, dass eine völlige Reinheit in der Praxis nicht gewährleistet werden kann (Castell-Exner et al. 2001). Neu ist die Einführung des Nachweises von *Clostridium perfringens* als Indikator für eine mögliche Belastung mit Parasiten sowie die verbindliche Untersuchung auf Legionellen und Pseudomonaden in Risikobereichen wie Krankenhäusern, Einrichtungen der Langzeitpflege, Heimen, Altenheimen und medizinischen Einrichtungen (Exner 2003a). Für chemische Parameter gilt nach wie vor die Grundanforderung, dass sie „im Trinkwasser nicht in Konzentrationen enthalten sein dürfen, die eine Schädigung der menschlichen Gesundheit besorgen lassen.“ (Artikel 1, § 6 TrinkwV 2001). Weiterhin gilt das Minimierungsgebot für Stoffe, die das Wasser verunreinigen, unter Bezugnahme auf die allgemein anerkannten Regeln der Technik. Sehr viel präziser als in der alten Trinkwasserverordnung wird das Vorgehen geregelt, wenn Grenzwerte und Anforderungen der Trinkwasserverordnung nicht eingehalten werden. Wird dem Gesundheitsamt ein solcher Fall bekannt, muss dieses unverzüglich entscheiden, ob eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit gegeben ist und ob die betroffene Wasserversorgung bis auf weiteres

weitergeführt werden kann (siehe dazu auch Kap. 2.1.1). Bis solche Maßnahmen allerdings getroffen werden, ist das Trinkwasser beim Verbraucher bereits angekommen, d.h. die Zeitspanne zwischen Probenahme, Erhalt der Analyseergebnisse und Entscheidungsfindung bei Nichteinhaltung von Grenzwerten stellt eine Vertrauenslücke für den Verbraucher dar (Schmoll und Chorus 2003). Die Analyse mikrobieller Parameter am Ausgang des Wasserwerkes oder beim Verbraucher hat somit nur eine limitierte Aussagekraft, die keinen ausreichenden präventiven Charakter besitzt.

Überdies sind die Kriterien für ausgewählte wasserassoziierte Krankheitserreger im Trinkwasser wie z.B. *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Campylobacter* und Enteroviren bislang nicht im Konsens abgestimmt und bedürfen dringender Klärung (Exner 2003b). Denn die Risikoabschätzung sowohl für Parasiten als auch für Enteroviren weist darauf hin, dass bereits bei extrem niedrigen Konzentrationen dieser Erreger im Trinkwasser, die durch übliche Nachweisverfahren nicht mit ausreichender Sensitivität erfasst werden können, Infektionen nicht auszuschließen sind. Dies bedeutet, dass der Nachweis von Enteroviren bzw. Parasiten wie *Cryptosporidien* oder *Giardia* in den jeweiligen Untersuchungsvolumina – für *Cryptosporidium* 100, 500 bzw. 1.000 Liter – aus hygienisch-medizinischer Sicht nicht akzeptabel ist (Exner 2003b). Die WHO schlägt im Hinblick auf diese Problematik eine Untersuchung der Rohwasserqualität auf das Vorkommen von *Cryptosporidium* oder *Giardia* vor, um in Abhängigkeit von der Konzentration die notwendigen Aufbereitungsverfahren zu definieren (Tab. 23)

Tab. 23: Gesundheitsbasierte Ziele der WHO für ausgewählte mikrobielle Erreger

	Cryptosporidium	Campylobacter	Rotavirus
Organismen je Liter im Rohwasser	10	100	10
Gesundheitsbasiertes Ziel	10 ⁻⁶ DALYs pro Person und Jahr	10 ⁻⁶ DALYs pro Person und Jahr	10 ⁻⁶ DALYs pro Person und Jahr
Erkrankungsrisiko	1 von 1.600 pro Jahr	1 von 4.000 pro Jahr	1 von 11.000 pro Jahr
Trinkwasserqualität	1 pro 1.600 Liter	1 pro 8.000 Liter	1 pro 32.000 Liter
Aufbereitungsziel	4,2 log ₁₀ Einheiten	5,9 log ₁₀ Einheiten	5,5 log ₁₀ Einheiten

Die hier von der WHO abgeleiteten gesundheitsbasierten Ziele basieren auf den sogenannten DALYs (= *disability-adjusted-life-years*), die als ein Gewichtungsfaktor von 0 für gesund bis 1 für Tod interpretiert werden können und eine Vergleichbarkeit mikrobieller Erreger (oder auch chemischer Schadstoffe) in Hinblick auf ihr Gefährdungspotenzial erbringen sollen. Der von der WHO angegebene Referenzlevel von 10⁻⁶ DALYs führt unter Berücksichtigung einer gegebenen Rohwasserqualität zu einem bestimmten Aufbereitungsziel. Betrachtet man nun die Konzentration der Organismen im Trinkwasser, wird deutlich, dass derartige Berechnungen keine Grundlage für die Praxis der Trinkwasserüberwachung bieten, da dies zu einem erheblichen Untersuchungsaufwand führen würde. Die WHO verweist ebenfalls auf die Tatsache, dass dies kein praxisorientierter Ansatz ist. „*The average concentration of pathogens in drinking-water is included for information. It is not a WQT (water quality target), nor is it intended to encourage pathogen monitoring in finished water.*“ (WHO 2004b: 133). Daher wird auch in Zukunft auf Indikatororganismen, wie Coliforme Bakterien, Enterokokken, *E. coli*, Koloniezahl sowie Clostridien zurückgegriffen werden.

Im internationalen Vergleich sind daher diese genannten Rahmenbedingungen für die deutsche Wasserversorgung durchaus kritisch in die Risikobewertung miteinzubeziehen. Es wird somit schnell deutlich, dass aufgrund der unterschiedlichen Wasserversorgungssysteme eine solche Risikoabschätzung für die deutsche Wasserversorgung nicht primär holistisch, sondern für jede spezifische Wasserversorgungsstruktur im Einzelnen erfolgen muss. So ist das Gefährdungspotenzial eines Wasserversorgungssystems ohne geeignete Maßnahmen im Einzugsgebiet oder mit unzureichenden Aufbereitungsstufen weitaus höher einzuschätzen. Die unterschiedlichen Risikopotenziale sollen darüber hinaus nicht isoliert voneinander betrachtet werden – im Gegenteil – sie stehen miteinander in Beziehung (Abb. 17).

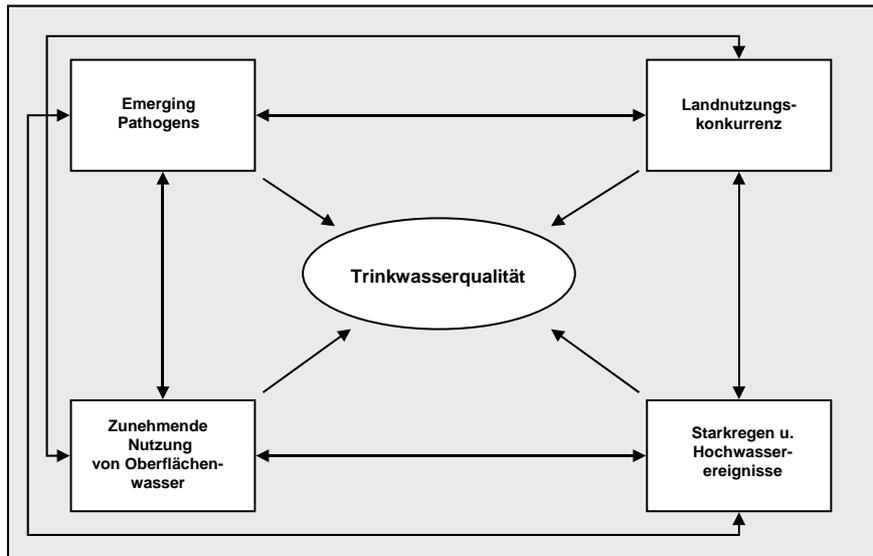


Abb. 17: Risikopotenziale und ihre Beziehungen untereinander (eigene Darstellung)

So konnte in mehreren Studien nachgewiesen werden, dass das Risiko des Auftretens parasitärer Belastungen im Zusammenhang mit Starkniederschlagsereignissen erhöht ist (Atherholt et al. 1998, Kistemann et al. 2002). Oberflächenwasserressourcen oder oberflächenwasserbeeinflusstes Grundwasser sind in solchen Situationen besonders gefährdet. Zu berücksichtigen sind zudem die Bedingungen im Einzugsgebiet der Wasserversorgung, d.h. die Art und Intensität der Flächennutzung. Sowohl der Ausbruch von Milwaukee als auch der Ausbruch in Rheinland-Pfalz sind Beispiele für ein solches Zusammenspiel mehrerer Risikofaktoren (Kistemann et al. 2003, Schoenen 2001).

Die Ergebnisse der Risikobewertung deuten somit auch für Deutschland auf veränderte und in ihrer Gesamtheit nicht zu unterschätzende Risiken hin. Die Trinkwasserversorgung ist jedoch nur dann als gefährdet zu betrachten, wenn die genannten Gefährdungen nicht in den Prozess der Risikoabschätzung integriert werden. Jedes präventiv ausgerichtete Konzept der Trinkwasserversorgung sollte in der Lage sein, diese Risiken frühzeitig zu erkennen, um unmittelbar darauf reagieren zu können. Derzeit in Deutschland noch nicht etabliert ist ein prozessorientiertes Konzept, das klare Handlungsvorgaben für jede Stufe des Wasserversorgungssystems formuliert und Maßnahmen im Hinblick auf neue Risikopotenziale vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher unter Berücksichtigung der bewährten Ansätze des Qualitäts- und Risikomanagements formuliert.

3.2.2 Ist das bisherige Konzept der Trinkwasserüberwachung zufriedenstellend?

Das hohe Niveau der Trinkwasserversorgung in Deutschland ist vor allem auf die Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der gesamten Versorgungskette zurückzuführen. Mit der Einführung des Multi-Barrieren-Konzeptes wurde erstmalig der Grundsatz „vom Einzugsgebiet zum Verbraucher“ verfolgt. Dennoch liegt der Schwerpunkt gesetzlicher Regularien sowohl seitens der europäischen Gesetzgebung als auch deren nationaler Umsetzung auf der Endproduktkontrolle (Exner und Kistemann 2003a, Schmoll und Chorus 2003). Die Anwendung des Multi-Barrieren-Konzeptes ist damit nur in Ansätzen integriert. Die Tatsache, dass

1. neu erkannte und international diskutierte Risikofaktoren in Deutschland wie auch in anderen Ländern mit ähnlichen Versorgungsstrukturen in die Risikoabschätzung miteinbezogen werden müssen,
2. die Novellierung der Trinkwasserverordnung 2001 (TrinkwV 2001) höhere Anforderungen an die Überwachung des Wasserversorgungssystems vom Einzugsgebiet bis zum Zapfhahn stellt, z.B. Maßnahmen im Falle von Grenzwertüberschreitungen fordert und
3. die Zahl älterer Menschen und anderer Risikogruppen wie immunkomprimierter Patienten in den nächsten Jahren weiter steigen wird,

deutet darauf hin, dass das bisherige Konzept des Qualitäts- und Risikomanagements der Trinkwasserversorgung diesen neuen Herausforderungen nicht umfassend gerecht wird.

Bisher konzentrierte sich die entsprechende Risikoanalyse auf die Trinkwasseraufbereitung und schließlich die Analyse des aufbereiteten Trinkwassers, nicht auf die Rohwasserqualität oder die Wasserqualität im Verteilungsnetz. Aufgrund der Tatsache, dass viele Erreger schon in geringen Konzentrationen zu wasserbedingten Ausbrüchen führen können, diese aber mit den bisherigen Analyseverfahren nicht sicher oder nur mit hohem Aufwand identifiziert werden können, wurde seitens der Weltgesundheitsorganisation vorgeschlagen, die Analyse des Rohwassers als primäres Kriterium für weitere Maßnahmen anzustreben (Exner und Kistemann 2003a). Außergewöhnliche Vorkommnisse im Einzugsgebiet von Wassergewinnungsanlagen, u.a. starke Niederschläge, Überschwemmungen oder die Missachtung von Nutzungseinschränkungen in den Wasserschutzonen, müssen zudem fortlaufend beobachtet und kontrolliert werden. Die Anforderungen an die Trinkwasseraufbereitung sollen sich demnach an der Rohwasserqualität unter den herrschenden Extrembedingungen im Einzugsgebiet orientieren (Abb. 18).

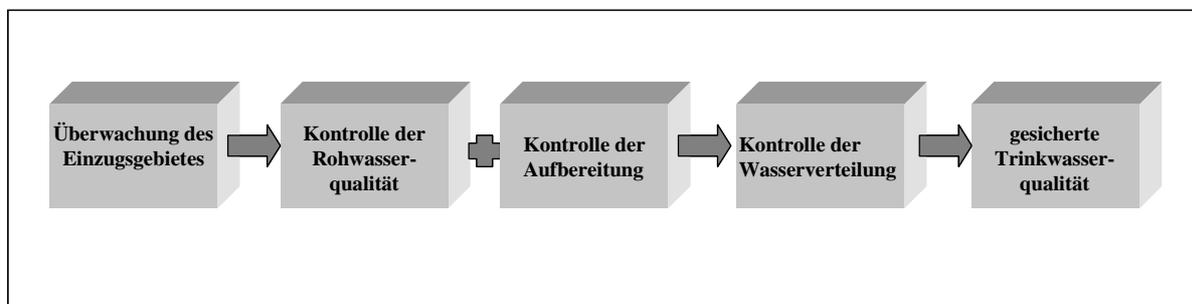


Abb. 18: Grundsatz vom „Einzugsgebiet zum Verbraucher“ (in Anlehnung an Anonym 2002b, eigene Darstellung)

Ein solches System - nicht nur zur Sicherstellung von Qualität, sondern auch von Struktur und Prozessabläufen sowie deren Verifizierung und Validierung - existiert bisher in Deutschland, aber auch in anderen Ländern mit ähnlichen Versorgungsstrukturen noch nicht. Die Weltgesundheitsorganisation

reagiert derzeit mit einer Verschiebung des Schwerpunktes von der Produktkontrolle auf ein stärker prozessorientiertes Qualitäts- und Risikomanagement, so wie es in der Lebensmittelhygiene schon Jahrzehnte lang praktiziert wird und in Deutschland gesetzlich vorgeschrieben ist. Das Multi-Barrieren-Konzept beinhaltet wichtige Grundsätze eines solchen Qualitätsmanagements für die Trinkwasserversorgung (Abb. 19).

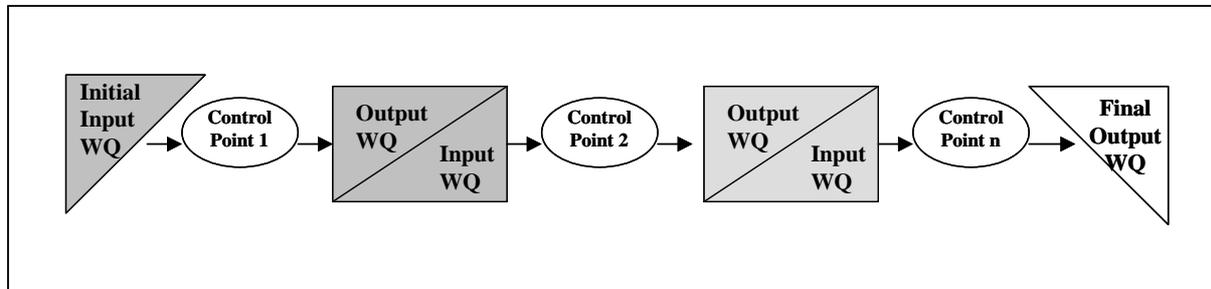


Abb. 19: Integration von Kontrollpunkten in das Multi-Barrieren-Konzept (in Anlehnung an Davison et al. 2002; WQ = water quality)

Sowohl in Australien als auch in Neuseeland als auch in europäischen Ländern, wie Frankreich und der Schweiz, werden Beispiele eines risikobasierten Ansatzes zum Wassergüte-Management (*input controls*), verbunden mit einer gezielten Trinkwassergüte-Überwachung (*output controls*), eingebettet in einen breiten Handlungsrahmen des Wassergüte-Managements angewendet. In Deutschland fehlt bisher eine eingehende Risikoanalyse und -bewertung angelehnt an einheitliche Handlungsvorgaben, eine Formalisierung oder Festlegung der Prozessüberwachung an kritischen Punkten im System sowie eine darauf folgende Überprüfung der Funktionstüchtigkeit des Systems (Schmoll und Chorus 2003). Damit gilt es in Deutschland, auf Basis der bestehenden Grundsätze des Multi-Barrieren-Systems und des technischen Regelwerkes prozessorientierte Instrumente des Risiko- und Qualitätsmanagements zu integrieren mit dem Ziel, neuen Gefährdungspotenzialen rechtzeitig begegnen zu können.

Unter den Wasserfachleuten ist national wie auch international ein wachsendes Maß an Übereinstimmung festzustellen, das einen konsistenten Rahmen für die Sicherung der Trinkwasserqualität fordert (IWA 2005). Ein solcher Managementrahmen beruht auf folgenden festgelegten Grundsätzen, die einvernehmlich von Wasserfachleuten festgelegt wurden (IWA 2005: 354):

1. Das Management der gesamten Wasserversorgungskette sollte stets in die Bewirtschaftung des Wasserkreislaufes als Ganzes eingebettet sein.
2. Systeme zur Sicherung der Trinkwasserqualität sollten nicht allein auf einer Endüberwachung des Trinkwassers und der Einhaltung vorgegebener Standards beruhen. Vielmehr sollten Managementsysteme zur Risikobewertung und -beherrschung in allen Bereichen des Versorgungssystems eingerichtet werden.
3. Dies erfordert eine enge Zusammenarbeit und Partnerschaft sowie eine offene, transparente und ehrliche Kommunikation zwischen allen Beteiligten.
4. Die Verantwortlichkeiten der verschiedenen Institutionen müssen klar definiert sein und das gesamte System vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher abdecken.
5. Die Entscheidungswege zur Festlegung von Qualitätsstandards und die Zuverlässigkeit der Wasserversorgung müssen transparent sein.

6. Wasserqualitätsstandards können nach Ort und Zeit differieren.
7. Der Wasserpreis sollte so festgesetzt werden, dass er den Grundbedarf des Verbrauchers nicht einschränkt.
8. Jedes System zur Sicherung der Trinkwasserqualität sollte auf dem besten Stand wissenschaftlicher Erkenntnis begründet sowie ausreichend flexibel sein, um die unterschiedlichen gesetzlichen, institutionellen, kulturellen und sozioökonomischen Situationen der verschiedenen Länder zu berücksichtigen.

Diese Grundsätze münden in ein Managementsystem, welches in Anlehnung an die Vorgaben der WHO die Entwicklung eines WSP umfasst, der die Bewertung und Beherrschung von Risiken in allen Bereichen der Wasserversorgung vorsieht sowie die Überwachung der Trinkwasserqualität anhand der maßgebenden Standards beinhaltet. Inwieweit Elemente eines solchen risikobasierten Managementsystems in der deutschen Trinkwasserversorgung etabliert sind und welche Neuerungen sich für die Wasserversorgungsunternehmen ergeben, soll am Beispiel eines Wasserversorgungsunternehmens untersucht werden. Dies umfasst die Entwicklung und Realimplementierung des WSP unter besonderer Berücksichtigung des Ressourcenschutzes in Trinkwassereinzugsgebieten, d.h. der ersten Barriere des Multi-Barrieren-Systems. Überdies soll untersucht werden, inwieweit die Anwendung Geographischer Informationssysteme sowie Methoden der Quantitativen Risikoabschätzung innerhalb des WSP integriert werden können.

4. Methoden zur Implementierung eines WSP für die Stadtwerke Niederkassel

4.1 Die Vorgehensweise zur Implementierung des WSP

Die Implementierung eines Wassersicherheitsplanes mit dem Fokus auf den Ressourcenschutz im Trinkwassereinzugsgebiet eines Wasserversorgungsunternehmens soll die unter Kap. 2.2.1 genannten Grundprinzipien umfassen. Die methodische Vorgehensweise orientiert sich eng an den einzelnen Verfahrensschritten in Abb. 20.

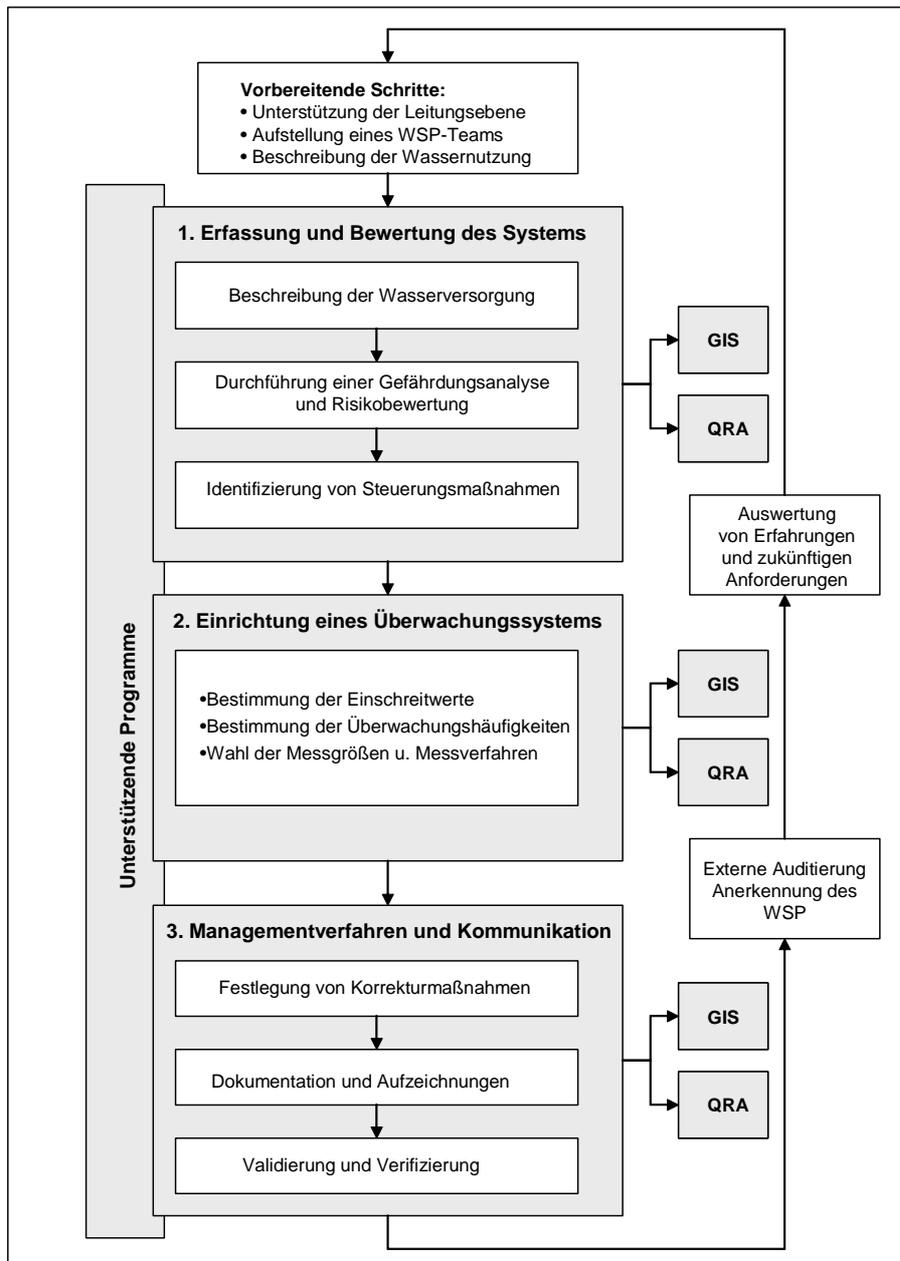


Abb. 20.: WSP in Anlehnung an die Vorgaben der WHO-Leitlinien (verändert nach Schmoll et al. 2004)

Die in Abb. 20 dargestellte Vorgehensweise stellt eine Abwandlung des WSP der WHO dar. Die Unterteilung in drei Hauptelemente trägt zur Vereinfachung und größeren Übersichtlichkeit bei der Bearbeitung der WSP-Schritte bei. Die Erfassung und Bewertung des Systems (1) umfasst die Erhebung von Daten zur Unternehmensorganisation, die GIS-gestützte Erfassung von Daten des Trinkwas-

sereinzugsgebietes, die im Kontext dieser Arbeit ein wesentliches Element zur Beschreibung der Wasserversorgung darstellt sowie die ebenfalls GIS-gestützte Erfassung von Risiko- und Verbrauchergruppen. Zudem wird eine Gefährdungsanalyse für das Trinkwassereinzugsgebiet durchgeführt, die schließlich eine semi-quantitative Bewertung von Gefährdungen ermöglicht. Die Festlegung eines Überwachungssystems (2) umfasst die Bestimmung von Eingreifwerten unter Verwendung von Methoden der Quantitativen Risikoabschätzung (QRA) sowie räumlichen Analysemethoden mit Hilfe von GIS. Die Einrichtung eines Überwachungssystems umfasst Eliminierungs-, Instandhaltungs- und Überwachungsmaßnahmen. Im 3. Schritt des WSP werden Korrekturmaßnahmen festgelegt, Prozesse dokumentiert und aufgezeichnet und die getroffenen Maßnahmen validiert und verifiziert.

Ein dem WSP angelehntes Risikomanagement-System fand in Deutschland bisher keine Anwendung. Bei der Auswahl eines Wasserversorgungsunternehmens mussten folgende Faktoren, unter Beachtung der Übertragbarkeit der Ergebnisse, berücksichtigt werden:

- Größenordnung des Unternehmens nach dem jährlichen Wasseraufkommen
- Infrastrukturelle Voraussetzungen der Wasserversorgung (Wasserherkunft und Wasseraufbereitung)
- Lieferungsverflechtungen mit anderen Wasserversorgungsunternehmen
- Naturräumliche und technisch-infrastrukturelle Bedingungen im Einzugsgebiet

In Deutschland gibt es mehr als 6.700 Wasserversorgungsunternehmen, die Mehrzahl mit einem Wasseraufkommen von 0,1 bis 3 Mio. m³. Nur wenige Unternehmen (etwa 3%) haben ein Wasseraufkommen von mehr als 5 Mio. m³ pro Jahr. Daher konzentrierte sich die Auswahl auf kleine bis mittelgroße Wasserversorgungsunternehmen.

Wie in Kap. 3.1.3 näher erläutert, wird in Deutschland zu mehr als 70% Grund- und Quellwasser genutzt. In die Auswahl fielen nur diejenigen Unternehmen, die ausschließlich eine eigene Wasserförderung betreiben und nur in geringem Maße Lieferungsverflechtungen mit anderen Unternehmen unterliegen.

Die Stadtwerke Niederkassel entsprachen schließlich diesen genannten Voraussetzungen. Es handelt sich dabei um einen Eigenbetrieb der Stadt Niederkassel im Verdichtungsraum Köln-Bonn. Das Wasseraufkommen beträgt jährlich etwa 1,63 Mio. m³ (2002) (ca. 36.200 versorgte Einwohner). Es wird ausschließlich Grundwasser aus bisher zwei Trinkwasserbrunnen gefördert. Ein dritter Brunnen dient derzeit als Ölabwehrbrunnen. Zur Aufbereitung des Rohwassers werden nur einfache Verfahrensschritte (Entsäuerung) eingesetzt. Eine abschließende Desinfektion mit Chlorgas findet nur in Ausnahmefällen statt. Lieferungsverflechtungen bestehen lediglich zu den benachbarten Stadtwerken Troisdorf und dienen nur der Notversorgung. Das Trinkwassereinzugsgebiet liegt im Bereich der Kölner Scholle als Teil der südlichen Niederrheinischen Bucht. Der Hauptaquifer besteht aus sandig-kiesigen Rheinterrassen-Sedimenten. Bei Hochwasserereignissen strömt aufgrund des steigenden Rheinwasserstandes Uferfiltrat in den Aquifer ein. Darüber hinaus liegen entlang der Sieg influente Strömungsverhältnisse vor (Kistemann 1993). Die Flächennutzung im Einzugsgebiet der Trinkwasserbrunnen ist überwiegend durch landwirtschaftliche Aktivitäten geprägt. Die weiter entfernten Teileinzugsgebiete sind als Wohngebiete ausgewiesen. Die wesentlichen Gefährdungen stellen vor allem landwirtschaftliche Aktivitäten, aber auch Altablagerungen, Auskiesungen, Deponien und Leckagen des Abwassernetzes dar. Daten zur trinkwasserökologischen Charakterisierung des Einzugsgebietes wurden erhoben, erfasst und GIS-gestützt analysiert.

4.1.1 Beschreibung der Wasserversorgung und Einzugsgebietscharakterisierung

Die Beschreibung der Wasserversorgung umfasst zum einen die Organisationsstruktur des Unternehmens, insbesondere im Hinblick auf die verantwortlichen Personen und deren Aufgaben und Erreichbarkeiten, zum anderen die Wasserversorgungsstrukturen und hier insbesondere die Charakterisierung des Einzugsgebietes.

Die Erfassung der Organisationsstruktur erfolgt entweder durch vorgefertigte Musterformulare, mit deren Hilfe Verantwortlichkeiten niedergeschrieben werden, oder anhand von Organisationsdiagrammen oder Ablaufdiagrammen zur Darstellung von Prozessen und Aufgaben. Aufgelistet werden ebenso die Verantwortlichen (Team) für die Erstellung und Pflege des WSP, wobei ein Mitarbeiter zum Teamleiter ernannt wird. Anforderungen an die fachliche Eigenschaft und Organisation des Unternehmens wird im DVGW Arbeitsblatt W 1000 festgelegt (DVGW 1999b).

Die Stadtwerke Niederkassel verfügen über eine einfache Organisationsstruktur. Der Aufbau des Eigenbetriebes, die verantwortlichen Personen und deren Aufgaben konnten daher recht übersichtlich in Fließdiagrammen dokumentiert werden. Eine gesonderte Dokumentation erfordert das Vorgehen im Falle eines Störfalles im Wasserversorgungssystem. Hier müssen je nach Art des Störfalles entsprechende Verantwortlichkeiten sowie die Vorgehensweise klar dokumentiert werden. Die Stadtwerke Niederkassel hatten bereits einen entsprechenden Maßnahmeplan nach §16 der TrinkwV 2001 entwickelt, der im Falle von Störfällen herangezogen werden soll. Ergänzt wurde ein Störfallmanagement, welches das genaue Vorgehen während eines Störfalles in Form eines Fließdiagramms dokumentiert.

Die Beschreibung der Wasserversorgung erfolgt einerseits für das gesamte Wasserversorgungssystem in Form eines Prozessdiagramms sowie andererseits über die Dokumentation von Anlagen und Betrieb der Wasserversorgung unter Berücksichtigung der technischen Regelwerke des DVGW²¹. Ein besonderer Fokus liegt in dieser Studie jedoch auf dem Prozess der Trinkwassergewinnung und damit auf der Erfassung von Daten im Trinkwassereinzugsgebiet. Voraussetzung einer solchen trinkwasserökologischen Erfassung ist die Erhebung sämtlicher erforderlicher analoger und digitaler Datenbestände zur Charakterisierung des Einzugsgebietes der Wassergewinnung. Dies erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Wasserversorgungsunternehmen, dem Staatlichen Umweltamt Köln, Außenstelle Bonn (STUA), dem Technologiezentrum Karlsruhe (TZW), dem Geologischen Dienst (GD), dem Landesumweltamt NRW (LUA) u.a. Digitale Datenbestände konnten aus verschiedenen Informationssystemen selektiert werden, darunter das Hydrologische Grundlagen-Informationssystem (HYGRIS), das Amtliche Topographische Karteninformationssystem (ATKIS), das Bodeninformationssystem (BIS) etc. Eine Zusammenstellung der Datenerhebung wird in Tab. 24 dargestellt.

²¹ z. B. DVGW-Regelwerk W 1010 „Leitfaden für die Erstellung eines Betriebshandbuchs für Wasserversorgungsunternehmen“ (DVGW 2000)

Tab. 24: Auswahl des Datenmaterials und zugehöriger Institutionen

Daten	Datenmaterial	Institution
Bodeneigenschaften (Bodentypen, Bodennutzung etc., Sickerwasserkarte, Düngereinsatz)	<ul style="list-style-type: none"> • Bodeninformationssystem GD, 1:50.000 • Aus dem Bodeninformationssystem des LUA werden Daten für das Einzugsgebiet zur Bodenbelastung (insb. Schwermetalle etc.) ermittelt • Daten zu regelmäßigen Messprogrammen des TZW 	GD, LUA, TZW
Flächennutzung (landwirtschaftliche Flächennutzung, Siedlungsflächen, Industrie- und Gewerbeflächen etc.)	<ul style="list-style-type: none"> • Daten des Amtlichen Topographischen Karteninformationssystems (ATKIS) • Landsat ETM+ Rasterdaten (30 m Raster) • Katasterdaten des Kreises Niederkassel (CAD-Format) • Kartierung landwirtschaftlicher Flächen • Wassergefährdende Betriebe • Wassergefährdende Flüssigkeiten • Altlasten/ Altablagerungen • Kanalinformationssystem (Kanalsystembewertung nach ATV Bewertungsschema) 	LVA, ZFL, GEW, SW NK, UWB
Geologische Karte (1:25.000 oder alternativ 1:100.000)	Geologische Karte 1: 100.000 (digitalisiert)	GD
Grundwasservorkommen (Porengrundwasserleiter nach Ergiebigkeit etc., Hydrogeologische Karte 1:25.000) Grundwasserstände (Grundwasserhöchst- und tiefstände)	Die Hydrologische Karte liegt zur Zeit für diesen Bereich nur analog vor (eigene Digitalisierung) Grundwasserspiegellhöhe (Standrohrspiegellhöhen) zu verschiedenen Zeiträumen (Hoch- und Niedrigwasserstand)	GD, LUA STUA
Grundwasserflurabstand	Bodeninformationssystem 1:50.000	GD
Grundwassermessstellen	Grundwassermessstellen zur Erhebung von Grundwasserständen und Grundwasserqualität	STUA
Grundwasserfließrichtung/ Grundwasserfließgeschwindigkeit	<ul style="list-style-type: none"> • Grundwassermodellierung • Modellierung von Entnahmeparabeln • Grundwasserstände 	STUA (HYGRIS), TZW
Grundwasserbeschaffenheit (an ausgewählten Grundwassermessstellen, darunter physikalisch-chemische Parameter etc.)	Grundwassermessstellen aus verschiedenen Messprogrammen sowie Sondermessprogramme.	STUA (HYGRIS), TZW
Rohwasserbeschaffenheit , darunter Rohwassermessstellen verschiedener Messprogramme	<ul style="list-style-type: none"> • Messprogramm des STUA (Sondermessprogramm) • Messungen an 3 Brunnen des Wasserwerks und verschiedenen privaten Brunnen, Schulen, Netzproben etc. 	STUA (HYGRIS), IHÖG
Verbraucher- und Risikogruppen	Punktdaten (Straßen- und Hausnummer-genau) mittels Geocodierung	SWNK
Wasserversorgungsgebiet	<ul style="list-style-type: none"> • Leitungsnetz (eigene Digitalisierung) • Eigengewinnungsanlagen und Zisternen 	SWNK

Legende: GD = Geologischer Dienst NRW; GEW = GEW Rheinenergie AG; LVA = Landesvermessungsamt NRW; HYGRIS = Hydrologisches Grundlageninformationssystem; IHÖG = Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn; LUA = Landesumweltamt; STUA = Staatliches Umweltamt Köln/Bonn; SWNK = Stadtwerke Niederkassel; TZW = Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, UWB = Untere Wasserbehörde; ZFL = Zentrum für Fernerkundung der Landoberfläche an der Universität Bonn

Die gesammelten Daten liegen überwiegend digital vor. Dabei handelt es sich sowohl um Geometrie- als auch um Sachdaten, die zur weiteren Bearbeitung in eine Datenbank (*Geodatabase*) integriert wurden und GIS-gestützt analysiert werden können (Kap. 4.2.1). Daten der Roh- und Grundwasseranalytik wurden unterschiedlichen Messprogrammen des Technologiezentrums Wasser Karlsruhe (beratendes Institut der Stadtwerke Niederkassel), des Staatlichen Umweltamtes Köln, Außenstelle Bonn sowie des Institutes für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn entnommen. Die Daten dieser drei Institutionen wurden zusammengeführt und ebenfalls GIS-gestützt analysiert. Der Umfang der Untersuchungen ist in Tab. 25 dargestellt:

Tab. 25: Umfang der Roh- und Grundwasseranalytik

Institution	Häufigkeit	Mikrobiologie	Chemie	Roh/-Grundwasser
Institut für Hygiene u. Öffentliche Gesundheit (IHÖG)	routinemäßig nach TrinkwV 2001 (24 x pro Jahr), seit 1997 erfasst	<i>Clostridium perfringens</i> , Coliforme Bakterien, <i>E. coli</i> , Enterokokken, Koloniezahl bei 22/ 36 Grad Celsius		Rohwasserbrunnen
	Untersuchungen nach § 50 LWG (3 x pro Jahr), seit 1997 erfasst	-	diverse physikalisch-chemische Parameter	Rohwasserbrunnen
STUA Bonn	Grundwassermessprogramm 50 (1-2 mal jährlich), früheste Erfassung 1977	-	diverse physikalisch-chemische Parameter	Grundwassermessstellen im WSG, wechselnd
	Rohwassermessprogramm 51 - 53, wechselnd (einmal jährlich), erfasst für die Jahre 2002 bis 2004	-	diverse physikalisch-chemische Parameter, insb. Pflanzenschutzmittel	Rohwasserbrunnen und ausgewählte Messstellen im WSG, wechselnd
TZW Karlsruhe	2 x jährlich, inkl. Sondermessungen spezieller Parameter, seit 1977	-	diverse physikalisch-chemische Parameter, insb. Nitrat und Sondermessungen PBSM, MTBE etc.	Rohwasserbrunnen u. ausgewählte Grundwassermessstellen im WSG

Neben der Erfassung von Daten im Trinkwassereinzugsgebiet ist die Identifikation der Verbrauchergruppen von besonderer Bedeutung. Folgende Fragen fließen in eine solche Erhebung mit ein:

- Wie wird das Wasser verwendet (Anteil Haushalte, Gewerbe, Industrie etc.)?
- Wo gibt es besonders vulnerable Bevölkerungsgruppen?
- Sind besondere Vorkehrungen für besonders vulnerable oder verwundbare Bevölkerungsteile getroffen worden?

Die Datenerfassung basierte zum einen auf vorhandenen Basisdaten der Stadtwerke Niederkassel, die jährlich unter Berücksichtigung der technischen Mitteilungen des DVGW W 1020 „Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen und anderen Abweichungen von Anforderungen an die Trinkwasserverordnung“ sowie W 1050 „Vorsorgeplanung für Notstandsfälle in der öffentlichen Trinkwasserversorgung“ erhoben werden (DVGW 2002b, c). Darüber hinaus wurden im Rahmen des Störfallmanagements besonders empfindliche Bevölkerungsgruppen identifiziert und im Maßnahmenplan vermerkt. Auch hier leisten GIS einen Beitrag zur räumlichen Darstellung, Analyse und Dokumentation.

4.1.2 Durchführung einer Gefahrenanalyse und Risikobewertung

Die Gefahrenanalyse ermittelt in systematischer Vorgehensweise und unter Berücksichtigung der vorhandenen Richtlinien (z.B. W 101 des DVGW²²) und wissenschaftlichen Erkenntnisse alle Gefahren, die für die Trinkwasserqualität im Einzugsgebiet relevant sein können. Sie erfolgt auf der Basis des zuvor in das GIS implementierten Datenmaterials. Gefährdungen oder gefährdende Ereignisse, die eine Belastung für das Einzugsgebiet darstellen und die in der Gefährdungsbewertung berücksichtigt werden sollten, umfassen (DVGW 2005 nach WHO 2004b):

- eine rasche Veränderung der Rohwasserbeschaffenheit
- häusliche oder industrielle Abwassereinleitungen
- Verwendung von Chemikalien in Einzugsgebieten (z.B. die Verwendung von Düngern und landwirtschaftlichen Pflanzenschutzmitteln)
- wassergefährdende Flüssigkeiten (einschließlich Verbindungen zu öffentlichen Straßen und Transportwegen)
- Flächennutzung (z.B. Tierhaltung, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Industriegebiet, Mülldeponie und Bergbau)
- Niederschlagswasserströme und -abläufe
- aktive und stillgelegte Altlasten- und Bergbaugelände sowie andere potenziell kontaminierte Gelände
- geologisch bedingte natürlich vorkommende chemische Inhaltsstoffe
- flache oder ungespannte Grundwasserleiter, die dem direkten Einfluss von Oberflächenwasser ausgesetzt sind
- unzureichender Schutz des Brunnenkopfes, unverrohrte oder unzureichend verrohrte Bohrlöcher, mangelnde Hygiene bei Bohrung oder Brunnenbetrieb
- klimatische oder saisonale Schwankungen (z.B. Starkregenereignisse)
- Zugang von Menschen und das Fehlen von Sperrbereichen
- Versagen von Warneinrichtungen und Überwachungsanlagen

Anhand einer GIS-gestützten Gefährdungsanalyse und -bewertung (*Risk mapping*) wird

1. die Schutzbedürftigkeit des Grundwassers für den Bereich des Trinkwasserschutzgebietes auf Basis der hydrogeologischen und pedologischen Eigenschaften errechnet,
2. das Grundwassergefährdungspotenzial auf der Basis der Flächennutzungen im Wasserschutzgebiet ermittelt,
3. eine Gefährdungsabschätzung von Ablagerungen, Deponien, wassergefährdenden Flüssigkeiten etc. durchgeführt.

Auf Grundlage dieser Bewertung und unter Berücksichtigung von relevanten Gefährdungen, die aus Sicht des Wasserversorgers in den vergangenen Jahren als bedeutsam eingestuft wurden, konnten die identifizierten Gefährdungen einer semi-quantitativen Risikoabschätzung unterzogen werden. Schließlich treten einzelne Gefahren in den Vordergrund, andere können vernachlässigt werden (*Risk Ranking*) (Abb. 21).

²² W 101 Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete; 1. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser (DVGW 2004)

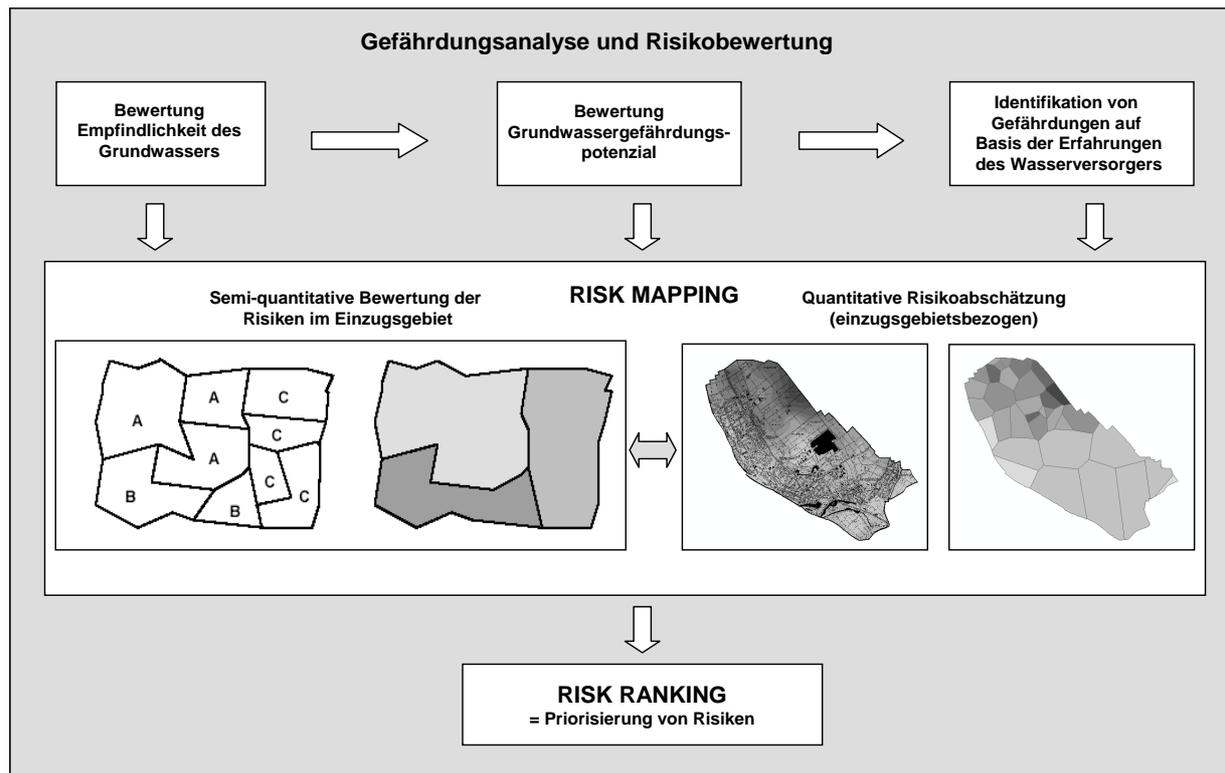


Abb. 21: Methodisches Vorgehen bei der Gefahrenanalyse (eigene Darstellung)

Die **Schutzbedürftigkeit des Grundwassers** wurde stoffspezifisch und unter Berücksichtigung der Bodenbeschaffenheit ermittelt. Dabei wurden aus der Vielzahl der Stoffgruppen zwei charakteristische Schadstoffe ausgewählt, die auf Siedlungsflächen in vergleichsweise großen Mengen in die Umwelt gelangen können. Für das Trinkwassereinzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel wurden leichtlösliche Salze sowie Mineralölkohlenwasserstoffe ausgewählt. Beide Stoffgruppen treten vor allem bei der Unterhaltung von Verkehrsflächen, bei landwirtschaftlichen Belastungen sowie bei Leckagen auf. Zur Bestimmung der Rückhaltefähigkeit für Salze werden die Feldkapazität und der Grundwasserflurabstand herangezogen. Ein Bewertungsverfahren steht zur Verfügung (Mohs und Meiners 1993).

Tab. 26: Verfahren zur Abschätzung der Schutzbedürftigkeit des Grundwassers gegenüber Salzeinträgen (Mohs und Meiners 1993)

Feldkapazität (mm/10 dm)	Grundwasserflurabstand in m unter Geländeoberfläche				
	0 - 3	3 - 5	5 - 7	7 - 10	10 - 20
< 130	5	5	4	3 - 4	3
130 - 260	5	4	3 - 4	3	2 - 3
260 - 390	5	4	3	2 - 3	2
390 - 520	4	3	2 - 3	2	1 - 2
> 520	3	2 - 3	2	1 - 2	1

Bewertung: 1= sehr gering, 2= gering, 3= mäßig, 4= hoch, 5= sehr hoch

Die Bewertung gemäß Tab. 26 erfolgte für jede im Trinkwassereinzugsgebiet auf der Basis 1:50.000 kartierte Bodenart mit Hilfe des Bodeninformationssystems des Geologischen Dienstes des Landes NRW. In diesem sind u.a. die Feldkapazitäten des Bodens über die Bezugstiefe (bis 20 dm) und der

Grundwasserflurabstand angegeben. Die Feldkapazität wurde auf die Einheit mm/10 dm umgerechnet und entsprechend den in Tab. 26 genannten Feldkapazitätsstufen eingeordnet.

Überdies wurde unter Berücksichtigung des großen Anteils landwirtschaftlicher Aktivitäten das Nitratrückhaltevermögen des Bodens nochmals gesondert anhand des Bewertungsverfahrens nach Marks 1992 ermittelt (Tab. 27). Da Böden kein mechanisches oder physiko-chemisches Filtervermögen für Nitratstickstoff besitzen, werden für das Ausmaß und die Geschwindigkeit der Nitratauswaschung bzw. für die Bewertung des Rückhaltevermögens (Verweilzeit) die klimatische Wasserbilanz und die Verweilzeit herangezogen.

Tab. 27: Bewertung des Rückhaltevermögens der Böden von Nitrat

Klasse der Feldkapazität		Klimatische Wasserbilanz (mm)		
		< 100	100 - 300	< 300
IV, V	< 260	mäßig	gering	gering
III	260 - 390	hoch	mäßig	gering
II	390 - 520	hoch	mäßig	mäßig
I	> 520	hoch	hoch	mäßig

Die Bewertung des **Grundwassergefährdungspotenzials** in Hinblick auf die Nutzungen im Trinkwasserschutzgebiet wurde unter Berücksichtigung der Schadstoffmenge, die unter spezifischen Nutzungsbedingungen in den Stoffkreislauf eingebracht werden kann, sowie der Häufigkeit, mit der diese Schadstoffe in die Umwelt emittiert werden können, durchgeführt. Folgende Bewertung wurde für die einzelnen Landnutzungsarten vorgenommen (Tab. 28):

Tab. 28: Bewertung des Grundwassergefährdungspotenzials verschiedener Landnutzungen im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel (in Anlehnung an AHU 1996)

Gefährdungspotenzial		Landwirtschaft	Freiflächen	Siedlung/ bauliche Nutzung	Verkehrsflächen
1	kein	-	Naturnahe Wälder und sonstige naturnahe Freiflächen	-	-
2	gering	Dauerbrache, ökologischer Landbau	Wald, extensive Freiflächennutzung	Autofreie Ökosiedlung	-
3	mäßig	kooperierender Landbau, Grünland	Parkanlagen, Sportplätze, Fließgewässer	Wohngebiete geringerer Dichte einschl. Straßen	Straßen mit geringer Verkehrsdichte
4	hoch	Erwerbsgartenbau/Sonderkulturen, nicht kooperierender Landbau	Kleingärten, Friedhöfe, Gewässer	Wohngebiete höherer Dichte, einschl. Straßen, Misch-, Kern- u. Dorfgebiete, Sonderbaufläche, Ver- u. Entsorgungsflächen	Hauptverkehrsstraßen, Großparkplätze
5	sehr hoch	-	-	Gewerbe-/Industriegebiet	Bahnlinien/-anlagen

Die Zuordnung der einzelnen Bewertungskategorien zu den jeweiligen Landnutzungsarten erfolgte anhand der Daten des Amtlichen Topographischen Karteninformationssystems, klassifizierter Landsat ETM+ Aufnahmen des ZFL sowie Kartierungen der landwirtschaftlichen Nutzung (GEW Rheinener-

gie AG). Die Risikobewertung der kartierten landwirtschaftlichen Nutzung wurde anhand der Nutzungsempfehlungen des DVWK (Fleige et al. 1996) durchgeführt (Tab. 29).

Tab. 29: Semi-quantitative Bewertung der landwirtschaftlichen Nutzungen und angrenzender Flächen (in Anlehnung an die Kartierung GEW 2004 und Fleige et al. 1996)

Gefährdungspotenzial		Kartierte landwirtschaftliche Nutzung (zusammengefasst)
1	keine Belastung	Biotop, Wald, Forst, Gehölz, Sukzession, Stilllegung
2	geringe Belastung	Grünland, Grünbrache, Streuwiesen, Zwischenfrucht
3	problematisch	Brache, Hackfrucht, Wintergetreide
4	sehr problematisch	Blumen, Gartenland, Leguminosen, Sonderkultur, Tierhaltung

Eine Gefährdungsabschätzung für Ablagerungen, Deponien etc. erfolgte unter Berücksichtigung der Distanz zu den Rohwasserbrunnen (Wasserschutzgebiet), des Verfüllmaterials, des Grundwasserkontaktes sowie der vorliegenden Ergebnisse der Gefährdungsabschätzungen anhand von Boden- oder Grundwasseruntersuchungen.

Die Gefährdungsabschätzung des Abwassersystems der Stadtwerke Niederkassel erfolgt anhand einer Zustandsbewertung nach ATV M 149 „Zustandserfassung, -klassifizierung und -bewertung von Abwasserkanälen und -leitungen“ durch die zuständige Abteilung. Besonders sanierungsbedürftige Bereiche des Kanalsystems werden hiermit identifiziert.

Die **Identifikation von Gefährdungen** im Einzugsgebiet beruht zu einem erheblichen Anteil auf den Erfahrungen des Wasserversorgers. Diese wurden zunächst für die Stadtwerke Niederkassel anhand einer Checkliste für Wasserschutzgebiete sowie für Wasserfassungen und Wasserverteilanlagen (siehe Anlage 2, SVGW 2003b) vollständig systematisch erfasst und semi-quantitativ bewertet (Tab. 30):

Tab. 30: Semi-quantitative Bewertung nach Prioritäten-Matrix (in Anlehnung an Davison et al. 2002)

Wahrscheinlichkeit des Auftretens		Bedeutung / Gewichtung hinsichtlich Konsequenzen				
		unbedeutend (ohne Einfluss)	gering, ästhetischer Einfluss	mäßig, bedeutender ästhetischer Einfluss	gesundheitlich ²³ / technisch bedeutsam	gesundheitlich ²⁴ / technisch sehr bedeutsam
		1	2	3	4	5
ziemlich sicher (einmal pro Tag)	5	5	10	15	20	25
möglich (einmal pro Woche)	4	4	8	12	16	20
mäßig (einmal pro Monat)	3	3	6	9	12	15
unwahrscheinlich (einmal im Jahr)	2	2	4	6	8	10
selten (einmal in 5 Jahren)	1	1	2	3	4	5

Diese semi-quantitative Bewertung führt nach Davison et al. (2003) zu der folgenden Einschätzung der Gefahren (Tab. 31):

²³ Morbidität bei Genuss von Trinkwasser nicht auszuschließen

²⁴ Mortalität bei Genuss von Trinkwasser nicht auszuschließen

Tab. 31: Risikoabschätzung auf Basis der Prioritäten-Matrix (in Anlehnung an Davison et al. 2003, NHMRC und ARMCANZ 2002)

Wahrscheinlichkeit des Auftretens		Bedeutung / Gewichtung hinsichtlich Konsequenzen				
		unbedeutend (ohne Einfluss)	geringer, ästhetischer Einfluss	mäßig, bedeu- tender ästhetischer Einfluss	gesundheitlich ²⁵ / technisch bedeutsam	gesundheitlich ²⁶ / technisch sehr bedeutsam
ziemlich sicher (einmal pro Tag)	A	1	2	3	4	5
		hoch	hoch	sehr hoch	sehr hoch	sehr hoch
möglich (einmal pro Woche)	B	mäßig	hoch	hoch	sehr hoch	sehr hoch
mäßig (einmal pro Monat)	C	gering	mäßig	hoch	sehr hoch	sehr hoch
unwahrscheinlich (einmal im Jahr)	E	gering	gering	mäßig	hoch	sehr hoch
selten (einmal in 5 Jahren)	F	gering	gering	mäßig	hoch	hoch

Ein abschließendes *Risk Ranking* kann nun auf Basis dieser Bewertungen stattfinden. Die nach den Erfahrungen des Wasserversorgers hohen Risiken werden bei der Identifikation von Steuerungsmaßnahmen bevorzugt behandelt. Gefahren, die als wenig relevant bewertet wurden, können dementsprechend zunächst vernachlässigt werden und ein Bestandteil der routinemäßigen Überwachung darstellen.

4.1.3 Quantitative Risikoabschätzung ausgewählter Gefährdungen

Die Quantitative Risikoabschätzung findet für ausgewählte Gefährdungen statt. Mit ihrer Hilfe soll ermittelt werden, ob die identifizierten Gefährdungen oder gefährdenden Ereignisse ein Risiko sowohl im Sinne des Ressourcenschutzes als auch für den Verbraucher darstellen. Der Wasserversorger erhält somit eine Entscheidungsgrundlage, inwieweit Gefährdungen im Einzugsgebiet tatsächlich zu einem Gesundheitsrisiko führen können und ab welchem Punkt oder ab welcher Konzentration im Grundwasser (*cut-off-Point*) Maßnahmen zur Beherrschung dieser Gefährdungen eingeleitet und Eingreifwerte festgelegt werden müssen.

Die Orientierungshilfe für die Festlegung von Eingreifwerten in Einzugsgebieten kann u.a. durch so genannte Schwellenwerte von Schadstoffen getroffen werden. In Deutschland liegen hierzu verschiedene Ansätze vor (Tab. 32). Die Schwellenwerte des Landesumweltamtes geben z.B. Konzentrationen an, ab denen die Entwicklung der Stoffgehalte besonders aufmerksam verfolgt werden muss. Sie wurden unter Beachtung einschlägiger Richtlinien (u.a. der Grundwasserrichtlinie 80/68/EWG), Verordnungen sowie Mindestbestimmungsgrenzen nach Absprache mit den beteiligten Fachbehörden festgelegt²⁷.

²⁵ Morbidität bei Genuss von Trinkwasser nicht auszuschließen

²⁶ Mortalität bei Genuss von Trinkwasser nicht auszuschließen

²⁷ Schriftliche Mitteilung des staatlichen Umweltamtes Bonn, 01.07.2004

Tab. 32: Schadstoffkonzentrationen nach Schwellen-, Prüf- und Grenzwerten (Quelle: Landesumweltamt (schriftliche Mitteilung; Rosenkranz 2003, Böhme 2003))

Substanz	Schwellenwert (LUA Liste) in mg/l	Geringfügigkeitsschwellenwerte (LAWA) in mg/l	Empfehlungen DVGW zu Schwellenwerten des Entwurfes der GWRL in mg/l	Grenzwert (TrinkwV 2001) in mg/l	Grundwassermemorandum 2005 Schwellenwert = 1/2 des jeweiligen Trinkwassergrenzwertes
1,1,1-Trichlorethan	0,001	-	-	-	
1,2 Dichlorethan	-	0,002	-	0,003	
Ammonium	0,05	-	-	0,5	
Arsen	0,01	0,01	0,01	0,01	
Atrazin	0,00005	-	0,0001	0,0001	
Benzol	-	0,001	-	0,001	
Bor	1	0,74	-	1	
Cadmium	0,001	0,0005	0,001	0,005	
Chlorid	25	250	250	250	
Nitrat	24,8	-	50	50	
Nitrit	-	-	-	0,5	
Quecksilber	0,0005	0,0002	0,0002	0,001	
Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte (gesamt)	differenziert	-	0,0001	0,0001	
Simazin	0,00005	-	0,0001	0,0001	
Sulfat	25	240	240	240	
Tetrachlorethen	0,001	Summe der Parameter =0,01	Einleitungsverbot	Summe der Parameter = 0,01	
Trichlorethen	0,001		Einleitungsverbot		

Die Geringfügigkeitsschwellenwerte des LAWA-Konzeptes kennzeichnen, wann aus einer geringfügigen Veränderung der Eigenschaften des Grundwassers eine Grundwasserverunreinigung wird, denn nicht jede Erhöhung der Stoffkonzentration gegenüber den regionalen Hintergrundwerten ist als Verunreinigung zu werten. Das LAWA-Konzept verfolgt einen bundesweit geltenden, flächendeckenden Ansatz mit einem konkreten Maßstab für die Beurteilung von Abfällen zur Verwertung oder Bauprodukten und erlaubt eine begrenzte und hinnehmbare Abweichung von den natürlichen Konzentrationen im Grundwasser (Böhme 2003).

Darüber hinaus wurden empfohlene Schwellenwerte des DVGW zum Vorschlag der Grundwasser-Richtlinie, die im Sinne von Artikel 17 der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) zur Verhinderung und Begrenzung von Grundwasserverschmutzungen entwickelt werden soll, in die Betrachtung miteinbezogen (Niehues und Castell-Exner 2004).

In Tab. 32 sind verschiedene Unter- und Obergrenzen für ausgewählte Substanzen aufgeführt. Je nach zugrunde gelegten Schwellen- oder Grenzwerten sind erhebliche Unterschiede erkennbar. Generell sind bei den Schwellenwerten für Grundwasser früher Maßnahmen zu ergreifen als bei den Grenzwerten der TrinkwV 2001. Trotz dieser Vorgaben ist die Vergabe solcher Schwellenwerte eine Entscheidung, die sich an den Bedingungen im Trinkwassereinzugsgebiet orientieren sollte. Unter der Zusammenarbeit einer Vielzahl beteiligter Institutionen wurde aktuell das Grundwassermemorandum 2005 veröffentlicht (IAWR et al. 2005). Hier wird zum Problem der Festsetzung von Schwellenwerten im

Grundwasser wie folgt Stellung genommen. „Zum nachhaltigen Schutz der Trinkwasserversorgung und sicheren Einhaltung von Trinkwassergrenzwerten sind Schwellenwerte für gesundheitsrelevante physikalisch-chemische Parameter im Grundwasser erforderlich, bei deren Erreichen unverzüglich Vermeidungsstrategien bzw. Sanierungsmaßnahmen ergriffen werden müssen“ (IAWR et al. 2005).

Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung sind als gesetzlich zugelassene Höchstkonzentration zu verstehen und dürfen damit „nicht als Maßstab für den prophylaktischen Grundwasserschutz gelten“ (Schleyer 1992). Auf Grundlage der Erfahrungen aus der Praxis wird die Hälfte des jeweiligen Trinkwassergrenzwertes als Sicherheitsabstand festgelegt. „Diese Schwellenwerte von maximal 50% des Trinkwassergrenzwertes berücksichtigen auch die langen Zeiten, bis Maßnahmen greifen und laufende Langzeittrends gestoppt werden. Die dauerhafte Unterschreitung ist gleichzeitig die Mindestanforderung an Sanierungsmaßnahmen“ (IAWR et al. 2005). So werden Schwellenwerte als Sicherheitsabstand im Sinne eines nachhaltigen Schutzes der Trinkwasserversorgung und sicherer Einhaltung der Trinkwassergrenzwerte verstanden (Maier 2005). Die Schwellenwerte im Grundwassereinzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel wurden gemäß dieser Vorgabe festgelegt. Auf deren Basis wurde

1. mit Hilfe geostatistischer Interpolationsverfahren (Kap. 4.2.2.3) eine einzugsgebietsbezogene Immissionsabschätzung durchgeführt. Anhand des *probability mappings* können Bereiche identifiziert werden, die eine hohe Wahrscheinlichkeit der Schwellenwertüberschreitung aufweisen.
2. ein einzugsgebietsbezogener Risikoindex (ERI) berechnet, der Bereiche im Wasserschutzgebiet kennzeichnet, die den vorsorgenden Schwellenwert nicht einhalten. Der ERI berechnet sich aus:

$$ERI = \frac{Immission}{Schwellenwert}$$

Ist $ERI > 1$ wird der vorsorgende Schwellenwert nicht eingehalten, d.h. entsprechende Maßnahmen müssen ergriffen werden. Bei $ERI < 1$ wird der Schwellenwert unterschritten, d.h. es besteht kein erhöhtes Risiko.

Problematischer hingegen ist die Festlegung von Grenzwerten, die eine noch tolerierbare Obergrenze darstellen, d.h. bei Überschreitung dieser Grenze ist eine **gesundheitliche Beeinträchtigung** des Verbrauchers nicht auszuschließen. Auch hier besteht die Möglichkeit, internationale und nationale Richtlinien, Verordnungen und andere Empfehlungen heranzuziehen, darunter die der WHO Trinkwasserrichtlinien 2004 sowie auf nationaler Ebene die der Trinkwasserverordnung 2001. Ausgangspunkt einer Grenzwertableitung ist die humantoxikologische Kenngröße als Ergebnis der Dosis-Wirkungsabschätzung. Die Richtwerte der WHO basieren auf solchen humantoxikologischen Kenngrößen, die bevorzugt anhand epidemiologischer Studien oder tierexperimenteller Studien abgeleitet werden²⁸. Da bei einer Extrapolation der Dosis-Wirkungsbeziehung auf den Menschen Unsicherheiten bestehen, werden so genannte Unsicherheitsfaktoren (*uncertainty factors*) einbezogen. Eine Differenzierung bei der Ableitung humantoxikologischer Kenngrößen erfolgt zwischen Stoffen, für die eine Dosis-Schwelle angegeben werden kann, unterhalb dieser keine gesundheitlichen Wirkungen zu erwarten sind, und Stoffen, für die eine solche Wirkung nicht angenommen werden kann, z.B. kanze-

²⁸ NOAEL = no-observed-adverse-effect level, LOAEL = lowest-observed-adverse effect level

rogene Stoffe (Mekel et al. 2004, WHO 2004b). In Tab. 33 sind für die im Rahmen dieser Studie relevanten Parameter Grenz- und Richtwerte, die auf Basis humantoxikologischer Kenngrößen ermittelt wurden, dargestellt :

Tab. 33: Humantoxikologische Kenngrößen und daraus abgeleitete Richtwerte

Parameter	ADI/ TDI oder Krebsrisiko (KR)	WHO Guideline Value (mg/l)	Ungewissheitsfaktor	EU-Trinkwasser-richtlinie	Grenzwert TVO 2001 (mg/l)
Atrazin	TDI: 0,5 µg/kg KW	0,002	1000	0,0001	0,0001
Benzol	KR = 10 ⁻⁵ (1 in 10 ⁵)	0,01		0,001	0,001
Bor	TDI 0,16 mg/kg KW	0,5	60	1	1
Carbamazepin	ADI: 1 mg/ Person	0,05 ²⁹		-	-
Nitrat	ADI: 3,71 mg/kg KW	50	1	50	50
Simazin	TDI: 0,52 µg/kg KW	0,002	1000	0,0001	50

Für nicht kanzerogene Stoffe mit Wirkungsschwelle wird von der WHO das ADI-Konzept verwendet. Der ADI-Wert (*Acceptable Daily Intake*) bezeichnet hierbei die Menge einer Substanz, die nach dem heutigen Kenntnisstand ein Verbraucher ohne erkennbares Risiko auch bei lebenslanger Belastung mit einer entsprechenden Tagesdosis zu sich nehmen kann (Lu und Sielken 1991).

Hingegen ist der so genannte TDI-Wert (*Tolerable Daily Intake*) eine Kenngröße für solche Stoffe, die in der Nahrung lediglich toleriert werden und keine absolute Wirkungsschwelle aufweisen. Bei der Ableitung von Richtwerten der WHO auf Basis des ADI-/TDI-Wertes wird festgelegt, welcher Anteil das Trinkwasser an der Gesamtexposition hat. Dieser Anteil wird, wenn keine Daten vorhanden sind, standardmäßig auf 10% gesetzt (WHO 2004b). Darüber hinaus wird von einem Trinkwasserkonsum von 2 Liter pro Tag bei einem durchschnittlich 60 kg schweren Erwachsenen ausgegangen. Der WHO Richtwert (GV) wird wie folgt berechnet:

$$GV = \frac{ADI * bw * P}{C}$$

GV = Guideline Value, bw = Körpergewicht, P = Allokation zu Trinkwasser, C= täglicher Trinkwasserkonsum (2 Liter für Erwachsene, 1 Liter für Kinder, 0,75 für Säuglinge)

Aus dem Quotienten aus tatsächlicher Exposition und dem ADI/ TDI-Wert oder ähnlichen humantoxikologischen Kenngrößen wird zunächst für ausgewählte Substanzen (Nitrat, Atrazin) ein Risikoindex (RI) ermittelt, der in seiner Berechnung mit dem *einzugsgebietsbezogenen Risikoindex (ERI)* vergleichbar ist. Ist $RI > 1$ bedeutet dies, dass ein gesundheitliches Risiko nicht auszuschließen ist. Ist $RI < 1$ oder gleich 1, ist ein gesundheitliches Risiko nicht zu erwarten. Bei der Berechnung des Risikoindexes werden jedoch Unterschiede hinsichtlich Körpergewicht und Trinkwasserkonsum einer Bevölkerung nicht miteinbezogen.

Um solche Unterschiede bei der Expositionsabschätzung zu berücksichtigen, wird der durchschnittliche Trinkwasserkonsum sowie das durchschnittliche Körpergewicht einer Bevölkerung anhand von Mittelwerten und Standardabweichungen mittels Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen dargestellt. Im

²⁹ provisorischer Grenzwert (aus Montforts 2004)

Rahmen der Risikoabschätzung für eine beliebige exponierte Bevölkerung werden folgende Variablen verwendet:

- der ADI-Wert (s.o.), angegeben in μg Substanz pro kg Körpergewicht pro Tag
- das durchschnittliche Körpergewicht dKW , gegeben als Verteilungsfunktion mit einem Mittelwert μ_{KW} und einer Standardabweichung σ_{KW}
- der durchschnittliche tägliche Trinkwasserkonsum dTK , gegeben als Verteilungsfunktion mit einem Mittelwert μ_{TK} und σ_{TK}
- die Konzentration des Schadstoffs K_{Substanz} im Wasser, bezogen auf eine Person mit einem durchschnittlichen Körpergewicht μ_{KW} und einem durchschnittlichen Trinkwasserkonsum μ_{TK}

Diese Variablen werden zur Bestimmung der durchschnittlichen Schadstoffrate μ_{SR} ermittelt, d.h. die Aufnahme pro kg Körpergewicht, ausgehend von einer durchschnittlich gewichtigen Person (μ_{KW}) mit einem durchschnittlichen Trinkwasserkonsum μ_{TK} und einer gegebenen Konzentration des Schadstoffs im Trinkwasser. Die durchschnittliche Schadstoffrate μ_{SR} ist direkt proportional zur Konzentration des Schadstoffs im Wasser K_{Substanz} und zum durchschnittlichen Trinkwasserkonsum μ_{TK} sowie invers proportional zum durchschnittlichen Körpergewicht (μ_{KW}). Da die beiden letztgenannten Variablen als Verteilungsfunktionen gegeben sind, ist die resultierende Funktion der Schadstoffrate ebenso eine Verteilungsfunktion, berechnet anhand der beiden folgenden Gleichungen:

$$\mu_{SR} = K_{\text{Atrazin}} \times \frac{\mu_{TK}}{\mu_{KW}} \quad (1)$$

$$\sigma_{SR} = K_{\text{Atrazin}} \times \frac{\sqrt{\mu_{TK}^2 \sigma_{KW}^2 + \mu_{KW}^2 \sigma_{TK}^2}}{\mu_{KW}^2} \quad (2)$$

Dies kann wie folgt als Gaussche Normalverteilung abgebildet werden:

$$N(\mu_{SR}, \sigma_{SR}, SR) = \frac{1}{\sigma_{SR} \times \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{SR - \mu_{SR}}{\sigma_{SR}} \right)^2} \quad (3)$$

Die Integration der Verteilungsfunktion von 0 bis SR_{max} ergibt den Anteil der Bevölkerung BV mit einer Schadstoffrate SR kleiner oder gleich dem ADI-Wert.

$$BV_{\leq ADI} = \int_{SR=0}^{ADI} N(\mu_{SR}, \sigma_{SR}, SR) dSR \quad (4)$$

Die Multiplikation dieses Anteils mit der betroffenen Bevölkerungszahl B_{EXP} ergibt die absolute Anzahl der Bevölkerung $B_{\leq ADI}$, die den ADI-Wert unterschreitet.

$$B_{\leq ADI} = B_{EXP} \times BV_{\leq ADI} \quad (5)$$

Der Anteil der Bevölkerung mit einer Schadstoffrate oberhalb des ADI ($B_{t>ADI}$) ist das Ergänzung von $B_{\leq ADI}$ zu 1.

$$BV_{>ADI} = 1 - Bt_{\leq ADI} \quad (6)$$

und die absolute Anzahl der Bevölkerung oberhalb des ADI ist

$$B_{>ADI} = B_{EXP} \times BV_{>ADI} \quad (7)$$

Auf diese Weise kann für eine beliebige Bevölkerung die Zahl der Menschen, die den ADI-Wert über- bzw. unterschreiten ermittelt werden. Zur Risikoabschätzung von kanzerogenen Substanzen, in diesem Beispiel Benzol, wird mit einem rechnerisch ähnlichen Verfahren das aufgrund einer gegebenen Exposition zusätzliche Krebsrisiko ermittelt. Analog zur ADI Berechnung werden folgende Variablen verwendet:

- das durchschnittliche Körpergewicht dKW , gegeben als Verteilungsfunktion mit einem Mittelwert μ_{KW} und einer Standardabweichung σ_{KW}
- der durchschnittliche tägliche Trinkwasserkonsum dTK , gegeben als Verteilungsfunktion mit einem Mittelwert μ_{TK} und einer Standardabweichung σ_{TK}
- die Konzentration des Schadstoffs K_{Benzol} im Wasser, d.h. die lebenslange Exposition eines Menschen mit einem durchschnittlichen Körpergewicht und einem durchschnittlichem Trinkwasserkonsum
- das Risiko RI eines durchschnittlich gewichtigen Menschen (dKW) mit einem durchschnittlichen Konsum von Trinkwasser (dTK), welches einer bestimmten Konzentration von Benzol belastet ist.

Die Kenntnis von dKW und dTK erlaubt die Berechnung der spezifischen Aufnahmerate (AR), d.h. des täglichen Trinkwasserkonsums pro kg Körpergewicht.

$$AR = \frac{dTK}{dKW} \quad (1)$$

Da die unabhängigen Variablen dTK und dKW einer Verteilungsfunktion entsprechen, ist die resultierende Variable AR ebenfalls eine Verteilungsfunktion. Der Mittelwert μ_{AR} und die Standardabweichung σ_{AR} werden folgendermaßen ermittelt:

$$\mu_{AR} = \frac{\mu_{TK}}{\mu_{KW}} \quad (2)$$

$$\sigma_{AR} = \frac{\sqrt{\mu_{TK}^2 \sigma_{KW}^2 + \mu_{KW}^2 \sigma_{TK}^2}}{\mu_{KW}^2} \quad (3)$$

Anhand dieser beiden Parameter sowie des Wertes AR kann eine Gaußsche Normalverteilungsfunktion konstruiert werden:

$$N(\mu_{AR}, \sigma_{AR}, AR) = \frac{1}{\sigma_{AR} \times \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{AR - \mu_{AR}}{\sigma_{AR}} \right)^2} \quad (4)$$

Das Risiko RI kann, verbunden mit einer lebenslangen Aufnahme eines Benzol-belasteten Wassers eines durchschnittlich gewichtigen Menschen mit einem durchschnittlichen Trinkwasserkonsum, in eine Konstante sRI (spezifisches Risiko) umgewandelt werden, welche das Krebsrisiko pro kg Körpergewicht pro Liter Trinkwasser pro μg Benzol darstellt:

$$sRI = \frac{RI}{K_{Benzol}} \times \frac{\mu_{TK}}{\mu_{KW}} \quad (5)$$

Die Integration der Verteilungsfunktion $N(\mu_{AR}, \sigma_{AR}, AR)$ und die Multiplikation des Ergebnisses mit der sRI -Konstante ergibt die durchschnittliche Wahrscheinlichkeit dW pro Person, eine Krebserkrankung verursacht durch die lebenslange Aufnahme von Benzol zu erleiden.

$$dW = sRI \int_{AR=0}^{AR} N(\mu_{AR}, \sigma_{AR}, AR) dAR \quad (6)$$

Die Multiplikation der dW -Konstanten mit der betroffenen Bevölkerungszahl B_{EXP} ergibt die durchschnittliche Anzahl Krebserkrankungen K_{KAR} für die betrachtete Bevölkerung unter gegebenen Annahmen.

$$K_{KAR} = dW \times B_{EXP} \quad (7)$$

Auf diese Weise kann unter Berücksichtigung einer gegebenen Konzentration von Benzol im Trinkwasser für beliebige exponierte Bevölkerung das Krebsrisiko ermittelt werden. Die Expositionsabschätzung kann somit für eine beliebige, exponierte Bevölkerungsgröße erfolgen. Die Ergebnisse der Expositionsabschätzungen werden in Kap. 5.3.4.2 und Kap. 5.3.4.3 dargestellt.

4.1.4 Identifikation von Steuerungsmaßnahmen

Ein wesentliches Element eines wirksamen Ressourcenschutzes ist die Entwicklung und Einführung eines Managementkonzeptes, das Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen (Steuerungsmaßnahmen) zum Schutz von Oberflächenwasser und Grundwasser umfasst. Zudem können Wasserschutzgebietsverordnungen den Schutz von Wasserressourcen (Flächennutzungsplanung und Einzugsgebietsmanagement) gegen potentiell verunreinigende Aktivitäten sicherstellen. Dort wo das Einzugsgebietsmanagement außerhalb der Zuständigkeit des Trinkwasserversorgers liegt, erfordert die Planung und Einführung von Steuerungsmaßnahmen die Abstimmung mit anderen Behörden, u.a. Umweltbehörden, landwirtschaftlichen oder gewerblichen Instanzen. Im Rahmen eines wirksamen Schutzes von Rohwasser und Einzugsgebieten umfassen Steuerungsmaßnahmen u.a. (DVGW 2005 nach WHO 2004b)

- eine ausgewiesene oder eingeschränkte Nutzung
- die Erfassung von in Einzugsgebieten verwendeten Chemikalien
- die Steuerung von menschlichen Aktivitäten innerhalb der Grenzen von Wassereinzugsgebieten
- eine Flächennutzungsplanung, Einsatz von Planungs- und Umweltverordnungen, um mögliche Wasser verschmutzende Bauvorhaben zu lenken
- eine regelmäßige Begehungen von Wassereinzugsgebieten
- Sicherheitsmaßnahmen, um unbefugte Eingriffe zu verhindern

Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen zum Schutz von Wassergewinnungsanlagen umfassen u.a. (DVGW 2005 nach WHO 2004b)

- zweckmäßige Lage und Schutz der Entnahmestelle
- ordnungsgemäßer Brunnenbau, einschließlich Verrohrung, Abdichtungen und Brunnenkopf
- Sicherheitsmaßnahmen gegen Zugang durch Tiere sowie Sicherheitsmaßnahmen, um unbefugten Zutritt und Eingriffe zu verhindern

Neben diesen für den Bereich des Rohwasserschutzes wichtigen Steuerungsmaßnahmen, sind auch für den Bereich der Trinkwasserspeicherung, -aufbereitung und -verteilung Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen zu treffen. Hierzu zählen Vorbehandlung, Flockung, Filtration und Desinfektion, Wartung des Wasserverteilungssystems sowie geeignete Instandsetzungsmethoden. Beispiele für Steuerungsmaßnahmen sind in Tab. 34 aufgeführt (Davison et al. 2002):

Tab. 34: Beispiele für Steuerungsmaßnahmen in Einzugsgebieten

Gefahr	Steuerungsmaßnahme	Ziel der Maßnahme	Inkrafttreten der Maßnahme
Eintrag von verunreinigtem Oberflächenwasser in den Brunnen	Angemessene Brunnenkonstruktion mit erhöhtem Brunnenkopf, Deckel und Einfassung	Brunnen ist geschützt, Auskleidung > 30 cm über den Sockel, Einfassung mit einem Radius von 1,5 Meter	Fehlerhafte Abdichtung, Auskleidung auf der Höhe des Geländes, Einfassung beschädigt
Eintrag von chemischen Schadstoffen in das Grundwasser	Einrichtung adäquater Distanzen mit Schutzfunktion gemäß Fließgeschwindigkeit etc.	Keine Schadstoffquellen innerhalb der festgelegten Distanzen	Schadstoffausträge innerhalb der Distanzen mit Schutzfunktion
Landwirtschaftliche Einträge: Nitrat	Einrichtung von Schutzzonen	Einrichtung von Schutzzonen mit Nutzungseinschränkungen schützen vor übermäßiger Auswaschung	Ansteigende Nitratgehalte
Industrielle Einleitungen verunreinigen das Grundwasser	Angemessene Entsorgung und Behandlung industrieller Rückstände	Angemessene Entsorgung verhindert Kontamination	Inadäquate Entsorgung industrieller Rückstände

Steuerungsmaßnahmen in Einzugsgebieten können technische Eingriffe darstellen, die Gefährdungen relativ schnell beseitigen. Sie können sich aber auch in der Festsetzung von Schutzzonen äußern, die die Nutzung einschränken. Das Inkrafttreten der Maßnahmen wird anhand von Eingreifwerten bestimmt, die im folgenden Kapitel näher erläutert werden.

4.1.5 Einrichtung eines betrieblichen Überwachungssystems

Diese Phase des WSP umfasst die Durchführung wirksamer Maßnahmen zur Überwachung und Sicherung jeder bedeutsamen Gefahr. Hierzu wird ein *Monitoring* praktiziert, welches eine systematische Beobachtung oder Messung der Gefahr beschreibt. Es dient dazu zu prüfen, ob die festgelegten Kriterien eingehalten werden und stellt sicher, dass die Trinkwasserqualität unter den gewünschten Kriterien gewährleistet ist (Bundesverband Betriebsgastronomie e.V. 2003). Dabei lassen sich drei mögliche Maßnahmen unterscheiden (SVGW 2003b):

1. Eliminierungsmaßnahmen
2. Instandhaltungsmaßnahmen
3. Überwachungsmaßnahmen

In einigen Situationen ist es möglich, die Gefahr mit einfachen baulichen Mitteln zu beheben.

Dies gilt auch für Gefahren, die in der Umgebung von Wasserversorgungen auftreten (z.B. Sicherheitsmaßnahmen im Straßenverkehr, Verhinderung des Auslaufens von gefährlichen Flüssigkeiten etc.). Ein Beispiel einer solchen Maßnahme zur Gefahrenelimination ist in Tab. 35 dargestellt (SVGW 2003b).

Tab. 35: Einfaches Beispiel einer Gefahren-Elimination (in Anlehnung an SVGW 2003b)

Elimination von Gefahren		Kat.: 711
Gefahr	Schachtbauwerk der Brunnenstube Q1	
1. Ursache/ Ausgangslage	Ersteller: Meier	Datum: 20.03.1997
Schachtdeckel veraltet und defekt; Schmutz (Wildkot) kann eindringen		
2. Abhilfe-Maßnahme	Ersteller: Meier	Datum: 20.03.1997
Montage eines abschließbaren Sicherheitsdeckels		
3. Maßnahmenbewilligung mit Verantwortung u. Termin	Ersteller: Huber	Datum: 22.03.1997
Beschaffung und Montage eines Sicherheitsdeckels /verantwortlich: Meier		
4. Erfolgskontrolle	Ersteller: Meier	Datum: 04.05.1997
Sicherheitsdeckel montiert, Wasserprobe erfolgt, Deckel dicht		

Gemäß Tab. 35 wurden für die ausgewählten Gefährdungen Eliminationsmaßnahmen ausgewählt, die entweder schon in der Vergangenheit stattgefunden haben oder gegenwärtig stattfinden. Handelt es sich bei solchen Eliminationsmaßnahmen um Vorhaben, die nur mittel- oder langfristig realisierbar sind, werden diese in einem gesonderten Maßnahmeplan geführt.

Über diese Eliminationsmaßnahmen hinaus wurden so genannte Instandhaltungsmaßnahmen vorgenommen, die durch regelmäßige Wartungs- oder Unterhaltungsarbeiten Störfälle stark reduzieren können (SVGW 2003b) (Tab. 36).

Tab. 36: Einfaches Beispiel einer Instandhaltungsanweisung (in Anlehnung an SVGW 2003b)

Instandhaltungsanweisung		Kat. 522
Gefahr	Rückstau im Bach	
Instandhaltungsbereich:	Ganze Rückstau-Klappenanlage im Bach	
Zeit (Wann und wie oft?)	a) jeden Monat b) nach jedem Starkregen	
Arbeitsanweisung 1. Beurteilung 2. Wartung	Beurteilung	Wartung
	Ist die Klappe frei von Schwemmgut und Geschiebe (Sand)?	Reinigen des ganzen Auslaufbauwerkes, Klappe bei Bedarf fetten und 2x öffnen/schließen
Ausführungsbestätigung		
Erstellt am: 24.08.2001	Von: P. Muster	

Ein Beispiel für eine solche Instandhaltungsmaßnahme, die für kritische Anlagen, ähnlich wie die Eliminationsmaßnahme, dokumentiert werden muss, ist in Tab. 36 ersichtlich. Dabei handelt es sich überwiegend um technische Maßnahmen, die eine regelmäßige Prüfung erfordern.

Alle übrigen Ereignisse oder Zustände, die durch Eliminations- oder Instandhaltungsmaßnahmen nicht steuerbar sind, sondern in einem Wasserversorgungssystem kurzfristig oder schleichend auftreten und damit die Wasserqualität gefährden können, müssen mit systematischen und periodischen Steuerungsmechanismen beherrscht werden. Für die bedeutsamen Gefahren müssen betriebliche Eingreifwerte ausgewählt werden. Diese Eingreifwerte können direkt oder indirekt messbar sein und auf der Grundlage von Erfahrungen, Expertenwissen, Standards oder technischen Daten beruhen (Davison et al. 2003). Besonders problematisch ist die Festlegung absoluter Eingreifwerte (Grenzwerte) für Gefahren in Trinkwassereinzugsgebieten, da sie je nach spezifischen Bedingungen stark variieren oder teilweise schwierig zu ermitteln sind (Deere 2003). Die Festlegung von Eingreifwerten erfolgte daher für ausgewählte Steuerungsmaßnahmen der Stadtwerke Niederkassel überwiegend durch die Ermittlung von Schwellenwerten (z.B. nach IAWR-Grundwassermemorandum) und Grenzwerten, auf der Basis von Erfahrungswerten, Expertenwissen oder gesetzlichen Bestimmungen. Sie stellen eine Aktionszone oder einem Puffer dar, mit dem gewisse Abweichungen im normalen Prozess toleriert werden können. Dennoch soll aber sichergestellt sein, dass keine Gefahr für die Trinkwasserqualität besteht. Die Erkenntnisse aus der Quantitativen Risikoabschätzung leisten einen wichtigen Beitrag zur Festlegung von Eingreifwerten.

Für Überwachungsmaßnahmen wurden Überwachungsanweisungen erstellt, die gemäß Tab. 37 dokumentiert werden. Bei Überwachungsanweisungen greifen schließlich die festgelegten Grenzwerte oder Toleranzbereiche. Von zentraler Bedeutung sind bakteriologische und chemische Untersuchungen von Wasserproben aus verschiedenen Stellen der Wasserversorgung. Sämtliche Messungen oder Resultate der Überwachungen müssen regelmäßig unter der Vorlage klarer Anweisungen dargestellt und ausge-

wertet werden. Dies erfolgte für das Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel unter Anwendung von GIS. Räumliche Analysemethoden (insbesondere die Interpolation) erlauben bei punktuell erhobenen Daten im Wasserschutzgebiet eine flächenhafte Betrachtung für ausgewählte Jahre. Darüber hinaus kann die Wahrscheinlichkeit einer Sollwert-Überschreitung (*critical limit*) anhand des *Probability Mappings* ermittelt werden (Kap 4.2.2.3).

Tab. 37: Beispiel einer einfachen Überwachungsanweisung (in Anlehnung an SVGW 2003b)

Überwachungsanweisung		Kat. 553
Gefahr	Trübung Quelle 1	
Ort (Wo wird gemessen und kontrolliert?)	Quelle 1	
Zeit (Wie oft und wann?)	Kontinuierlich	
Messgröße (Was wird gemessen und kontrolliert?)	Streulicht-Trübung in FTU	
Messvorgang (Womit und wie wird gemessen oder kontrolliert?)	Siegrist-Trübungsmessgerät (Photometer CT 65`B22 – F3), Durchlaufmesszelle; Streulicht 90 Grad	
Aufzeichnung (Wie erfolgen Aufzeichnungen und deren Archivierung?)	Erfassung vor Ort mit Mehrkanalschreiber, Langzeitarchivierung beim Brunnenmeister	
Sollwert und Toleranzbereich	< 0,24 FTU	
Maßnahmen bei Abweichungen (Wie erfolgen Alarmierung und Eingriff?)	Wenn Wert über Alarmgrenze ansteigt, wird das Quellwasser automatisch verworfen und es erfolgt Telefonalarm zum Brunnenmeister	
Verantwortlichkeiten für Eingriff Für Messmittelüberwachung	Brunnenmeister Messgeräteelieferant, jährlich	
Erstellt am 25.08.2001	Von: P. Muster	

Die in Tab. 37 dargestellte Anweisung stellt eine einfache Maßnahme zur kontinuierlichen Überwachung der Trübung an einer Quelle dar. Wird der Sollwert von <0,24 FTU überschritten werden unmittelbar Korrekturmaßnahmen eingeleitet.

4.1.6 Festlegen von Korrekturmaßnahmen

Wenn überwachte Maßnahmen eine Abweichung von den Sollwerten oder *critical limits* zeigen, müssen Korrekturmaßnahmen in die Wege geleitet werden. In der Wasserversorgung ist ein häufig verwendetes Beispiel einer Korrekturmaßnahme ein zwischenzeitlicher Wechsel auf alternative Wasserressourcen, allerdings ist dies nicht immer möglich. Weitaus üblicher ist z.B. eine nachgeschaltete Desinfektion, um Fehler in der Aufbereitung und Desinfektion auszugleichen (Davison et al. 2003).

Korrekturmaßnahmen erfordern ein zuverlässiges Überwachungssystem (*Monitoring*), welches umgehend auf Abweichungen hinweist. Während Überwachungsmaßnahmen für den Bereich der Trinkwasseraufbereitung meist kontinuierlich und „online“ erfolgen, sind diese Maßnahmen für Trinkwassereinzugsgebiete häufig nur ein- bis zweimal jährlich anhand von Beobachtungen, Grund- oder Rohwasseruntersuchungen zu verfolgen. Demzufolge werden Sollwertüberschreitungen nicht unmittelbar ermittelt. Dies bedeutet aber nicht zwingend eine unmittelbare Verschlechterung der Trinkwasserqualität am Zapfhahn des Verbrauchers. Dennoch sollte es Ziel sein, Korrekturmaßnahmen unmittelbar einzuleiten, da diese, insbesondere im Falle von Sanierungen oder Sicherungsmaßnahmen, langfristig zu planen sind und eine Verzögerung oder ein Ausbleiben der Maßnahme für Wasserversorgungsanlagen ohne Trinkwasseraufbereitung eher Konsequenzen haben kann.

Für die Prozesse im Trinkwassereinzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel wurden für jeden bedeutende Gefahr Maßnahmen bei Abweichungen im Rahmen der Überwachungsanweisungen dokumentiert.

4.1.7 Dokumentation und Aufzeichnungen

Der WSP muss dokumentiert und dessen Aufzeichnungen müssen aufbewahrt werden, d.h. alle vorhandenen Dokumente wie Fließdiagramme, Organigramme sowie jegliche Formen von Anweisungen müssen schriftlich fixiert sein. Die Aufzeichnungen sollten umfassen (Mortimore et al. 2002):

- den WSP, der als Minimum das Prozess-Flussdiagramm und das Kontrollchart beinhalten muss, zusammen mit unterstützenden Informationen,
- die Aktualisierungen im WSP, die beweisen, dass alle Änderungen durchgeführt wurden,
- die Überwachungsaufzeichnungen,
- Aufzeichnungen, generiert für den Umgang mit Abweichungen,
- Schulungs-, Audit- und Kalibrierungsaufzeichnungen.

Die einzelnen Prozesse des WSP für die Stadtwerke Niederkassel werden schrittweise dokumentiert. Dies geschieht unter Verwendung einer Datenbank, die zuvor für die Stadtwerke Niederkassel entwickelt wurde und entsprechend den Prozessen des Water Safety Plans aufgebaut ist (Abb. 22). Das Startformular „Basisdaten des Wasserversorgungsunternehmens“ (1) ist der Einstieg in den WSP. Die hier benötigten Daten müssen einmal jährlich eingefügt bzw. aktualisiert werden. Verweise (1b) auf das Unternehmensorganigramm, das Störfallmanagement, den Maßnahmenplan sowie das Fließschema sind ebenfalls mit dem Formular „Basisdaten des Wasserversorgungsunternehmens“ verknüpft. Die Leitfragen Aufbauorganisation (1a) sind über das Formular „Basisdaten des Wasserversorgungsunternehmens“ erreichbar. Das Formular „Gefahrenbewertung“ (2) umfasst die eigentliche Gefahrenidentifikation und Gefahrenbewertung. Hier werden anhand der Kategorienbezeichnungen (2c) Gefahren systematisch ausgewählt und anhand der Prioritätenmatrix (2d) bewertet. Auch an dieses Formular sind Fragen des TSM des DVGW geknüpft, die im Formular „Leitfragen Ablauforganisation (2a)“ beantwortet werden können. Eine Verknüpfung wurde auch zum Formular GIS-Projekte (2b) erstellt. Hier können alle mit den Gefährdungspositionen verbundenen GIS-Projekte eingegeben und direkt auf das entsprechende GIS-Projekt überführt werden. Eine weitere Verknüpfung existiert zum Dokument „Prioritätenmatrix“, die die Eingabe der Daten unterstützt. Das Formular „Gefahrenbewertung“ ist das Startformular zur Eingabe neuer Gefahren.

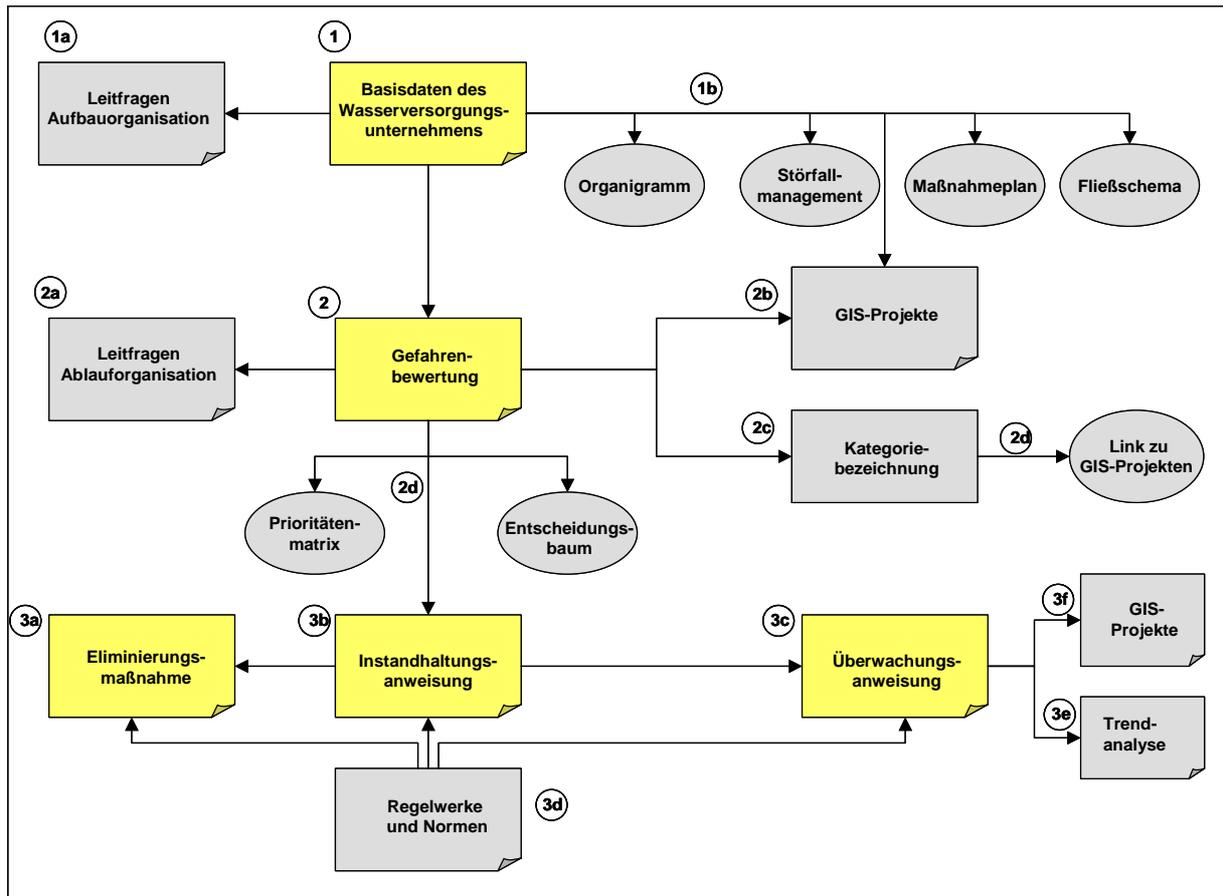


Abb. 22: Vereinfachte Darstellung des Datenbankaufbaus zur Eingabe und Dokumentation des WSP (eigener Entwurf)

Die Leitfragen zur Aufbau- und Ablauforganisation entsprechen dem Fragenkatalog des TSM des DVGW. Der Wasserversorger kann anhand dieses Fragenkatalogs prüfen, inwieweit seine Vorgehensweise den Technischem Regelwerk und den Empfehlungen des DVGW entspricht. In die Formulare Eliminierungsmaßnahme (3a), Instandhaltungsanweisung (3b) und Überwachungsanweisung (3c) werden die entsprechenden Maßnahmen eingetragen. Alle Formulare sind verknüpft mit einer aktuellen Auflistung des DVGW-Regelwerkes. Die Überwachungsanweisungen sind direkt verknüpft mit entsprechenden Trendanalysen (3e) für ausgewählte Parameter. Zudem konnte in annähernd jedem einzelnen Teilschritt des WSP eine Darstellung und Analyse GIS-gestützt erfolgen, sodass das GIS als ein wesentliches Dokumentations- und Auswertungswerkzeug genutzt werden konnte. Tab. 38 zeigt auf, welche Form der Dokumentation für die Teilschritte des WSP genutzt wurde:

Tab. 38: Dokumentation und Auswertung der Teilprozesse des WSP

Grundsatz des WSP	Form der Dokumentation	Aufgaben von GIS
Vorbereitende Tätigkeiten	Organigramme, Fließdiagramme zur Aufbauorganisation und Ablauforganisation	nicht relevant
Beschreibung der Wasserversorgung und Einzugsgebietscharakterisierung	Fließdiagramm zur Beschreibung der Wasserversorgung; Dokumentation im Rahmen des Störfallmanagements (Maßnahmeplan)	Erfassung von allen relevanten Daten innerhalb des Trinkwasser-einzugsgebiets
Eine Gefahrenanalyse und Risikobewertung durchführen	Checkliste zu Gefahren in tabellarischer Form (datenbankbasiert)	Risk Mapping auf Basis von Vektor- und Rasterdaten
Identifikation von Steuerungsmaßnahmen	Checkliste zur Auswahl (datenbankbasiert) von Steuerungsmaßnahmen	GIS-gestützte Analyse unter Anwendung verschiedener Methoden
Einrichtung eines Systems regelmäßiger Prüf- und Überwachungsmaßnahmen	Eliminations-, Instandhaltungs- und Überwachungsmaßnahmen (datenbankbasiert)	GIS-gestützte Darstellung und Analyse
Festlegen von Korrekturmaßnahmen	Eliminations-, Instandhaltungs- und Überwachungsmaßnahmen (datenbankbasiert)	GIS-Unterstützung
Sicherstellung der Prüf- und Überwachungsmaßnahmen	Checkliste zur Dokumentation von Validierung von Verifizierung (datenbankbasiert)	GIS-Unterstützung

Im Kap. 4.2 wird näher darauf eingegangen, welche Methoden und Werkzeuge mit GIS im Rahmen des WSP eingesetzt wurden.

4.1.8 Validierung und Verifizierung

Für die Sicherstellung der Prüf- und Überwachungsmaßnahmen müssen zusätzliche Prüfungen und Verfahren festgelegt werden, um zu bestätigen, dass der WSP wirklich funktioniert. Unterschieden werden in diesem Zusammenhang

1. die *Validierung*, die einen Beweis erbringen soll, dass die Elemente des WSP effektiv sind,
2. die *Verifizierung*, die mit Hilfe von Methoden, Verfahren, Tests und anderen Bewertungen zusätzlich zur Überwachung die Konformität mit dem WSP feststellt (Mortimore et al. 2002)

Die Validierung prüft die grundsätzliche Konzeption des WSP dahingehend, ob die Gefährdungen richtig erkannt und die Risiken richtig bewertet wurden. Sie prüft, ob die einzelnen Maßnahmen geeignet sind, die Gefährdungen zu beherrschen und ob die Überwachungssysteme zur Kontrolle der Maßnahmen geeignet sind. Die Verifizierung hingegen ist die integrale Kontrolle der mit dem WSP erreichten Wasserqualität („Endproduktkontrolle“). Validierung und Verifizierung prüfen aus einem unterschiedlichen Blickwinkel. Die Validierung fragt „Ist der WSP plausibel?“ und die Verifizierung fragt „Stimmt die erreichte Qualität?“ (Schmoll et al. 2004).

Die Kombination der Aktivitäten, die sich aus Validierung und Verifizierung ergeben, erfüllen den Anspruch, die gegebenen Prüf- und Überwachungsmaßnahmen sicherzustellen. Während die Validierung eine einmalige Aktivität ist, die sich nur wiederholt, wenn Änderungen erfolgen, ist die Verifizierung eine laufende Aktivität nach der Einführung des WSP. Nach Mortimore (2002) lassen sich Bei-

spiele für Validierungs- und Verifizierungsaktivitäten der einzelnen Schritte des WSP wie Tab. 39 dargestellt beschreiben:

Tab. 39: Beispiele für Validierungs- und Verifizierungsaktivitäten (verändert nach Mortimore et al. 2002)

Grundsatz des WSP	Validierung: Beweisen, dass...	Verifizierung: Beweisen, dass...
Gefahrenanalyse und Risikobewertung	<ul style="list-style-type: none"> ... Fähigkeiten im Team vorhanden sind ... die Beschreibung der Wasserversorgung (Fließdiagramm, GIS-gestützte Analyse des Einzugsgebiets) geeignet ist ... alle ernstzunehmenden Gefahren identifiziert wurden 	<ul style="list-style-type: none"> ... die Validierung korrekt ausgeführt wurde ... bei Veränderungen im Prozess die Auswirkungen auf die Wasserqualität durch eine intensive Gefahrenanalyse in Angriff genommen werden
Festlegung der Steuerungsmaßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> ...alle bedeutenden Gefahren in Erwägung gezogen wurden ...es Steuerungsmaßnahmen gibt, um alle bedeutsamen Gefahren zu kontrollieren ...die Steuerungsmaßnahmen geeignet sind 	<ul style="list-style-type: none"> ... die Validierung korrekt ausgeführt wurde ... die Überwachungsmaßnahmen funktionieren
Festlegung von Eingreifwerten	<ul style="list-style-type: none"> ... die Einschreitwerte die identifizierten Gefahren kontrollieren 	<ul style="list-style-type: none"> ... die Validierung korrekt durchgeführt wurde ...betriebliche Grenzen weiterhin auf entsprechende Levels gesetzt wurden
Einrichtung eines betrieblichen Überwachungssystems	<ul style="list-style-type: none"> ...das Überwachungssystem sicherstellt, dass die Überwachungsmaßnahmen auch effektiv sind ... die Verfahren für die notwendige Kalibrierung der Prüfmittel vorhanden sind 	<ul style="list-style-type: none"> ... Aufzeichnungen der Überwachung existieren und die Kontrolle bestätigen ... die statistische Prozesskontrolle dort genutzt wird, wo es angebracht ist ...die Überwachungsaufzeichnungen durch den Management-Beauftragten überprüft werden ...Kalibrierungsaufzeichnungen existieren und richtig sind
Festlegung von Korrekturmaßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> ...Korrekturmaßnahmen den Verbraucher davor schützen, Trinkwasser zu erhalten, welches nicht den Anforderungen der Trinkwasserverordnung entspricht ...die Befugnisse für Korrekturmaßnahmen erteilt worden sind 	<ul style="list-style-type: none"> ... im Falle einer Nichteinhaltung entsprechende Maßnahmen wiederholt werden und entsprechende Schritte unternommen werden, um zu verhindern, dass das unsichere Produkt den Verbraucher erreicht ...Korrekturmaßnahmen aufgezeichnet werden und der Management-Beauftragte die entsprechenden Schritte einleitet
Einrichten von Verifizierungs- und Validierungsverfahren	<ul style="list-style-type: none"> ...die Verfahren zur Beschaffung von Informationen festgelegt wurden 	<ul style="list-style-type: none"> ... alle Verifizierungsverfahren definiert u. durchgeführt wurden
Dokumentation	<ul style="list-style-type: none"> ...die Dokumentation, die den gesamten WSP abdeckt, eingerichtet wurde 	<ul style="list-style-type: none"> ... die Dokumentations- u. Aufzeichnungsverwaltung, die den gesamten WSP abdeckt, komplett ist

Zur Verifizierung der Sicherstellung von Prüf- und Überwachungsmaßnahmen im Trinkwassereinzugsgebiet können z.B. Beobachtungen oder Inspektionen des Wasserschutzgebietes durchgeführt werden. Darüber hinaus leisten Aufzeichnungen und Auswertungen langjähriger Messreihen einen wesentlichen Beitrag zur Validierung von Maßnahmen. Mit deren Hilfe sind Entwicklungstendenzen und Veränderungen, z.B. durch die Wirkungslosigkeit einer Maßnahme, leicht erkennbar.

Solche langjährigen Messreihen wurden für die im Einzugsgebiet relevanten Parameter nach einem einheitlichen System ausgewertet (Abb. 23):

1. Anzahl der Gesamtprobenahmen der drei Institutionen (Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn, Staatliches Umweltamt Köln und Technologiezentrum Wasser Karlsruhe) (Bild a)
2. Häufigkeitsverteilung der Analyseergebnisse des gesamten Datenbestandes aus den Jahren x bis y (Bild b)
3. Darstellung der Analyseergebnisse für jedes Jahr anhand eines Boxplot-Diagramms (Median, Quartile, Extremwerte) (Bild c)

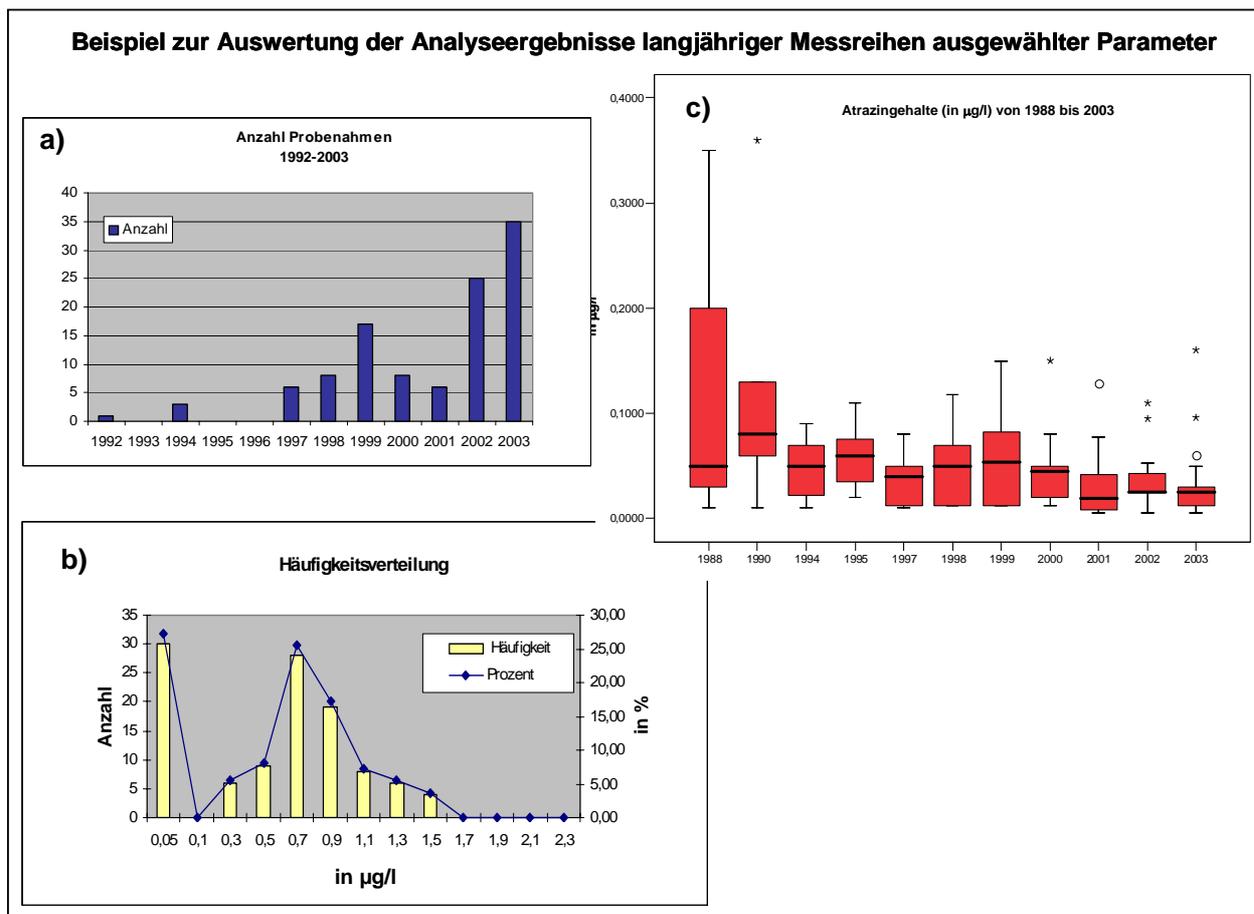


Abb. 23: Darstellung der Analyseergebnisse langjähriger Messreihen ausgewählter Parameter (eigene Darstellung)

Da es sich bei den Ergebnissen nicht um ein einheitliches Messprogramm handelt, variiert die Anzahl der Analyseergebnisse ausgewählter Parameter für den gesamten Berichtszeitraum sehr stark. Ebenso gibt es nicht nur Veränderungen bei der Häufigkeit der Beprobungen, sondern auch bei der Beprobung ausgewählter Grund- und Rohwassermessstellen.

Als anerkannte Verifizierungsaktivität gilt die Überprüfung der durchgeführten Maßnahmen, Aufzeichnungen und Praktiken. Ein solches Audit kann intern durch eigene Mitarbeiter oder extern erfolgen. Die Mitarbeiter sollten als Außenstehende keinen direkten Bezug zum WSP haben, um objektiv zu bleiben. Ein solches externes Audit ist für die Stadtwerke Niederkassel geplant.

Die Validierung der Steuerungsmaßnahmen orientiert sich zudem an vorhandenen Richtlinien, Regelwerken und DIN-Normen. Diese sind für eine Überprüfung der Sicherung von Maßnahmen eine

wichtige Voraussetzung. Weitere Quellen der Validierung des WSP sind die wissenschaftliche Literatur, historische Daten, aber auch Wissen und Erfahrungen des Wasserversorgers (Schmoll et al. 2004). Die beschriebene Vorgehensweise bei der Realimplementierung des WSP bei den Stadtwerken Niederkassel soll durch den Einsatz Geographischer Informationssysteme maßgeblich unterstützt werden. Im folgenden Kapitel soll nun die methodischen Aspekte des GIS-Einsatzes, insbesondere räumliche Analysefunktionen, dargestellt werden.

4.2 Die Integration Geographischer Informationssysteme (GIS)

Wesentliche Bestandteile des WSP können durch die Anwendung eines GIS unterstützt werden Tab. 38. Dabei wird geprüft, inwieweit ein GIS einen sinnvollen Beitrag für die Qualitätssicherung in der Trinkwasserversorgung erbringen kann, vor allem inwieweit es eine Vereinfachung der einzelnen Prozesse des WSP bewirken kann.

In der Literatur finden sich viele Definitionen eines GIS, die sich in Abhängigkeit von Erfahrungen und Wahrnehmungen des jeweiligen Anwendungsbereiches eines GIS unterscheiden „*As such the term invokes different perceptions dependent on whether the viewpoint is that of the software developer, the system marketer, the data provider, the application specialist or the academic researcher, among others.*“ (Reader 1995). Die Definition von Strobl (1988) stellt dabei in diesem Zusammenhang eine umfassende Sicht von GIS dar. „Ein Geographisches Informationssystem ist ein Computersystem zur Erfassung, Speicherung, Prüfung, Manipulation, Integration, Analyse und Darstellung von Daten, die sich auf räumliche Objekte beziehen.“

Verschiedene Konzepte von Geographischen Informationssystemen erschienen schon Anfang des 20. Jahrhunderts auf Grundlage des „Schichtenprinzips“, welches der deutsche Geograph Alfred Hettner (1859 - 1941) im Jahre 1927 in die Landschaftsforschung einführte. In den 1960er Jahren wurden erste Anwendungen der digitalen Bildverarbeitung eingesetzt, und es entstand parallel in dem „*Harvard Laboratory for Computer Graphics and Spatial Analysis*“ sowie an der ETH Zürich die Idee der unabhängigen Datenebenen. Durch eine Trennung von Geometrie- einschließlich zugehöriger Attributdaten in thematische Ebenen entstehen verschiedene Modelle mit der Möglichkeit der Separation und Verknüpfung (Blaschke 1997). Diese wurden in vielen Variationen (*Layer*, Ebenen, Themen) in der GIS-Software umgesetzt. Der Begriff GIS entstand jedoch erst auf dem ersten großen GIS-Symposium, das von Roger Tomlinson im Jahre 1970 organisiert wurde (Longley et al. 2001, Stahl 1997).

Die Frage, ob bei der Vielzahl multidisziplinärer Anwendungen Geographische Informationssysteme mehr als nur ein Werkzeug, Methode oder Wissenschaft darstellen, wird stets diskutiert. Goodchild (2003) nennt ein GIS ein Phänomen: „*an encouraging recent trend has been the willingness of a broad spectrum of geographers to see GIS not as a tool that they can use in their own research, but as a phenomenon on which they can reflect and comment.*“. Wright et al. (1997) bezeichnen in diesem Zusammenhang GIS als ein Kontinuum aus Werkzeug und Wissenschaft. „*The science based on GIS...may advance the tools and toolmaking of GIS, as well as scientific research questions.*“ Neben den elementaren Bestandteilen der Erfassung, Verwaltung und Darstellung der raumbezogener Daten kommt vor allem der Analyse eine wichtige Funktion zu. So unterscheiden sich nach Strobl (1992) „Geographische Informationssysteme“ durch die analytische Funktionalität von vielen anderen „Informationssystemen“. Das zentrale Kriterium eines GIS ist die enge Integration von geometrischen und thematischen Attributen räumlicher Objekte. Hier kommen als wesentliche Werkzeuge neben der Datenerfassung und der kartographischen Bearbeitung Module zur Analyse und Modellierung zur Anwendung (Blaschke 1997).

4.2.1 Datenerfassung und -implementierung

Nahezu alle Daten verfügen über einen räumlichen Bezug oder sind durch die Raumdimension vernetzt. Da solche Daten eine Vereinfachung der Abstraktion von Information darstellen, spricht man auch von Datenmodellen. Raumbezogene Daten setzen sich aus *Geometrie-*, *Graphik-* und *Sachdaten* zusammen, die gemeinsam in einer Datenbank verwaltet werden können (Liebig 1999). *Geometrie-Daten* beschreiben die Form und relative Lage eines Objektes durch Vektordaten (Punkte, Linien oder Polygone), die z.B. durch Digitalisieren thematischer Karten gewonnen werden, oder durch Rasterdaten, die sich direkt auf die Fläche beziehen und keine Unterscheidung nach Punkt, Linie oder Fläche kennen (Briechle und Bucher 1998, Burrough 1986). Thematische Daten oder Attribute beschreiben diese Objekte. Sie repräsentieren sämtliche nicht-geometrischen Elemente und werden mit Vektor- oder Rasterdaten verknüpft.

Bei einer punkt- und linienorientierten Modellierung von Geobjekten handelt es sich um Vektormodelle, die sich für Objekte mit klar definierten Grenzen eignen (*bottom-up-Zugang*). Das Rastermodell hingegen geht von dem Fall einer Zerlegung des Raumes in regelmäßige und unregelmäßige Bausteine aus, die in sich als homogen betrachtet werden (*engl.: tessellation*). Hier handelt es sich im Gegensatz zu dem Vektormodell um einen „*top-down-approach*“, d.h. einen auf Einzelbausteine basierender Ansatz. Raster- und Vektormodelle stellen seit mindestens 25 Jahren die wesentlichen Datenmodelle räumlicher Informationsverarbeitung dar. Hinzu kamen hybride Datenmodelle, die eine Kombination von Raster- und Vektormodellen darstellen (Longley et al. 2001).

Neben den Datenstrukturen ist eine Differenzierung nach der Vorgehensweise bei der Bearbeitung von GIS-gestützten Projekten von Interesse, vgl. Blaschke 1997 (siehe dazu Abb. 24):

1. Datenerfassung und Qualitätskontrolle
2. Datenbasisorganisation und –verwaltung
3. Datenanalyse und –modellierung
4. Datenausgabe und –visualisierung

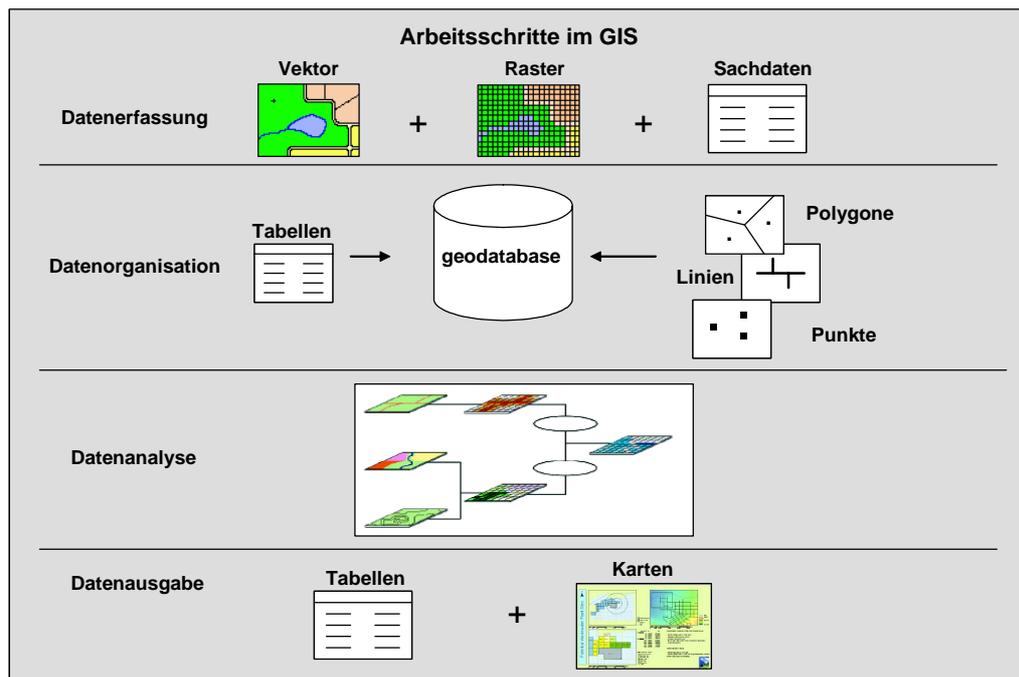


Abb. 24: Arbeitsschritte im GIS (eigene Darstellung)

Während in den anfänglichen Software-Lösungen Geometrie- und Sachdaten getrennt behandelt werden mussten, ist es nun möglich, diese in einer gemeinsamen Datenbank, einer „*geodatabase*“ zu verwalten. In der vorliegenden Studie wurden dementsprechend Geometrie- sowie Sachdaten unter Verwendung von ArcInfo 8® in einer relationalen Datenbank (Microsoft Access®) erfasst. In dieser Datenbank konnten alle erhobenen Daten gespeichert und übersichtlich angeordnet werden. Hierzu wurden verschiedene thematische „*feature datasets*“ erstellt (Abb. 25):

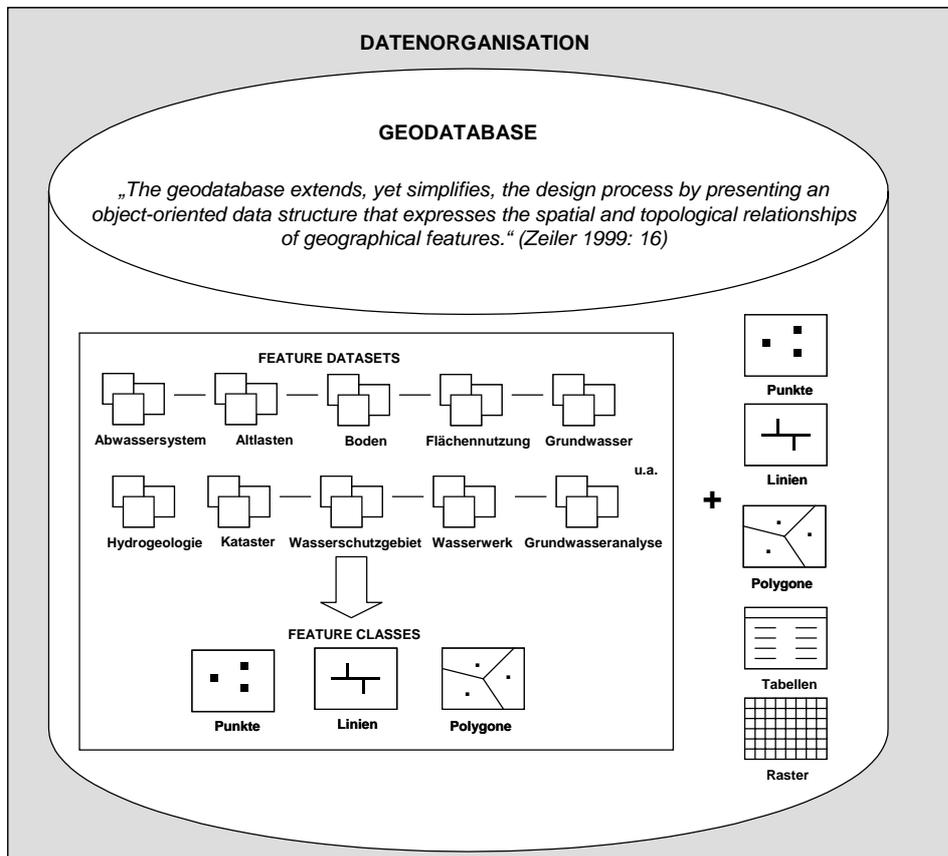


Abb. 25: Schematische Darstellung der Datenbank (eigene Darstellung)³⁰

Ein *feature dataset* ist somit eine thematische Sammlung von Daten mit gleichem Koordinatensystem. Dieser enthält wiederum einfache oder topologische *feature classes*. Einfache *feature classes* können sowohl innerhalb als auch außerhalb von *feature datasets* verwaltet werden, jedoch ist zur Wahrung der Übersichtlichkeit das Anlegen von *feature datasets* in jedem Falle zu empfehlen. In der relationalen Datenbank „Niederkassel“ werden neben thematischen *feature datasets* Tabellen und Abfragen verwaltet. Diese Datenbank umfasst den gesamten Bestand der für das Trinkwassereinzugsgebiet relevanten Daten.

4.2.2 Datenanalyse

„Die analytische Auswertung im GIS bildet einen konstituierenden Bestandteil und wesentliches Spezifikum im GIS“ (Strobl 1992) und verhilft, neue Informationen für entscheidungsunterstützende Abläufe aus vorliegenden raumbezogenen Daten zu generieren. So basiert die Motivation zur Verwendung von GIS vorwiegend auf dessen analytischem Potenzial.

³⁰ Zitat in der Abbildung aus Zeiler, M. (1999): Modeling our world. Redlands, California

„Spatial analysis is the crux of GIS, the means of adding value to geographic data, and of turning data into useful information.“ (Longley et al. 2001)

Dabei ist die Analyse mehr als eine reine Überlagerung (Verschneidung) von verschiedenen Datenschichten, die als erste Stufe oder Vorstufe der Analyse bezeichnet werden kann (Blaschke 1997). Generell kann die Analyse

1. die räumliche Datenmanipulation,
2. die räumliche Datenanalyse,
3. die räumlich-statistische Datenanalyse,
4. die räumliche Modellierung

umfassen. In der Praxis sind diese Methoden nicht einfach voneinander zu unterscheiden, häufig sind alle vier Ansätze enthalten. Dabei werden Daten im GIS gespeichert und visualisiert. Deskriptive und explorative Techniken werfen neue Fragestellungen auf, so dass schließlich verschiedenste räumlich statistische Analysemethoden als Basis der räumlichen Modellierung zur Problemlösung eingesetzt werden (O’Sullivan und Unwin 2003) (Abb. 26).

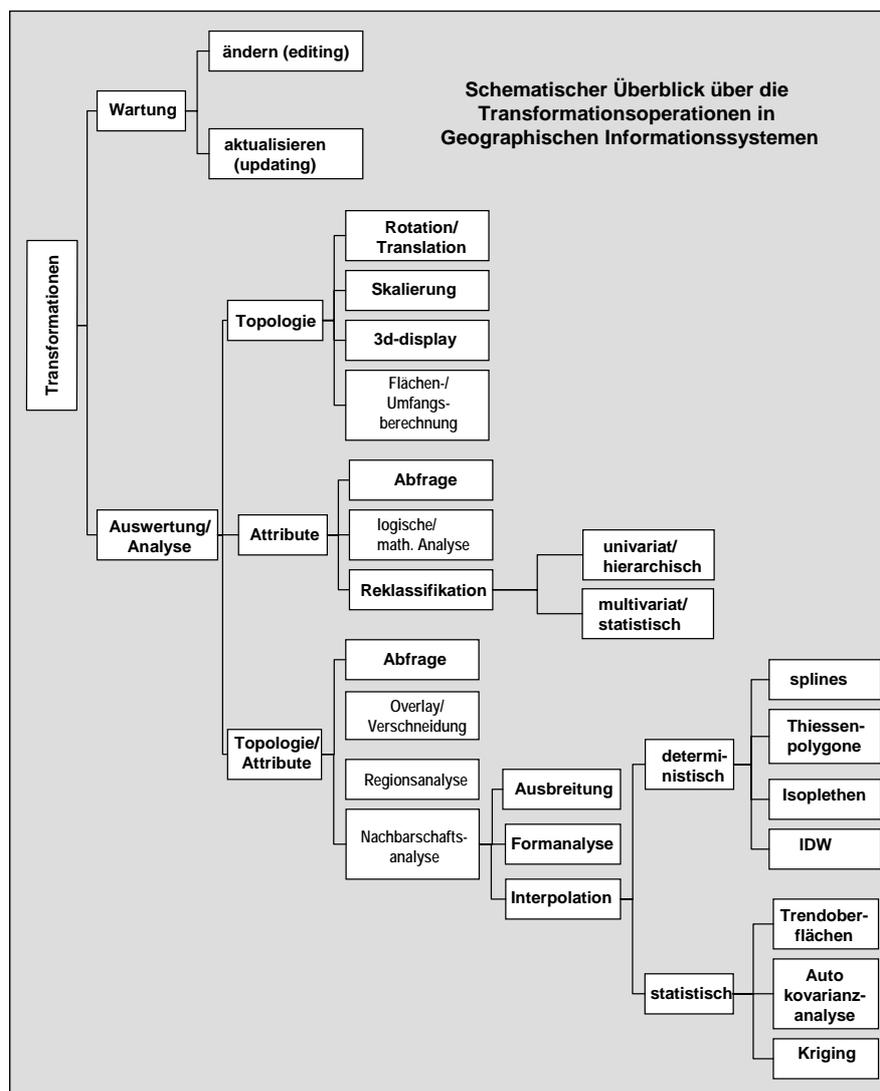


Abb. 26: Schematischer Überblick über Transformationsoperationen in Geographischen Informationssystemen (verändert nach Blaschke 1997, Burrough 1986)

Heutige GIS-Anwendungen verfügen über Möglichkeiten der räumlichen Datenmanipulation (1), wie z.B. das *buffering* oder *Point-In-Polygon-Abfragen*. Sie verfügen ebenso über einfache Formen der Datenanalyse, insbesondere die explorative Analyse mit Hilfe von Karten (2). Nur wenige GIS arbeiten mit statistischen Methoden, noch weniger sind in der Lage, räumliche Modelle zu erstellen (3 + 4). Analysen können somit als Anwendungen von Werkzeugen (Methoden, Techniken) bezeichnet werden, mit dem Zweck, bestimmte Erkenntnisse zu erzielen. In diesem Sinn werden räumliche Daten schrittweise verarbeitet und im weiteren Sinne Transformationen unterzogen (Strobl 1994-2003) (Abb. 26)

In der vorliegenden Studie wurden verschiedene dieser Transformationen als Analysewerkzeuge eingesetzt, auf die beiden wichtigsten von ihnen soll in den folgenden Kapiteln eingegangen werden. Dabei stellte das Overlay/ die Verschneidung eine wichtige Methode zur Analyse der Flächennutzungen dar. Rechenoperationen der „*map algebra*“³¹, darunter fokale, zonale und globale Operatoren, leisten im Zusammenhang mit der Verschneidung sowie Reklassifikation von Rasterdaten einen wesentlichen Beitrag (Tomlin 1991). Darüber hinaus konnten mit deterministischen sowie statistischen Interpolationsmethoden die Abhängigkeiten eines räumlichen Sachverhaltes gegenüber der Umgebung analysiert werden.

4.2.2.1 Verschneidung und Reklassifikation

Die für die Einzugsgebietscharakterisierung wertvollen Methoden zur Analyse von Primärdaten im Sinne von Flächenbilanzen machen sowohl eine Verschneidung der Daten als auch eine Reklassifikation notwendig. Einfache Analysetechniken (*Clip*, *Merge*, *Dissolve* etc.) wurden zur Flächenbilanzierung sowohl anhand von Vektor- als auch Rasterdatenbeständen eingesetzt. Hier wurde insbesondere im Zusammenhang mit der Verschneidung von Daten des Amtlichen Topographischen Karteninformationssystems (ATKIS) eine Generalisierung der Flächenarten notwendig.

Im Gegensatz zur Rasterverschneidung ist die Vektorverschneidung mit einem rechnerisch hohen Aufwand verbunden. So werden durch Überlagerung zweier Datensätze neue Polygone in Form der „kleinsten gemeinsamen Geometrie“ gebildet, die jedoch durch Bezugnahme der Kennungen auf die ursprünglichen Flächen gekennzeichnet sind. Da durch eine eindeutige Kennung der Ausgangsobjekte auch eine relationale Bezugnahme auf die Ausgangsobjekte möglich ist, werden sämtliche Attribute dieser integrierten Themen übernommen. Ein zentrales Problem ergibt sich beim Vektoroverlay aus der jeweils vorhandenen Genauigkeit der räumlichen Datenerfassung, insbesondere in Situationen, in denen idente Linien nicht als solche auftreten und artifizielle Differenzflächen zwischen solchen Linien entstehen, sogenannte „*Pseudopolygone*“ oder „*Sliver-polygons*“. Diesem Problem wird durch die Methode der simultanen Berücksichtigung der Unschärfe während des Verschneidungsvorgang mit Hilfe eines Schwellenwertes oder durch eine nachträgliche Entfernung („*postprocessing*“) begegnet (Strobl 1994-2003).

Der Schwerpunkt der Rasterverschneidung liegt auf der Integration der Attributwerte verschiedener Themen, weniger auf Fragen der geometrischen Schnittberechnung, die sich vorwiegend auf vektoriel-

³¹ Der Begriff „Map Algebra“ oder „Kartographische Algebra“ geht vom Bestreben aus, eine formale Sprache, ähnlich der mathematisch-algebraischen Formelsprache, zu definieren, die zur Spezifikation der Verarbeitung räumlicher Informationen geeignet ist [Strobl 1988]

le Objekte bezieht. Hier steht die thematische Fragestellung im Vordergrund. Die kontinuierliche Sichtweise räumlicher Phänomene wird mit der kartographischen Algebra behandelt, welche sich in folgendes Grundschemas einteilt (Tab. 40):

Tab. 40: Grundschemas der kartographischen Algebra (vgl. Strobl 1994-2003)

Operator	Definition	Beispiel
Lokal	Transformieren oder kombinieren Geodaten an einer bestimmten Stelle im Raum ohne jegliche Berücksichtigung anderer Positionen im Untersuchungsgebiet	Jegliche Form der Zellstatistik (statistische oder arithmetische Operatoren)
Fokal/ Inkrementell	Berücksichtigen neben der aktuellen Stelle immer noch deren unmittelbare Umgebung (Kernel Maske); Inkrementelle Operatoren berücksichtigen als Sonderfall Richtungseigenschaften in der unmittelbaren Umgebung	Hangneigungsberechnung
Zonal	Aggregieren Werte eines Themas nach Zonen	durchschnittliche Hangneigungsberechnung (Wertethema) je Parzelle (Zonenthema)
Global	Berücksichtigen potenziell das gesamte Untersuchungsgebiet	Distanzanalysen

Die Analyse mittels Verschneidung kann entweder mit einem Vektor- oder Rasteroverlay durchgeführt werden. Eine Gegenüberstellung der beiden Methoden lässt Vor- und Nachteile erkennen (Tab. 41) (Strobl 1994-2003):

Tab. 41: Vor- und Nachteile von Raster- und Vektorverschneidung (vgl. Strobl. 1994-2003)

Eigenschaft	Raster	Vektor
Geschwindigkeit der Operationen	hoch	niedriger
Geometrische Probleme	selten	häufig
Rechenaufwand	niedrig	hoch
Gleichzeitige Integration vieler Themen	leicht	schwierig bis gar nicht
Einbeziehung in formale Sprachen	gut möglich	etwas schwieriger
Bewahrung hoher Auflösung/ Genauigkeit	schwer	gut möglich
Einbindung in komplexe Modelle	leichter	schwieriger
Kombination mit Optimierung u.a. Techniken	leichter	schwieriger
Verbindung mit Bild- und Fernerkundungsdaten	leichter	schwieriger
Verbindung horizontaler mit vertikalen Operatoren	leicht	schwieriger
Unabhängige Mitführung umfassender Attributsätze	schwieriger	leichter

Eine weitere Methode der räumlichen Analyse ist die Reklassifikation. Dabei werden Eingabewerte einer jeden Zelle des Rasters durch Ausgabewerte ersetzt. Dies führt dazu, dass das Raster neue Informationen trägt, Zellen gruppiert oder vereinheitlicht werden können (McCoy und Johnson 2002). Diese Funktion spielt eine herausragende Rolle im Zusammenhang mit der Risikobewertung von Flächennutzungen im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel, indem Flächennutzungsarten in entsprechende Risikokategorien eingeordnet wurden.

4.2.2.2 Punktdichteberechnungen

Neben einer Verschneidung oder Reklassifikation von Rasterdaten ist die Ermittlung von Punktdichten im GIS u.a. zur Feststellung von Konzentrationen oder Risikobereichen von besonderer Bedeutung. Generell wird zwischen einfacher Dichteschätzung (*simple density*) und *Kernel*-Dichteschätzung unterschieden (Abb. 27). In der einfachen Dichteschätzung werden Punkte, die innerhalb eines vorgegebenen Suchradius liegen, aufsummiert und durch die Größe des Suchradius dividiert.

$$\lambda_p = \frac{\text{Anzahl}[S \in C(p, r)]}{\pi r^2} \quad (1)$$

für $C(p, r)$ = Kreis des Radius r im Zentrum eines Untersuchungsraums p

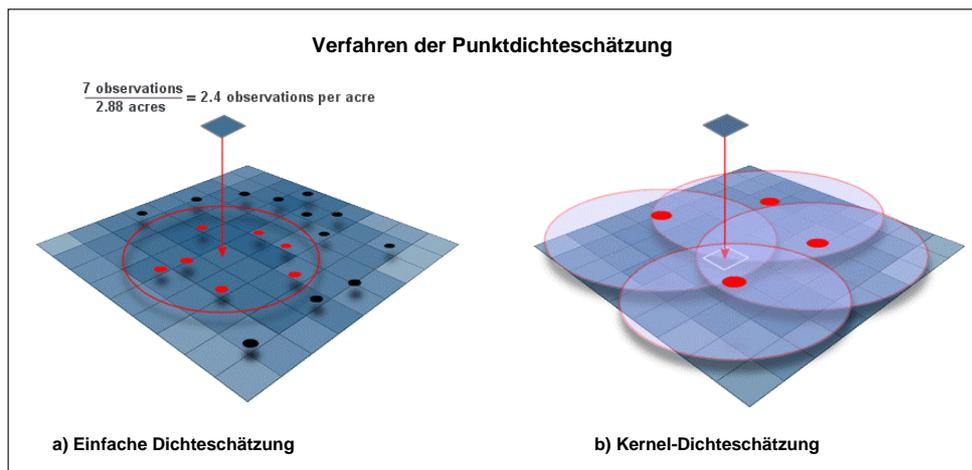


Abb. 27: Verfahren der Punktdichteschätzung (vgl. McCoy und Johnson 2002)

Das Kernel-Verfahren wurde Ende der 50er Jahre entwickelt (Rosenblatt 1956, Whittle, 1958, Parzen, 1962). Es arbeitet mit einem ähnlichen Verfahren wie die einfache Dichteschätzung, mit der Ausnahme, dass Punkte nahe des Zentrums des Suchradius einer Rasterzelle höher gewichtet werden als solche nahe dessen äußerer Grenze. Für jeden Punkt wird eine symmetrische Kernel Funktion gerechnet, die eine Normalverteilung darstellt (Abb. 28).

$$g(x_j) = \sum \left\{ [W_i \cdot I_i] \cdot \frac{1}{h^2 \cdot 2\pi} \cdot e^{-\left[\frac{d_{ij}^2}{2 \cdot h^2}\right]} \right\} \quad (1)$$

d_{ij} = Distanz zwischen einem Ereignisort und irgendeinem Referenzpunkt in der Region

h = die Standardabweichung der Normalverteilung (der Suchradius)

W_i = Gewichtung und I_i = Intensität

Die zugrunde liegende Dichtefunktion wird durch das Aufsummieren der individuellen Kernel-Funktionen geschätzt, um eine kumulative Dichtefunktion zu erhalten (Abb. 28).

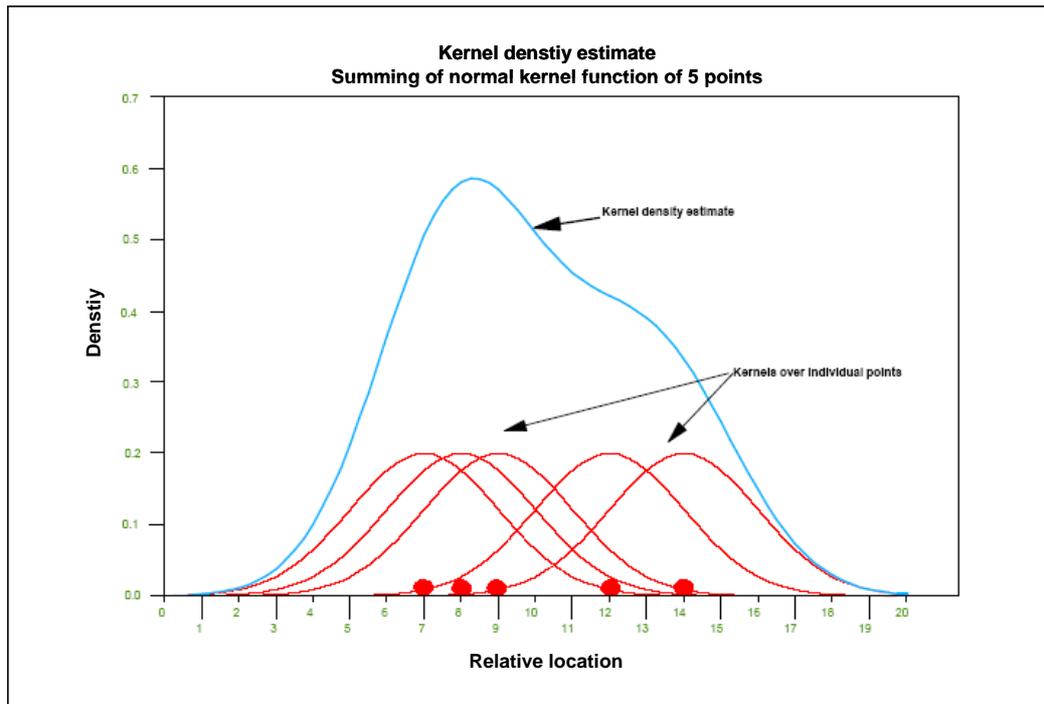


Abb. 28: Prinzip der Kernel density Schätzung (nach Levine 2002)

Das Ergebnis ist eine interpolierte geglättete Rasteroberfläche (Bailey 1998, O'Sullivan und Unwin 2003, Mitchell 1999). „Here the smoothed value at any point is essentially estimated by a weighted average of all other values, with the weights arising from a probability distribution centred at that point and referred to as the kernel“ (Bailey 1998: 27).

Das Ausmaß der Glättung wird über den Suchradius eingestellt. Es gibt seither eine Vielzahl von Kernel Funktionen, die von der Funktion der Normalverteilung (Kelsall und Diggle 1995) - als üblichste Variante - abweichen, wie die Dreiecksfunktion (*triangular function*) (Burt und Barber 1996) und die biquadratische Funktion (*quartic function*) (Bailey und Gatrell 1995). Eine Erweiterung dieses Kernel-density-Verfahrens ist die so genannte angepasste Kernel-density-Schätzung, bei der der Suchradius automatisch im Untersuchungsgebiet variiert wird, um den Effekt einer weiteren Variablen, z.B. Bevölkerungszahl, zu erklären. Kernel-density-Methoden sind mittlerweile in vielen GIS-Software-Produkten implementiert (z.B. ArcGIS-Extension Spatial Analyst®).

4.2.2.3 Räumliche Interpolationsverfahren

Für das Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel liegen Ergebnisse für verschiedene ausgewählte Probenahmestellen vor, die jährlich vom Staatlichen Umweltamt, vom Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn sowie vom TZW Karlsruhe untersucht werden. Dazu zählen Daten zu Grundwasserständen, aber auch Analyseergebnisse aus den einzelnen Messprogrammen. So stehen für ausgewählte Risikoparameter eine Vielzahl von punktuellen Messergebnissen im Trinkwasserschutzgebiet zur Verfügung, die durch räumliche Interpolationsverfahren auch für nicht beprobte Orte aus den vorhandenen Messergebnissen geschätzt werden können.

Die räumliche Interpolation ist ein Verfahren, mit welchem unbekannte Werte einer Variablen an nicht beprobten Orten aus erhobenen Daten geschätzt werden können, mit dem Ziel, aus einigen wenigen punktuellen Messungen ein möglichst gutes Bild und Verständnis der räumlichen Variation themati-

scher Oberflächen in einem Untersuchungsgebiet zu erlangen. „*Spatial interpolation is the prediction of values of a variable distributed in space at unsampled locations from measurements made at regularly or irregularly distributed sampled locations within the same area* (Burrough und McDonnell 1998). Die grundlegende Annahme, bezeichnet als räumliche Autokorrelation und durch Tobler (1970) postuliert, beruht auf der Tatsache, dass räumlich nah bei einander liegende Werte ähnlich sind und dass diese Ähnlichkeit mit zunehmender Distanz der Werte abnimmt (O’Sullivan und Unwin 2003, Stalleicken et al. 2004). „...*everything is related to everything else, but near things are more related than distant things.*“ (Tobler 1970). Das Ergebnis einer solchen räumlichen Interpolation ist eine diskrete, stetige Oberfläche, ein Raster, welches räumliche Variationen im Raum, wie z.B. Grundwasseranalysen, darstellt. In den meisten Interpolationsverfahren kann die Anzahl der Messstellen gesteuert werden. D.h. wenn die Berechnung auf fünf Punkte begrenzt wird, werden nur die fünf nächst gelegenen Punkte in der Interpolation berücksichtigt. Darüber hinaus ist es möglich, einen Suchradius festzulegen, indem alle in diesem Radius befindlichen Punkte in die Interpolation miteinbezogen werden (Abb. 29).

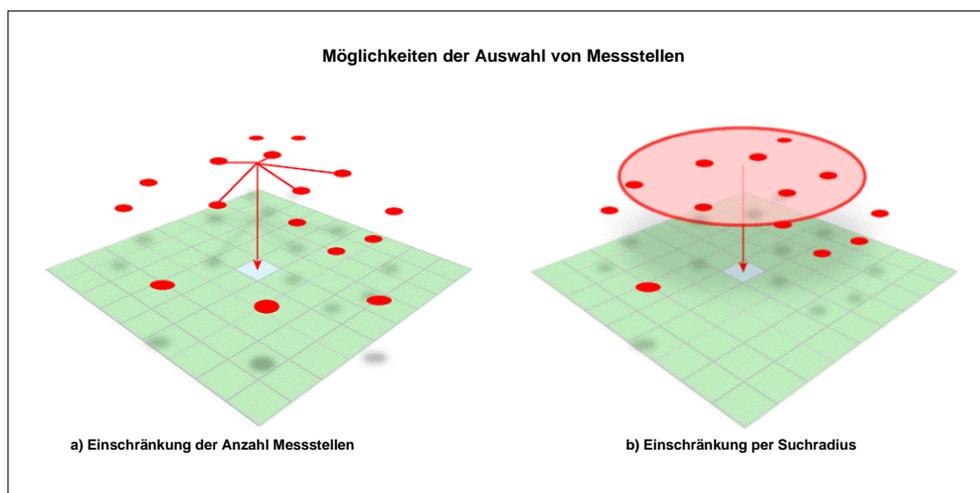


Abb. 29: Möglichkeiten der Auswahl von Messstellen bei der Interpolation (vgl. Johnston et al. 2001)

Diese empirisch vorliegenden Stützpunkte der Interpolation sollen möglichst über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt sein, so dass umgebende Stützpunkte als Interpolation bezeichnet werden, ein nach außen hin fortgeschriebener räumlicher Trend wird hingegen als Extrapolation bezeichnet (Sonntag 2003). Um stabile Ergebnisse innerhalb des Untersuchungsgebietes zu erhalten, müssen auch außerhalb Stützpunkte festgelegt sein. Tendenziell ist mit einer größeren Zahl von Stützpunkten eine Zunahme der Glättung der Oberfläche zu erwarten.

In der Literatur gibt es verschiedene Möglichkeiten, räumliche Interpolationsverfahren zu klassifizieren (Goodchild 2003). Die häufigste Verwendung findet die Einteilung in deterministische und geostatistische Verfahren, letzteren liegt ein geostatistisches Modell zugrunde. Dabei gehen die jeweiligen Interpolationstechniken von verschiedenen Annahmen aus, die zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Allen deterministischen Interpolationsmethoden ist gemeinsam, dass unter den einmal festgelegten Annahmen nur eine wiederholbare Oberfläche interpoliert werden kann. Unterschieden werden *lokale* räumliche Interpolationsmethoden (z.B. *Inverse Distance Weighting*), die jeweils eine zu definierende Umgebung des zu schätzenden Punktes berücksichtigen, oder *globale* Techniken (z.B. Trendoberflächenanalyse), bei denen alle Stützpunkte des zu schätzenden Punktes als Grundlage für die Interpolation herangezogen werden und die Schätzung einzelner Punktwerte in den Hintergrund tritt

tritt (Sonnentag 2003). Darüber hinaus unterscheidet man *exakte* von *approximativen* Interpolatoren, die in Abhängigkeit von der Genauigkeit der gemessenen Werte ausgewählt werden. Sind Messwerte nur ungenau und variieren im Untersuchungsgebiet stark, ist es sinnvoll, sich empirischen Messwerten lediglich anzunähern (Strobl 1994-2003).

In der Polygon-Methode wird der Beobachtungsvariablen an einem unbeprobten Ort der nächstgelegene gemessene Wert zugeordnet, d.h. das Untersuchungsgebiet wird durch die Interpolation in Polygone aufgeteilt (*Thiessen-Polygone*), die jeweils aus den Punkten bestehen, die dem beprobten Ort am nächsten liegen. Innerhalb dieser Polygone ist die geschätzte Werteoberfläche konstant, an den Übergängen entstehen Sprungstellen (Artefakte), die im starken Gegensatz zu realen Bedingungen stehen (Hinterding 2001b).

Inverse Distance Weighting (IDW) zählt zu den lokalen exakten räumlichen Interpolationsmethoden, die eine über einen Radius oder eine bestimmte Anzahl von Punkten zu definierende Umgebung des zu schätzenden Punktes spezifizieren. Aus allen diesen Punkten wird der Schätzwert als gewichtetes Mittel berechnet.

$$z^*(x_0) = \frac{\sum_m^n z(x_i) * d_{0i}^{-p}}{\sum^n d_{0i}^{-p}}$$

mit:

$z^*(x_0)$ = geschätzter Wert einer Variablen an einem unbeprobten Ort x_0

$z(x_i)$ = gemessener Wert einer Variablen an einem beprobten Ort x_i

x_i = beprobter Ort

x_0 = unbeprobter Ort

d_{0i} = Distanz zwischen beprobtem und unbeprobtem Ort

p = power = 1

Über die Stärke (*power*) kann die Gewichtung der Distanz gesteuert werden, d.h. aus Power $\rightarrow \infty$ resultiert eine Konzentration auf die nächst gelegenen Punkte, und die Oberfläche erscheint weniger geglättet.

Im Gegensatz zur IDW-Technik, welche die Werte der beprobten Orte mittelt, wird mit der *Spline-Interpolation* (exakt, lokal) anhand einer mathematischen Anpassungsfunktion eine starke Glättung der Oberfläche erreicht. Dabei wird jeweils die Umgebung eines zu interpolierenden Punktes herangezogen und daraus ein Teilabschnitt einer Oberfläche geschätzt, der sich mit minimalem Krümmungsradius an diese Umgebung anpasst, der Übergang jedoch glatt erfolgen sollte (Strobl 1994-2003). Diese Methode funktioniert nicht sehr gut, wenn die Stützpunkte nahe beieinander liegen und große Unterschiede aufweisen. Sie sollte lediglich im Rahmen einer Anpassung an gleichmäßig verlaufende Oberflächen, wie Erhebungen oder Grundwasserständen, angewendet werden. In der vorliegenden Studie wurde die *Spline-Interpolation* im Rahmen der Schätzung von Grundwasserstandshöhen an unbeprobten Orten eingesetzt. Dabei war zu beachten, dass Messfehler im Voraus korrigiert wurden,

da sie die Interpolation negativ beeinflussen. Zusätzliche Gewichtungsfaktoren steuern außerdem die Glättung der Oberfläche, d.h. je höher der Faktor, desto stärker tritt der Glättungseffekt hervor.

Dieser Auswahl deterministischer, nichtstatistischer Interpolationsverfahren stehen die geostatistischen Verfahren gegenüber, deren Gruppe als *kriging*, benannt nach dem südafrikanischen Bergbauingenieur D.G. Krige, bezeichnet wird. Während bei deterministischen Verfahren intuitive Annahmen ohne Bezug zu den realen Daten gemacht werden, werden bei geostatistischen Verfahren die Gewichte im geostatistischen Modell so optimiert, dass der Schätzer im Mittel den wahren Wert schätzt. „*The main difference is, that kriging starts from a statistical model of Nature, rather than a model of the interpolating function*“ (Chilès und Delfiner 1999). Ein wesentliches Konzept des Kriging-Verfahrens ist die Theorie der regionalisierten Variablen (Journel und Hujbregts 1978, Mathéron 1971). Die ortsabhängige Variable z nimmt an jeder Stelle des dreidimensionalen Raumes einen anderen Wert an. Die Veränderung von Ort zu Ort kann vollständig erratisch, unstetig, aber auch kontinuierlich sein, so dass die Gesamtheit der Veränderungen weder statistisch vollständig erfassbar noch mathematisch-deterministisch durch exakte Formeln beschreibbar ist. Dennoch ist hinter dieser Variabilität eine Struktur erkennbar, die zeigt, dass im Mittel Werte von nah benachbarten Punkten ähnlicher sind als von weit entfernten. Unter Berücksichtigung der Aspekte Zufälligkeit und Strukturabhängigkeit kann die ortsabhängige Variable als Realisierung einer bestimmten Zufallsfunktion gesehen werden (Akin und Siemes 1988). Der Kriging-Schätzer z_0^* stellt eine Linearkombination gewichteter Probenwerte z_i aus n benachbarten Messpunkten x_i dar (Schafmeister 1999):

$$z_0^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i) \text{ mit:}$$

$z(x_1), \dots, z(x_n)$ = Werte der Beobachtungsvariablen an den Orten x_1, \dots, x_n

λ_i = Gewichte des Kriging-Schätzers.

Die Gewichte des Kriging-Schätzers für den unbekanntem Wert z_0 werden so bestimmt, dass der Schätzfehler im Mittel gleich Null ist und die Varianz des Schätzfehlers minimal ist. Dabei ist der Schätzfehler definiert als:

$$F(x_0) = z_0 - z_0^* = z_0 - \sum \lambda_i z(x_i)$$

Kriging liefert den besten Schätzwert (B.L.U.E. = Best Linear Unbiased Estimator). Der Schätzfehler ist abhängig von den Gewichten λ_i , auf deren Bestimmung hier nicht weiter eingegangen werden soll. Mit Hilfe des Variogramms kann der Erwartungswert des quadratischen Fehlers verkürzt ausgedrückt folgendermaßen errechnet werden³²:

$$\varphi = \text{Var}(Z_0^* - Z_0) - 2\mu\left(\sum_{i=1}^n \lambda_i - 1\right)$$

Diese Kriging-Schätzvarianz σ_K^2 für Punktschätzungen ergibt schließlich:

³² Zur ausführlichen Darstellung der Berechnungen siehe Schafmeister 1999

$$\sigma_K^2 = \text{Var}(z_0^* - z_0) = \mu + \sum_{i=1}^n \lambda_i \gamma(x_i - x_0)$$

Es gibt verschiedene Kriging-Varianten (*ordinary kriging*, *universal kriging*, *kriging with external drift*), von denen in der vorliegenden Studie das *ordinary kriging* angewendet wurde. Bei dieser Kriging-Variante geht man von einem unbekanntem, aber konstanten Mittelwert aus, d.h. die Messwerte unterliegen keinem regionalen Trend. Die Kriging-Gewichte zur Berechnung des gewichteten Mittelwertes werden mit Hilfe des Variogramms/ Semivariogramms, der Geometrie des Messnetzes und der Lage des zu schätzenden Punktes aufgestellt (Hötzl und Withüser 1999). Zur Bestimmung des Maßes des räumlichen Zusammenhangs zwischen zwei ortsbezogenen Zufallsvariablen wird das (Semi)Variogramm herangezogen (Abb. 30). Es wird dabei zunächst das experimentelle Variogramm berechnet, um diesem schließlich ein geeignetes theoretisches Modell anzupassen. Zur Berechnung des experimentellen Variogramms wird das Maß der mittleren Streuung eines Messpunktes mit jedem anderen Messpunkt innerhalb eines bestimmten Abstandes herangezogen. Da die Messstellen in der Regel keine regelmäßigen Abstände aufweisen, müssen Toleranzbereiche (1/2 des Abstandsvektors) definiert werden, innerhalb derer die Messwerte zur Berechnung herangezogen werden. Darüber hinaus gibt es die Möglichkeit, Richtungstoleranzen einzustellen.

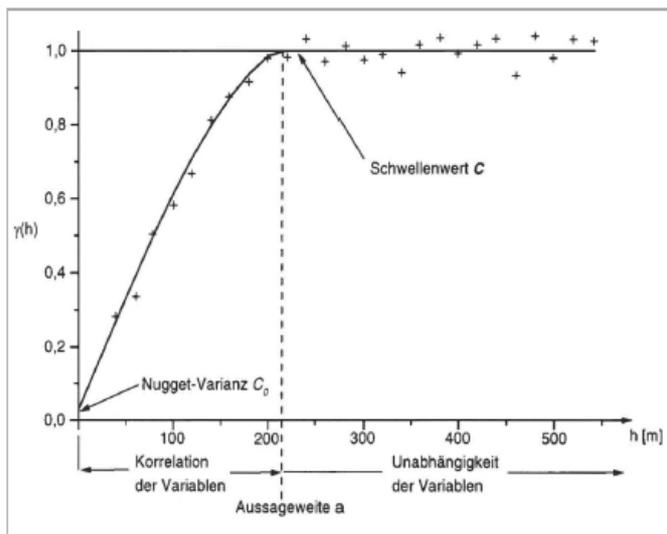


Abb. 30: Generalisierte Darstellung eines Semivariogramms (Hötzl und Withüser 1999)

Die wichtigsten Elemente eines Variogramms sind die Nugget-Varianz (*nugget effect*), der Schwellenwert (*sill*) und die Aussagenweite (*range*). Als Nugget-Varianz wird der Schnittpunkt des Variogramm-Modells mit der Ordinate bezeichnet, der im Idealfall Null ist. Weicht dieser Wert von Null ab, ist dies ein Hinweis auf Mess- oder Analysefehler oder aber eine Zunahme der mittleren Varianz auf engstem Raum (Schafmeister 1999). Bei Variablen mit einem räumlichen Zusammenhang ergibt in der Regel eine Zunahme der mittleren Entfernung der Erhebungspunkte auch eine Zunahme der mittleren Varianz ihrer Werte. Ab einer gewissen Entfernung wird ein Schwellenwert erreicht, ab dem die Varianz nicht mehr zunimmt. Innerhalb dieser Entfernung sind die Werte zweier Punkte voneinander abhängig. Ist die Aussagenweite sehr klein, so sind die betrachteten Werte fast unabhängig voneinander, der *Krige-Schätzer* nähert sich dem arithmetischen Mittelwert (Hinterding 2001a). Um die so dargestellte und berechnete Variabilität der Variablen für eine Interpolation nutzbar zu machen, muss an das experimentelle Variogramm ein theoretisches angepasst werden. Zu den selten verwendeten Modellen ohne Schwellenwert gehören das lineare Modell, das Potenzmodell sowie das logarithmische Modell. Zu den klassischen Modellen, die in einen Schwellenwert aufweisen zählt das sphärische, das exponentielle sowie das Gaußsche Modell. Die Anpassung einer geeigneten mathematischen Modellfunktion

Die wichtigsten Elemente eines Variogramms sind die Nugget-Varianz (*nugget effect*), der Schwellenwert (*sill*) und die Aussagenweite (*range*). Als Nugget-Varianz wird der Schnittpunkt des Variogramm-Modells mit der Ordinate bezeichnet, der im Idealfall Null ist. Weicht dieser Wert von Null ab, ist dies ein Hinweis auf Mess- oder Analysefehler oder aber eine Zunahme der mittleren Varianz auf engstem Raum (Schafmeister 1999). Bei Variablen mit einem räumlichen Zusammenhang ergibt in der Regel eine Zunahme

erfolgt visuell interaktiv, wobei die Aussagekraft der Variogrammanalyse mit der Anzahl der Daten steigt (Hötzl und Witthüser 1999).

Zusammenfassend wird in Abb. 31 die generelle Vorgehensweise bei der Kriging-Interpolation dargestellt:

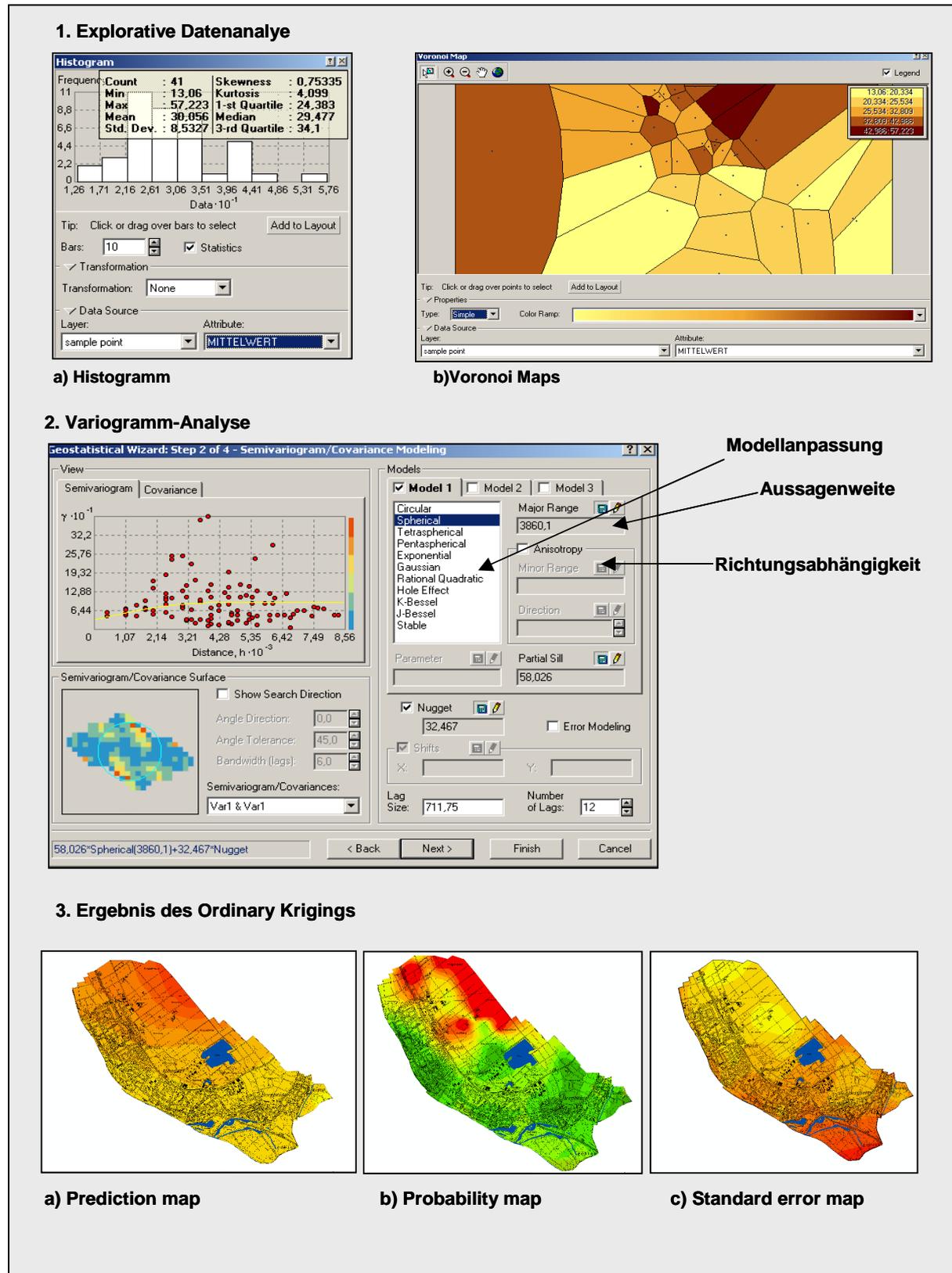


Abb. 31: Vorgehensweise bei der Kriging-Interpolation (eigene Darstellung)

Mit dem *Ordinary Kriging* kann ebenso die Wahrscheinlichkeit einer Grenzwertüberschreitung geschätzt werden (*probability map*). In der obigen Abbildung erscheinen alle Bereiche rot, bei denen die Wahrscheinlichkeit einer Grenzwertüberschreitung groß ist. Überdies kann anhand des *Standard error mappings* der Standardfehler (hier: Quadratwurzel der Krigingvarianz) abgebildet werden. Eine abschließende Validierung der Güte der Schätzung wird mit Hilfe der Kreuzvalidierung (*crossvalidation*) erreicht, indem mit dem gewählten Schätzverfahren oder Funktionsmodell interpoliert wird, wobei jeweils ein Punkt entfernt ist und für diesen Punkt aus den anderen Stützpunkten geschätzt wird (Abb. 32).

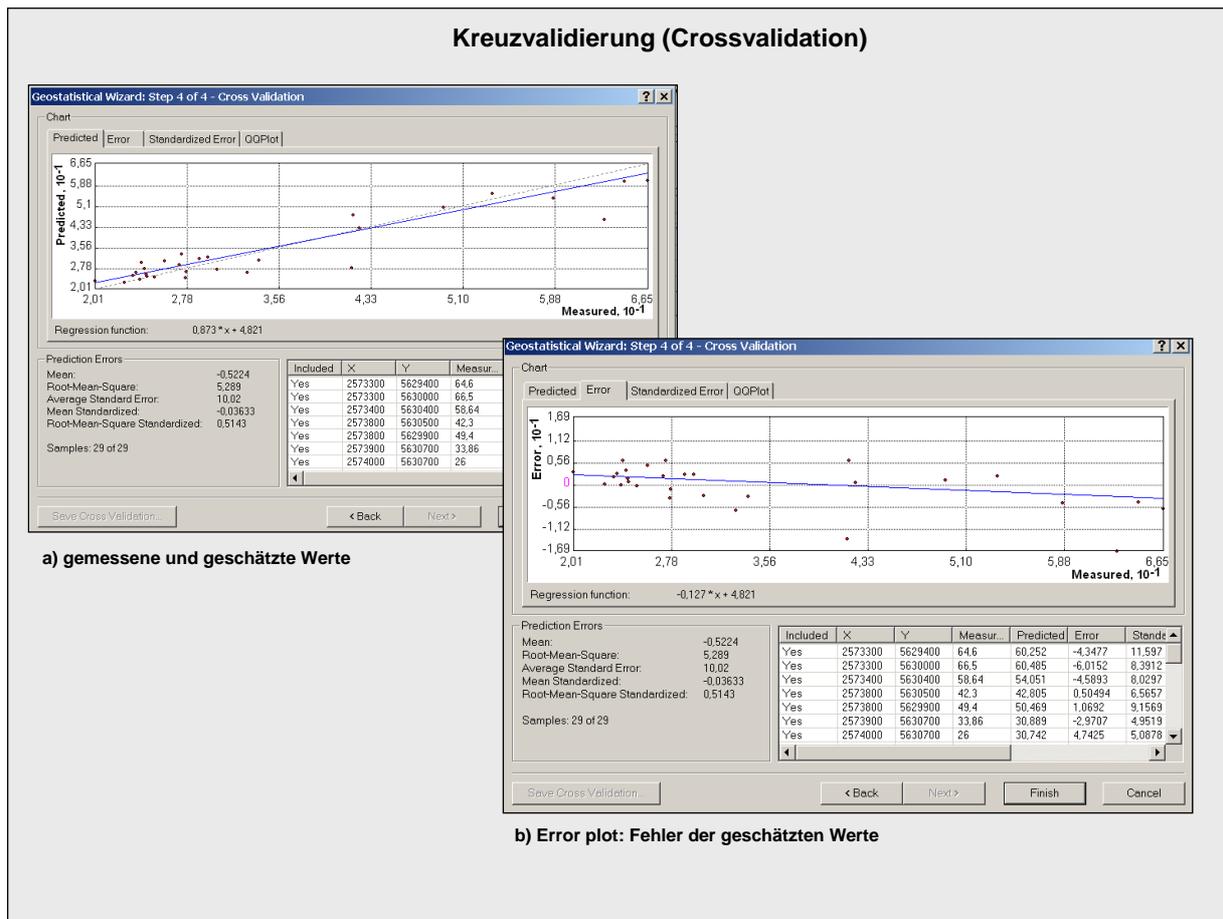


Abb. 32: Mögliche Ergebnisse der Kreuzvalidierung

Da der wahre Wert an der Position bekannt ist, können über den geschätzten Wert Abweichungen (Residuen) berechnet werden. Es handelt sich um ein ideales Kriging Modell, wenn die in Abb. 32a blaue Linie genau auf der diagonalen, schwarzen Linie liegt.

In Kap.5 werden nun die hier beschriebenen Methoden und Werkzeuge des GIS im Rahmen des WSP eingesetzt.

5. Realimplementierung des Wassersicherheitsplans für die Stadtwerke Niederkassel

5.1 Vorbereitende Schritte

Die Realimplementierung des WSP für die Stadtwerke Niederkassel erfolgt mittels der unter Kap. 4.1 in Abb. 20 dargestellten Vorgehensweise. Zu den vorbereitenden Schritten des WSP gehört die Aufstellung eines WSP-Teams. Während in größeren Unternehmen das WSP-Team multidisziplinär mit verschiedenen Kernkompetenzen ausgestattet ist, besteht das WSP-Team in kleineren Unternehmen, wie der Stadtwerke Niederkassel aus einem überschaubaren, einfach zusammengesetzten Team, welches auch externe Berater miteinbezieht.

Tab. 42: Zusammensetzung des WSP-Teams bei den Stadtwerken Niederkassel

Teammitglied	Aufgabe im Unternehmen	Aufgaben innerhalb des WSP-Teams	Unternehmen/ Einrichtung
Technischer Leiter der Stadtwerke Niederkassel und Vertretung und dessen Vertreter	Technischer Leiter für alle technischen Aufgaben des Wasserwerksbetriebes (Wasserwerk, Rohrnetz, Hausanschlüsse etc.)	Leiter des WSP-Teams Koordination und Lenkung	Stadtwerke Niederkassel
Beratendes Unternehmen (1-2 Personen)	Erstellung jährlicher Berichte zu Grundwasser-, Rohwasser- und Bodenuntersuchungen, Bearbeitung von Gutachten etc.	Gefährdungsanalyse und Risikobewertung sowie Expertise zur betrieblichen Überwachung	TZW Karlsruhe
Überwachungsbehörde (1-2 Personen)	Grund- und Rohwasserüberwachung	Überwachung der Grund- und Rohwasserqualität	STUA Bonn u. Untere Wasserbehörde
	Trinkwasserüberwachung	Überwachungsinstitution für die Trinkwasserqualität	Gesundheitsamt Rhein-Sieg-Kreis
Hygiene-Institut (1 Person)	Routinemäßige Grundwasser- und Rohwasseruntersuchungen, hygienische Beratung	Überwachung der Roh- und Trinkwasserqualität, sowie hygienische Beratung	Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit Bonn
Landwirtschaftlicher Berater (1 Person)	Beratung der Landwirte im Rahmen der Kooperationsvereinbarung, Grundwasser- und Bodenuntersuchungen	Beratung der Landwirte, Begleitung der betrieblichen Maßnahmen im Rahmen der Kooperationen	Landwirtschaftskammer Rheinland

Die in Tab. 42 genannten Institutionen sind maßgeblich an der Entwicklung des WSP der Stadtwerke Niederkassel beteiligt. Moderator und Koordinator des WSP-Teams und somit direkter Ansprechpartner ist der Technische Leiter der Stadtwerke Niederkassel. Voraussetzung für die Beschreibung der Wasserversorgung und insbesondere des Einzugsgebietes ist das von den verschiedenen Institutionen erhobene Datenmaterial, welches zentral erfasst und in den WSP integriert wurde. Die Beschreibung der Wassernutzung als ein weiterer vorbereitender Schritt des WSP erfolgt in Kap. 5.2.

5.2 Beschreibung der Wasserversorgung und des Einzugsgebiets

Bevor mit der Gefährdungsanalyse im Einzugsgebiet begonnen werden kann, muss Klarheit über die Organisation des Unternehmens, insbesondere die Verantwortlichkeiten und Ansprechpartner im Falle eines Störfalls, herrschen. Für die Stadtwerke Niederkassel wurden gemäß der Vorgaben des DVGW Regelwerks (Arbeitsblatt W 1000, W 1010, W 1050) die Unternehmensorganisation dokumentiert sowie Elemente des bereits vorhandenen Maßnahmeplans (z.B. verwundbare Einrichtungen, Risikopopulation) in das GIS integriert. Eine umfassende Einzugsgebietscharakterisierung mit Hilfe von GIS

dient als Voraussetzung für die Gefährdungsabschätzung. Einen wesentlichen Beitrag leistet in diesem Zusammenhang die systematische Erhebung, Erfassung und Dokumentation von Daten und Informationen verschiedenster Institutionen.

5.2.1 Organisation und Störfallmanagement

Die Stadtwerke Niederkassel gehören als Eigenbetrieb zu den wirtschaftlichen Unternehmen der Stadt Niederkassel (Eigenbetrieb im Sinne der Eigenbetriebsverordnung des Landes NRW). Trotz der umfangreichen Aufgaben im Wasserversorgungs- und Abwasserbereich ist das Unternehmen recht übersichtlich strukturiert. Zur Darstellung des Unternehmensaufbaus wurde die Form eines einfachen Organigramms gewählt. Dies ist in Abb. 33 stark vereinfacht dargestellt. Diese macht die Differenzierung technischer und kaufmännischer Aufgaben deutlich. Der technische Bereich unterteilt sich nochmals in den Bereich Wasserversorgung und Abwasserentsorgung. Für jede Abteilung oder Unterabteilung ist der/die Verantwortliche mindestens anhand der Telefonnummer und e-Mail-Adresse auf dem Organigramm dokumentiert. Alle weiteren Einzelheiten sind im Maßnahmenplan der Stadtwerke Niederkassel, der gemäß § 16 der ab 01.01.2003 in Kraft getretenen Trinkwasserverordnung 2001 mit dem Gesundheitsamt abgestimmt wurde, eingetragen. Der Maßnahmenplan ist im Rahmen des WSP dann von Nutzen, wenn er übersichtlich die Verantwortlichkeiten, ihre Aufgaben und Erreichbarkeit aufführt und, wenn notwendig, unmittelbar aktualisiert. Eine wichtige Ergänzung im Rahmen des WSP, die der Maßnahmenplan der Wasserversorgungsunternehmen in der Regel nicht umfasst, sind die Stellenbeschreibungen der verantwortlichen Mitarbeiter.

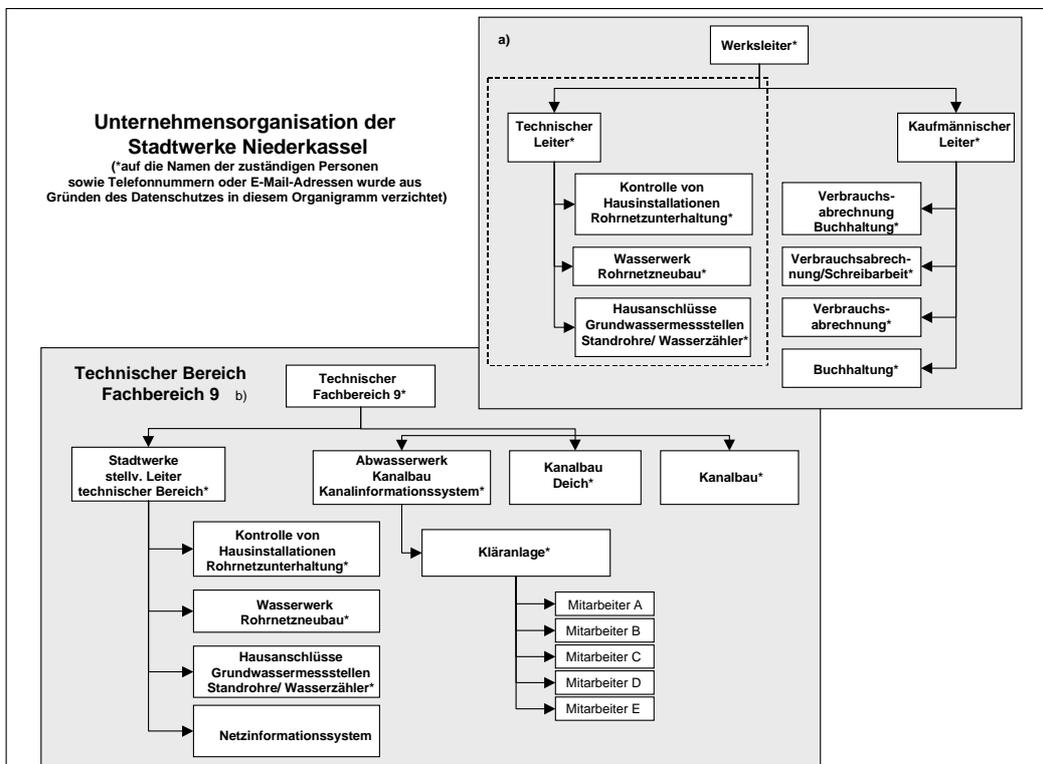


Abb. 33: Organisation der Stadtwerke Niederkassel (eigene Darstellung)

Um eine zügige Wiederherstellung der Trinkwasserbeschaffenheit im Störfall gewährleisten zu können, wird die Erstellung eines Störfallplanes empfohlen Kap. 2.1.1. Auch dieser spielt im Rahmen des WSP der Stadtwerke Niederkassel eine herausragende Rolle (Abb. 34):

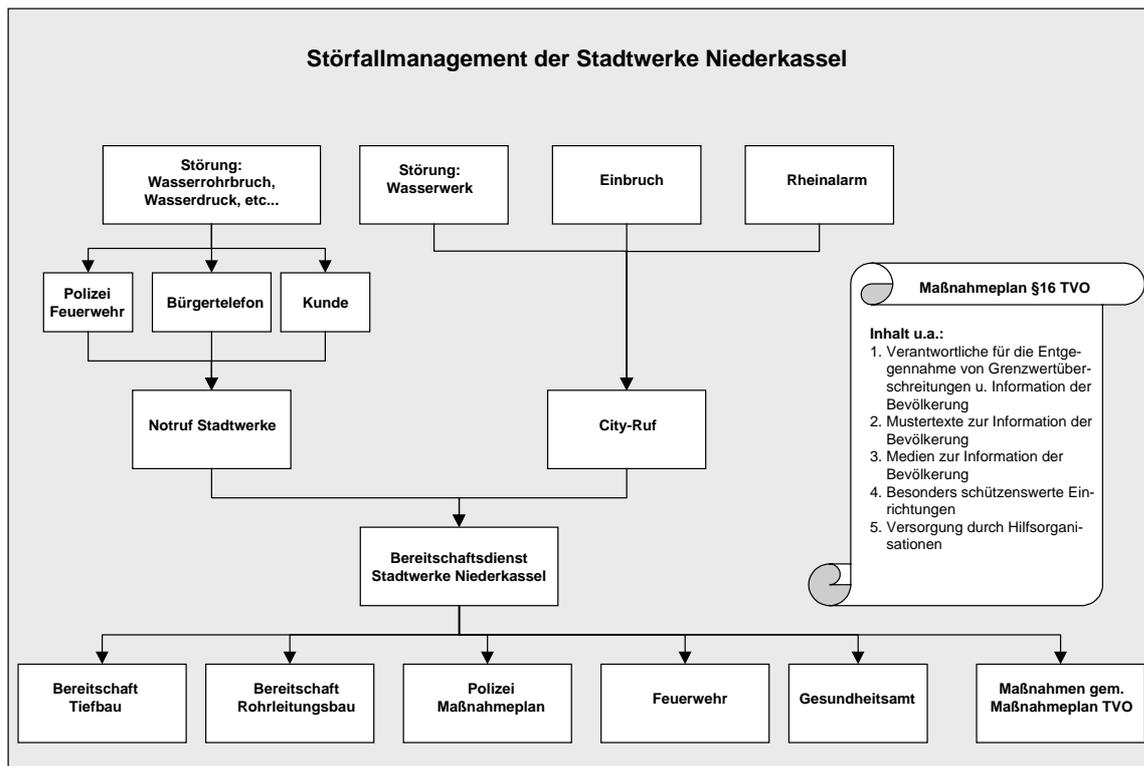


Abb. 34: Störfallmanagement der Stadtwerke Niederkassel als Bestandteil des WSP

Im Falle eines Störfalles ist ein Verantwortlicher des Bereitschaftsdienstes für die Übermittlung von Mitteilungen über Grenzwertüberschreitungen bestimmt worden. Eine Störung durch Wasserrohrbruch, Wasserdruck etc. wird über den Notruf oder den City-Ruf an den Bereitschaftsdienst weitergeleitet. Seit Einrichtung des Prozessleitsystems wird eine Störung automatisch an den technischen Leiter oder den Bereitschaftsdienst gemeldet. Dieser informiert dann die für den Störfall maßgeblichen Institutionen und Personen, die im Maßnahmeplan niedergeschrieben wurden. Dieser enthält darüber hinaus wichtige Adressen von Massenmedien. Ist der Störfall eng eingrenzbar, erfolgt die Information der Bevölkerung durch Handzettel oder persönliche Gespräche. Adressen besonders sensibler Einrichtungen (Schulen, Tagesstätten, Altenheime, Lebensmittelbetriebe) sind ebenfalls im Maßnahmeplan aufgeführt. Theoretisch kann einer der drei Trinkwasserbrunnen allein die Grundversorgung der Bevölkerung der Stadt Niederkassel gewährleisten. Ist jedoch eine Versorgung aus keinem der drei Brunnen möglich, besteht die Möglichkeit einer Notversorgung (150 m³/h) von den Stadtwerken Troisdorf (Volz 2003). Bei geringen Verunreinigungen ist eine Trinkwasserdesinfektion mit Chlorgas im Maßnahmeplan festgeschrieben. Ist eine Trinkwasserversorgung über das Rohrnetz auszuschließen, sind im Maßnahmeplan Hilfsorganisationen vermerkt, die im Bedarfsfall die Bevölkerung mit mobilen Trinkwasserbehältern versorgen.

Im Rahmen des WSP stellen das Störfallmanagement und der Maßnahmeplan der Stadtwerke Niederkassel einen wesentlichen Bestandteil bei der systematischen Ermittlung von Verantwortlichkeiten und Arbeitsabläufen dar. Je ausführlicher einzelne Verantwortlichkeiten festgelegt sind, desto geringer ist der Aufwand im Rahmen des WSP.

5.2.2 Die Struktur der Wasserversorgung

Zur Beschreibung des Wasserversorgungssystems mit besonderem Schwerpunkt auf dem Trinkwassereinzugsgebiet wurde einerseits ein Fließdiagramm ausgewählt, andererseits das vorhandene Datenmaterial ins GIS implementiert. Zur systematischen Darstellung der Prozesse, insbesondere der Trinkwasseraufbereitung der Stadtwerke Niederkassel, wurde in Zusammenarbeit mit dem technischen Leiter der Stadtwerke Niederkassel ein einfaches Prozessdiagramm entworfen (Abb. 35):

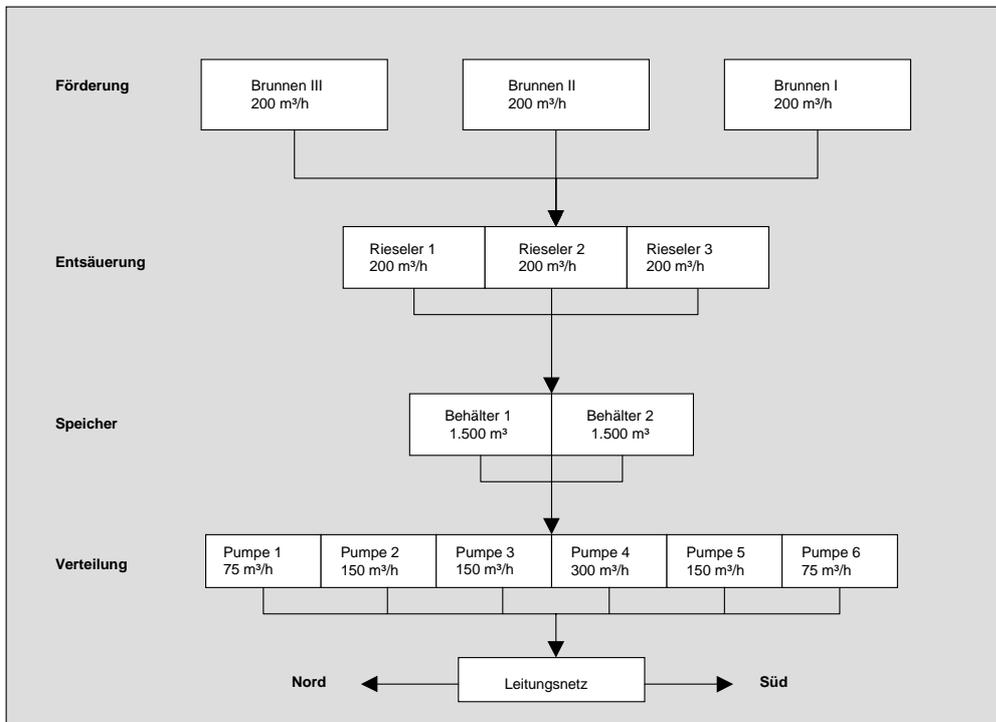


Abb. 35: Prozessdiagramm der Wasserversorgung der Stadtwerke Niederkassel

Es handelt sich hierbei um ein recht einfaches strukturiertes Versorgungssystem. Gegenwärtig wird gemäß dem wasserrechtlichen Bescheid Grundwasser aus zwei Brunnen (Brunnen I und II) gefördert, welches als Trink-, Brauch- und Feuerlöschwasser verwendet werden darf.

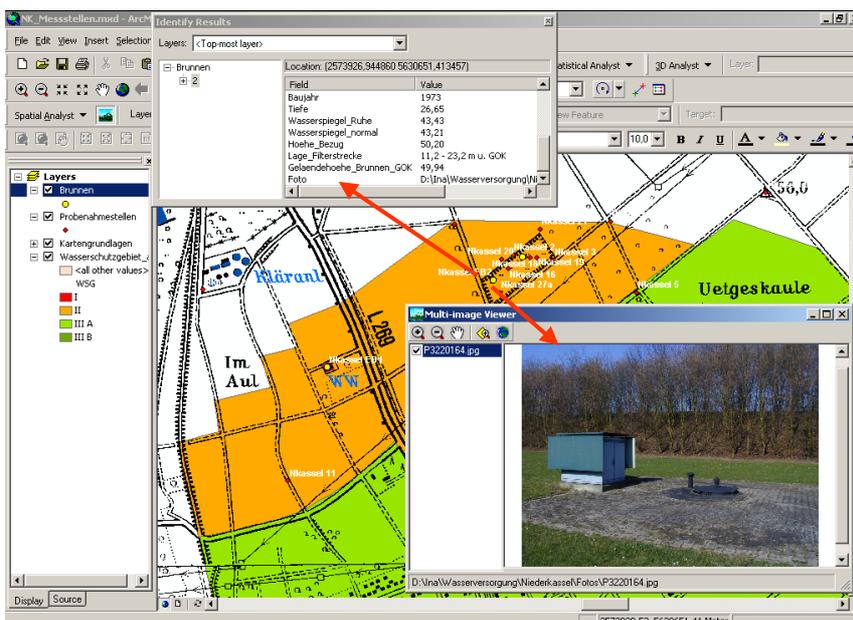


Abb. 36: Erfassung der Brunnenendaten im GIS

Seit dem Jahr 2005 haben die Stadtwerke Niederkassel ein Prozessleitsystem installiert, das eine stete Überwachung der Prozesse im Wasserwerk ermöglicht. Daten zu den Brunnenanlagen sind im GIS hinterlegt (Abb. 36). Eine Zusammenfassung der wichtigsten technischen Daten des Wasserversorgungsunternehmens findet sich im Anhang 10.1.

Die maximale Fördermenge laut Wasserrecht beläuft sich auf 3.000.000 m³/a für beide Förderbrunnen, von denen allein Brunnen 2 etwa 2.200.000 m³/a (8.000 m³/d und 400 m³/h) fördert. Als Aufbereitungsmaßnahme findet lediglich eine Entsäuerung durch Austrag von Kohlendioxid zur Regulierung des pH-Wertes statt. Dies geschieht über drei Rieseler mit einer Querschnittsfläche von je 2 m² und einer Höhe von 2 m. Grundsätzlich werden zwei Rieseler mit je 200 m³/h gefahren. Das aufbereitete Wasser wird über zwei Wasserspeicher in das Leitungsnetz gefördert (TZW 2003)(Abb. 37).

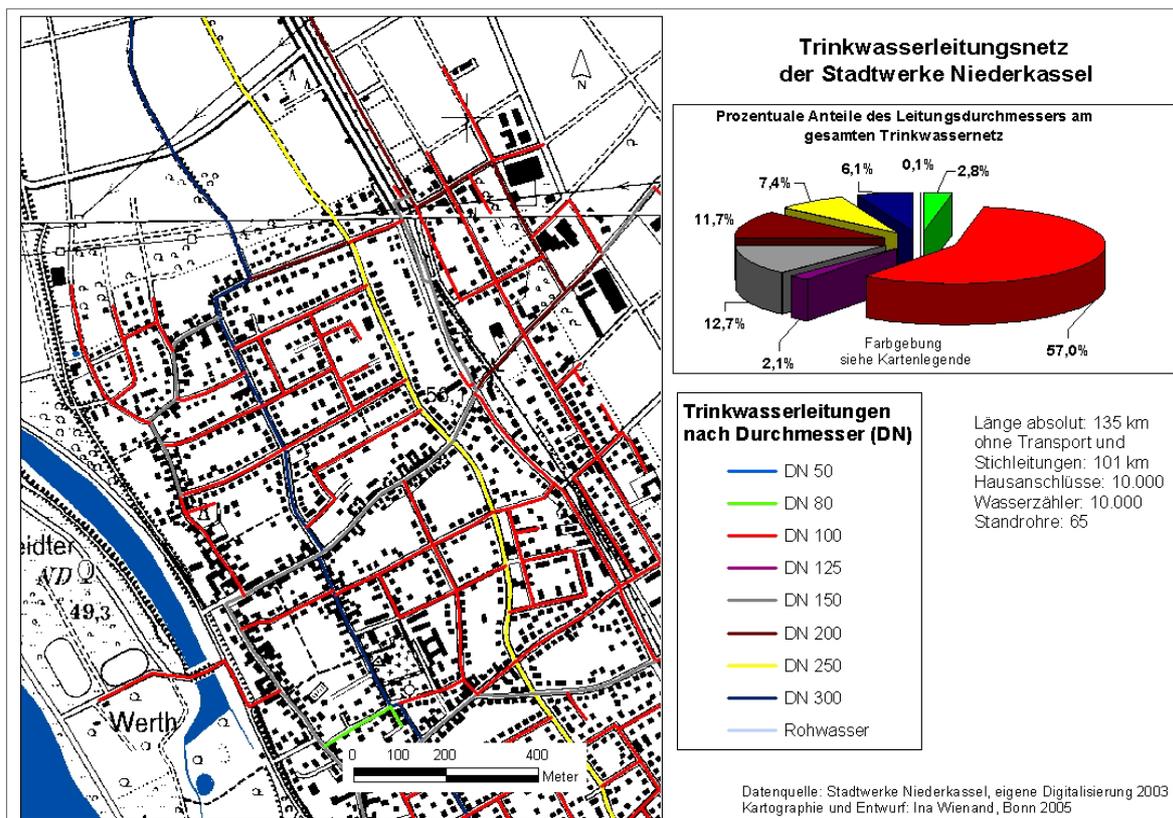


Abb. 37: Trinkwasserleitungen im GIS

Ohne die Stichleitungen zu den Hausanschlüssen zu berücksichtigen, wird die Länge des Leitungsnetzes auf rund 101 km errechnet. Dabei handelt es sich zu über 65% um Rohre mit der Nennweite 100. Derzeit werden etwa 36.000 Einwohner versorgt. Das Versorgungsgebiet umfasst eine Fläche von 35 km². Das Wasserschutzgebiet besaß nach der alten Schutzgebietsverordnung von 1983 ursprünglich eine Fläche rund 14 km², diese wurde nach der Änderungsverordnung von 2002 auf etwa 7 km² reduziert (Abb. 38).

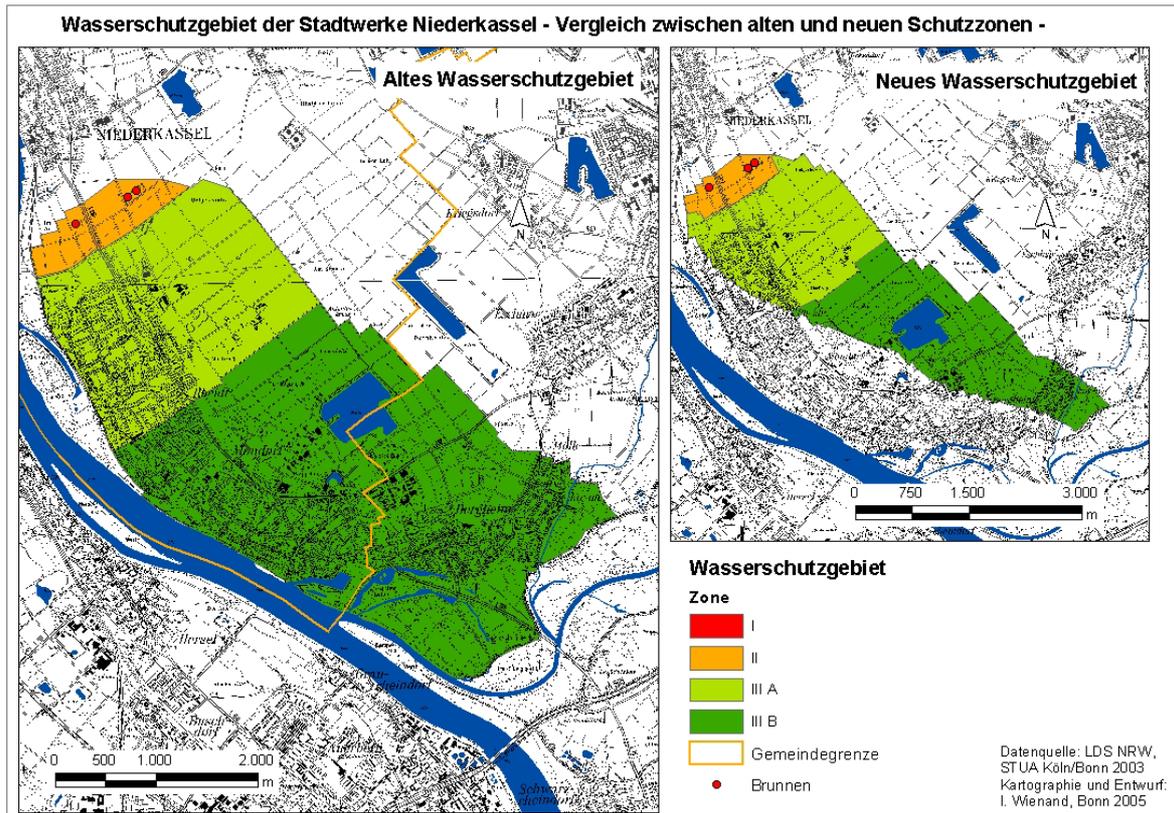


Abb. 38: Veränderung der Wasserschutzzonen der Stadtwerke Niederkassel

Demnach fallen rheinseitig wesentliche Teile (Mondorf, Bergheim, überwiegende Teile von Rheidt) des bisherigen Schutzgebietes aus dem neu abgegrenzten Einzugsgebiet heraus.

5.2.3 Das Trinkwassereinzugsgebiet

Das Trinkwassereinzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel liegt im Verdichtungsraum Köln-Bonn. Die Stadtwerke Niederkassel versorgen als Eigenbetrieb die Stadt Niederkassel, darunter die Stadtteile Lülldorf, Mondorf, Niederkassel, Ranzel, Rheidt und Uckendorf/ Stockem mit Trinkwasser (Abb. 39). Niederkassel ist die nördlichste Stadt des Rhein-Sieg-Kreises, die sich über etwa 12 km am Rheinufer entlang erstreckt. Im gesamten Stadtgebiet leben gegenwärtig 36.955 Einwohner (Stand: Juni 2004), von denen die Stadtteile Rheidt (10.670 EW) und Lülldorf (8.246 EW) über die höchsten Einwohnerzahlen verfügen.

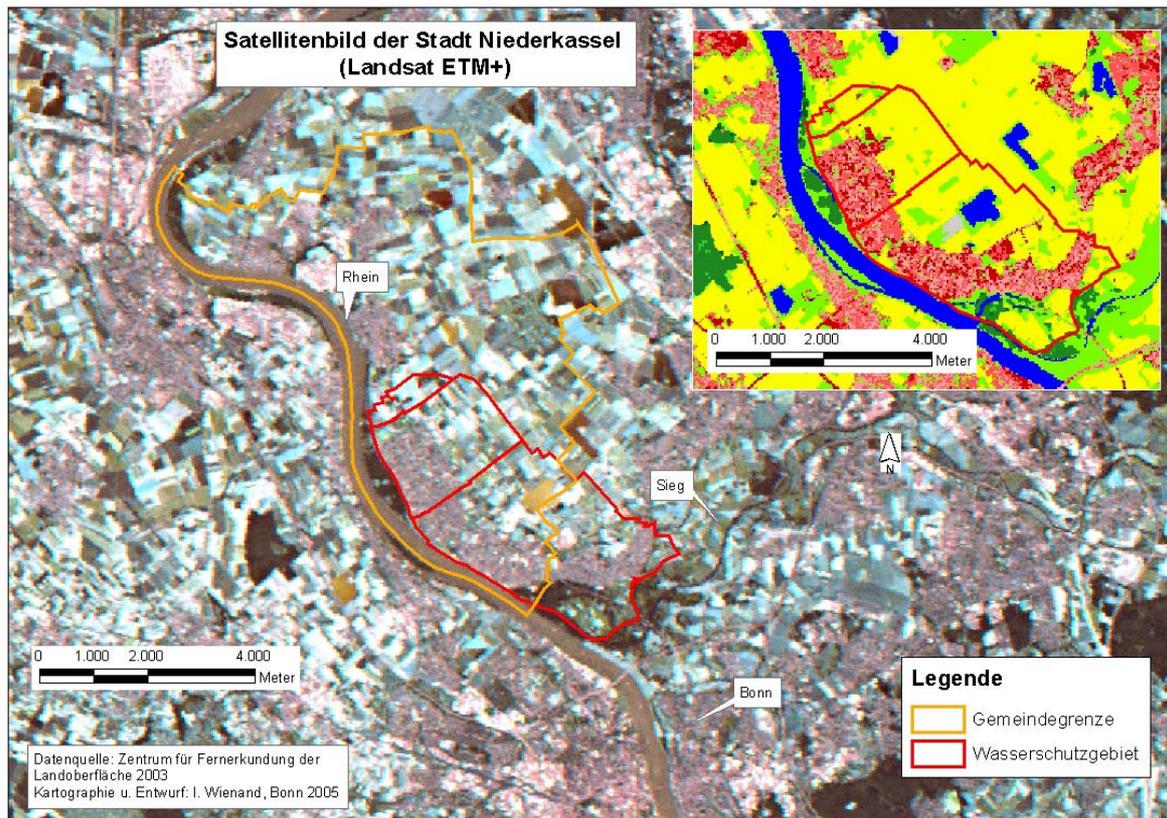


Abb. 39: Landsat ETM-Aufnahme der Stadt Niederkassel und Umgebung

5.2.3.1 Naturräumliche Bedingungen

Die kurze Darstellung umfasst hydrogeologische, pedologische und klimatische Bedingungen im Einzugsgebiet, auf deren Basis eine Gefährdungsanalyse stattfinden kann. Die Erläuterungen finden überwiegend auf der Basis der im GIS implementierten Daten statt.

Hydrogeologische Bedingungen

Das Einzugsgebiet der Brunnen der Stadtwerke Niederkassel befindet sich in der Niederrheinischen bzw. Kölner Bucht im Bereich der südlichen rechtsrheinischen Kölner Scholle. Im Tertiär war die Niederrheinische Bucht ein großräumiger, randmariner Ablagerungsraum am Nordrand des Rheinischen Schiefergebirges, aus dem große Mengen Abtragungsmaterial in die Niederrheinische Bucht verfrachtet wurden. Mit Beginn des Tertiärs erfolgte eine recht starke Absenkung des Gebietes, die im Oligozän am deutlichsten ausgeprägt war. Im mittleren Tertiär setzte allmählich eine Hebung ein, die eine Auffüllung des Absenkungsbereiches mit Sedimenten des Hinterlandes bewirkte. Eine fortlaufende Hebung bedingte, dass zunehmend fluviale Frachten in die Niederrheinische Bucht transportiert wurden (Grabert 1998, Schäfer 1994, Simon 2002).

Das tertiäre Senkungsfeld der niederrheinischen Bucht ist seither mit mächtigen Lockergesteinen aufgefüllt, deren sandige Kiese ein erhebliches Porenvolumen besitzen. Über devonischen Gesteinen lagern mehrere hundert Meter mächtige tertiäre Lockergesteinsmassen in den Wechselfolgen von Sanden, Braunkohlen und Tonen. Nordwest-Südost streichende Verwerfungen bedingen sowohl im Festgestein als auch im Lockergestein leistenförmige Teilschollen, die horstartig herausgehoben oder grabenartig eingebrochen sind (Geologisches Landesamt (GLA) 1986, 2001). Die sandig-kiesigen

Schichten speichern aufgrund ihres Porenvolumens ($3 \cdot 10^{-2}$ m/s Durchlässigkeitskoeffizient) große Mengen Grundwasser (Geologisches Landesamt NRW (GLA) 1986), Hydrogeologische Karte 1964). Der am Wasserwerk Niederkassel genutzte Hauptgrundwasserleiter ist hauptsächlich aus mächtigen quartären Sanden und Kiesen aufgebaut mit einer Mächtigkeit von 25 bis 30 m (TZW 2003). Abb. 40a und Abb. 40b dokumentierten die verschiedenen geologischen und hydrologischen Eigenschaften im Untersuchungsgebiet, die auf Basis der hydrogeologischen Karte 1:25.000 (TH Aachen 1964) und geologischen Karte 1:100.000 (Geologisches Landesamt 1986) zusammengestellt wurden. Die in der hydrologischen Karte eingetragenen Durchlässigkeitsbeiwerte k_f von 0,03 m/s stimmen recht gut mit den in Pumpversuchen des TZW am Wasserwerk Niederkassel ermittelten Werten von maximal 0,023 m/s überein.

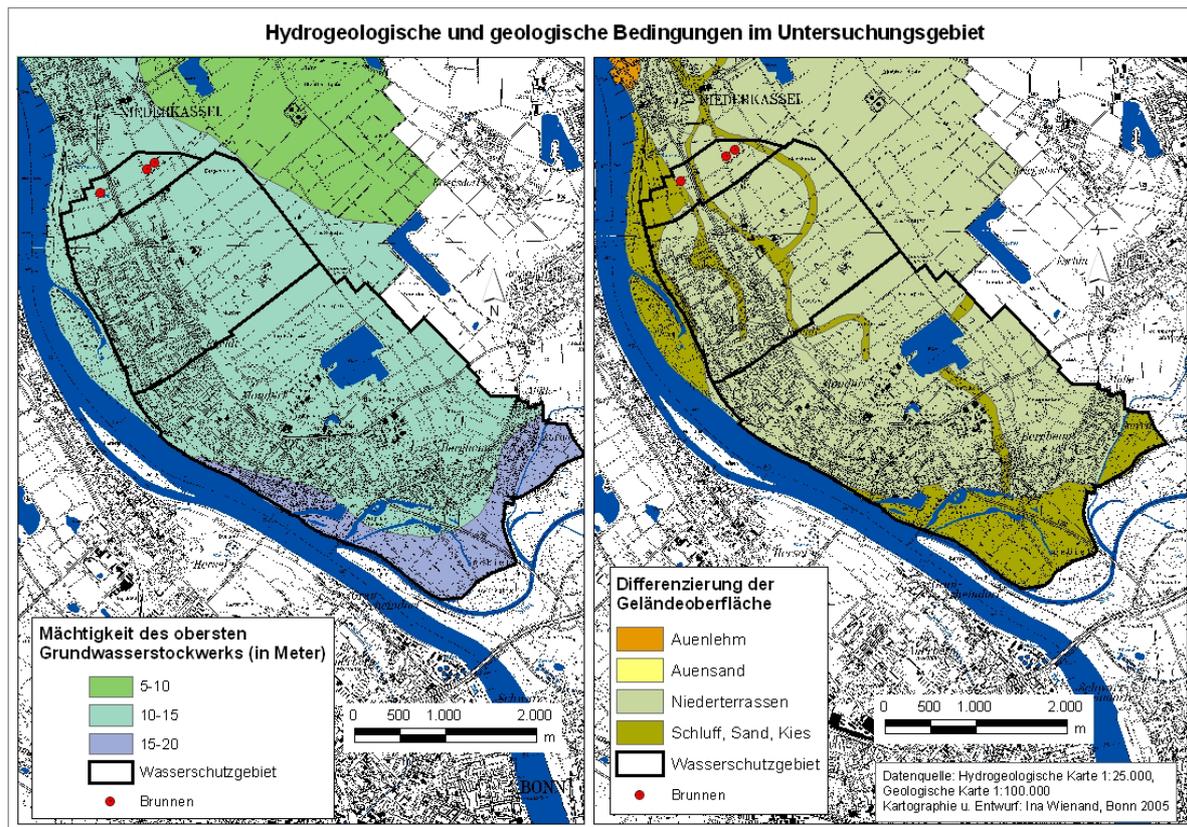


Abb. 40: Hydrogeologische und geologische Daten im GIS

Darüber hinaus wurden im Rahmen der Erstellung eines Grundwassermodells für den Großraum Köln (Lahmeyer International 1997) über 1.200 Aufschlussbohrungen ausgewertet, um die Lage der Tertiäroberkante als Basis des Aquifers zu ermitteln. Demnach befinden sich die Brunnen des Wasserwerks Niederkassel am nördlichen Rand einer Rinne, in der die Tertiäroberkante bei ca. 24 m ü. NN anzutreffen ist (TZW 2003)³³. Anhand des Modells konnte ein Speicherkoeffizient von 17 - 18%, der im Rahmen ungespannter Verhältnisse der Größe der nutzbaren Porosität gleichgesetzt wird, ermittelt werden.

Auf der Basis der Grundwasserstände des STUA Köln/Bonn aus dem Jahr 2001 wurden für das Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel die Grundwasserströmungsverhältnisse interpoliert. Allge-

³³ Aus dem Grundwassermodell konnten Daten zur Lage der Aquiferbasis, Lage der Grundwasseroberfläche sowie Lage der Geländeoberkante entnommen werden (TZW 2003)

mein wird in diesem Gebiet von einer nach Westen bis Nordwesten gerichteten Grundwasserströmung ausgegangen (Abb. 41b) (Hydrogeologisches Büro Prof. Dr. H. Losen 2001). Steigende Rheinwasserstände bewirken zeitlich befristete influente Strömungsverhältnisse, die in Abb. 41a für das Wasserschutzgebiet dokumentiert sind.

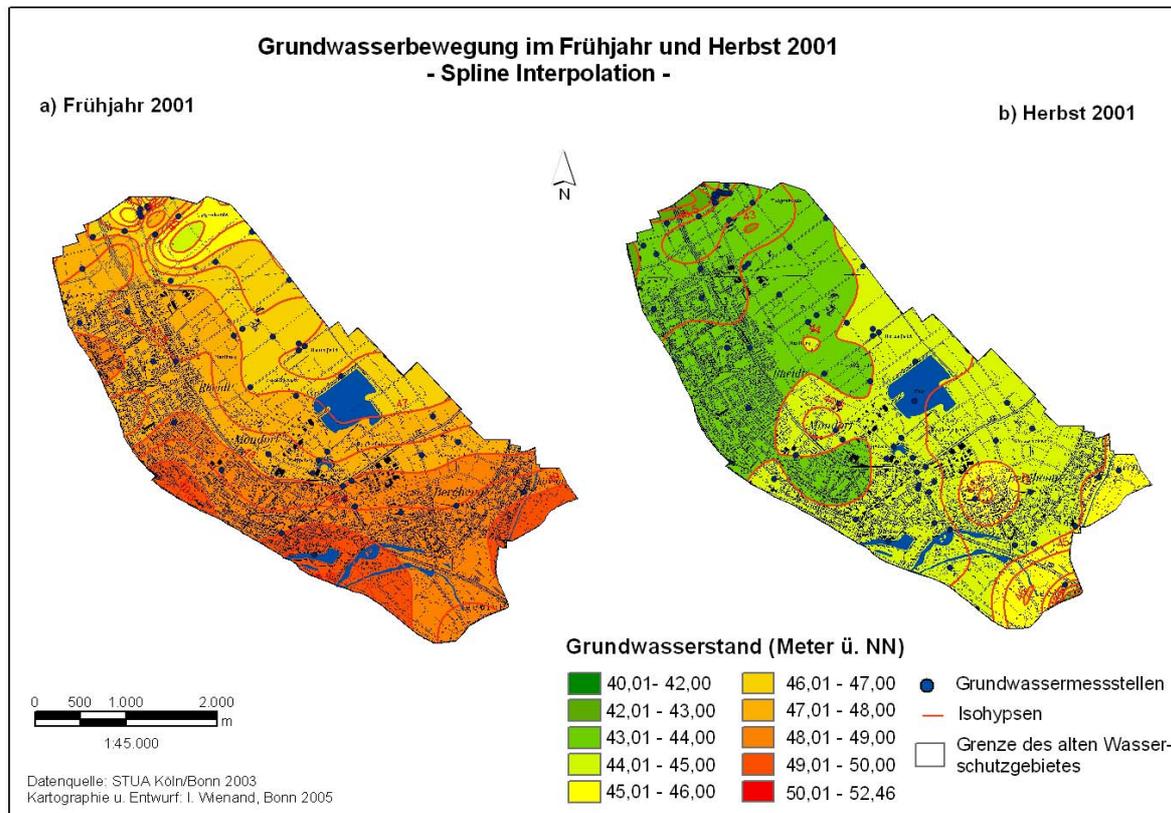


Abb. 41: Spline-Interpolation niedriger bis normaler Grundwasserströmungsverhältnisse

In Abb. 41b sind niedrige bis normale Grundwasserstände interpoliert worden. Sie zeigen die für dieses Gebiet typische nach Nordwesten gerichtete Grundwasserbewegung, bei der Grundwasser in den Rhein exfiltriert. Bei hohen Rheinwasserständen strömt hingegen aufgrund des steigenden Rheinwasserstandes Uferfiltrat in den Aquifer ein und erhöht den Grundwasserstand. Zusammen mit dem landseitig von Südost anströmenden Grundwasser entsteht eine landeinwärts wandernde Grundwasser senke mit stetig steigenden Grundwasserständen, die zu einer schnellen Auffüllung des Aquifers führen. Entsprechend der Höhe und Dauer der Hochwasserwelle verlagert sich diese Grundwasser senke landeinwärts. Nach Überschreiten des Hochwasserscheitels stellen sich wieder weitgehend stationäre Verhältnisse ein (Hydrogeologisches Büro Prof. Dr. H. Losen 2001).

Auf der Basis des Grundwassermodells für den Großraum Köln wurden Grundwasserstände über den Zeitraum 1984 bis 1998 errechnet, über die weitere Grundwasserspiegelpläne über stationäre und instationäre Verhältnisse vorliegen. Auf der Basis der Berechnungen konnte für den Bereich der Niederterrasse südlich und südöstlich der Wasserwerksbrunnen ein hydraulischer Gradient zwischen 0,0003 und 0,0004 abgeschätzt und damit eine Abstandsgeschwindigkeit von 1,6 bis 2,2 m/d ermittelt werden (TZW 2003).

Böden

Über die geologischen und hydrogeologischen Bedingungen im Einzugsgebiet hinaus wurden als Basis der Charakterisierung der Landnutzung die pedologischen Eigenschaften im GIS erfasst, die im

Rahmen einer Grundwassergefährdung von Bedeutung sind. Beispiele hierfür sind in Abb. 42 ersichtlich:

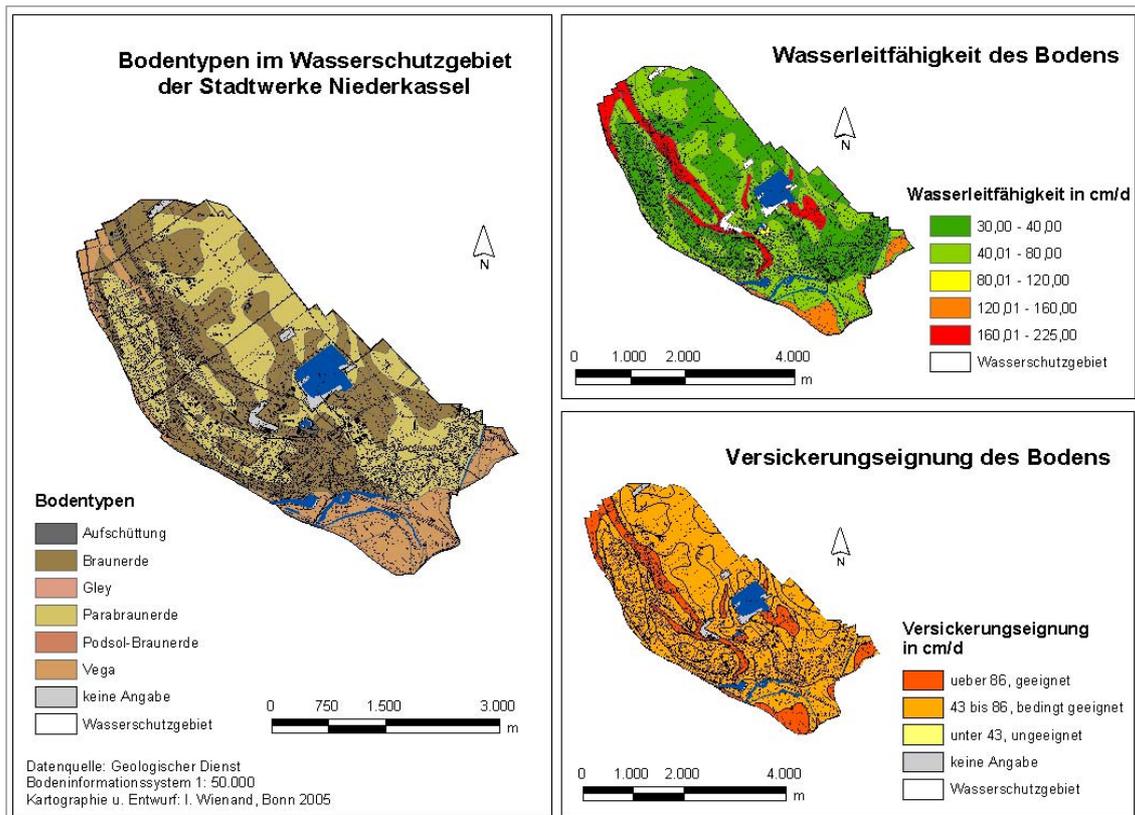


Abb. 42: Eigenschaften des Bodens im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Die sich von etwa 60 m in Bonn auf rund 45 m nördlich von Köln abdachende Niederterrasse ist gleichmäßig von Hochflutbildungen mit durchweg sandigen Böden (Braunerden mittlerer Basensättigung) bedeckt (Glässer 1978). Im Wesentlichen dominieren Braunerden und Parabraunerden, mit einer nutzbaren Feldkapazität von mindestens 80 bis 200 mm und einer gesättigten Wasserleitfähigkeit von mindestens 30 bis maximal 225 cm/d. Überwiegend sind die Böden hinsichtlich ihrer Versickerungseignung als mäßig geeignet einzustufen (43 - 86 cm/d). In den Niederungen um Rhein und Sieg hat sich aufgrund schwankender Grundwasserstände ein Braunauenboden (Vega) entwickelt. An einigen Stellen ist eine Kartierung der Bodenhorizonte durch Aufschüttungen oder Auskiesungen nicht möglich. Insbesondere im Rahmen einer Abschätzung der Empfindlichkeit des Grundwassers lieferten die Daten des Bodeninformationssystems eine gute Ausgangsbasis.

Klima

Die niederrheinische Bucht wird durch ein ozeanisch beeinflusstes Klima geprägt, welches durch recht kühle Sommer und milde Winter gekennzeichnet ist. Die Niederschläge, verursacht durch die Westwinddrift, verteilen sich über das ganze Jahr. Für die Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet wurden Daten der Wetterstationen des Staatlichen Umweltamtes Köln/ Bonn ausgewertet Abb. 43.

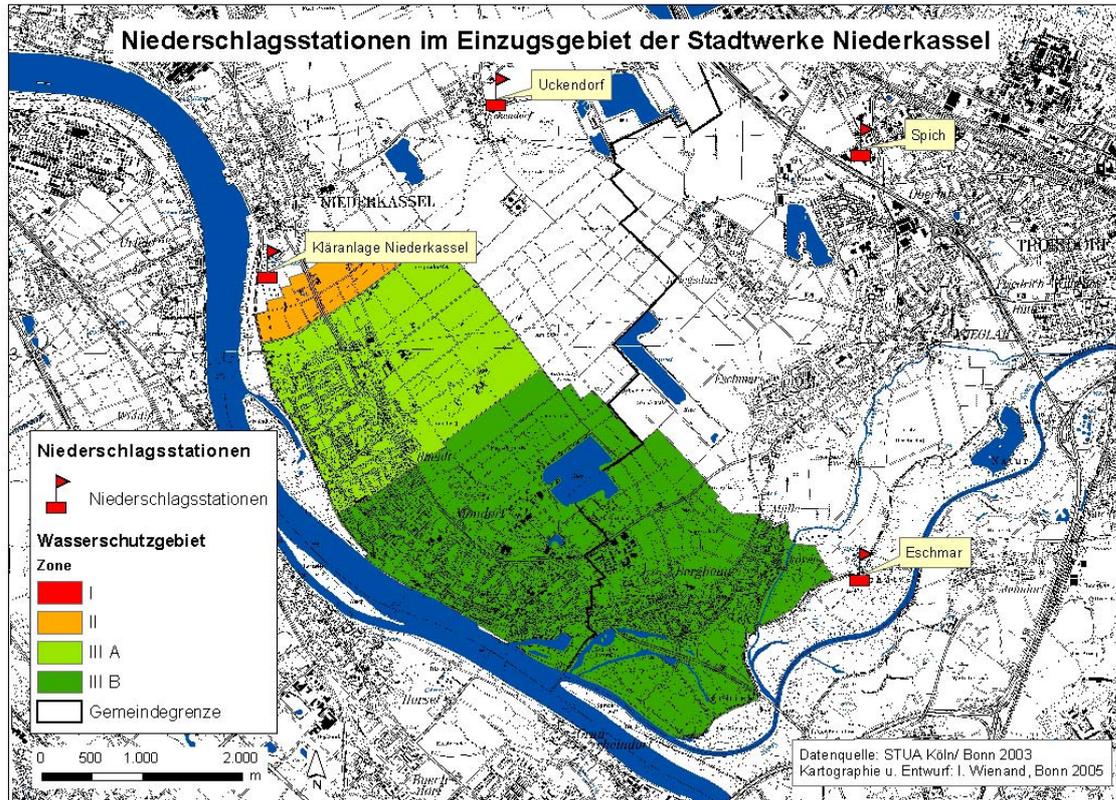


Abb. 43: Verteilung der Niederschlagsstationen im Bereich des Einzugsgebietes der Stadtwerke Niederkassel

Die Niederschlagssummen wurden der Station Uckendorf entnommen, da die Station an der Kläranlage Niederkassel, nahe der Trinkwasserbrunnen, erst kürzlich in Betrieb genommen wurde und daher keine langjährige Betrachtung erlaubt. In Abb. 44 sind monatliche Niederschlagssummen von 1971 bis 2004 dargestellt. Diese variieren über den Berichtszeitraum sehr stark, mit einem Maximum von 240 mm und einer minimalen Niederschlagssumme von 6 mm. Insgesamt ist ein leicht steigender Trend für den Zeitraum 1971 bis 2004 zu erkennen. Die durchschnittlichen jährlichen Niederschlagssummen schwanken von mindestens 35 mm bis zu 86 mm.

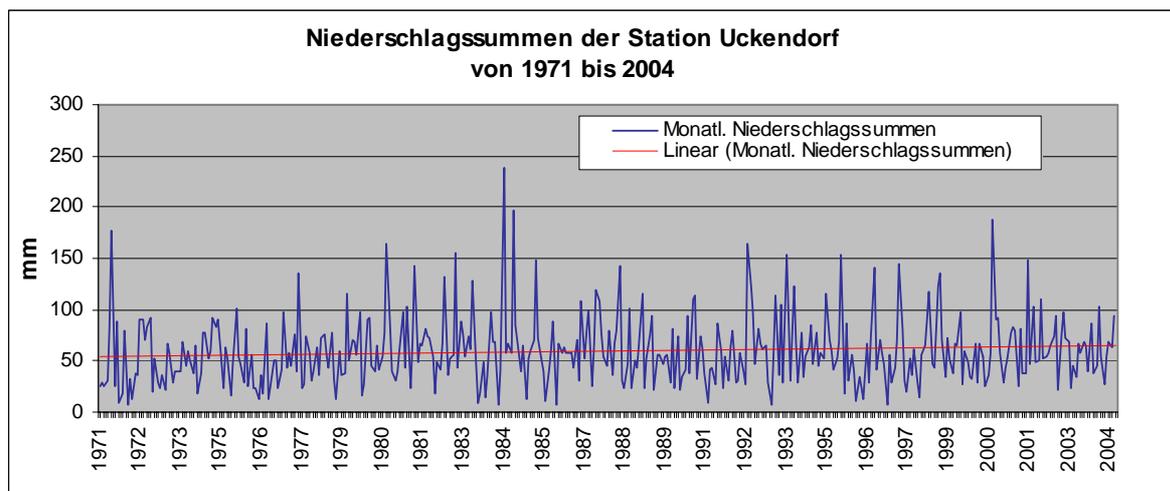


Abb. 44: Monatliche Niederschlagssummen (in mm) von 1971 bis 2004

Die Arbeiten des Grundwassermodells für den Großraum Köln lieferten Daten zur Grundwasserneubildung für den Zeitraum 1984 bis 1988. In Abb. 45 sind die mittleren Grundwasserneubildungsraten

für den Bereich Niederkassel für die hydrologischen Jahre 1984/85 bis 1997/98 dargestellt, und zwar in Jahressummen sowie den jeweiligen Anteilen der Winter- und Sommerhalbjahre.

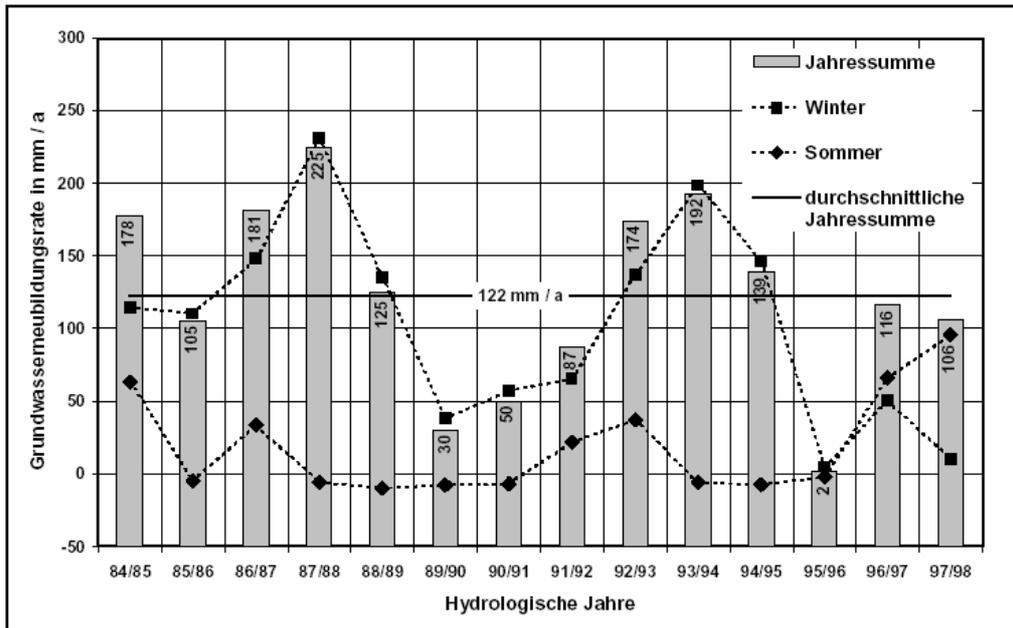


Abb. 45: Grundwasserneubildungsraten im Grundwassermodell Niederkassel (TZW 2003)

Deutlich erkennbar ist eine hohe Variabilität der Grundwasserneubildung, mit einem Maximum von 225 mm im Jahr 1987/88 und einem Minimum von 2 mm im Jahr 1995/96. Dabei kommt der Grundwasserneubildung im Winterhalbjahr, mit Ausnahme der Jahre 1995 und folgende, eine größere Bedeutung zu.

5.2.3.2 Charakterisierung der Flächennutzung

Die Charakterisierung der Flächennutzung, insbesondere der Anteile der Flächennutzungsarten erfolgte primär GIS-gestützt. Der Schwerpunkt wurde hierbei auf die Flächennutzung ausschließlich im Wasserschutzgebiet (14,2 km²) gelegt, da dies das unmittelbare Risikogebiet für Grundwassergefährdungen darstellt. In Abb. 46 ist die Flächenbilanzierung im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel ersichtlich:

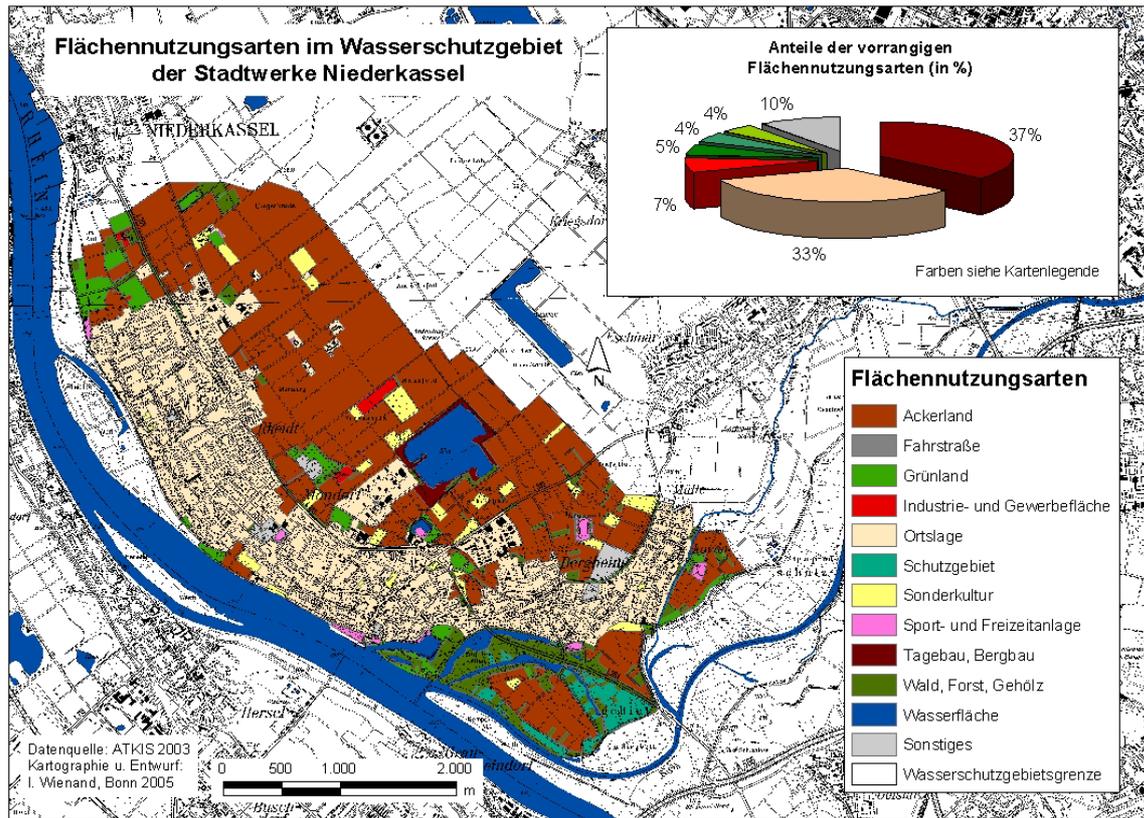


Abb. 46: Flächennutzungsarten im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Mit Hilfe der Daten des Amtlichen Topographischen Karteninformationssystems konnten die Flächennutzungsarten für das Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel erhoben werden. Dabei wurden die Flächennutzungsarten zunächst generalisiert, und auf deren Basis die Flächenanteile berechnet. Innerhalb des Wasserschutzgebietes wird mehr als ein Drittel der Fläche (37%) als Ackerland sowie ein weiteres Drittel als Ortslage (33%) erfasst. Weitere 7% sind als Industrie- und Gewerbefläche, 5% als Wald und weitere 4% als Schutzgebiete und Grünland ausgewiesen. Die übrigen 10% der Fläche umfassen andere Nutzungsarten, wie z.B. Sport- und Freizeitanlagen, Tagebau, Bergbau, Sonderkultur etc.

Eine weitere Möglichkeit zur Erhebung der Flächennutzung ist die Klassifizierung der Landsat ETM+ Satellitenbilder. Diese liegen in einer Auflösung eines 30 x 30 Meter Raster vor. Mit Hilfe der Klassifizierung konnten folgende Landnutzungsarten identifiziert werden (Abb. 47).

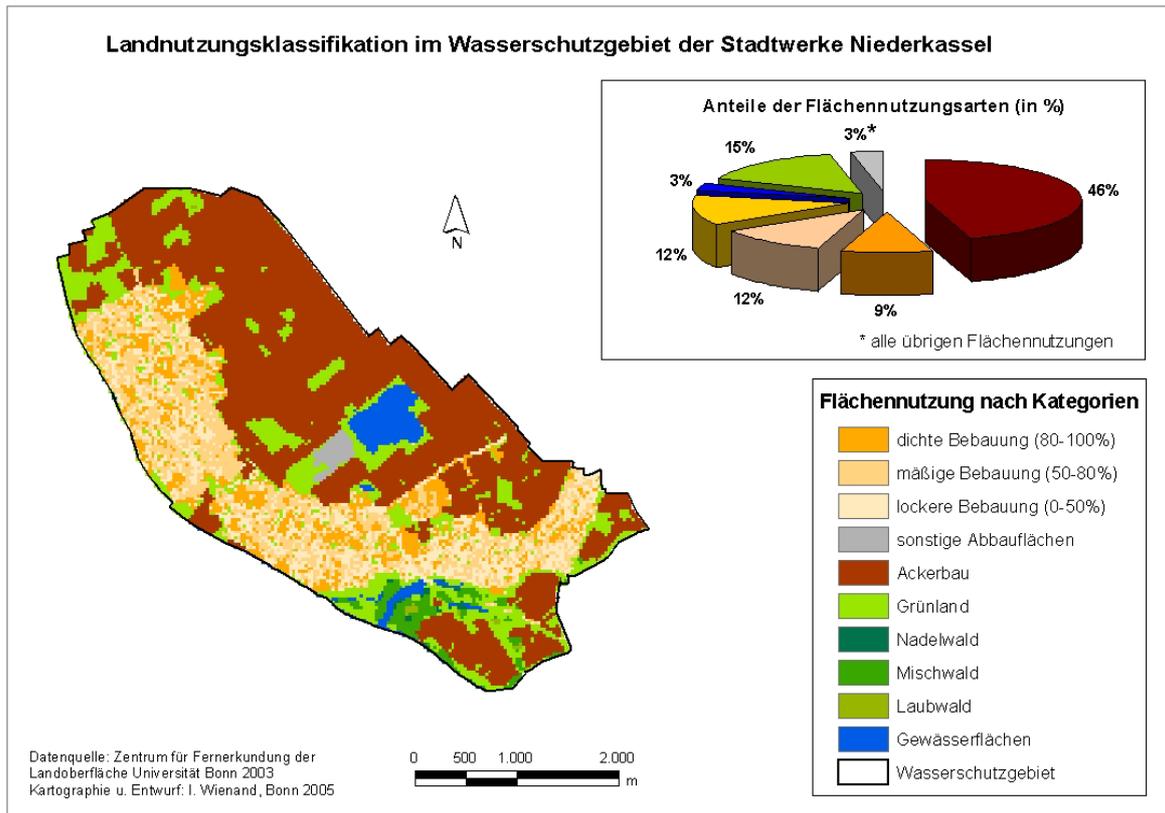


Abb. 47: Landnutzungsklassifikation mit Hilfe der Landsat ETM-Aufnahmen

Nach dieser Klassifikation beträgt der Anteil an Ackerbauflächen 46%, der Anteil an Grünflächen 15% sowie der Anteil an dichter, mäßiger und lockerer Bebauung zusammen 33%. Unterschiede in Hinblick auf die Flächenanteile zwischen Landsat- und ATKIS-Daten lassen sich durch eine verschiedenartige Kategorisierung der Flächennutzungsarten erklären. Beide Klassifikationen wurden für eine Gefährdungsabschätzung herangezogen.

Eine explizite Betrachtung der landwirtschaftlichen Aktivitäten wurde auf Grundlage einer Kartierung der landwirtschaftlichen Anbauflächen erzielt.³⁴(Abb. 48). Die landwirtschaftliche Nutzung setzt sich überwiegend aus Getreide- und Gemüseanbau, Mais und Hackfrüchten (Zuckerrüben und Kartoffeln) sowie Sonderkulturen (Erdbeeren) zusammen. Zum Zeitpunkt der Kartierung machen Wintergetreide mit einem Anteil von 24% und Brache mit einem Anteil von 22% allein die Hälfte der kartierten Fläche aus. Etwa 14% der Anbaufläche wird mit Sonderkulturen besetzt, und auf jeweils 6% wird Hackfrucht sowie Zwischenfrucht angebaut. Es muss hierbei beachtet werden, dass diese Kartierung lediglich eine Momentaufnahme darstellt, die stark veränderlich ist. Von daher stellt die Kartierung nur eine generalisierte Bilanz der landwirtschaftlichen Nutzung dar.

³⁴ durchgeführt in den Jahren 2003/ 2004 von der GEW Rheinenergie AG

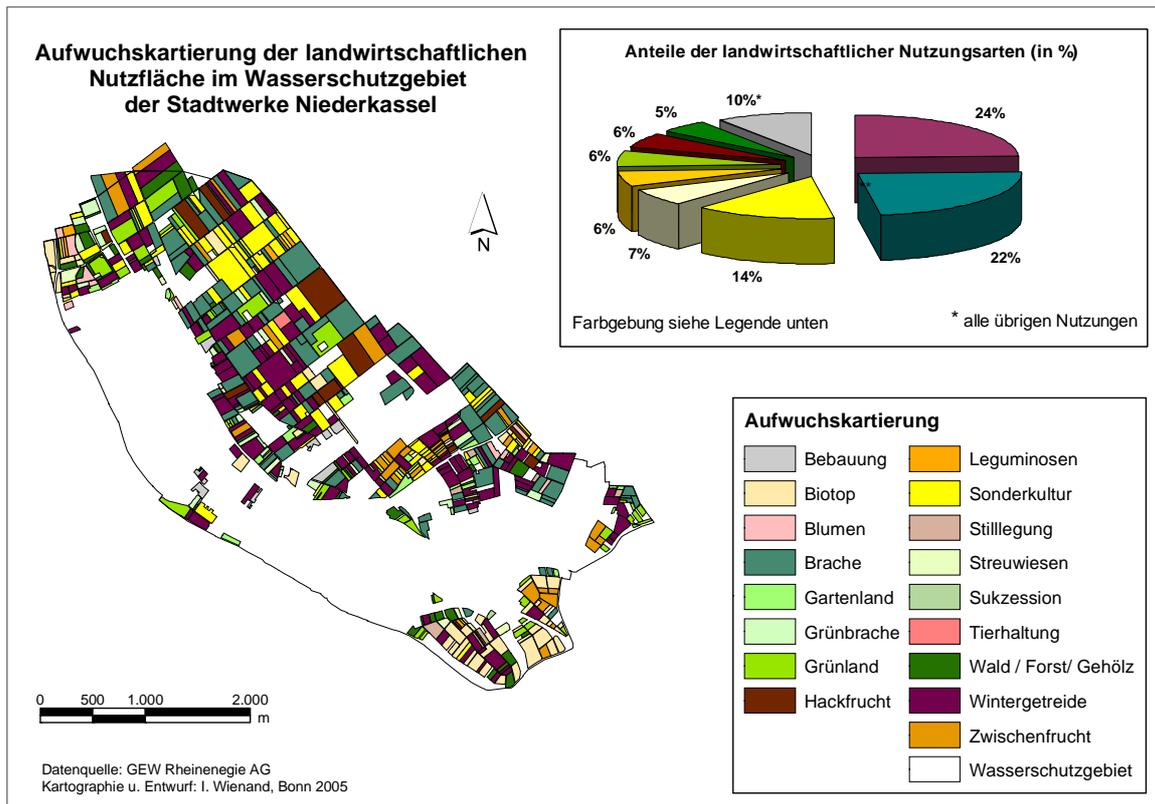


Abb. 48: Aufwuchskartierung der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Wasserschutzgebiet

5.2.3.3 Identifikation von Verbraucher- und Risikogruppen

Als ein Bestandteil des Water Safety Plans ist die Identifikation von Verbrauchergruppen sowie insbesondere von Risikopopulationen aufzuführen. Wesentliche Daten zu Trinkwasserkonsum, Verbrauchsmengen etc. konnten dem aktuellen Wasserrechtsantrag entnommen werden (TZW 2003).

Zur Darstellung der Trinkwasserabgabe nach Verbrauchergruppen wurden Daten aus den Jahren 1989 bis 2002 ausgewertet (Abb. 49). Aus Abb. 49 wird deutlich, dass die Hauptmenge des geförderten Trinkwassers an die Wohnbevölkerung sowie Kleingewerbebetriebe abgegeben wird. Von 1989 bis 1997 ist ein stetiger bis leicht fallender Trend des Wasserverbrauchs erkennbar. Seit 1998 hat die Abgabe an die Industrie aber auch die Abgabe an die Wohnbevölkerung zugenommen. Ein Anstieg der Wohnbevölkerung im Versorgungsgebiet (1989 = 29.149, 2002 = 36.277) führt zu einem erhöhten Wasserbedarf, der in Zukunft die Inbetriebnahme des dritten Trinkwasserbrunnens notwendig machen wird. Der Wasserbedarf pro Kopf ist seit 1989 von 134, 2 Liter auf 119,8 Liter gesunken. Im bundesdeutschen Vergleich ist dies recht gering. Für Nordrhein-Westfalen wird ein Wasserbedarf pro Kopf von 143 Litern, für Deutschland von 129 Litern ermittelt (TZW 2003).

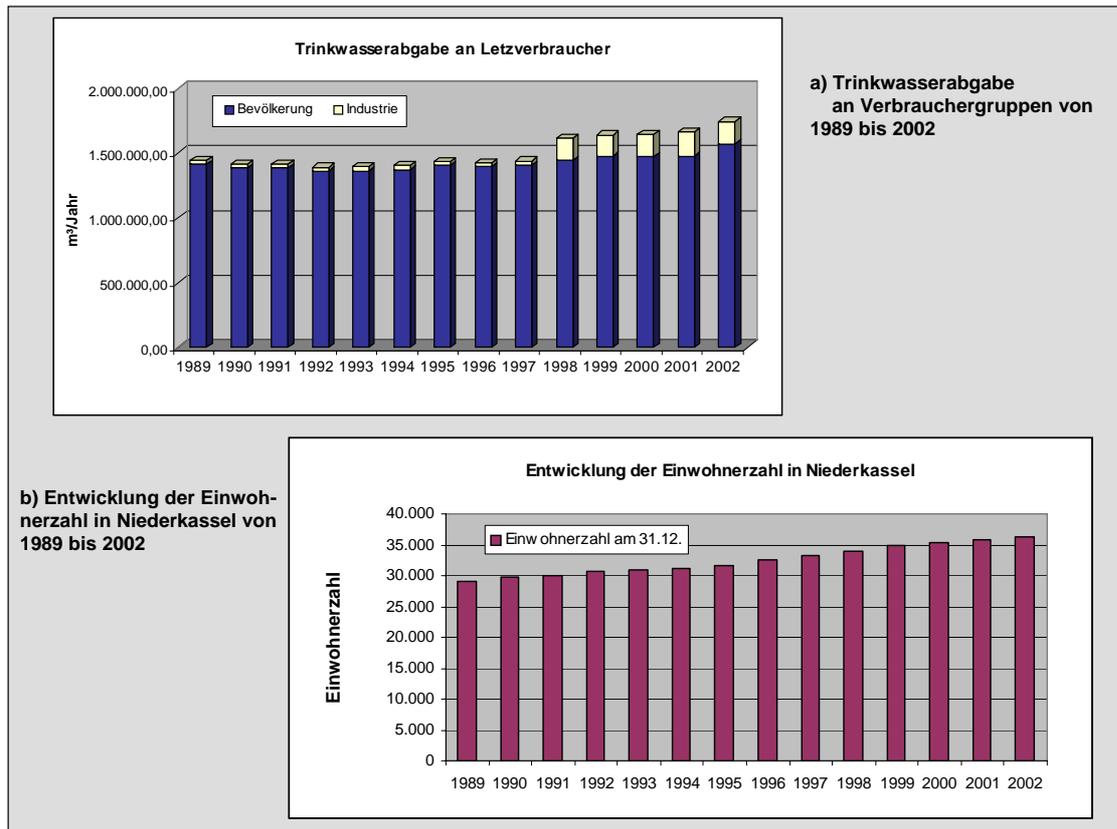


Abb. 49: Trinkwasserabgabe an Letztverbraucher

Entsprechend den Vorgaben der Trinkwasserverordnung 2001 und den Empfehlungen des DVGW (DVGW 2003b) sollen in den Maßnahmeplänen vulnerable Einrichtungen erfasst werden (Abb. 50).

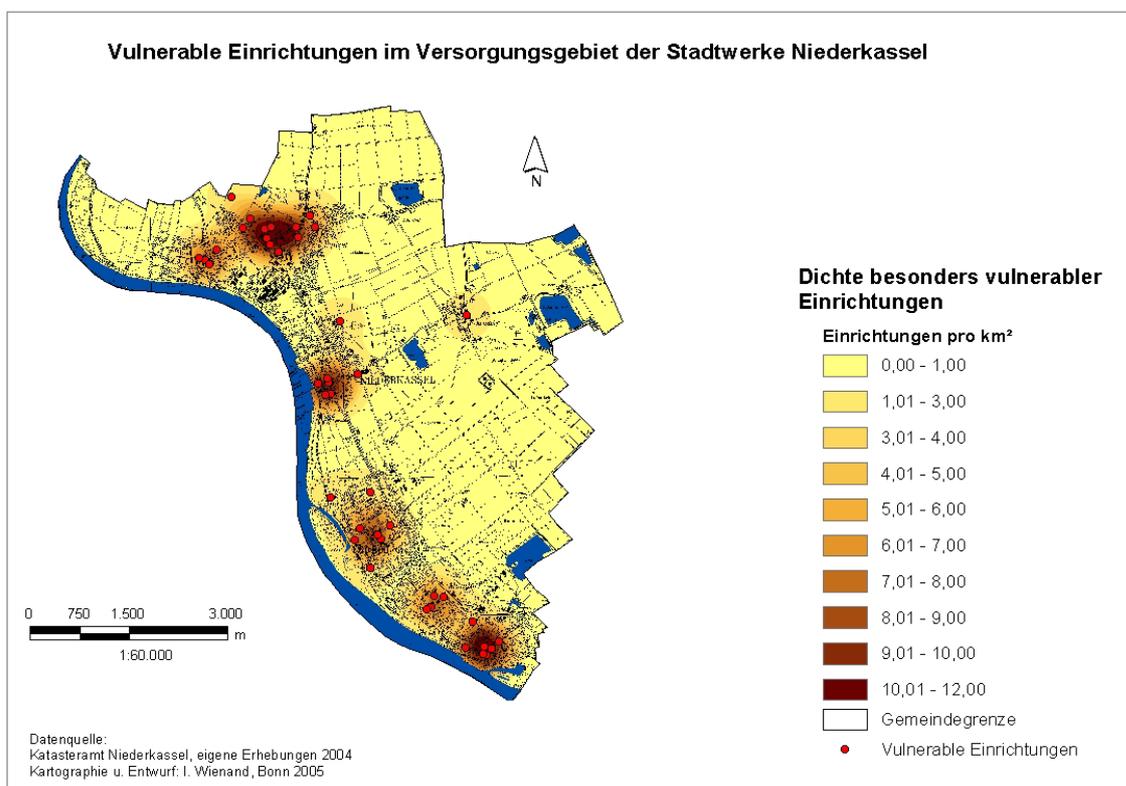


Abb. 50: Dichte der vulnerablen Einrichtungen im Versorgungsgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Entsprechend dieser Vorgabe wurden alle verwundbaren Einrichtungen im Versorgungsgebiet der Stadtwerke Niederkassel erhoben und ins GIS integriert. Dabei handelt es sich um Schulen, jegliche Tageseinrichtungen, Altenheime sowie verschiedene Lebensmittelbetriebe. Insgesamt wurden 45 Einrichtungen erfasst. Die größte Dichte der Einrichtungen wird im nördlichen Teil des Versorgungsgebietes in den Stadtteilen Ranzel und Lülsdorf erreicht. Weitere Cluster der Einrichtungen befinden sich in Niederkassel sowie in den Ortsteilen Rheidt und Mondorf (Abb. 50).

5.3 Gefährdungsanalyse und Risikobewertung

Auf der Grundlage der erhobenen naturräumlichen Bedingungen und Flächennutzungsformen werden Gefährdungen und gefährdende Ereignisse im Einzugsgebiet identifiziert und eine Bewertung des gegenwärtigen Gefährdungspotenzials vorgenommen. Unter Berücksichtigung verschiedener stoff- und standortspezifischer Bewertungsmodelle soll zum einen die Empfindlichkeit des Grundwassers gegenüber Einträgen ermittelt werden, zum anderen werden auf der Basis der Flächennutzungskartierung potenzielle Gefährdungen identifiziert und bewertet. Verbunden mit den Erfahrungen und Erkenntnissen des Wasserversorgungsunternehmens sowie den anderen Beteiligten des WSP-Teams werden die Gefährdungen und gefährdenden Ereignisse semi-quantitativ bewertet. Die zugrunde gelegten Bewertungsmodelle wurden in Kap. 4.1.2 ausführlich erläutert.

5.3.1 Empfindlichkeit des Grundwassers gegenüber Stoffeinträgen

Die Empfindlichkeit des Grundwassers wurde anhand der in Kap. 4.1.2 dargelegten Bodenbewertungsmodelle bewertet. Dabei wurde gemäß der betrachteten Stoffgruppe ein angepasstes Bewertungsmodell zugrunde gelegt.

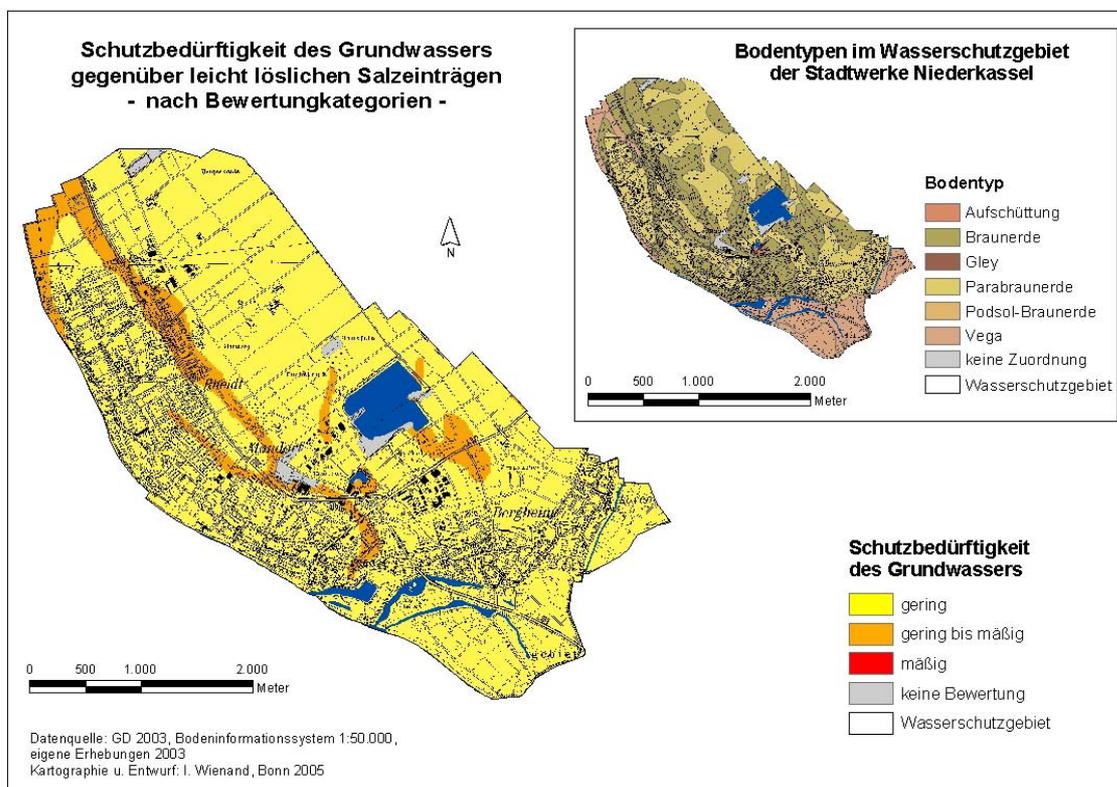


Abb. 51: Schutzbedürftigkeit des Grundwassers gegenüber Salzeinträgen

Die Empfindlichkeit des Grundwassers gegenüber leicht löslicher Salzeinträgen, die bei der Unterhaltung von Verkehrsflächen sowie Lagerung und Einsatz unterschiedlicher Baustoffe bedeutsam sind, wurde für das Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel anhand des Rückhaltevermögens des Bodens für solche Salze ermittelt (Abb. 51). Im überwiegenden Teil des Wasserschutzgebietes ist die Schutzbedürftigkeit des Grundwassers gegenüber leicht löslichen Salzeinträgen, bewertet anhand der Feldkapazität (mm/dm) und des Grundwasserflurabstandes, als gering einzustufen. Lediglich in den Bereichen der Altarme des Rheins ist die Schutzbedürftigkeit gering bis mäßig. Bei der expliziten Betrachtung des Rückhaltevermögens für Nitrat anhand der Feldkapazität und der klimatischen Wasserbilanz wird ein überwiegend mäßiges Rückhaltepotenzial ermittelt. Ursache dafür sind Feldkapazitäten von 390 mm über der Bezugstiefe sowie eine klimatische Wasserbilanz von 100 - 300 mm im langjährigen Mittel für Bonn und Umgebung (DWD 2003).

5.3.2 Grundwassergefährdungspotenzial verschiedener Nutzungen im Einzugsgebiet

Auch die Bewertung des Grundwassergefährdungspotenzials hinsichtlich der Flächennutzungen im Einzugsgebiet wurde auf Grundlage der vorangegangenen Landnutzungscharakterisierung vorgenommen. Entsprechend dem in Kap. 4.1.2 dargestellten Bewertungsmodell wurden zunächst auf Basis der ATKIS-Daten die Flächennutzungsarten in Hinblick auf ihr Grundwassergefährdungspotenzial bewertet (Abb. 52)

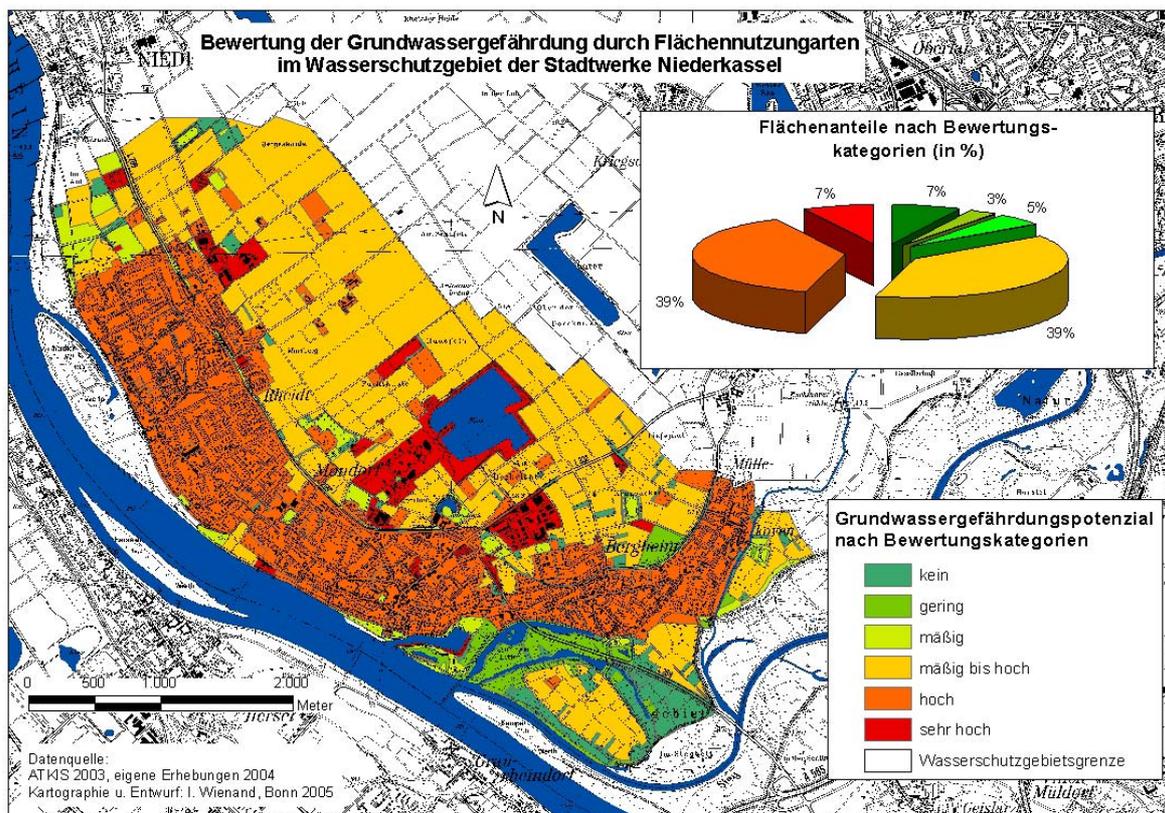


Abb. 52: Bewertung des Grundwassergefährdungspotenzials durch Nutzungen

Rund 39% der Nutzungen verfügen über ein mäßiges bis hohes und weitere 39% über ein hohes Grundwassergefährdungspotenzial entsprechend dem zugrunde gelegten Bewertungsmodell. Weitere 7% erhalten ein sehr hohes Gefährdungspotenzial, während die übrigen 15% über ein lediglich mäßiges bis geringes Grundwassergefährdungspotenzial verfügen. Eine Differenzierung zwischen kooperative

rierenden und nicht kooperierenden Landwirten und deren bewirtschafteten Flächen konnte aufgrund der saisonalen Rotation der Nutzflächen nicht erhoben werden. Darüber hinaus entfiel bei dieser Datengrundlage eine Kategorisierung nach Bebauungsdichten in den jeweiligen Ortslagen. Aufgrund des Risikos plötzlicher Leckagen und Unfälle wurde den Ortslagen ein insgesamt höheres Grundwassergefährdungspotenzial zugesprochen.

Eine weitere Möglichkeit der Bewertung konnte aus den Landsat-Daten ermittelt werden. Hier war eine Kategorisierung der Ortslagen nach Bebauungsdichte möglich (Abb. 53).

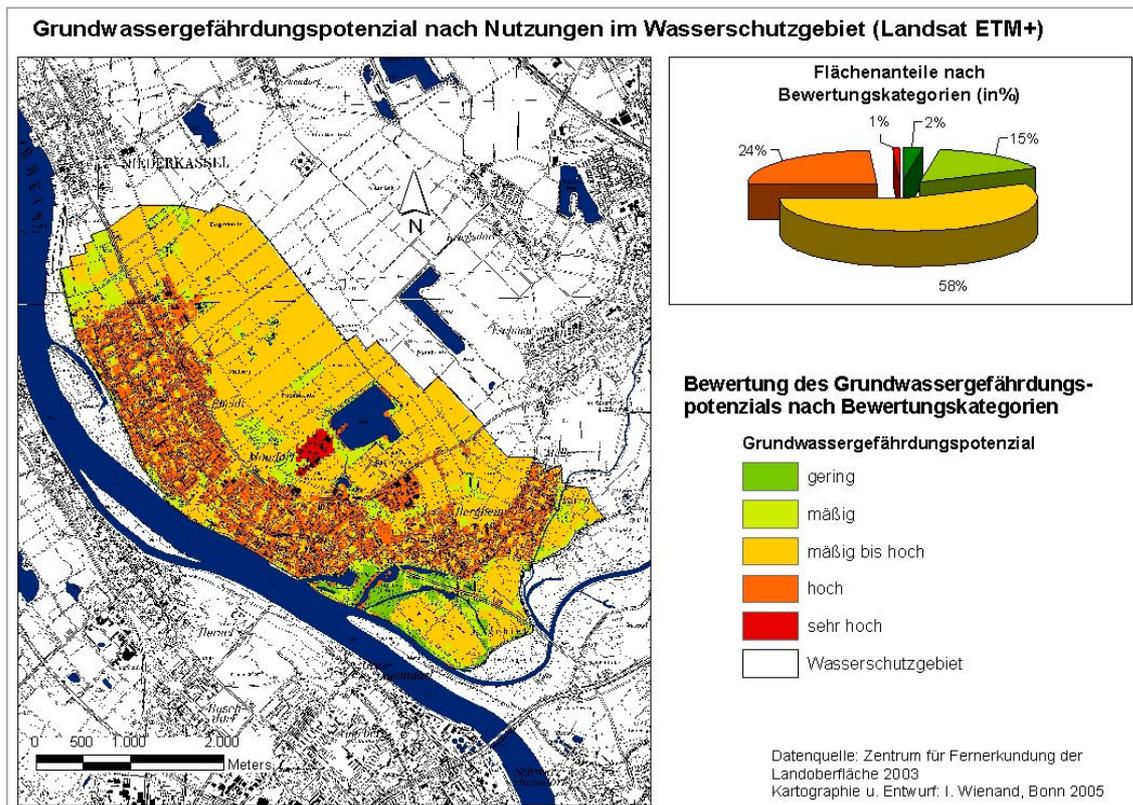


Abb. 53: Grundwassergefährdungspotenzial nach Nutzungen gemäß Landsat-Daten

Aufgrund der Möglichkeit einer Differenzierung der Bebauungsdichten fallen nur noch 24% in die Kategorie eines hohen Grundwassergefährdungspotenzials. Für mehr als die Hälfte der Fläche wird ein mäßiges bis hohes Grundwassergefährdungspotenzial ermittelt. Hierauf entfallen insbesondere landwirtschaftlich genutzte Flächen (kooperierend, nicht kooperierend) sowie Ortslagen mit mäßiger bis lockerer Bebauungsdichte. Hier ist eine nicht zu unterschätzende Anzahl beruflicher Tätigkeiten vertreten, bei denen ein Umgang mit wassergefährdenden Stoffen zu erwarten ist. In Wohngebieten mit höherer Dichte ist das erhöhte Verkehrsaufkommen und das damit verbundene Schadstoffemissionspotenzial maßgeblich für die Einstufung verantwortlich. Eine sehr hohe Grundwassergefährdung wurde der Kategorie „sonstige Abbauflächen“ zugewiesen. Dies betrifft im Wasserschutzgebiet (Zone III) die dort aktive Trockenaus Kiesung. Ein geringes bis höchstens mäßiges Gefährdungspotenzial wurde für Grünflächen, Biotop etc. vergeben. Eine gesonderte Betrachtung obliegt den Verkehrsflächen, Wegen, Eisenbahnlinien etc. Diese wurden ebenfalls auf Basis der ATKIS-Daten gesondert bewertet. Über diese Datengrundlagen hinaus wurden weitere Gefährdungen erhoben, darunter Altablagerungen und Altstandorte, Gewerbebetriebe, die mit wassergefährdenden Stoffen arbeiten, sowie wassergefährdende Flüssigkeiten im Wasserschutzgebiet (Abb. 54). Altlasten und Altstandorte wurden auf der Basis der Ergebnisse von Grundwasser-, Boden- und Detailuntersuchungen, aber auch in

Abhängigkeit des Verfüllmaterials, darunter überwiegend Bauschutt, Hausmüll, Bodenaushub, sowie die Distanz zu den Trinkwasserbrunnen bewertet, sofern das Datenmaterial zur Verfügung stand. In Hinblick auf das Grundwassergefährdungspotenzial gibt es im Wasserschutzgebiet nur sehr wenige gefährliche Altlasten. Die überwiegende Anzahl wurde saniert und entsprechend den Untersuchungsergebnissen für gering oder unbelastet befunden und stellte keine relevante Gefahr mehr dar. Eine Verdachtsfläche im Bereich der Brunnen 2 und 3 wurde vor der Ausweisung des Wasserschutzgebietes zur widerrechtlichen Ablagerung von Abfällen genutzt. Dies wurde später durch eine Einzäunung unterbunden (TZW 2003).

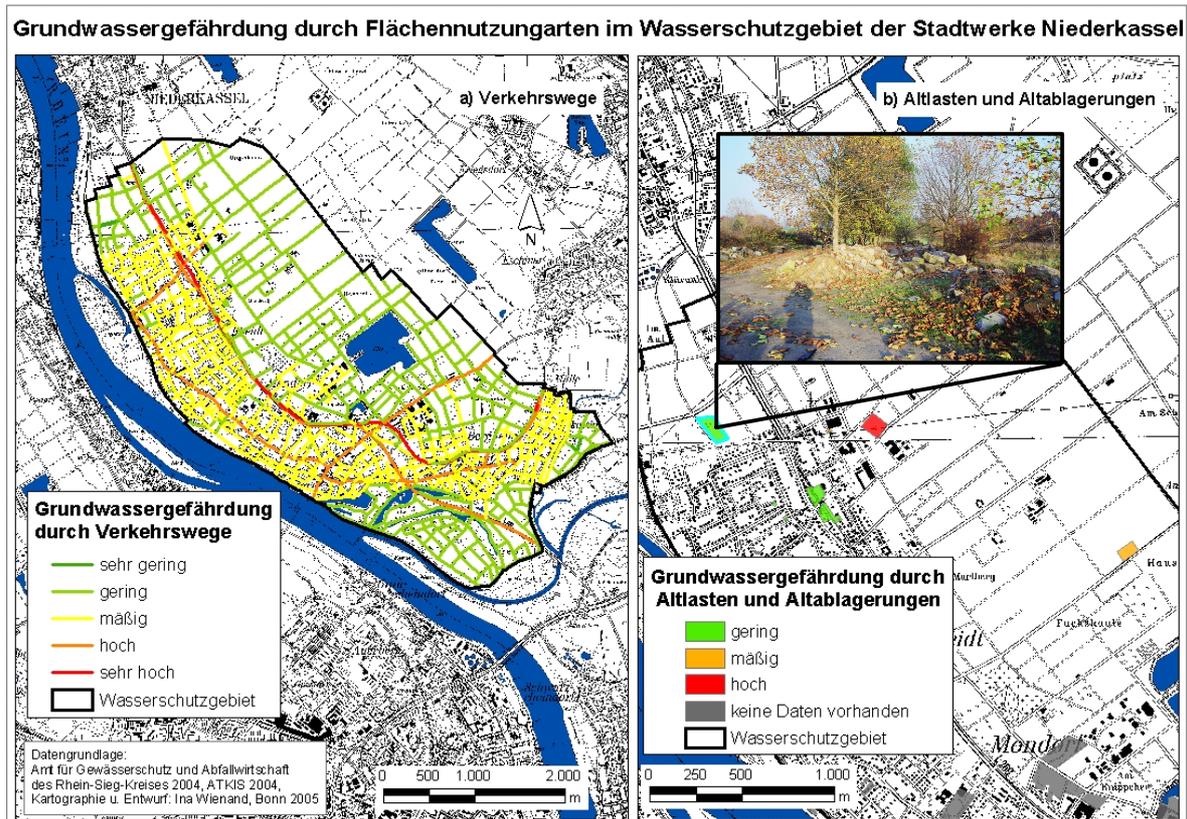


Abb. 54: Bewertung von Verkehrswegen (a) und Altlasten- oder Altstandorten (b)

Die Gewerbebetriebe wurden nach relevanten wassergefährdenden Betrieben selektiert. Innerhalb des Wasserschutzgebietes konnten 46 relevante Betriebe ermittelt werden, darunter Maler- und Lackiergewerbe, Maschinenbaubetriebe, Betriebe des Garten- und Landschaftsbaus, chemische Reinigungen etc. Darüber hinaus wurde die Dichte der Betriebe innerhalb des Wasserschutzgebietes errechnet, um Risikogebiete identifizieren zu können (Abb. 55).

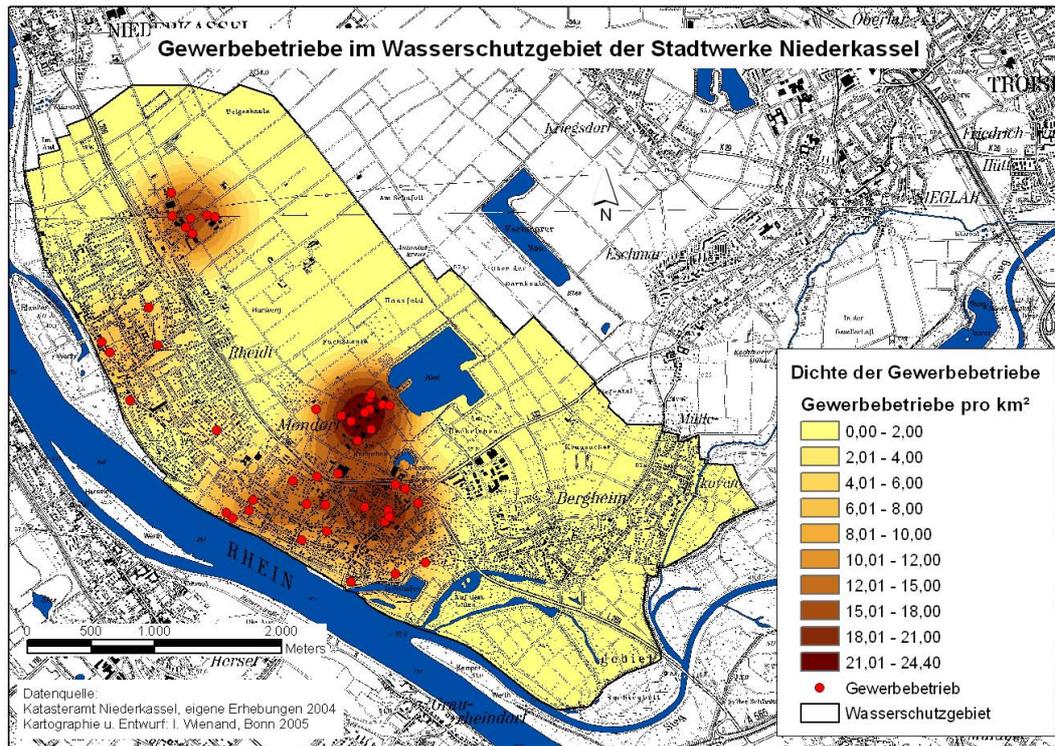


Abb. 55: Gewerbebetriebsdichte im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Die höchste Dichte der Gewerbebetriebe wird im Stadtteil Mondorf im Bereich der Schutzzone III erreicht. Darüber hinaus befinden sich sowohl im Gewerbegebiet als auch im Siedlungsbereich des Ortsteils Rheidt im Bereich der Schutzzone II vereinzelte Cluster der Betriebe (Abb. 55).

Neben wassergefährdenden Betrieben wurden alle unter- und oberirdisch gelagerten Behälter mit wassergefährdenden Flüssigkeiten erfasst (Abb. 56).

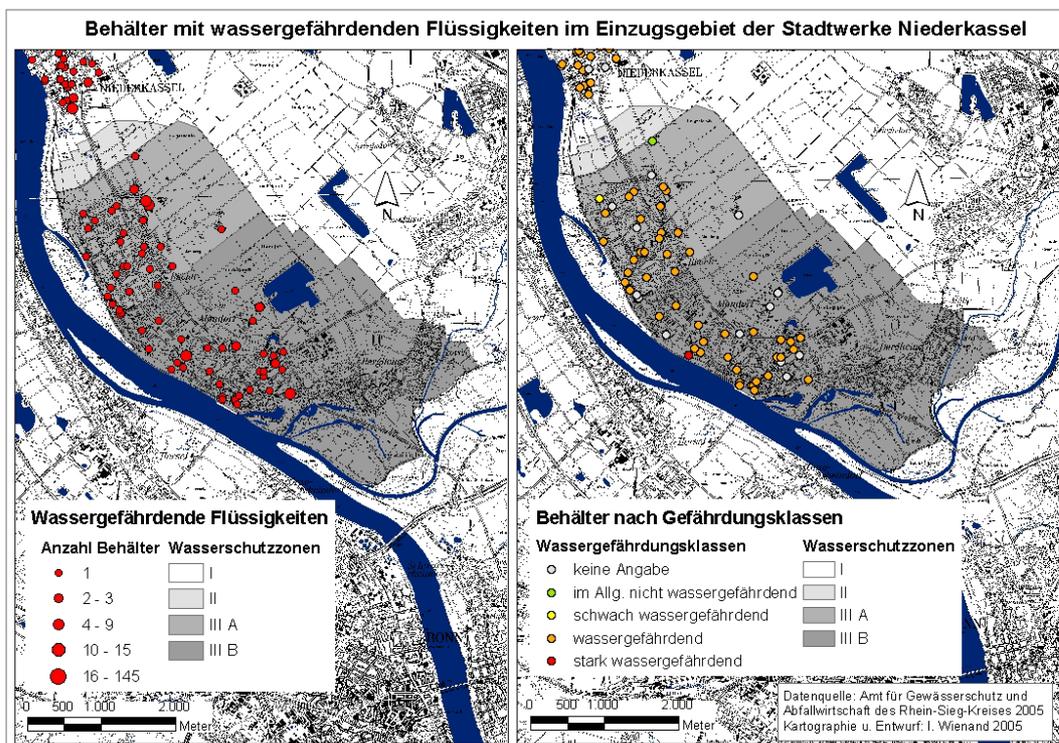


Abb. 56: Behälter mit wassergefährdenden Flüssigkeiten im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Hierbei handelt es sich um alle Behälter aus gewerblichen Betrieben oder privaten Haushalten, die nach Landesbauordnung (BauO NRW) genehmigungspflichtig sind. Einige Betriebe oder Haushalte besitzen mehrere Behälter (Abb. 56 links), die nach ihrem wassergefährdenden Potenzial bewertet werden (Abb. 56 rechts). Insgesamt befinden sich 93 genehmigungspflichtige Behälter im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel. Davon wird die überwiegende Anzahl der Behälter als wassergefährdend, lediglich ein Behälter als stark wassergefährdend eingestuft.

Inwieweit und in welchem Maße eine Gefährdung des Grundwassers von den landwirtschaftlichen Aktivitäten ausgeht, wurde anhand des in Kap. 4.1.2 erläuterten generalisierten Bewertungsmodells ermittelt. Dabei wurde auf Basis der kartierten aktuellen landwirtschaftlichen Nutzung die Grundwassergefährdung durch Nitratauswaschung semi-quantitativ bewertet. Fruchtfolgen sowie Düngemittelzugaben wurden bei dieser Betrachtung nicht miteinbezogen. Den Nutzungsempfehlungen des DVWK (1996) zufolge sind vor allem Sonderkulturen, Leguminosen, Rapsanbau sowie Hackfrüchte und Mais im Wasserschutzgebiet als problematisch anzusehen (Fleige et al. 1996). Darüber hinaus sollte Ziel der Bodenbewirtschaftung sein, „...den Boden möglichst ständig mit Pflanzenbewuchs zu bedecken (Prinzip „immergrün“)...“, daher sind Bracheflächen, mit Ausnahme der Grünbrache, negativ zu bewerten, Grünlandnutzung hingegen zu fördern (Fleige et al. 1996). Entsprechend der kartierten landwirtschaftlichen Nutzung ergeben sich für das Wasserschutzgebiet folgende Nutzungsbewertungen (Abb. 57):

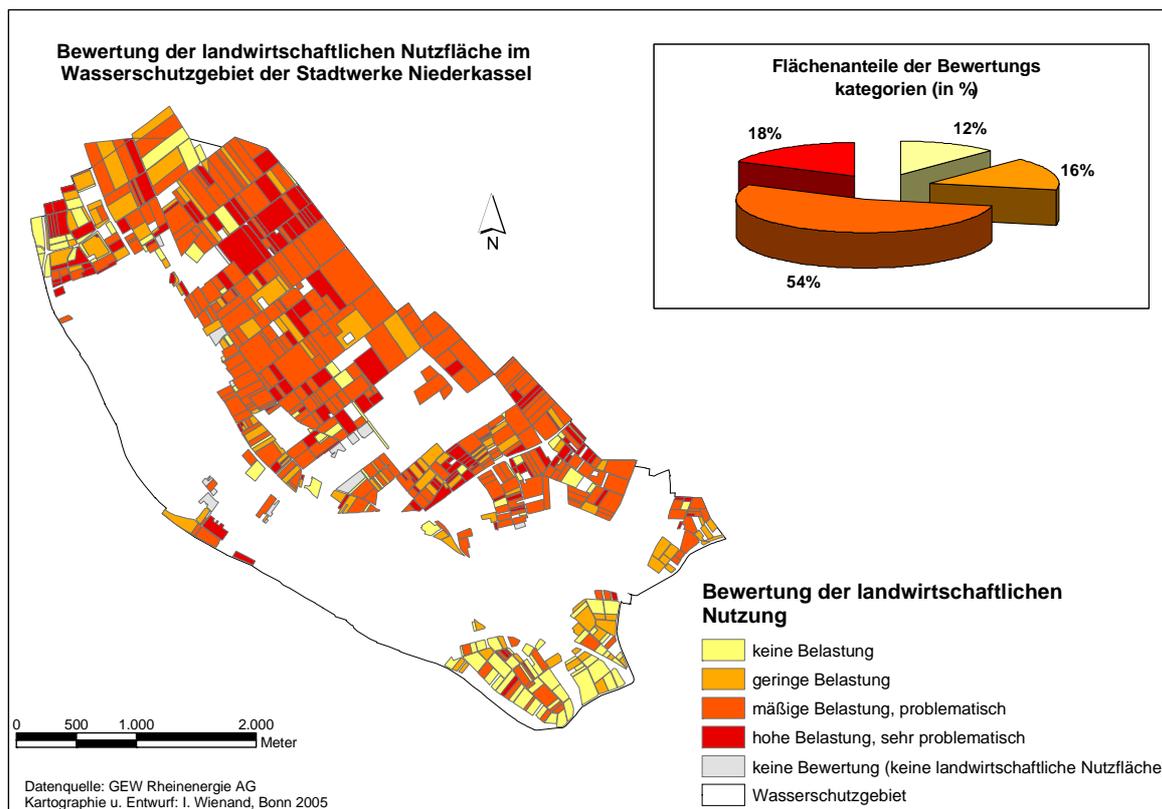


Abb. 57: Risikobewertung der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Die Bewertung ergab, dass über die Hälfte der landwirtschaftlichen Nutzflächen (64%) ein mäßiges Gefährdungspotenzial des Grundwassers verursachen. Für ein Drittel der Flächen wurden geringe oder keine Gefährdungen aufgrund der gegenwärtigen Nutzung erwartet. Etwa 18% der Fläche erhält die

Bewertung „hohe Beeinträchtigung“, die auf landwirtschaftliche Nutzungen zurückgeführt wird, die im Wasserschutzgebiet nicht oder nur in geringem Maße stattfinden sollen.

5.3.3 Auswahl und Bewertung der potenziellen Gefahren

Die Bewertung von Gefährdungen und gefährdenden Ereignissen findet nun auf der Grundlage der in Kap. 5.3.1 vorgeschalteten ersten Gefährdungsabschätzung statt. Unverzichtbar ist in diesem Zusammenhang die enge Zusammenarbeit derjenigen Mitarbeiter, die über die notwendigen Erfahrungen und entsprechendes Wissen im Einzugsgebiet verfügen. Bei den Stadtwerken Niederkassel hat die Identifikation von Gefährdungen gemeinsam mit dem Technischen Leiter der Wasserversorgung stattgefunden, und zwar schwerpunktmäßig für die Prozesse innerhalb des Wasserschutzgebietes, aber auch für die der Wasseraufbereitung und -verteilung. In diesem Kapitel werden alle mehr oder minder relevanten Gefährdungen identifiziert und bewertet. Auf Grundlage dieser Bewertung werden dann in Kap. 5.4 Steuerungsmaßnahmen identifiziert.

Im Rahmen der Auswahl und Bewertung potenzieller Risiken wurde das Gefährdungspotenzial kurz beschrieben, die Ursache sowie der Ort der Gefährdung dokumentiert. Entsprechend dieser Eigenschaften, wurden Gefährdungskategorien vergeben. Darüber hinaus erfolgte eine Einschätzung der möglichen Folgen sowie eine semi-quantitative Bewertung nach den in Kap. 4.1.2 beschriebenen Bewertungsmodellen (Tab. 30 und Tab. 31). Auf der Basis der aus den Bewertungsmodellen gewonnenen Erkenntnisse wurde eine Bewertung von Gefährdungen durchgeführt.

Die komplette Dokumentation der Gefahren, sortiert nach den entsprechenden Gefährdungskategorien, findet sich in den Tab. 43 bis Tab. 48. Gefahren mit geringem Gefährdungspotenzial sind in Tab. 43 dargestellt. Die in dieser Tabelle aufgeführten Gefahren wurden aufgrund des nur sehr geringen gesundheitlichen Risikos oder des seltenen Auftretens einer solchen Gefährdung als gering eingestuft. So ist die Gefahr der Verunreinigung des Grundwassers mit wassergefährdenden Flüssigkeiten wie Heizöl o.Ä. im Wasserschutzgebiet sehr gering, insbesondere im Bereich der engen Schutzzonen. Der Eintrag von wassergefährdenden Stoffen durch Privatgärten ist eher selten und dann nur sehr vereinzelt auf einigen wenigen Flächen zu befürchten. Ebenso kann eine mikrobielle Verunreinigung durch Viehhaltung nur durch einen Hof im Wasserschutzgebiet innerhalb der Schutzzone III, also recht weit entfernt von den Rohwasserbrunnen, auftreten. Unter Berücksichtigung der Abstandsgeschwindigkeit (1,6 –2,2 m/d) und einer Distanz von 2,5 km zwischen Brunnen 1 und dem Geflügelhof würde das verunreinigte Grundwasser den Brunnen in mehr als 4,3 Jahren erreichen.

Tab. 43: Auswahl der Gefahren mit geringer Relevanz

Kategorie	Mögliche Gefahr	Grund	Ort	Position	Mögliche Folgen			Bewertung nach WSP	
					gering	mäßig	groß	Wert	Definition
14	Verunreinigung des Grundwassers durch wassergefährdende Flüssigkeiten	Verunreinigung des Grundwassers durch Tankstellen oder sonstige Behältnisse mit Treibstoff u.a.	Tankstellen Behälter im WSG	141	x			2	gering
18	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen: Privatgärten	Eintrag wassergefährdender Stoffe durch die Gartenarbeit in Privatgärten	Häuser mit Privatgärten im gesamten WSG	181	x			4	gering
34	Viehhaltung: Mikrobielle Verunreinigung des Grundwassers	Eintrag von Hühnergülle im Bereich des Geflügelhofs	Geflügelhof WSZ III	342		x		2	gering
41	Eintrag von Schadstoffen in die Entsäuerungsanlage	Bei akuter Luftverschmutzung durch Kfz-Verkehr (Straßennähe) Gefahr des Eintrags von Stoffen in die Entsäuerungsanlage	Straße am Wasserwerk	412	x			4	gering
65	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen: Altlasten	Eintrag wassergefährdender Stoffe durch Altlasten und Altablagerungen im WSG	Altablagerungen im WSG	651	x			2	gering

Im Falle eines hohen Verkehrsaufkommens wäre ein Eintrag von Schadstoffen durch Kfz-Verkehr in die Entsäuerungsanlage des Wasserwerks zu befürchten. Dieses kann jedoch bei dem gegenwärtigen Verkehrsaufkommen und der dabei entstehenden Luftbelastung ausgeschlossen werden. Im Wasserschutzgebiet befinden sich nur sehr wenige bedeutsame Altlasten, die anhand der ermittelten Gefährdungskategorisierung (Abb. 54b) ein sehr geringes Grundwassergefährdungspotenzial aufweisen.

Diejenigen Gefährdungen, von denen ein mäßiges Risiko ausgeht, sind in Tab. 44 und Tab. 45 dokumentiert. Die in Tab. 44 dokumentierten Gefahren besitzen aus Sicht des Wasserversorgers ein mäßiges Gefährdungspotenzial. Dies liegt vor allem in der Wahrscheinlichkeit des Auftretens begründet, so beispielsweise ein plötzlicher, heftiger Eintrag wassergefährdender Stoffe durch die Kanalisation in das Grundwasser oder der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln durch Gärtnereien. Die Weidung der Schafe im Bereich der Schutzzone II und auch der Eintrag wassergefährdender Stoffe durch Unfälle etc. im Bereich der Hauptstraße und Bahnlinie wird aufgrund der großen Nähe zu den Brunnenanlagen entsprechend risikoreich eingeschätzt.

Tab. 44: Auswahl von Gefahren mit mäßiger Relevanz (I)

Kategorie	Mögliche Gefahr	Grund	Ort	Position	Mögliche Folgen			Bewertung nach WSP	
					klein	mäßig	groß	Wert	Definition
21	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen: Kanalisation	Größere und plötzliche Leckagen im Kanalnetz u.ä.	Kanalnetz im WSG	212		x		3	mäßig
32	Gärtnereien: Einträge von Pflanzenschutzmittel	Punktuellem Eintrag von Pestiziden im Wasserschutzgebiet durch Gärtnereien	Landwirtschaftlich genutzte Flächen im WSG	322		x		3	mäßig
34	Weidung von Schafen: Eintrag von Krankheitserregern (Parasiten) in das Grundwasser	Schafe grasen temporär in unmittelbarer Nähe der Brunnenanlage	Zustrom Brunnengelände WSZ II	341		x		4	mäßig
41	Hauptstraße: Wassergefährdende Stoffe	Eintrag von Mineralölen durch Unfälle, Transportverluste etc.	Hauptstraße in der Nähe des Wasserwerks	411		x		3	mäßig
45	Bahnlinie: Wassergefährdende Stoffe	Eintrag wassergefährdender Stoffe durch Transportverluste, Unfälle, etc.	Bahnlinie in unmittelbarer Nähe des Wasserwerks	451		x		3	mäßig

Gemäß den Erfahrungen der Experten ist das Auftreten eines solchen Ereignisses bisher sehr selten. Weitere mäßige Gefährdungen sind in Tab. 45 gelistet. Die Infiltration von Niederschlagswasser in die Brunnenstube kann auftreten, wenn der Brunnenkopf Mängel hinsichtlich der Abdichtung aufweist. Eine einmalige Beseitigung der Mängel stellt jedoch nur eine zeitlich begrenzte Maßnahme dar. Als ein recht häufiges Ereignis ist die Infiltration von Rheinwasser in den Aquifer zu bezeichnen. Dies führt allerdings gegenwärtig zu keinen bedenklichen Veränderungen der Trinkwasserqualität, daher ein mäßiges Risiko.

Unmittelbar an der nördlichen Grenze des Wasserschutzgebietes der Stadtwerke Niederkassel verläuft in west-östlicher Richtung eine Treibstoffleitung, die Flugzeugkraftstoffe und Dieselkraftstoff transportiert. Im Falle eines plötzlichen totalen Bruches der Leitung werden über ein Leckerkennungs- und Ortungssystem der Pipeline die Leckage gemeldet und die Schieber sofort geschlossen. Die Menge des möglicherweise austretenden Mineralöls ist aufgrund dieses Früherkennungssystems stark begrenzt.

Tab. 45: Auswahl der Gefahren mit mäßiger Relevanz (II)

Kategorie	Mögliche Gefahr	Grund	Ort	Position	Mögliche Folgen			Bewertung nach WSP	
					klein	mäßig	groß	Wert	Definition
51	Infiltration von Niederschlagswasser in die Brunnenstube	Bei stärkeren oder lang andauernden Niederschlag Einsickerung des Wassers in den Brunnen	Brunnen 1-3	511		x		9	mäßig
59	Infiltration von Rheinwasser in den Aquifer	Instationäre Grundwasserströmung	Westlich des Wasserschutzgebietes	591		x		6	mäßig
62	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline	Plötzlicher und heftiger Mineralölverlust der Ölpipeline	Am nördlichen Rand der Schutzzone II	622		x		4	mäßig
64	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen: Kiesabbau	Eintrag wassergefährdender Stoffe in den Kiesabbau, aktuell Trockenaus Kiesung, diskutiert wird derzeit Nassauskiesung	Kiesgrube Mondorf, Schutzzone 3b	641		x		3	mäßig
71	Zugang Fremder auf das Brunnengelände	Unbefugte betreten das Brunnengelände und beschädigen die Brunnenanlagen	Wasserfassungen der Brunnen I, II und III	712		x		3	mäßig

In der Schutzzone III im Zustrombereich des Wasserwerks Niederkassel liegt der Mondorfer See, der durch Nassabgrabung zur Kiesgewinnung entstanden ist. Der See hat eine Fläche von 25 ha mit einer mittleren Tiefe von 10 m (TZW 2003) (Abb. 58). Gegenwärtig wird Trockenaus Kiesung betrieben, geplant ist jedoch eine Erweiterung der Nassauskiesung, deren Genehmigungsverfahren noch nicht abgeschlossen ist.

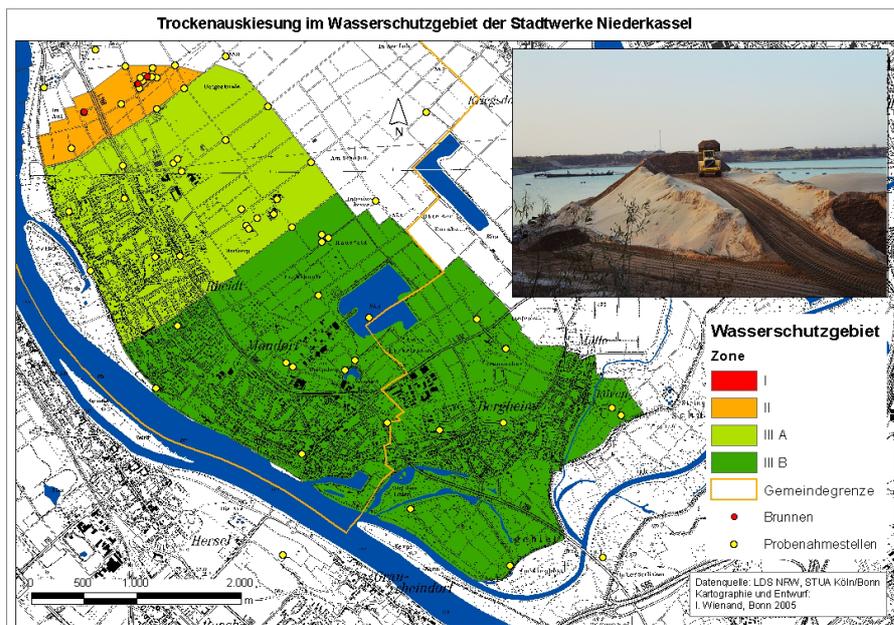


Abb. 58: Trockenaus Kiesung im Bereich des Mondorfer Sees

Der Zugang Fremder auf das Brunnengelände ist gegenwärtig durch einen Schutzzaun und ein verschließbares Tor sehr unwahrscheinlich. Auch hier wurde ein mäßiges Risiko bewertet. Alle übrigen potenziellen Gefahren im Trinkwassereinzugsgebiet werden mäßig bis hoch bewertet, deren Eintrittswahrscheinlichkeit sowie deren Folgen recht hoch sein können (Tab. 46).

Tab. 46: Auswahl der Gefahren mit mäßigem bis hoher Relevanz

Kategorie	Mögliche Gefahr	Grund	Ort	Position	Mögliche Folgen			Bewertung nach WSP	
					klein	mäßig	groß	Wert	Definition
21	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen: Kanalisation	Eintrag wassergefährdender Stoffe durch schleichende Leckagen	Kanalnetz im Wasserschutzgebiet	211		x		3	mäßig
31	Landwirtschaft: Nitrat	Düngung im Wasserschutzgebiet	Landwirtschaftliche Flächen innerhalb des Wasserschutzgebietes	311		x		4	hoch
32	Landwirtschaft: Pflanzenschutzmittel	Eintrag von Pestiziden im Wasserschutzgebiet durch landwirtschaftliche Aktivitäten	Landwirtschaftlich genutzte Flächen im Wasserschutzgebiet	321			x	4	hoch
62	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline	Latenter/ schleichender Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline	Am nördlichen Rand der Schutzzone II	621		x		4	hoch
71	Einbruch und Sabotage	Einbruch in das Wasserwerk und Sabotage kann die Trinkwasserversorgung behindern	Wasserwerk, Brunnengelände	711			x	4	hoch

Aufgrund der Tatsache, dass schleichende Leckagen des Kanalsystems nicht sofort entdeckt werden können und derzeit nur relativ aufwändige Methoden existieren, diese Leckagen zu entdecken, wird hier ein mäßiges bis hohes Risiko vergeben.

Der große Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche bedingt im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel einen erhöhten Nitratgehalt im Grundwasser, der auch in Zukunft unter Berücksichtigung eines nur mäßigen Rückhaltepotenzials für Nitrat (Kap. 5.3.1) ständiger Beobachtung bedarf. Ebenso stellen Einträge von Pflanzenschutzmitteln durch die Landwirtschaft ein großes Risiko dar.

Ebenso wie die schleichende Leckage des Kanalsystems ist ein Mineralölverlust der Pipeline unterhalb der Detektionsgrenze des Überwachungssystems gefährlicher einzustufen als eine größere, leicht festzustellende Treibstoffmenge, die das System zum sofortigen Schließen der Schieber veranlassen würde. Daher wird auch hier das Risiko recht hoch bewertet.

Neben diesen Gefährdungen im Einzugsgebiet wurden Gefährdungen für die Prozesse der Trinkwasseraufbereitung ermittelt (Tab. 48).

Tab. 47 : Auswahl der Gefahren für die Trinkwasseraufbereitung der Stadtwerke Niederkassel

Kategorie	Mögliche Gefahr	Grund	Ort	Position	Mögliche Folgen			Bewertung nach WSP	
					klein	mäßig	groß	Wert	Definition
101	Versorgungspässe durch Ausfall der Förderpumpen: Technischer Defekt	Aufgrund technischer Defekte ist ein Ausfall der Förderpumpen im Wasserwerk zu befürchten	Brunnengelände und Wasserwerk	1011			x	6	mäßig
101	Versorgungspässe durch Ausfall der Reinwasserpumpen: Technischer Defekt	Aufgrund technischer Defekte etc. ist ein Ausfall der Reinwasserpumpen im Wasserwerk zu befürchten	Wasserwerk Pumpenhaus	1012			x	6	mäßig
102	Versorgungspässe durch Ausfall der Förderpumpen: Stromausfall	Aufgrund einer Unterbrechung der Stromversorgung ist ein Ausfall der Förderpumpen im Wasserwerk zu befürchten	Brunnengelände und Wasserwerk	1021		x		3	gering
102	Versorgungspässe durch Ausfall der Reinwasserpumpen: Stromausfall	Aufgrund einer Unterbrechung der Stromversorgung ist ein Ausfall der Reinwasserpumpen im Wasserwerk zu befürchten	Wasserwerk Pumpenhaus	1022		x		3	gering
103	Verkeimung des Wassers: Förderanlagen	Verkeimung des Trinkwassers durch Kontamination der Förderanlagen	Förderanlagen	1031			x	6	mäßig

Der Ausfall der Förder- bzw. Reinwasserpumpen ist aus technischer Sicht hoch zu bewerten. Je nach dem Vorfall (Stromausfall oder technischer Defekt) müssen entsprechende Maßnahmen getroffen werden, die die Gefahr auf ein Mindestmaß reduzieren. Der Ausfall der Förder- bzw. Reinwasserpumpen durch Stromausfall kann niedrig bewertet werden, da eine entsprechende Notstromversorgung eingerichtet ist. Ein Ausfall der Pumpen ist daher nicht zu befürchten. Weitere mögliche Gefahren wurden für den Bereich der Trinkwasserverteilung bewertet (Tab. 48).

Tab. 48: Auswahl der Gefahren für die Trinkwasserverteilung

Kategorie	Mögliche Gefahr	Grund	Ort	Position	Mögliche Folgen			Bewertung nach WSP	
					klein	mäßig	groß	Wert	Definition
90	Verkeimung des Wassers: Leitungsnetz	Verkeimung des Trinkwassers durch Wurzeleinbruch, Bautätigkeiten etc.	Leitungsnetz Wasserversorgungsgebiet	901			x	6	mäßig
91	Sabotage am Leitungsnetz	Ungesicherter Zugriff auf Hydranten, Schieberschächte etc.	Das gesamte Leitungsnetz im Wasserversorgungsgebiet	911			x	4	hoch
96	Eintrag wassergefährdender Stoffe: Hausinstallationen	Unsachgemäß hergestellte Hausinstallationen (Querverbindungen zu Regenwasser- und Grundwasseranlagen)	Privathäuser im gesamten Wasserschutzgebiet	961			x	9	hoch

Neben der Gefahr der Verkeimung oder Sabotage des Leitungsnetzes ist der Eintrag wassergefährdender Stoffe durch unsachgemäß hergestellte Hausinstallationen, insbesondere die Querverbindungen zu Eigenversorgungsanlagen und Zisternen ein aus Sicht des Wasserversorgungsunternehmens großes Risiko für die Trinkwasserqualität. In Abb. 59 ist die Anzahl Eigenversorgungsanlagen und Zisternen im Versorgungsgebiet darstellt.

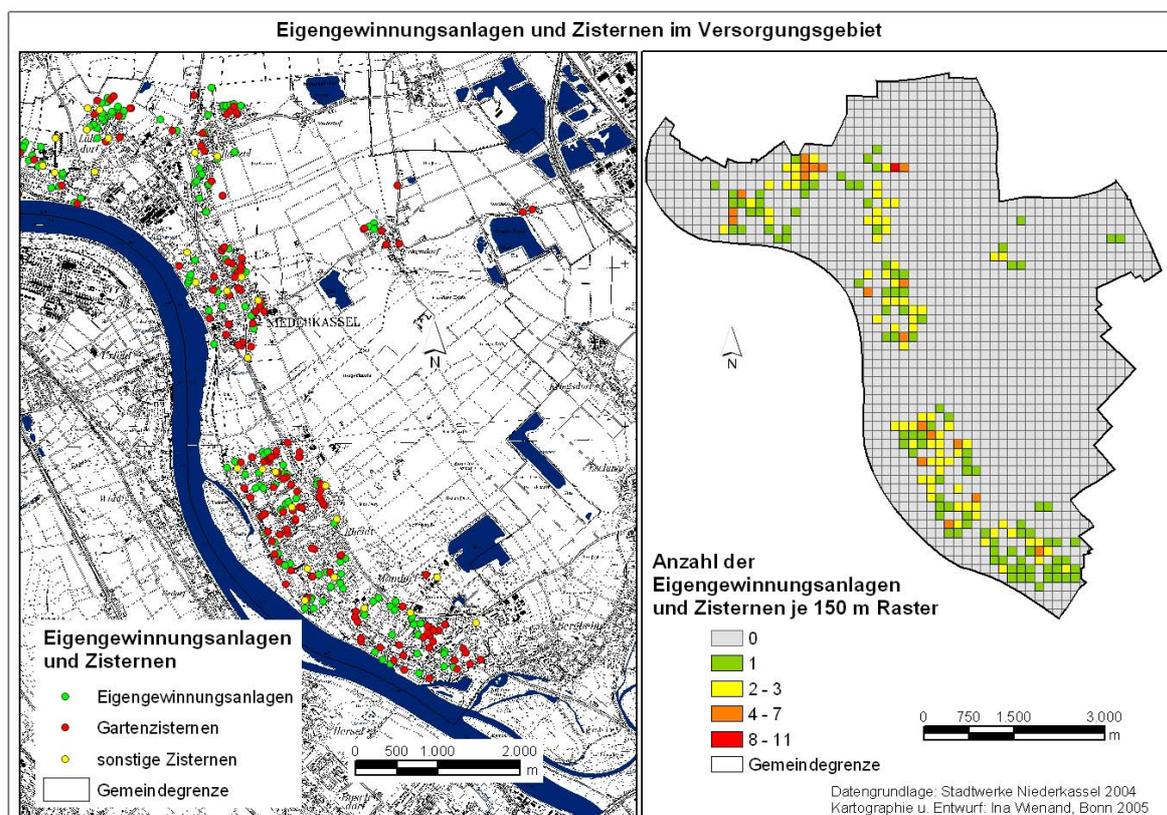


Abb. 59: Eigengewinnungsanlagen und Zisternen im Wasserversorgungsgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Im Versorgungsgebiet der Stadtwerke Niederkassel werden etwa 180 Eigenversorgungsanlagen und weitere 200 Zisternen betrieben. Diese liegen vor allem in den Siedlungsgebieten Niederkassel, Mon-

dorf und Rheidt vor. Anhand stichprobenartiger Kontrollen der Hausinstallationen können unsachgemäße Querverbindungen verhindert oder behoben werden.

Im Folgenden sollen nur solche Gefahren in Betracht gezogen, die

1. ein ernstzunehmendes Risiko darstellen,
2. durch entsprechende Maßnahmen beseitigt oder auf ein tolerierbares Maß reduziert werden.

Die meisten Gefahren können nicht durch eine ausgewählte Maßnahme beseitigt, sondern lediglich auf ein annehmbares Maß reduziert werden. Dies erscheint zumindest für die Prozesse im Einzugsgebiet plausibel, da der Effekt der geplanten Maßnahmen häufig von äußeren Faktoren abhängig ist. So ist eine dauerhafte Reduktion der Nitratkonzentrationen im Einzugsgebiet von der Kooperation und Mithilfe der landwirtschaftlichen Akteure abhängig. In den folgenden Kapiteln werden ausgewählte Gefährdungen im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel eingehend untersucht.

5.3.3.1 Nitrat

Wie in Kap. 5.2.3.2 bereits dargestellt, ist die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel geprägt durch Acker- und Erwerbsgartenbau. Dies bedingt, insbesondere durch Düngemaßnahmen, einen erhöhten Nitratgehalt sowohl im Boden als auch im Grundwasser. Während Mitte der 80er Jahre Nitratgehalte von über 150 mg/l gemessen wurden, belaufen sich nun die Werte nur noch vereinzelt auf 60 bis 70 mg/l. Die weitgehende Reduzierung der Nitratgehalte ist in erster Linie einer schonenden Ackerbewirtschaftung zu verdanken, ein Resultat einer langjährigen Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft in Gestalt des Arbeitskreises „Drunter und Drüber“, gegründet im Jahre 1985. Die gesetzliche Überwachung der Nitratgehalte wurde durch das TZW Karlsruhe als beratendes Institut der Stadtwerke Niederkassel maßgeblich begleitet und unterstützt. In Abb. 60 sind die Nitratgehalte aller in dem Zeitraum 1977 bis 2003 gemessenen Nitratgehalte aufgeführt:

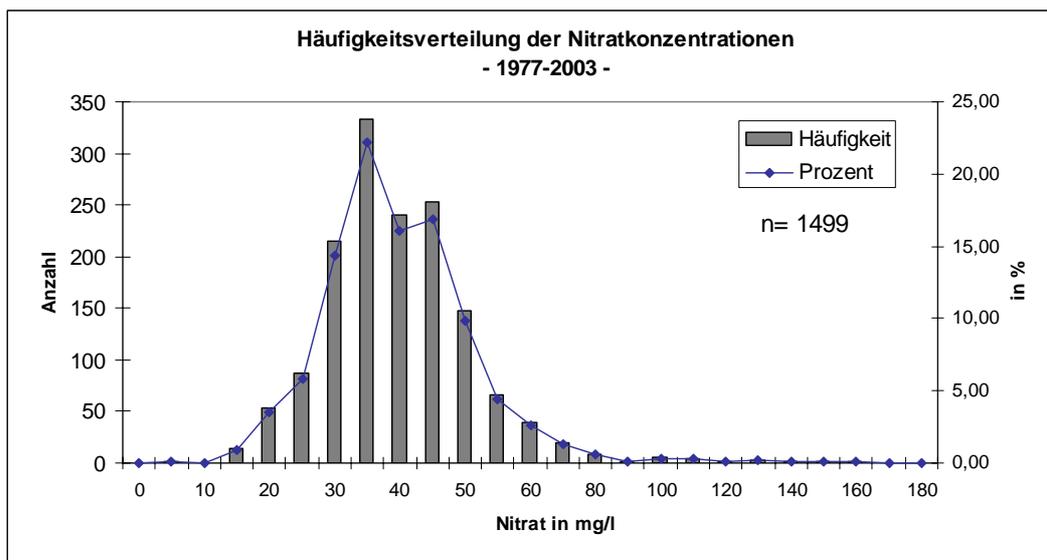


Abb. 60: Häufigkeitsdiagramm der gemessenen Nitratgehalte im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Um einen Überblick über die langjährige Entwicklung der gesamten Beprobungen zu erhalten, wurde die jährlich gemessenen Nitratgehalte ausgewertet (Abb. 61).

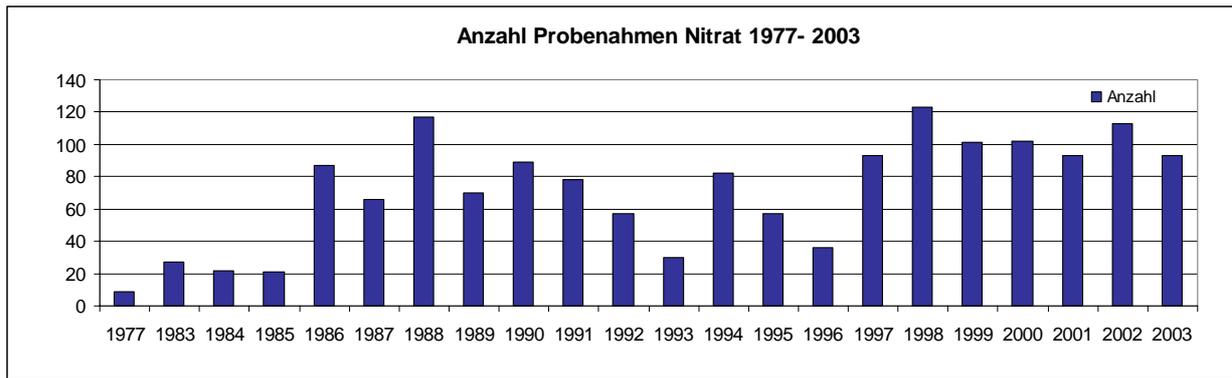


Abb. 61: Anzahl der Nitratbeprobung von 1977 bis 2003

Anfang der 80er Jahre wurden nur etwa 20 Probenahmen jährlich im gesamten Wasserschutzgebiet durchgeführt. Ab dem Jahr 1986 waren dies 60 bis etwa durchschnittlich über 80 Beprobungen. Nur wenige Daten sind für die Jahre 1993 und 1996 vorhanden. Die Entwicklung der Nitratgehalte (in mg/l) ist in den nächsten beiden Abbildungen dokumentiert. Abb. 62 zeigt die Nitratgehalte von 1977 bis 1992 anhand des Boxplot-Diagrammes (Kap. 4.1.7).

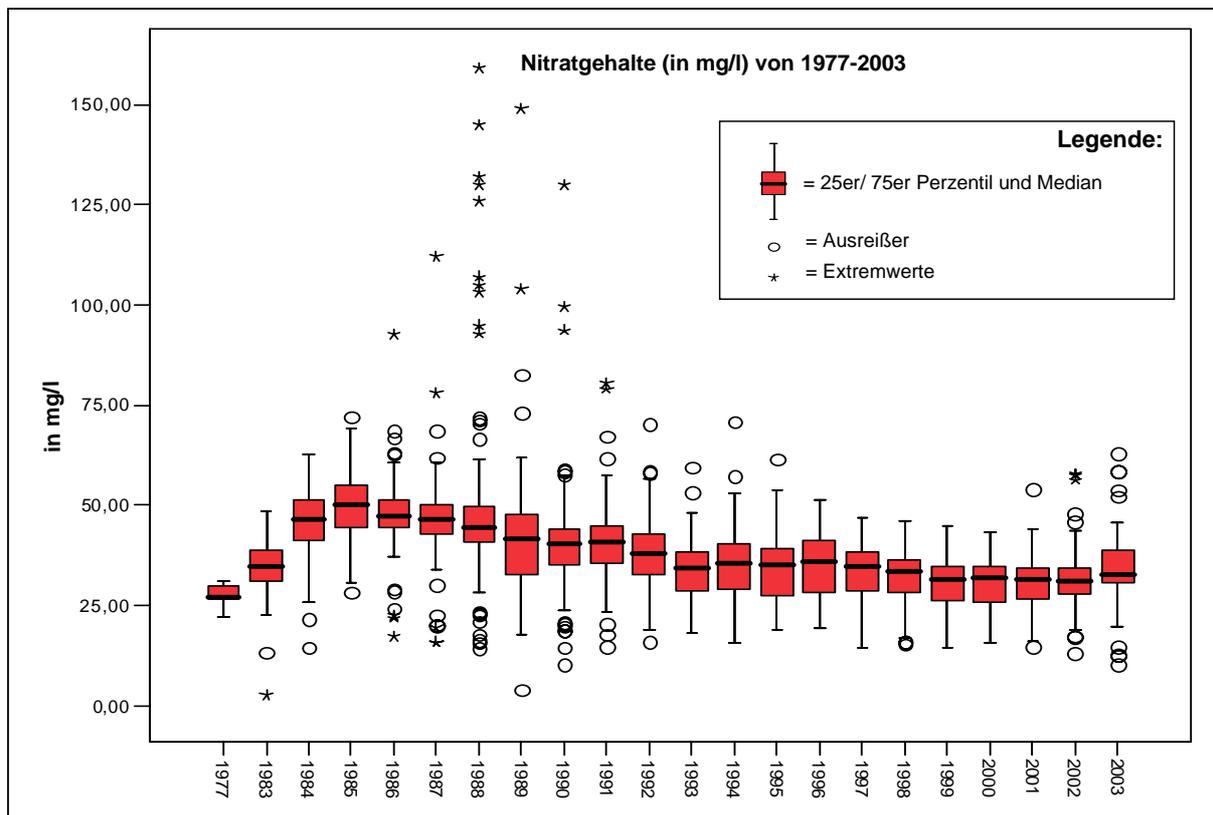


Abb. 62: Nitratgehalte von 1977 bis 2003 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

In Abb. 62 sind mit Hilfe des Boxplotdiagramms die Analyseergebnisse von Nitrat anhand der Quartile (25iger und 75iger), des Medians und der Extremwerte des jeweiligen Jahres dargestellt. Ausreißer, als Kreis gekennzeichnet, sind solche Werte, die 1,5 bis 3 Boxlängen vom oberen und unteren Rand der Box entfernt sind. Extremwerte, als Kreuz sichtbar, sind mehr als drei Balkenlängen von der oberen und unteren Kante des Balkens entfernt. Es ist zunächst ein Anstieg der Werte bis in die Mitte der 80er Jahre erkennbar, danach fallen die Werte, abgesehen von Ausreißern und Extremen auf unter 50 mg/l. Bei den Extremwerten werden allerdings über 150 mg/l gemessen. Ab 1992 ist die Anzahl

der Ausreißer und Extremwerte deutlich vermindert. Der Median liegt bei etwa 35 mg/l, das 75iger-Perzentil unter 40 mg/l. Ausreißer und Extremwerte treten ab dem Jahre 2001 wieder vermehrt auf.

Neben diesen jährlichen Beobachtungen der Nitratwerte führt eine räumliche Analyse der einzelnen Jahre zur Aussage eines räumlichen Trends innerhalb des Wasserschutzgebietes. Dazu wurden die jährlich verfügbaren Nitratwerte interpoliert. Die Dichte der Probenahmestellen variiert entsprechend den jährlich verfügbaren Beprobungen.

Einen Überblick über die Anzahl und Dichte der insgesamt verfügbaren Probenahmestellen gibt Abb. 63. Eine vermehrte Anzahl von Probenahmestellen befindet sich im nördlichen Teil des Wasserschutzgebietes im Bereich der Brunnen 2 und 3 sowie östlich von Rheidt im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die übrigen Messstellen verteilen sich recht gleichmäßig auf das Untersuchungsgebiet, im südlichen Teil des Wasserschutzgebietes dünne sie leicht aus.

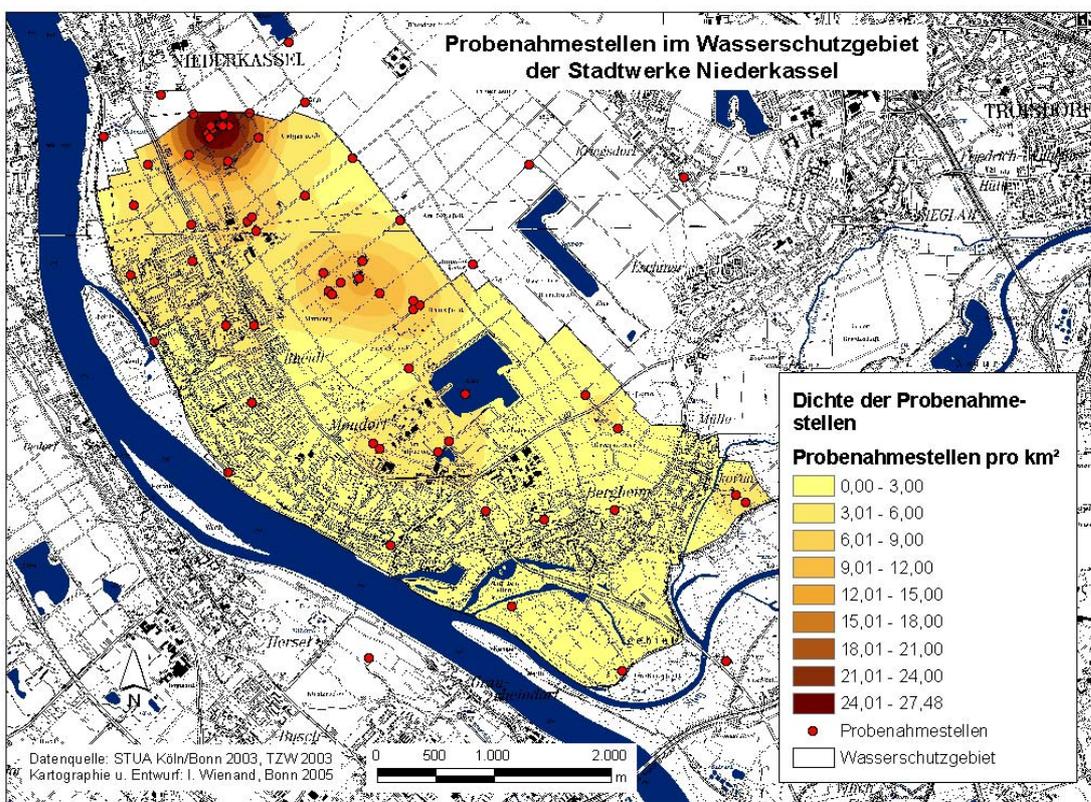


Abb. 63: Anzahl und Dichte der Probenahmestellen im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Die Interpolation der Nitratwerte wurde für die einzelnen Jahre durchgeführt, d.h. für jedes Jahr wurde zunächst eine Variogrammanalyse durchgeführt, anhand derer die Güte der Interpolation erkennbar war. In einigen Fällen lagen zu wenige Messstellen, insbesondere im südlichen Teil des Wasserschutzgebietes vor. In der folgenden Abb. 64 ist das Ergebnis der Kriging-Interpolation (Kap. 4.2.2.3) (*Ordinary Kriging*) aus dem Jahr 1991 zu sehen:

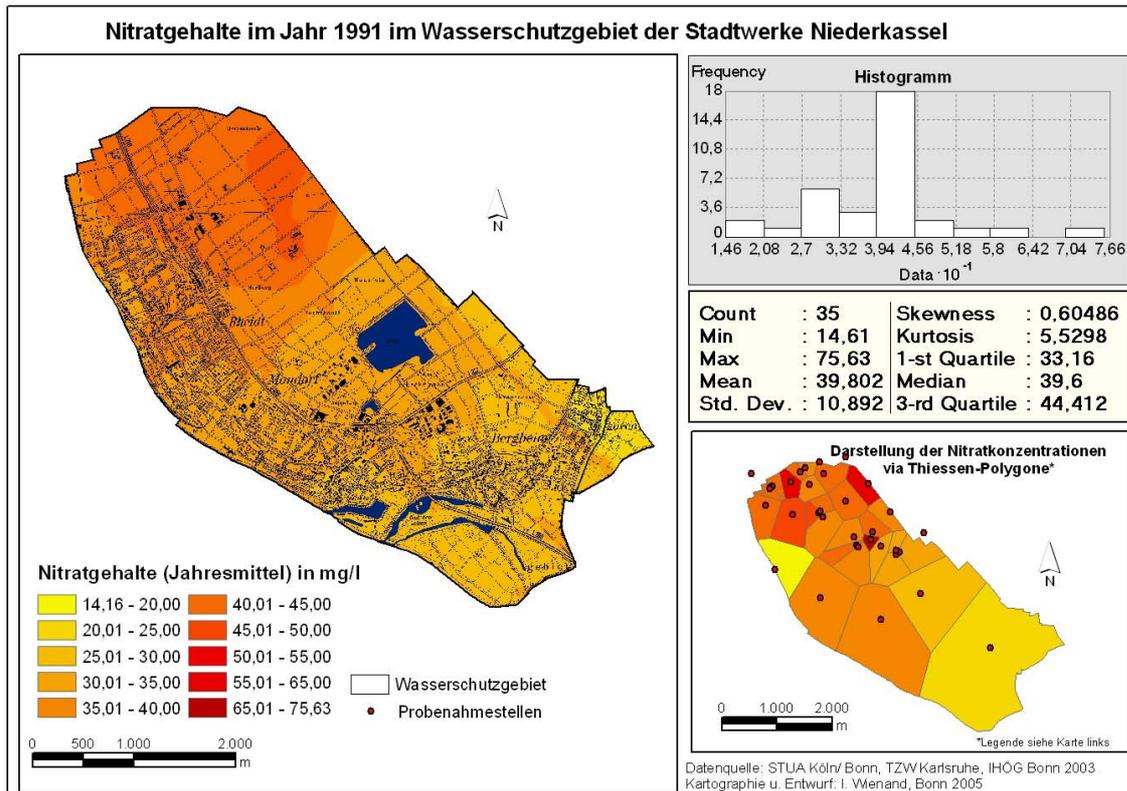


Abb. 64: Nitratgehalte im Jahr 1991 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Die Abb. 64 zeigt sowohl anhand des Ergebnisses der Kriging Interpolation als auch anhand der Thiessen-Polygone einen Anstieg der Nitratgehalte zum nördlichen Teil des Wasserschutzgebietes, wo Nitratgehalte von 40 mg/l und mehr gemessen wurden.

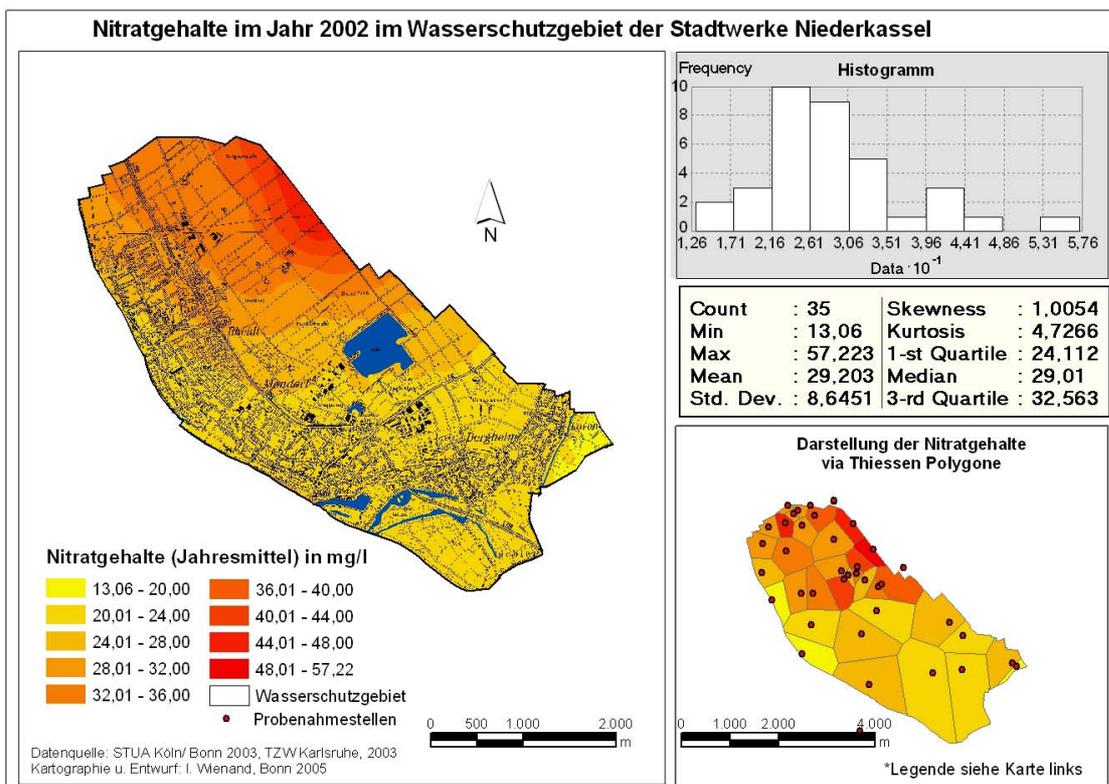


Abb. 65: Nitratgehalte im Jahr 2002 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Mit Hilfe des Histogramms ist erkennbar, dass die Mehrzahl der Werte Nitratgehalte zwischen 40 und 50 mg/l aufweisen. Maximal werden Werte von über 75 mg/l erreicht. Ein ähnlicher Trend ist für das Jahr 2002 erkennbar (Abb. 65). Ebenso ist ein Anstieg der Nitratwerte zum nördlichen Bereich des Wasserschutzgebietes zu sehen. Insgesamt sind die Werte jedoch niedriger als im Jahr 1991, erkennbar an einem Mittelwert von 29,2 mg/l und einem Maximum von 57,22 mg/l. Inwieweit die Kriging-Schätzungen mit den realen Werten übereinstimmen, ist durch die Kreuzvalidierung ersichtlich (Abb. 66 und Anhang A 10.3).

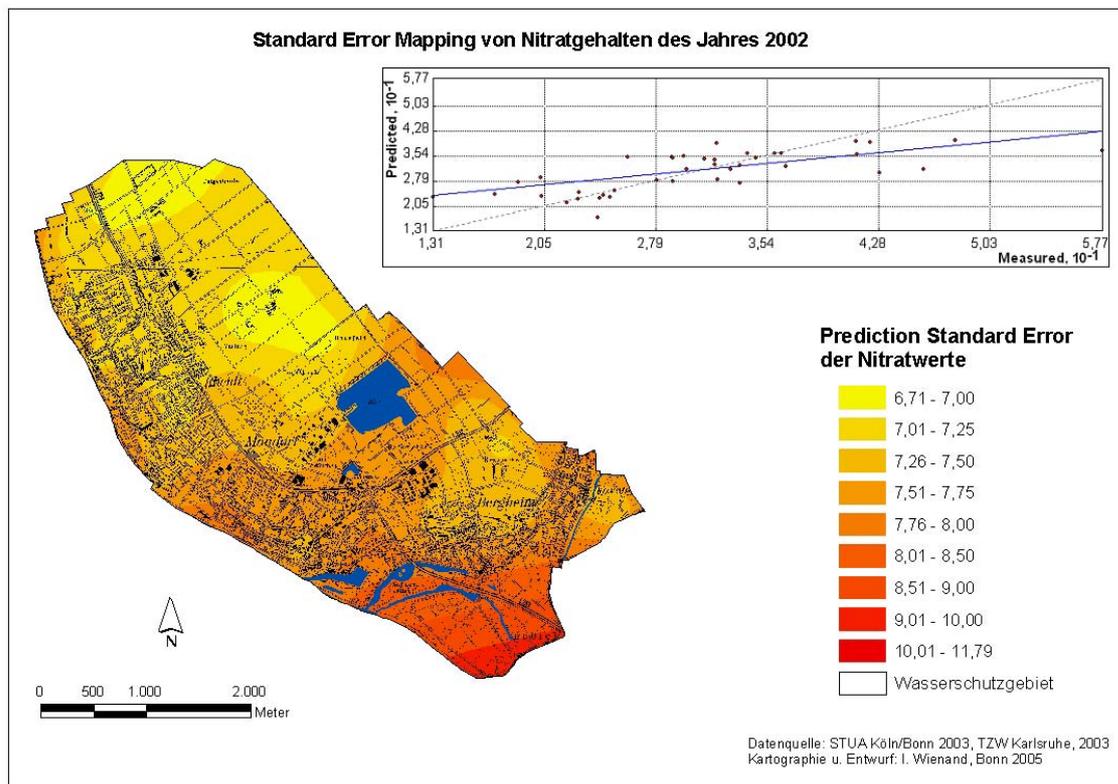


Abb. 66: Kreuzvalidierung und Standard Error Mapping der Kriging Interpolation 2002

Vergleicht man dabei die gemessenen und geschätzten Werte, fallen nur wenige Werte auf, deren Schätzung stark abweicht. Die höchsten Abweichungen treten im südlichen Teil des Wasserschutzgebietes auf, einem Bereich, der durch eine geringe Anzahl an Messstellen gekennzeichnet ist. Die geringsten Differenzen sind im nördlichen Teil des Wasserschutzgebietes erkennbar. Die Güte der Schätzung ist ebenfalls am

Die mit Ausnahme des Jahres 2003 rückläufigen Nitratkonzentrationen im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel sind im Rahmen des WSPs fortlaufend zu beobachten. Die Maxima der Nitratgehalte im Grundwasser überschreiten weiterhin den Grenzwert der TrinkwV 2001 von 50 mg/l. Daher ist es erforderlich, eine weitere Reduktion der Nitratwerte zur Sicherung der Trinkwasserqualität durch ausgewählte Maßnahmen im Wasserschutzgebiet zu erreichen.

5.3.3.2 Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel

Neben der Nitratbelastung durch landwirtschaftliche Aktivitäten ist die Gefahr der Verunreinigung des Grundwassers durch Pflanzenschutzmittel sowie Schädlingsbekämpfungsmittel gegeben. Neben der landwirtschaftlichen Nutzung ist der Erwerbsgartenbau ein potenzieller Eintragspfad. Über die jährlichen Messprogramme hinaus sind auch Pflanzenschutzmittel in einem Sondermessprogramm des

TZW zusätzlich überwacht worden. Die Untersuchungen konzentrieren sich insbesondere auf Triazine und deren Metabolite. In Anlehnung an das Sondermessprogramm des TZW wurden Atrazin und Simazin als Referenzparameter für die Grundwasserbelastung durch Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel ausgewählt und deren Belastungspotenzial im Einzugsgebiet analysiert. Obwohl für Atrazin seit 1992 ein Anwendungsverbot besteht, wird diese Substanz und das Abbauprodukt Desethylatrazin nach wie vor am häufigsten im Grundwasser nachgewiesen.

Daten zu Beprobungen von Atrazin waren ab 1988 bis 2003, jedoch nicht durchgängig, verfügbar. Insgesamt handelt es sich um 230 Beprobungen, die über den genannten Zeitraum folgendermaßen verteilt sind (Abb. 67):³⁵

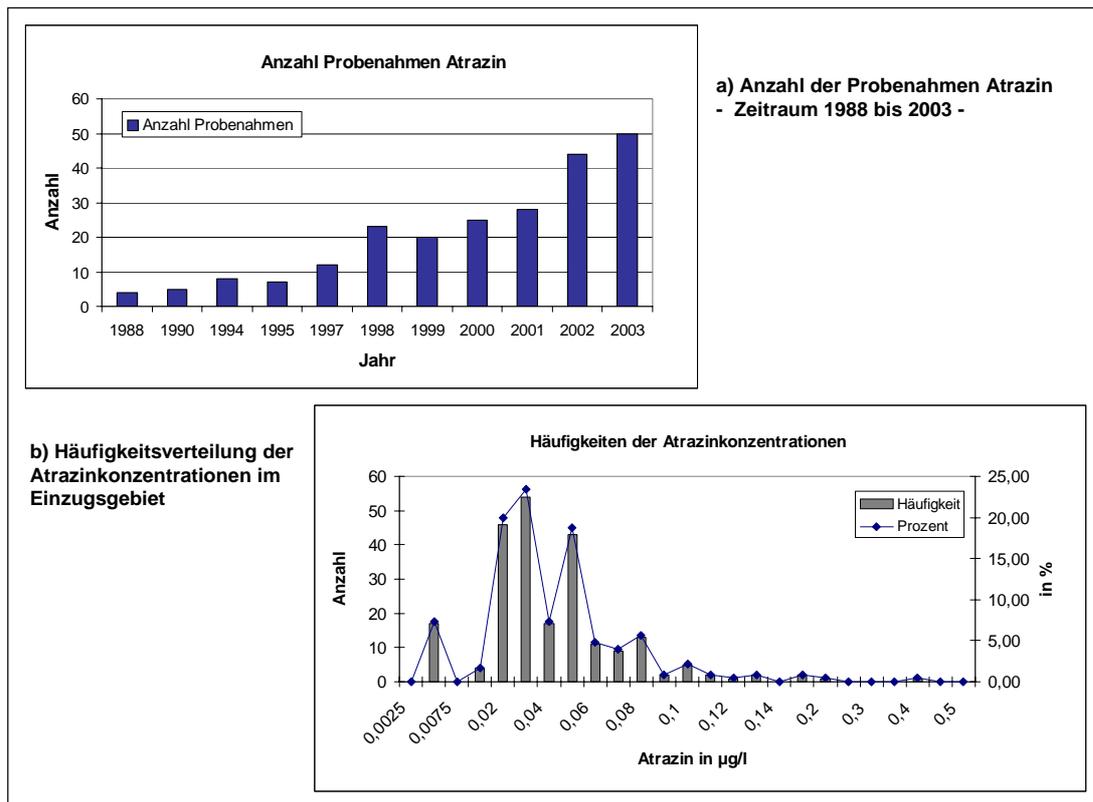


Abb. 67: Anzahl der Probenahmen Atrazin von 1988 bis 2003

Im Jahr 1988 war nur eine geringe Anzahl Probenahmen für das Einzugsgebiet erfasst. Die Anzahl stieg bis zum Jahr 2003 auf 50 Probenahmen pro Jahr an. Bei der Auswertung der Analyseergebnisse mussten drei verschiedene Bestimmungsgrenzen³⁶, die bei den Untersuchungsverfahren zugrunde gelegt wurden, berücksichtigt werden. In der Mehrzahl der Proben konnten Spuren von Atrazin ermittelt werden, so enthalten fast 24% der Proben Atrazingehalte von 0,03 bis 0,04 µg/l. Bei mehr als 15% der Probenahmen wurden Atrazinkonzentrationen von 0,06 bis 0,1 µg/l festgestellt. Vereinzelt treten Werte von über 0,1 µg/l auf.

In Abb. 68 ist allerdings eine Verringerung der Atrazingehalte bis zum Jahr 2003, von einzelnen Ausreißern und Extremwerten abgesehen, zu erkennen. Während im Jahr 1988 50% der Werte zwi-

³⁵ Um Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze in die Berechnung miteinzubeziehen, wurde die Hälfte der Bestimmungsgrenze verwendet Hötzl und Witthüser 1999

³⁶ STUA < 0,05 µg/l, Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit < 0,025 µg/l und TZW < 0,01 µg/l, jeweils zur Hälfte ihres Wertes in die Auswertungen miteinbezogen

schen 0,03 und 0,2 µg/l liegen, werden im Jahr 2003 von der Hälfte der Werte 0,03 µg/l unterschritten. Die Zahl der Ausreißer und Extremwerte nimmt ab dem Jahr 2000 leicht zu.

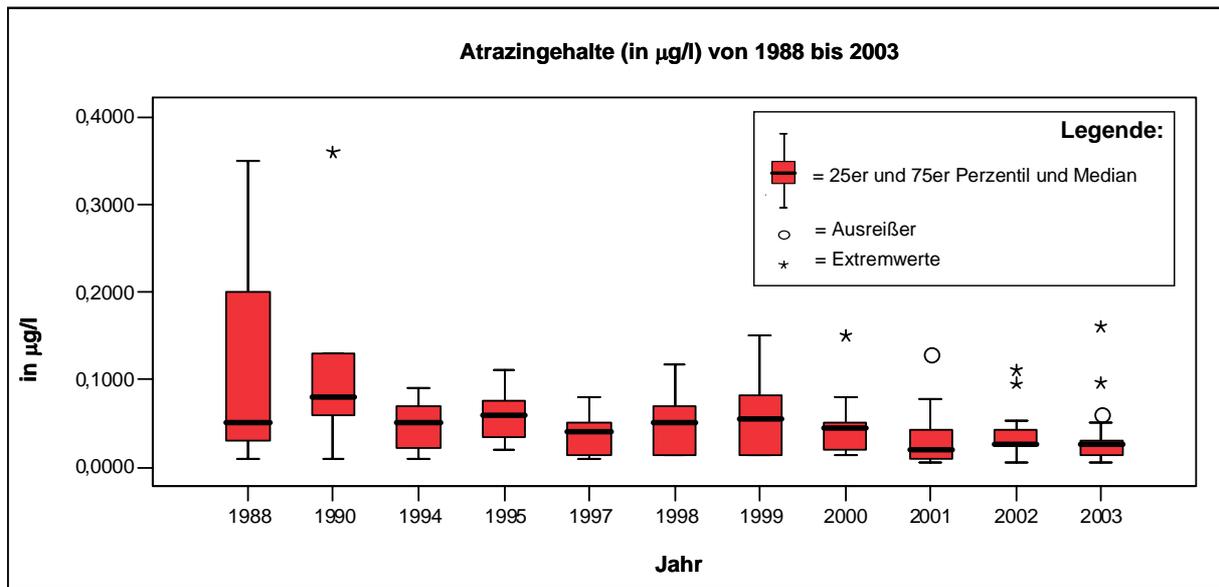


Abb. 68: Atrazingehalte in µg/l von 1988 bis 2003

Um einen Überblick darüber zu erhalten, wie die Atrazingehalte im Einzugsgebiet verteilt sind, wurden Mittelwert, Minimum und Maximum für die einzelnen Probenahmestellen für den Zeitraum 1988 bis 2003 im GIS visualisiert (Abb. 69):

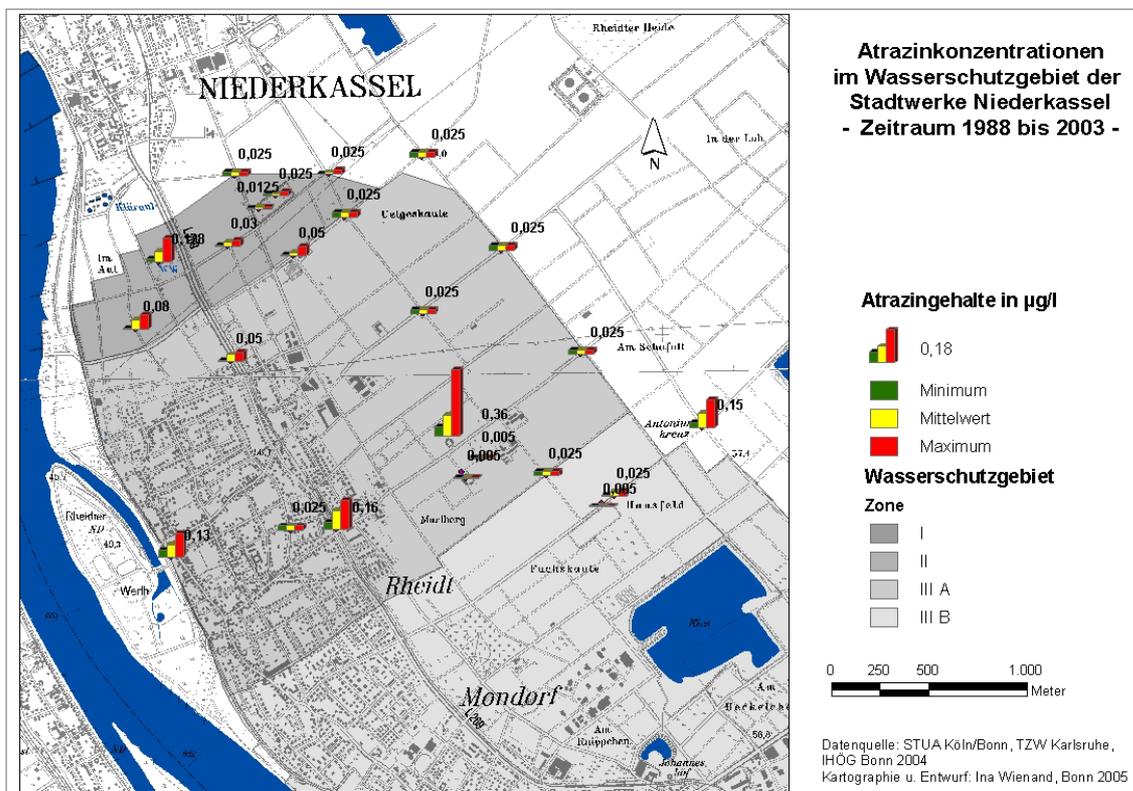


Abb. 69: Atrazingehalte im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel in den Jahren 1988 bis 2003

Deutlich erkennbar sind vereinzelte Extremwerte der Maxima, die sowohl im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen als auch in den Siedlungsrandbereichen gemessen wurden. Im südlichen Teil des Wasserschutzgebietes konnten hingegen keine nennenswerten Atrazinkonzentrationen festgestellt

werden. Da keine flächendeckende Beprobung des Wasserschutzgebietes vorliegt, ist eine Interpolation der Daten problematisch. Darüber hinaus ist zunehmend von vereinzelt punktuellen Einträgen auszugehen, die sich im Jahr 2003 auf wenige Probenahmestellen konzentrierten (Abb. 70).

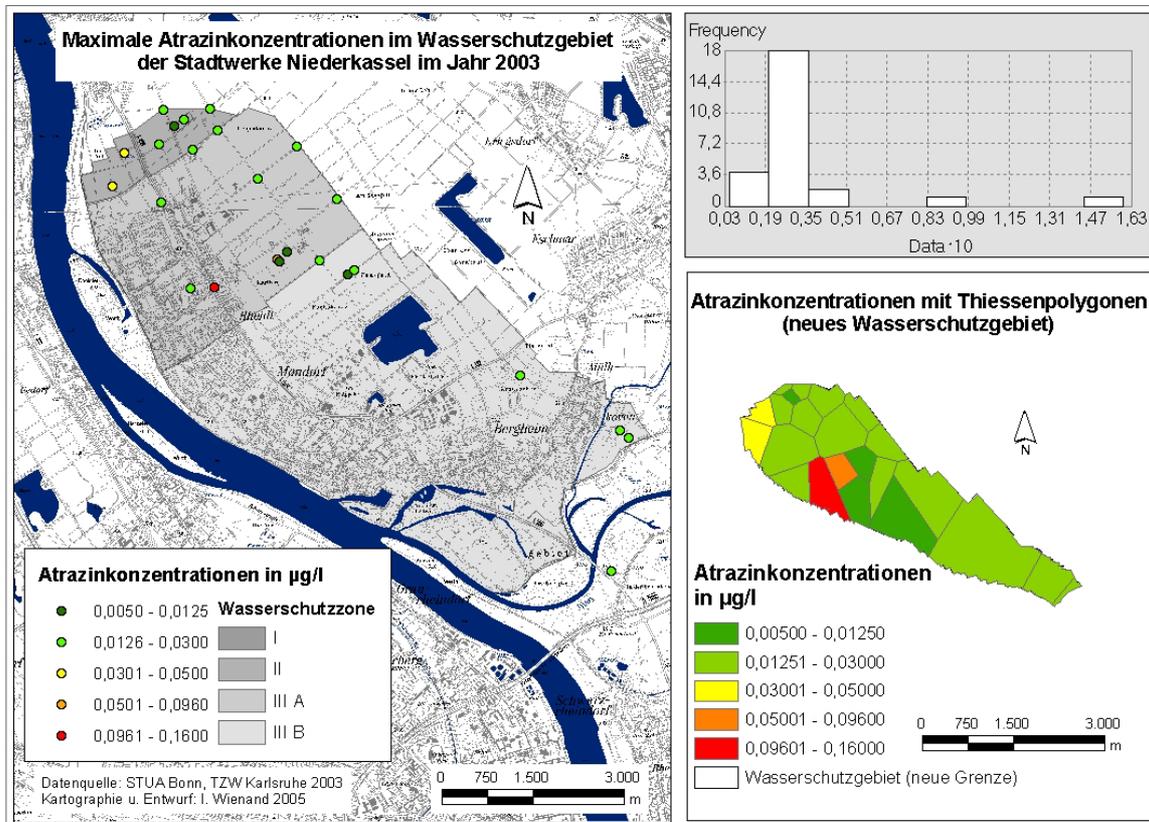


Abb. 70: Maximale Atrazingehalte im Jahr 2003 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

In Abb. 70 ist erkennbar, dass in der Mehrzahl der Probenahmestellen höchstens Spuren von Atrazin gemessen wurden. Vereinzelt treten Konzentrationen von über $0,03 \mu\text{g/l}$ auf. Diese Tatsache wird auch im Häufigkeitsdiagramm der maximalen Konzentrationen erkennbar, bei dem die Mehrzahl der Werte über Konzentrationen von $0,02$ bis $0,03 \mu\text{g/l}$ verfügt. Zusammenfassend stellen die Konzentrationen von Atrazin im Grundwasser ein potentielles Risiko für die Trinkwasserqualität dar und müssen daher im Rahmen des WSP berücksichtigt werden.

5.3.3.3 Infiltration von Rheinwasser in den Aquifer

Die variablen Grundwasserströmungsverhältnisse im Wasserschutzgebiet werden maßgeblich von den Wasserständen des Rheins beeinflusst, d.h. bei niedriger Wasserführung exfiltriert Grundwasser in den Fluss, bei hoher Wasserführung, wenn der Wasserstand im Fluss den des Grundwassers übersteigt, infiltriert Rheinwasser in den Aquifer. Die Menge ex- und infiltrierenden Wassers wurde indirekt über das Grundwassermodell für den Großraum Köln ermittelt (Lahmeyer International 1997). In Abb. 71 ist die Austauschrate von Rheinkilometer 657 bis 666 mit dem rechtsseitigen Grundwasser mit gleichzeitiger Angabe der Höhendifferenz zwischen dem Wasserstand des Rheins und der Druckhöhe des korrespondierenden Grundwassers dargestellt. Demnach nimmt der Rhein zwischen km 657,5 und 659 zunächst im Mündungsbereich der Sieg erhebliche Mengen auf ($8.600 \text{ m}^3/\text{d}$), infiltriert dann aber unterhalb der Siegmündung zwischen km 659,4 und 663,9 aufgrund geringer Grundwasserneubildung im Bereich Mondorf und Rheidt sowie Absenkungen durch den Betrieb der Wasserwerksbrunnen in

das Grundwasser (8.700 m³/d). Nach einer leichten Abnahme nördlich der Ortschaften findet ab km 665 eine deutliche Zunahme der Infiltration durch die rheinnahen Grundwasserentnahmen der Hüls AG in Lülsdorf statt. Für die Sieg ergeben sich hingegen durchgehend infiltrierende Bedingungen (TZW 2002).

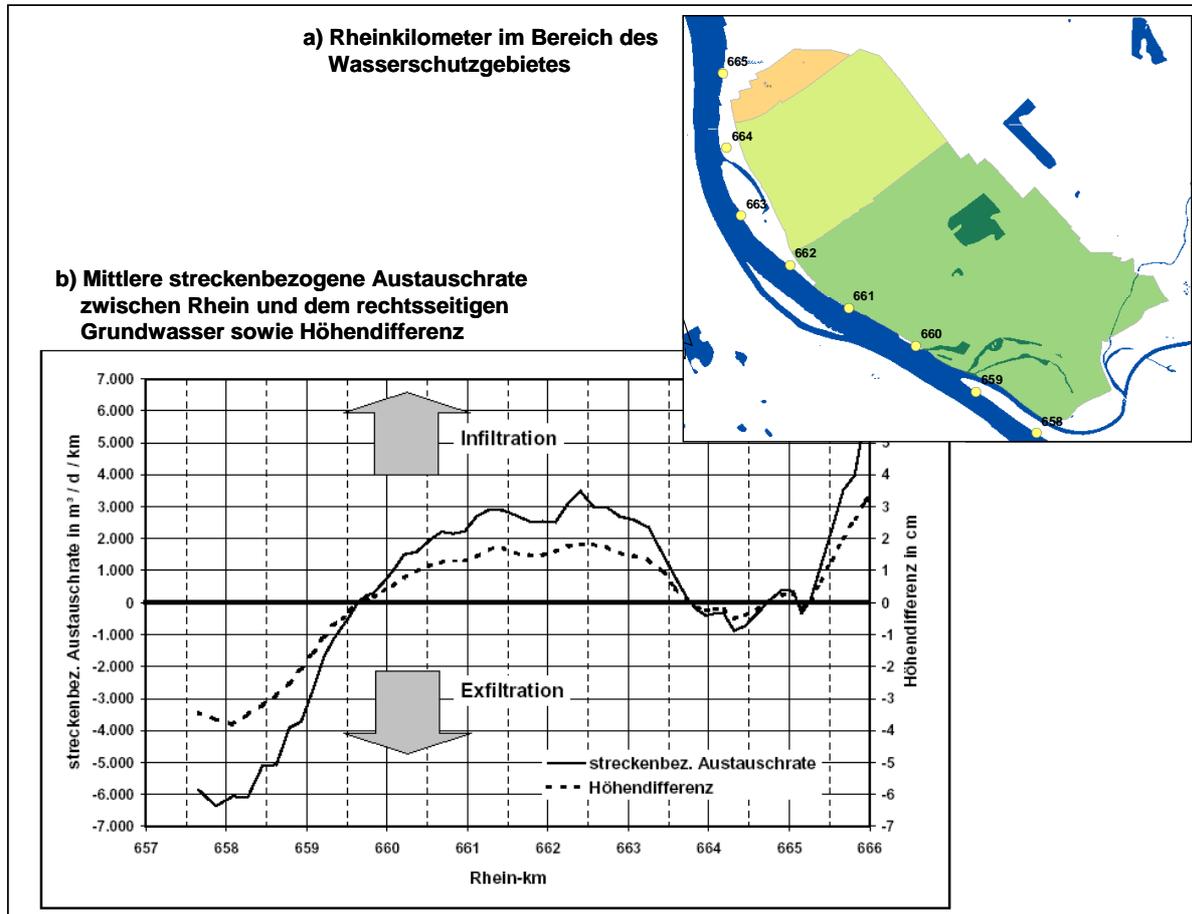


Abb. 71: Mittlere streckenbezogene Austauschrate zwischen Rhein und rechtsseitigem Grundwasser (Lahmeyer International 1997, TZW 2003)

Eine qualitative Grundwasserbeeinträchtigung durch die Infiltration des Rheinwassers kann anhand der Grundwasseranalysen ermittelt werden. Ein wichtiger Indikator für die Beeinflussung von Grundwasser durch Oberflächenwasser ist der Parameter Chlorid, der im Wasserschutzgebiet nahezu flächendeckend untersucht wurde. Die Anzahl der Beprobungen variiert ohne einen bestimmten Trend in den Jahren 1977 bis 2003 von mindestens 9 bis 88 Beprobungen/ Jahr. Die Häufigkeiten der Chloridgehalte aus dem genannten Zeitraum sind in Abb. 72 dargestellt.

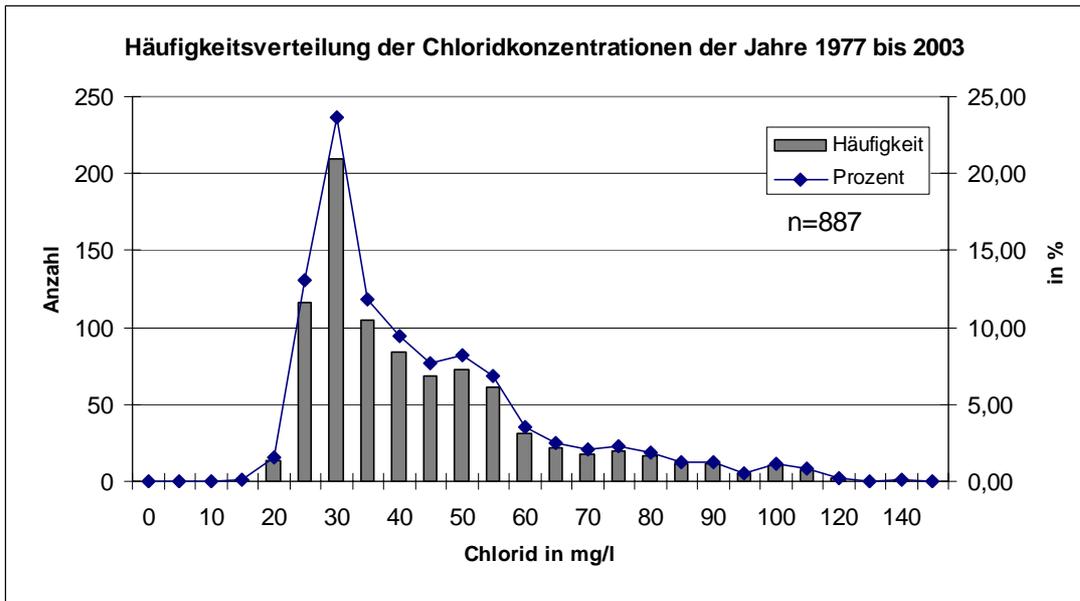


Abb. 72: Häufigkeiten der Chloridgehalte im Wasserschutzgebiet in den Jahren 1977 - 2003

Mehr als 20% der Werte zeigen einen Chloridgehalt von 30 bis 35 mg/l. Weitere 44% der Werte verfügen über Chloridkonzentrationen von 35 - 55 mg/l. Weitere 18% der Werte überschreiten Konzentrationen von über 55 mg/l bis maximal 132 mg/l. Für die jeweiligen Jahre sind folgende Chloridgehalte gemessen worden (Abb. 73):

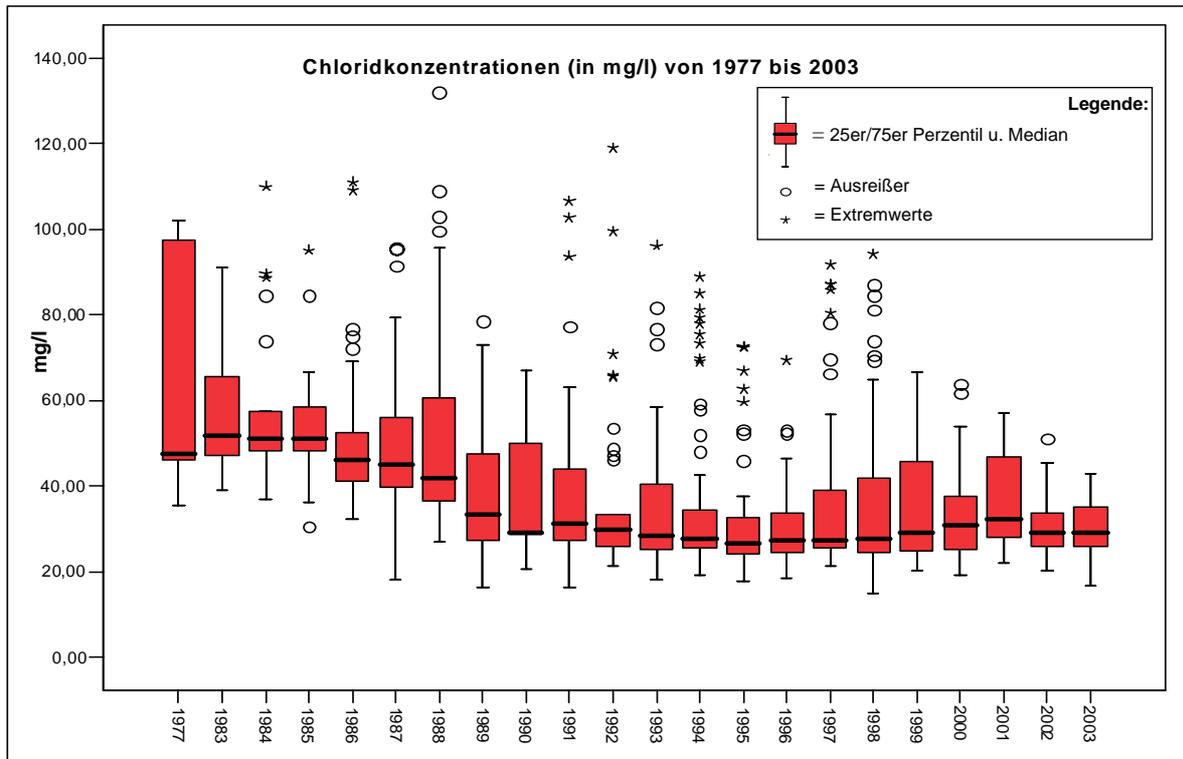


Abb. 73: Chloridkonzentrationen (in mg/l) im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Bis zum Jahr 1988 liegen über 50% der Werte in den jeweiligen Jahren über 40 bis 60 mg/l Chlorid. Ab 1989 sind es nur noch etwa 30 bis etwa 50 mg/l, wobei diese fallende Tendenz auch in den Medianen ablesbar ist. Ab 1998 hingegen ist ein leichter Anstieg erkennbar, der sich bis zum Jahr 2003 fortsetzt. Die Zahl der Ausreißer und Extremwerte reduziert sich wesentlich ab dem Jahr 1999.

Eine räumliche Analyse der weitgehend flächendeckend vorhandenen Beprobungen ist für die Jahre 1998 und 1999 dargestellt, die beide einen ähnlichen Trend darstellen. So treten für das Jahr 1998 erhöhte Chloridkonzentrationen in Rheinnähe auf (Abb. 74):

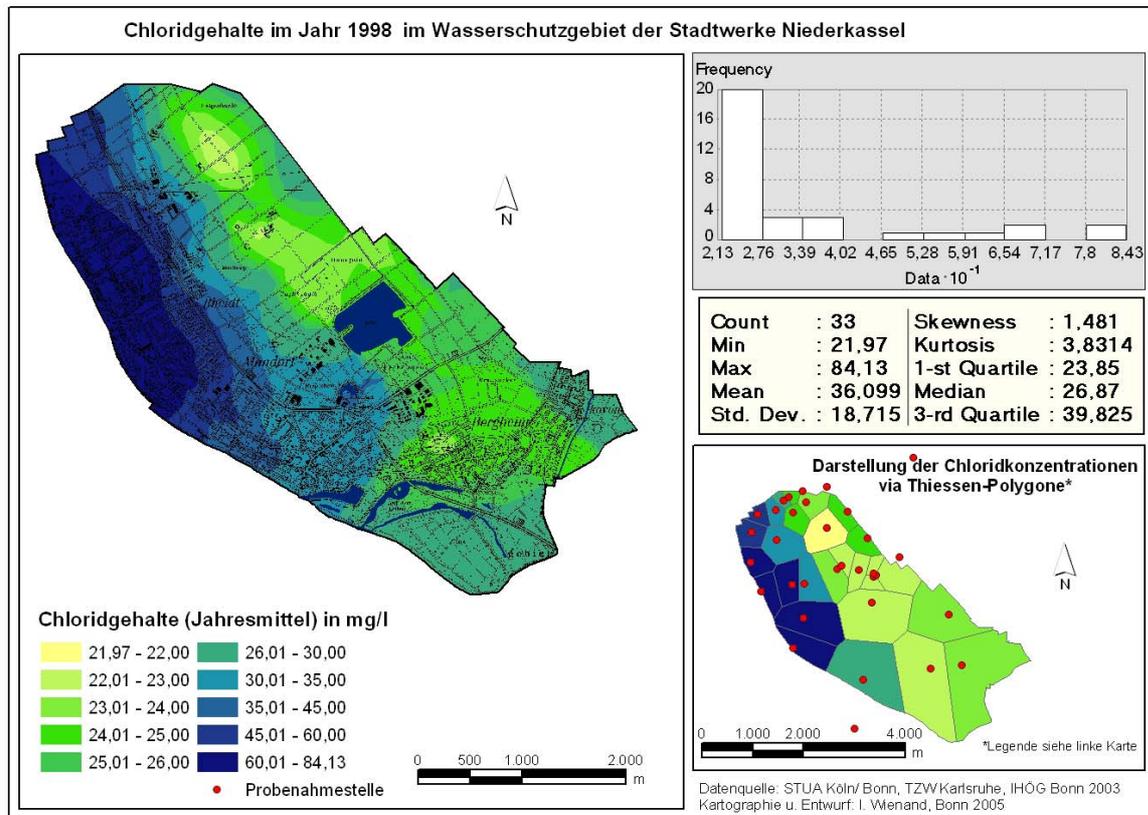


Abb. 74: Chloridgehalte im Jahr 1998 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Sowohl die Ergebnisse der Interpolation als auch die Darstellung der Chloridkonzentrationen mittels Thiessen-Polygonen zeigen rheinseitig erhöhte Chloridgehalte. Diese liegen maximal bei 84,13 mg/l. Eine fortlaufende Verringerung der Chloridgehalte ist dann in östlicher Richtung des Wasserschutzgebietes erkennbar. Im unteren südlichen Teil des Wasserschutzgebietes sind keine erhöhten Chloridkonzentrationen erkennbar. Ursache hierfür ist einerseits die starke Infiltration der Sieg, die den Rheineinfluss reduziert, andererseits eine geringe Messstellendichte in diesem Teil des Wasserschutzgebietes. Auch für das Jahr 1999 ist die gleiche Tendenz erkennbar, mit einer etwas nördlicheren Beeinflussung der Chloridgehalte durch den Rhein (Abb. 75). So zeigen die Probenahmestellen im südlichen Teil des Wasserschutzgebietes Chloridgehalte von weniger als 28 mg/l. Diese steigen dann in nördlicher Richtung bis auf maximal 66,50 mg/l an. Die Chloridwerte des Rheines liegen bei etwa 80-100 mg/l im Jahr 1999 an der Messstation Bad Honnef und bei etwa 150 mg/l an der Messstation Düsseldorf (LUA 2002). Der Rohwasserbrunnen 1 sowie zeitweilig auch die Brunnen 2 und 3 stehen bei beiden Beispielen unter dem Einfluss erhöhter Chloridgehalte, die jedoch in diesen Konzentrationen keinerlei gesundheitliche Folgen verursachen.

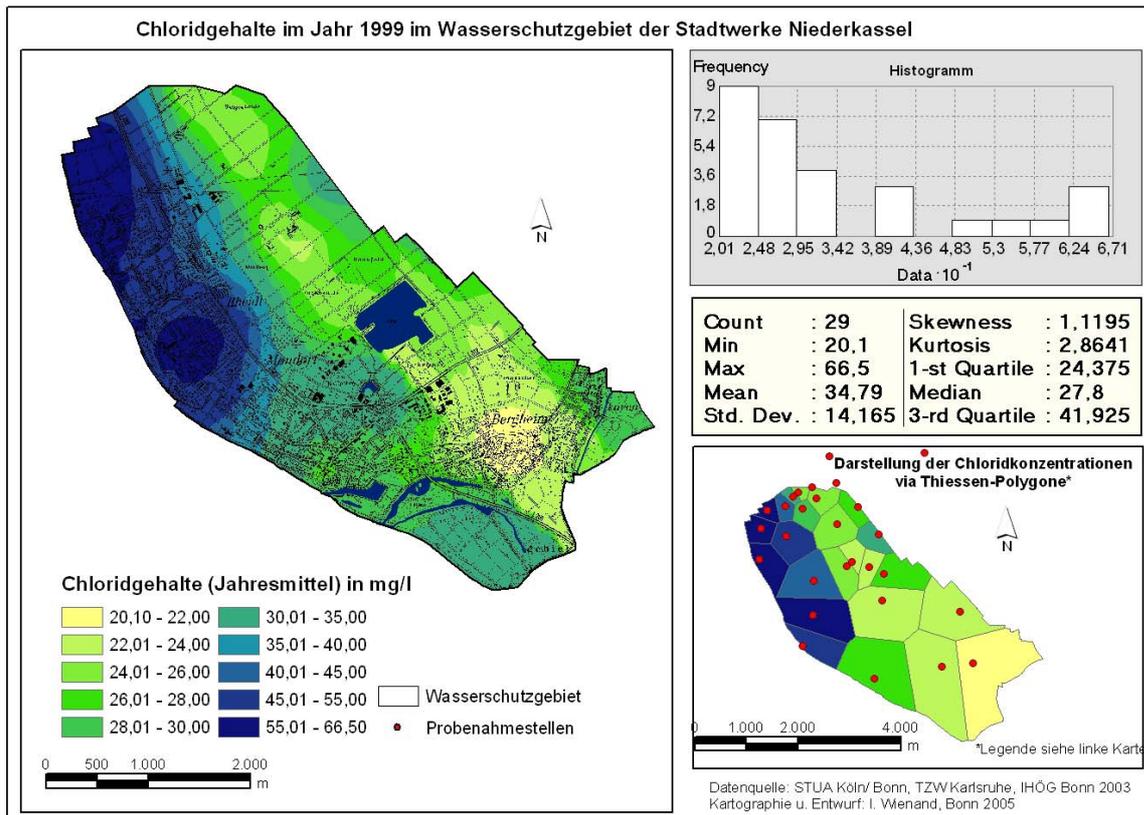


Abb. 75: Chloridgehalte im Jahr 1999 im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel

Die Kreuzvalidierung für die Interpolation des Jahres 1999 ergab einen erhöhten Standardfehler (siehe auch Anhang 10.3) im südlichen Teil des Wasserschutzgebietes aufgrund einer zu geringen Beprobungsdichte (Abb. 76). Über dieses Gebiet hinaus ist die Abweichung allerdings recht gering.

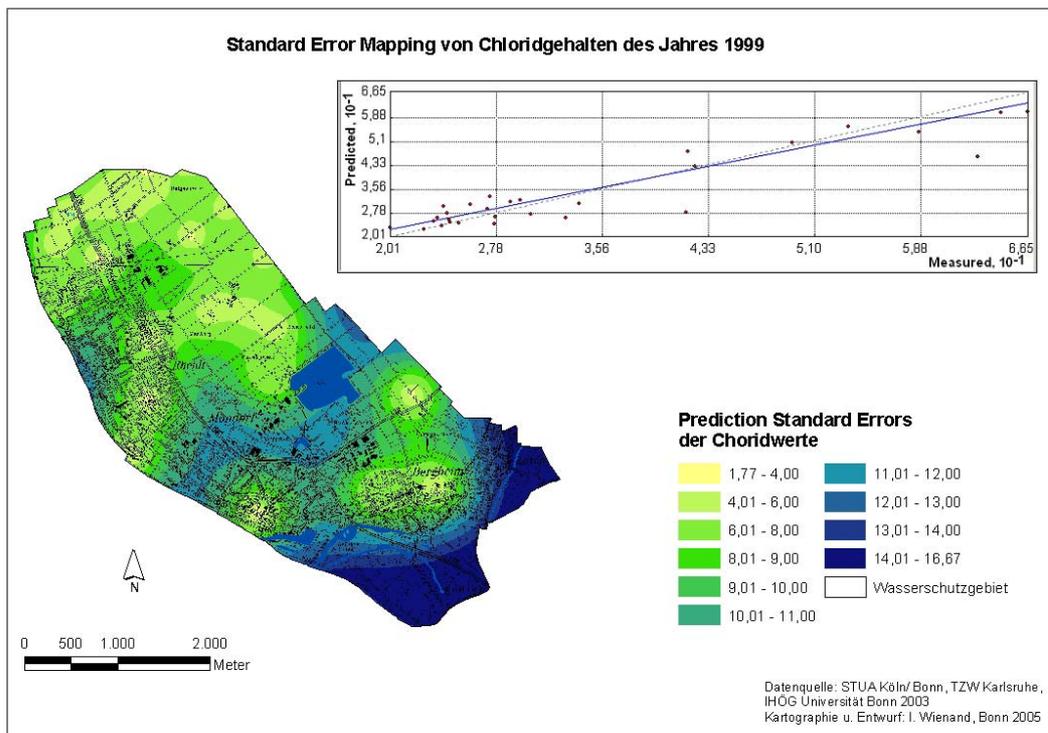


Abb. 76: Kreuzvalidierung der Chloridgehalte des Jahres 1999

Die Beeinflussung des Grundwassers durch Infiltration von Oberflächenwasser wurde darüber hinaus anhand von Sondermessungen des TZW im Jahre 2002 bestätigt. So wurden die drei Entnahmebrunnen sowie eine rheinnahe Messstelle auf iodidierte Röntgenkontrastmittel (10 Einzelsubstanzen) untersucht, die als Indikatorparameter für Abwasser- und Oberflächenwassereinfluss herangezogen werden können. Röntgenkontrastmittel (RKM) werden in Kliniken und Röntgenpraxen in Form überwiegend ionischer und nicht-ionischer Iodverbindungen eingesetzt, haben keine pharmakodynamische Eigenwirkung, sind gut wasserlöslich und werden vom menschlichen Körper innerhalb kürzester Zeit wieder ausgeschieden (TZW 2002). Aufgrund ihrer mikrobiellen Persistenz werden RKM von Kläranlagen kaum eliminiert (Ternes 2000). In allen Grundwasserproben im Oktober 2002 wurden die ionischen Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure sowie Iotalaminsäure deutlich über dem in Grundwässern üblichen Konzentrationsniveau nachgewiesen (Abb. 77).

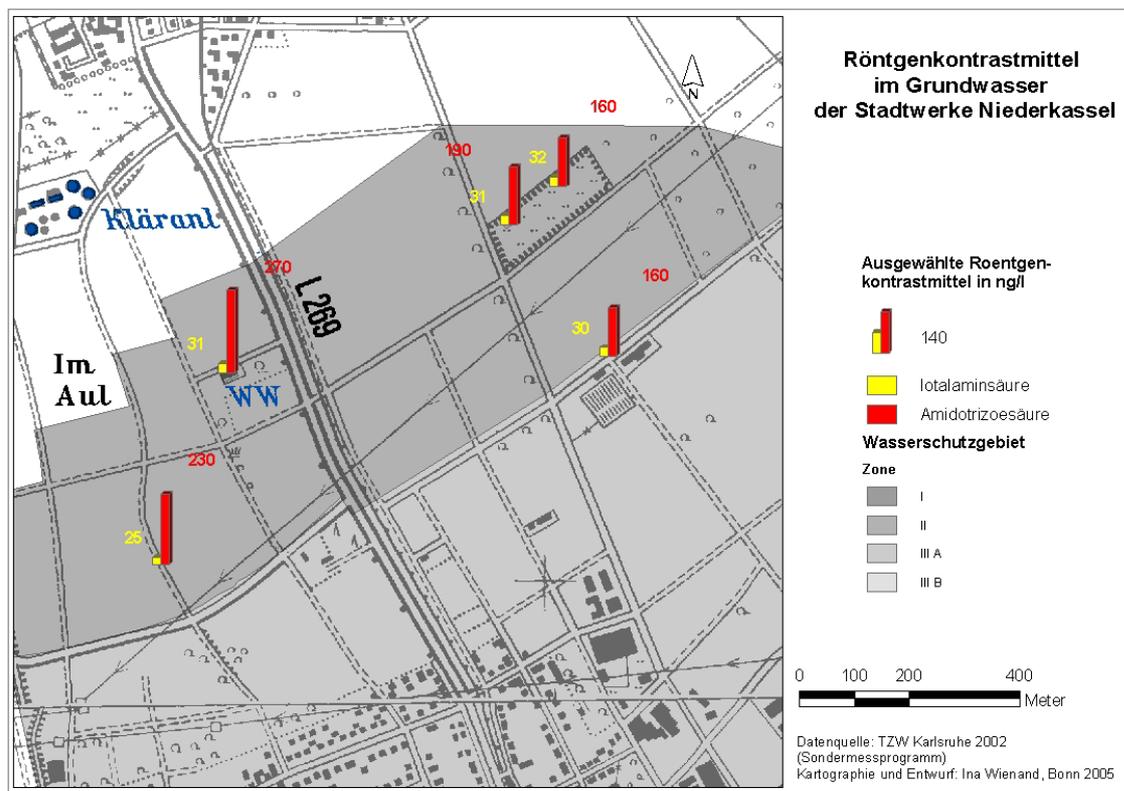


Abb. 77: Nachweis von Röntgenkontrastmitteln an Rohwasserbrunnen und Vorfeldmessstelle im Wasserschutzgebiet

Die nachgewiesenen Konzentrationen unterschieden sich bei den beiden Substanzen erheblich. So lagen die Konzentrationen der Amidotrizoesäure (160-270 ng/l) deutlich über denen der Iotalaminsäure (25-32 ng/l). Ein gesundheitliches Risiko wird durch die Substanzen in diesen Konzentrationen nicht verursacht und ist nach gegenwärtigem Kenntnisstand auszuschließen.

Die Infiltration von Rheinwasser in den Grundwasseraquifer konnte anhand der Verteilung des Indikatorparameters Chlorid im Wasserschutzgebiet sowie des Nachweises von Röntgenkontrastmitteln im Grundwasser gezeigt werden. Die Infiltration von Rheinwasser stellt somit ein potentiell Risiko für die Trinkwasserqualität dar und muss im WSP berücksichtigt werden.

5.3.3.4 Treibstoffleitung

Nahe der nördlichen Grenze des Wasserschutzgebietes verläuft in west-östlicher Richtung eine Treibstoffleitung, die Flugzeugkraftstoffe (Kerosin bzw. Petroleum) und Dieseltreibstoff bei einem Betriebsdruck von 60 - 80 bar (Ruhedruck 50 bar), transportiert. Der Abstand zum Brunnen 2 beträgt etwa 190 m, der zum Brunnen 3 nur 120 m (Abb. 78)

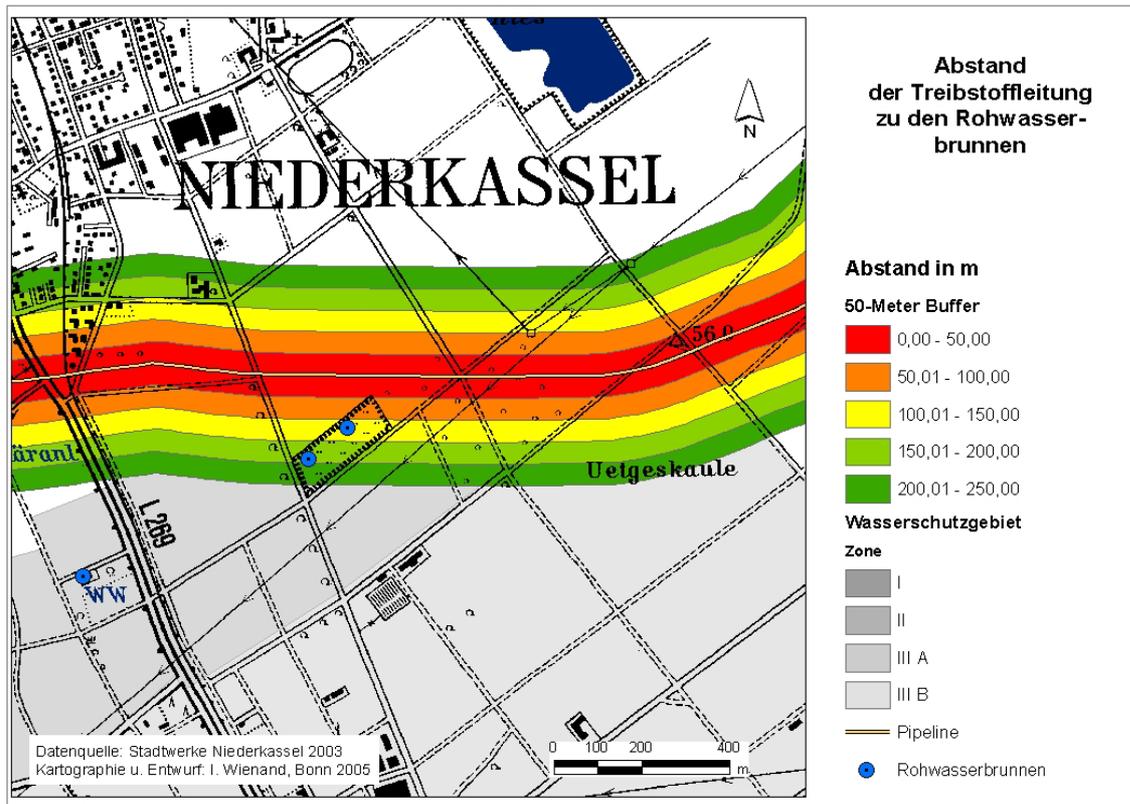


Abb. 78: Abstand der Treibstoffpipeline zu den Trinkwasserbrunnen

Der Betrieb der Pipeline wird im Abschnitt nördlich des Wasserschutzgebietes über zwei zentral zu betätigende Elektroschieber, die im Notfall geschlossen werden können, gesteuert. Der Füllinhalt auf dieser Strecke beträgt etwa 350 m³, von denen nach Auskunft der betreibenden Gesellschaft aufgrund unterschiedlicher Geländehöhen maximal 180 m³ auslaufen können (TZW 2003). Ein Überwachungssystem in Form eines Leckerkennungs- und -ortungssystems meldet sofort, wenn zwischen Abgabe- und Annahmestelle eine Differenz auftritt, und zwar mindestens 100 L im Betriebszustand und 10 L im Ruhezustand. Bei den in der NATO-Pipeline transportierten Flugzeugkraftstoffen handelt es sich um Mitteldestillate, die mit insgesamt 5-20 mg/l schlechter wasserlöslich sind als die bei niedrigen Temperaturen destillierte Benzinfraktion (Michels et al. 2001, TZW 2003). Gemäß § 19g, Abs. 5 des Wasserhaushaltsgesetzes gehören Mineralöle und deren Produkte zu den wassergefährdenden Stoffen. In der Trinkwasserverordnung 1990 wurde ein Grenzwert für den Summenparameter gelöste und emulgierte Kohlenwasserstoffe, Mineralöle von 0,01 mg/l angegeben. In der neuen Trinkwasserverordnung wurde dieser Parameter durch den Parameter Benzol mit einem Grenzwert von 0,001 mg/l ersetzt.

Im Rahmen einer Gefährdungsabschätzung sind grundsätzlich zwei Szenarien denkbar. Zum einen kann durch einen plötzlichen, heftigen Bruch der Pipeline, verursacht durch Grab- und Baggerarbeiten etc., eine maximale Menge von 180 m³ auslaufen, zum anderen ist eine schleichende Leckage denkbar, deren Verlustmenge möglicherweise sogar unter der Detektionsgrenze des Überwachungssystems

liegt. Der Vorteil einer plötzliche Leckage ist, ebenso wie beim Kanalsystem, dass sie recht schnell erkannt wird und damit eine Sanierung des Schadensfalls unmittelbar erfolgen kann. Eine schleichende Leckage hingegen kann lange Zeit unbemerkt in das Erdreich gelangen. In welchem Maße eine Kontamination der Trinkwasserbrunnen durch Mineralöle stattfinden kann und welche Konzentrationen eine gesundheitliche Gefährdung darstellen, soll im Rahmen einer Risikoabschätzung geklärt werden (Kap. 5.3.4.3).

5.3.3.5 Kanalsystem

Leckagen des Kanalsystems können zu Verunreinigungen des Grundwassers führen. Auch hier muss unterschieden werden zwischen plötzlichen, heftigen Leckagen, die beispielsweise durch das Aufplatzen von Straßendecken recht leicht erkennbar und damit zu sanieren sind. Schleichende Leckagen hingegen sind kaum ohne großen Aufwand auffindbar. Ein wichtiger Indikator im Zusammenhang mit der Verunreinigung durch undichte Kanalsysteme, punktuelle Leckagen oder Sickergruben ist der Parameter Bor, der nach einem Vorschlag des ehemaligen Bundesgesundheitsamtes bereits bei Konzentrationen über 0,05 mg/l ein Hinweis für die genannten anthropogenen Beeinflussungen ist (Hötzl und Witthüser 1999, Schleyer 1992). Für das Untersuchungsgebiet lagen etwa 170 Beprobungen aus dem Zeitraum 1990 bis 2003 vor. In Abb. 79 ist die Häufigkeitsverteilung der Borkonzentrationen für Probenahmestellen im und nahe dem Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel dokumentiert.

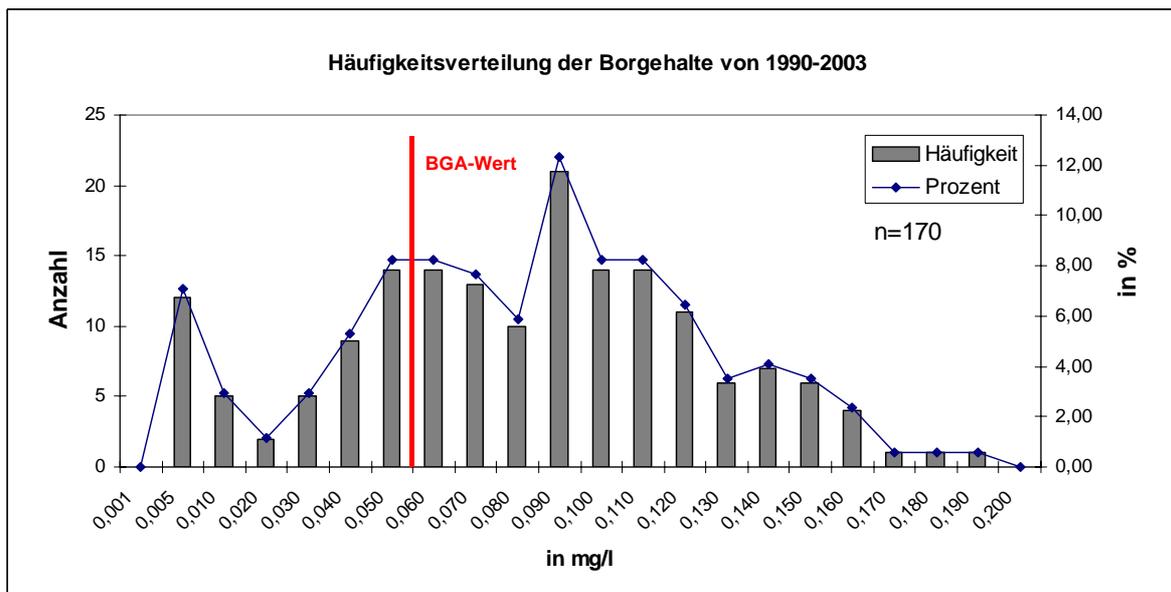


Abb. 79: Borgehalte (in mg/l) der Probenahmestellen im und nahe dem Wasserschutzgebiet

Abb. 79 zeigt eine recht gleichmäßige Verteilung der Borgehalte zwischen 0,05 und 0,11 mg/l mit einem Maximum bei 0,09 bis 0,10 mg/l Bor. Etwa 24% der Probenahmen weisen Konzentrationen zwischen 0,10 und 0,13 mg/l mit einem Maximum von 0,19 mg/l auf. Die jährliche Entwicklung der Borgehalte ist sehr wechselhaft, mit hohen Werten in den Jahren 1993 sowie 2001 bis 2003 (Abb. 80).

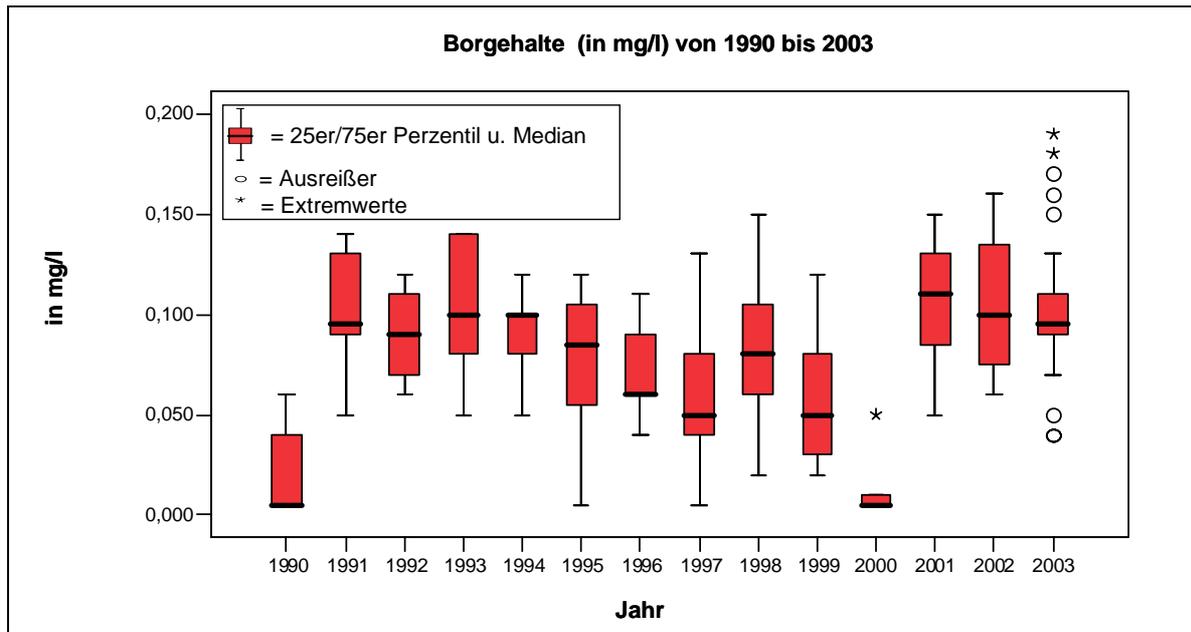


Abb. 80: Borkonzentrationen in den Jahren 1990 bis 2003

In den Jahren 2001 bis 2003 liegen 50% der Werte der jeweiligen Jahre über 0,07 mg/l. Einzelne Extremwerte erreichen das Maximum von 0,19 mg/l im Jahr 2003. Eine Aussage über einen räumlichen Trend der Borgehalte im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel wurde mit Hilfe der Interpolation der Werte erlangt (Abb. 81).

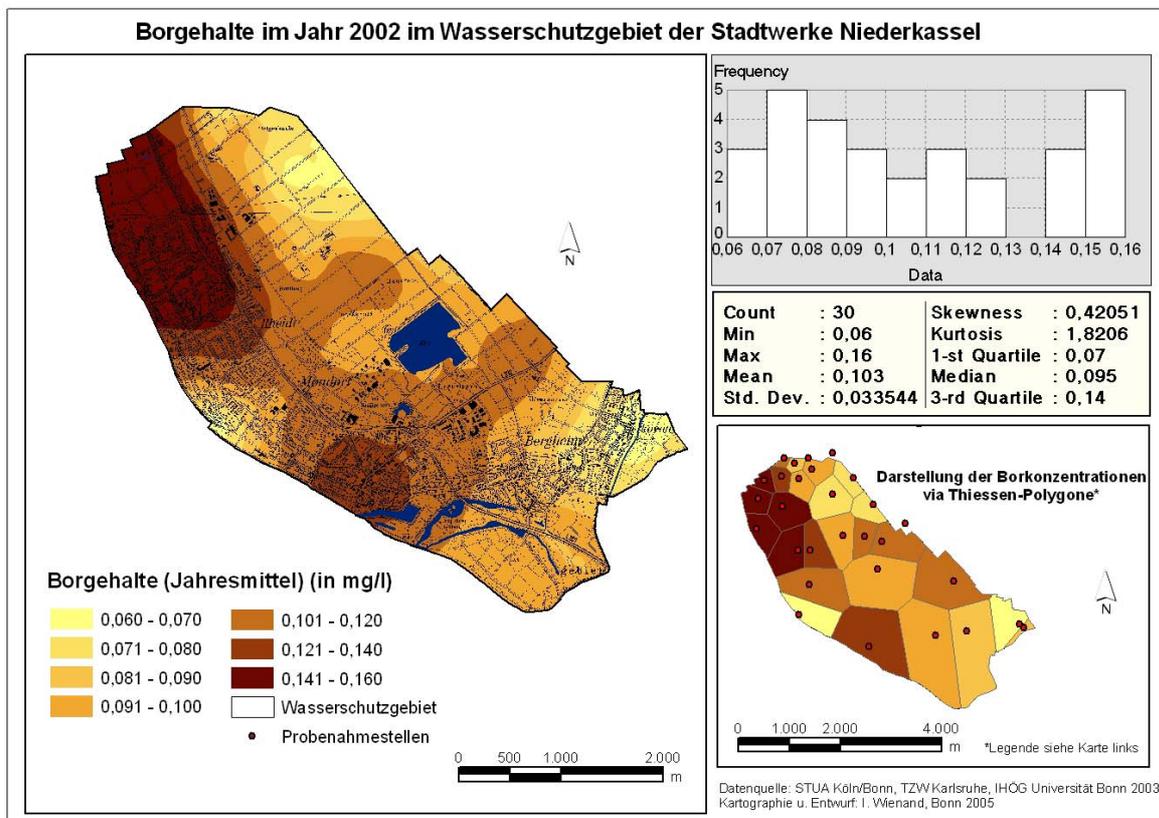


Abb. 81: Borkonzentrationen im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel im Jahr 2002

Mit Hilfe der Interpolation der Borgehalte ist ein Anstieg der Werte in den Siedlungsbereichen Rheidt und Mondorf des Wasserschutzgebietes erkennbar. Hingegen sind in den Bereichen der landwirt-

schaftlichen Flächen und im süd-westlichen, gering besiedelten Bereich des Wasserschutzgebietes keine erhöhten Borgehalte erkennbar.

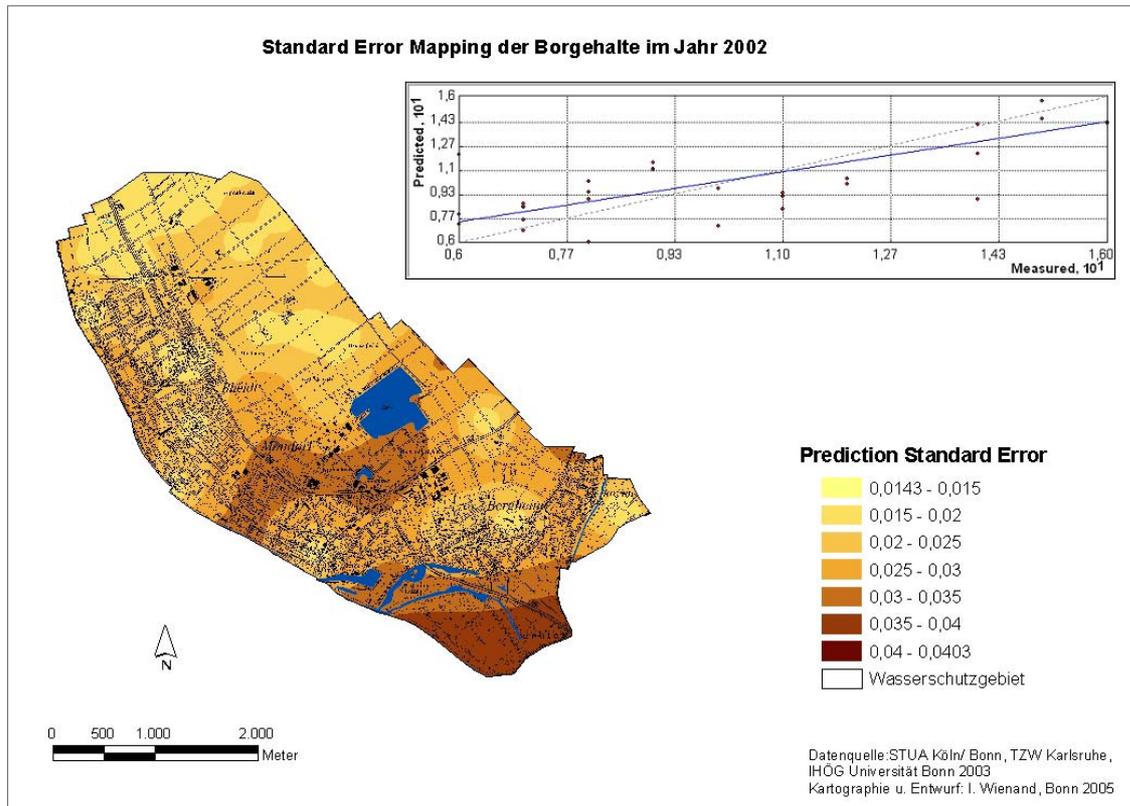


Abb. 82: Standard Error Mapping der Borkonzentrationen des Jahres 2002

Die Ergebnisse der Kreuzvalidierung sowie des *standard error mappings* ergeben, wie auch in den vorangegangenen Beispielen, einen erhöhten Standardfehler im südlichen Teil des Wasserschutzgebiets aufgrund einer zu geringen Messstellendichte (siehe auch Anhang 10.3) (Abb. 82).

Inwieweit der Anstieg der Borgehalte im Nordwesten des Wasserschutzgebietes durch Oberflächenwasser beeinflusst ist, kann nicht abschließend beantwortet werden. Die erhöhten Borgehalte sind zudem kein Beweis für eventuell vorhandene Kanalleckagen, sondern geben lediglich einen Hinweis auf spezifische anthropogene Belastungen. Einen weiteren Anhaltspunkt für eine punktuelle Grundwasserbelastung ermöglicht die Analyse von Arzneimittelrückständen im Grundwasser, die zum einen durch das Oberflächenwasser, zum anderen durch undichte Abwasserleitungssysteme auftreten können (Bergmann et al. 2003, Ternes 2000). Als Referenzparameter wurde der pharmakologische Wirkstoff Carbamazepin, ein Antiepileptikum, welches zur Behandlung verschiedener anfallsartig auftretender chronischer rezidivierender Krankheiten eingesetzt wird (Mutschler 1996), im Grundwasser untersucht. Carbamazepin wurde in den letzten Jahren zunehmend im Abwasser von Kläranlagen, im Oberflächenwasser, im Grundwasser sowie im Trinkwasser detektiert. Von den insgesamt 47 Beprobungen aus den Jahren 2002 und 2003 war die Carbamazepin-Konzentration in über 90% unterhalb der Bestimmungsgrenze (Abb. 83)

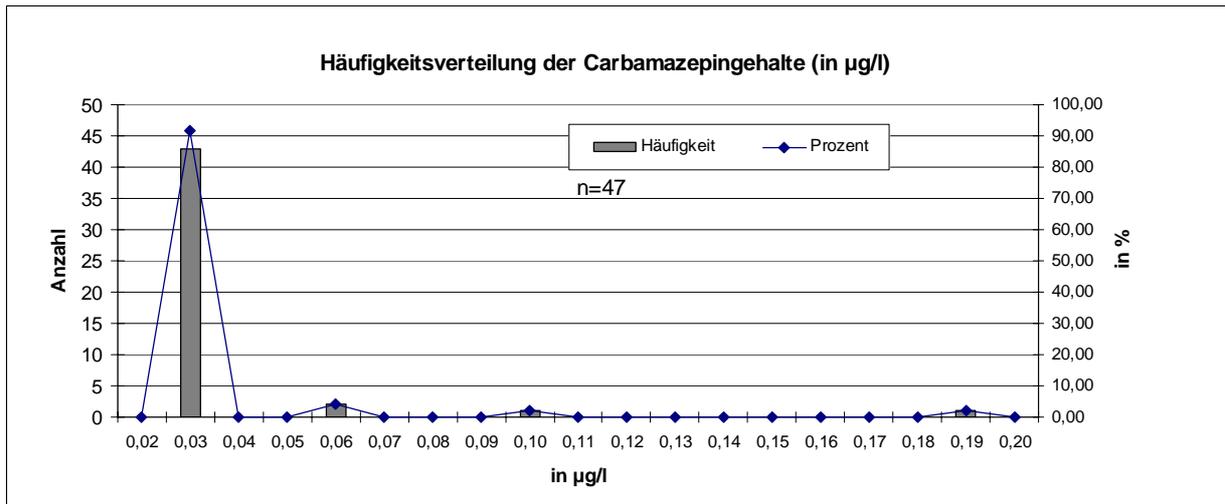


Abb. 83: Häufigkeitsverteilung der Carbamazepingehalte (in µg/l)

Weitere 10% der Werte belaufen sich auf Konzentrationen bis maximal 0,19 µg/l. Aufgrund solcher geringen Konzentrationen an nur vereinzelt Probenahmestellen ist kein direkter Zusammenhang zu möglichen Belastungsquellen herstellbar.

5.3.4 Quantitative Risikoabschätzung ausgewählter Gefahren

Auf der Grundlage der quantitativen Risikoabschätzung werden im Folgenden verschiedene Methoden angewendet, die die Immission einzelner Parameter im Trinkwassereinzugsgebiet sowie die Exposition der Bevölkerung ermitteln. So wird eine Immissionsabschätzung im Trinkwassereinzugsgebiet und aufbauend darauf eine Risikoabschätzung für den Verbraucher abgeleitet. Aufgrund der Tatsache, dass bei den Stadtwerken Niederkassel nur geringfügige Aufbereitungsmaßnahmen durchgeführt werden, ist die Betrachtung der Rohwasserqualität am Entnahmebrunnen für ausgewählte Schadstoffe von besonderer Bedeutung. Bezogen auf die vorab genannten Gefährdungen zählen hierzu vor allem die Parameter Nitrat, Atrazin und Benzol. Auf der Basis einer solchen Risikoabschätzung erfolgt die Festlegung eines betrieblichen Überwachungssystems, insbesondere die Ermittlung von Eingriffswerten für Grund- und Rohwasser.

5.3.4.1 Risikoabschätzung der Nitratbelastung des Grund- und Rohwassers

Der wesentliche Eintrag von Nitrat in das Grundwasser erfolgt durch übermäßige Ausbringung von Düngemitteln durch die Landwirtschaft (mineralische Dünger, Gülle, Klärschlamm). Insbesondere in Regionen mit intensiver Massentierhaltung oder düngereintensiven Sonderkulturen sind die Nitratgehalte in den letzten Jahrzehnten im oberflächennahen Grundwasser auf über 100 mg/l angestiegen (Schleyer 1992). Einen Risikofaktor stellen derartige Konzentrationen insbesondere für Säuglinge dar, da Nitrat in bakteriologisch nicht einwandfreiem Trinkwasser, in fertig zubereiteter Nahrung und im Säuglingsmagen rasch zu Nitrit reduziert werden kann. Nach Übergang in das Blut forciert es die Oxidation des Blutfarbstoff Hämoglobins zu Methämoglobin, so dass die kompensatorische enzymatische Rückwandlung nicht mehr ausreicht. Daher verliert das Hämoglobin seine Fähigkeit zur reversiblen O₂-Bindung und damit zum Sauerstofftransport. Sobald nicht mehr genug Hämoglobin zur Verfügung steht, kann es zur Erstickung des Säuglings kommen (Blausucht oder Zyanose, Methämoglobinämie) (Fewtrell 2004, Umweltbundesamt 2004). Verschiedene Studien haben die genannten Effekte

an Säuglingen bei Konzentrationen von über 50 mg/l Nitrat, insbesondere in Verbindung mit Magen-Darm-Infektionen feststellen können (Bosch et al. 1950, Winton et al. 1971). Hingegen betont Fewtrell (2004), dass es zwar weltweit eine Vielzahl von Studien über erhöhte Nitratkonzentrationen im Trinkwasser gibt³⁷, diese jedoch nur selten mit Methämoglobinämie in Verbindung gebracht wurden. Fewtrell (2004) vermutet daher, dass Nitrat als nur ein Faktor von vielen im Zusammenhang mit Methämoglobinämie ist. Ob es zudem einen Zusammenhang zwischen Nitrit und Magenkrebs gibt, ist gegenwärtig nicht bewiesen. Zwar ist bekannt, dass aus Nitrit und mit ihm reagierenden (nitrosierbaren) Nahrungsbestandteilen im Magen stark karzinogene Nitrosoverbindungen entstehen, jedoch steht diese Reaktion unter dem Einfluss verstärkender und hemmender Faktoren. Es ist bis heute noch nicht gelungen, diesen Sachverhalt epidemiologisch abzubilden, denn trotz steigender Nitratbelastung hat z.B. die Häufigkeit von Magenkrebs in den letzten Jahrzehnten in Deutschland drastisch abgenommen (Umweltbundesamt 2004). Jedoch ist aus Vorsorgegründen die Nitratbelastung niedrig zu halten. Unter Berücksichtigung chronischer Effekte entwickelte JECFA (*Joint Expert Committee for Food Additives*) einen ADI-Wert von 0-3,7 mg/ kg Körpergewicht und Tag für Nitrat und 0-0,06 mg/kg Nitrit auf Basis von Tierexperimenten (WHO 2004a). Daraus ergibt sich aus den Annahmen zur Höhe der Exposition Erwachsener gegenüber Schadstoffen (60 kg Körpergewicht, 10% einer lebenslang gesundheitlich duldbaren Tagesdosis in 2 Litern Trinkwasser/ Tag) ein lebenslang gesundheitlich duldbarer Wert von rund 11 mg/l. Diese Konzentration beträgt nur weniger als ein Viertel des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung 2001. Da es sich hierbei jedoch um einen Wert handelt, der die chronische Toxizität von Nitrat berücksichtigt und auf Basis von Tierversuchen festgelegt wurde, die nicht ohne weiteres auf den Menschen zu übertragen sind, ist der Grenzwert von 50 mg/l³⁸ seitens der WHO für Nitrat als angemessen anzusehen (WHO 2004a). Daran angelehnt sind auch die Vorgaben der TrinkwV 2001³⁹. In Hinblick auf die Exposition von Kindern jünger als drei Monate darf der ADI-Wert nicht verwendet werden, da dieser nur für chronische Expositionen gilt. Bei Säuglingen ist besondere Vorsicht geboten, da diese gegenüber Nitrit besonders empfindlich reagieren. Aus diesem Grunde wurde die Höchstmenge von Nitrat in Säuglings- und Kleinkindnahrung auf 250 mg Nitrat beschränkt, der Grenzwert der Trinkwasserverordnung auf 50 mg/l oder 0,1 mg/l Nitrit gesenkt sowie seitens des Bundesgesundheitsamtes 1986 empfohlen, nur abgepacktes nitratarmes Wasser für die Zubereitung von Säuglingsnahrung zu verwenden (Bundesinstitut für Risikobewertung 2003).

Immissionsabschätzung im Einzugsgebiet

Eine Immissionsabschätzung auf Basis von Schwellenwerten, d.h. eine Berechnung der Wahrscheinlichkeit, dass ein bestimmter Grenzwert im Einzugsgebiet überschritten wird, ist mit Hilfe des *probability mappings* im Rahmen des *Ordinary krigings* möglich (Thayer et al. 2003). Legt man für Nitrat gemäß den Vorgaben des Grundwassermemorandums 2005 (IAWR et al. 2005) einen Schwellenwert von 25 mg/l zugrunde⁴⁰, ergeben sich für das Wasserschutzgebiet im Jahre 2002 folgende Wahrscheinlichkeiten diesen Schwellenwert zu überschreiten (Abb. 84).

³⁷ siehe dazu Höring und Chapman (2004)

³⁸ der Summenregel entsprechend weniger in Anwesenheit von Nitrit

³⁹ der Summenregel entsprechend weniger in Anwesenheit Nitrit: die Summe der Nitratkonzentrationen in mg/l geteilt durch den Grenzwert und Nitritkonzentrationen geteilt durch Grenzwert (3 mg/l) darf nicht höher als 1 sein

⁴⁰ basierend auf den Grenzwerten der EU-Trinkwasserrichtlinie und der TrinkwV 2001

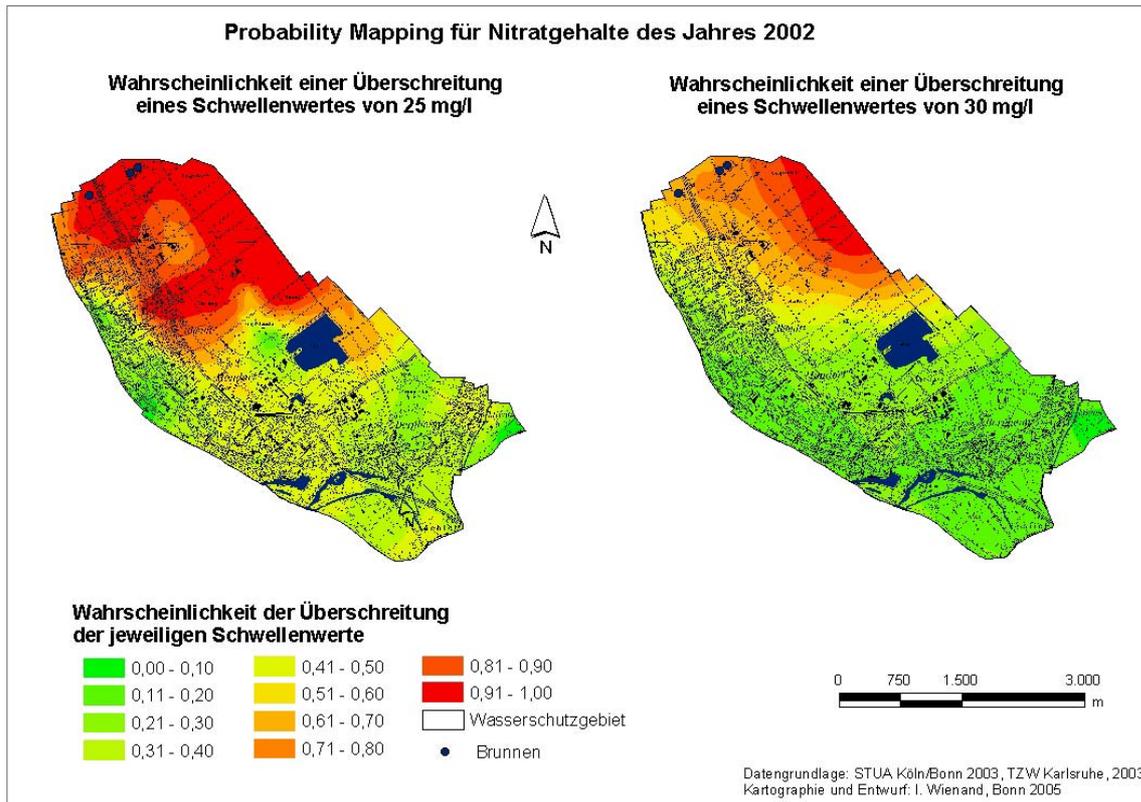


Abb. 84: Wahrscheinlichkeit einer Überschreitung eines Schwellenwertes von 25 mg/l und 30 mg/l im Jahr 2002

Im nördlichen Bereich des Wasserschutzgebietes ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Grenzwert von 25 mg/l überschritten wird, sehr groß, nämlich nahe bei 1. Die Thiessen-Polygone zeigen dies ebenfalls anhand der realen Messergebnisse. In den übrigen Bereichen des Wasserschutzgebietes ist die Wahrscheinlichkeit entsprechend niedrig, nahe bei 0. Bei einem Schwellenwert von 30 mg/l ist ein ähnlicher Trend erkennbar, jedoch weniger im nördlichen Teil des Wasserschutzgebietes weniger stark ausgeprägt. Beurteilt man die Nitratbelastungen aus dem Jahr 1991 anhand dieses Schwellenwertes, erhält man einen noch deutlicheren Trend (Abb. 85). Die in Abb. 85 schon für das Jahr 2002 ersichtliche Tendenz ist im Jahr 1991 noch deutlicher erkennbar. Im nördlichen Teil des Wasserschutzgebietes ist die Wahrscheinlichkeit der Schwellenwertüberschreitung hoch, nämlich nahe bei 1. Die Nitratgehalte liegen in diesem Jahr vereinzelt weit über 50 mg/l, d.h. der Schwellenwert von 25 mg/l wird deutlich überschritten. Bei einem Schwellenwert von 35 mg/l ist der Wert der Wahrscheinlichkeit diesen Schwellenwert zu überschreiten deutlich geringer (max. 0,89). Durch die bis zum Jahre 2002 getroffenen Maßnahmen im Rahmen der Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft konnten die Nitratwerte reduziert werden.

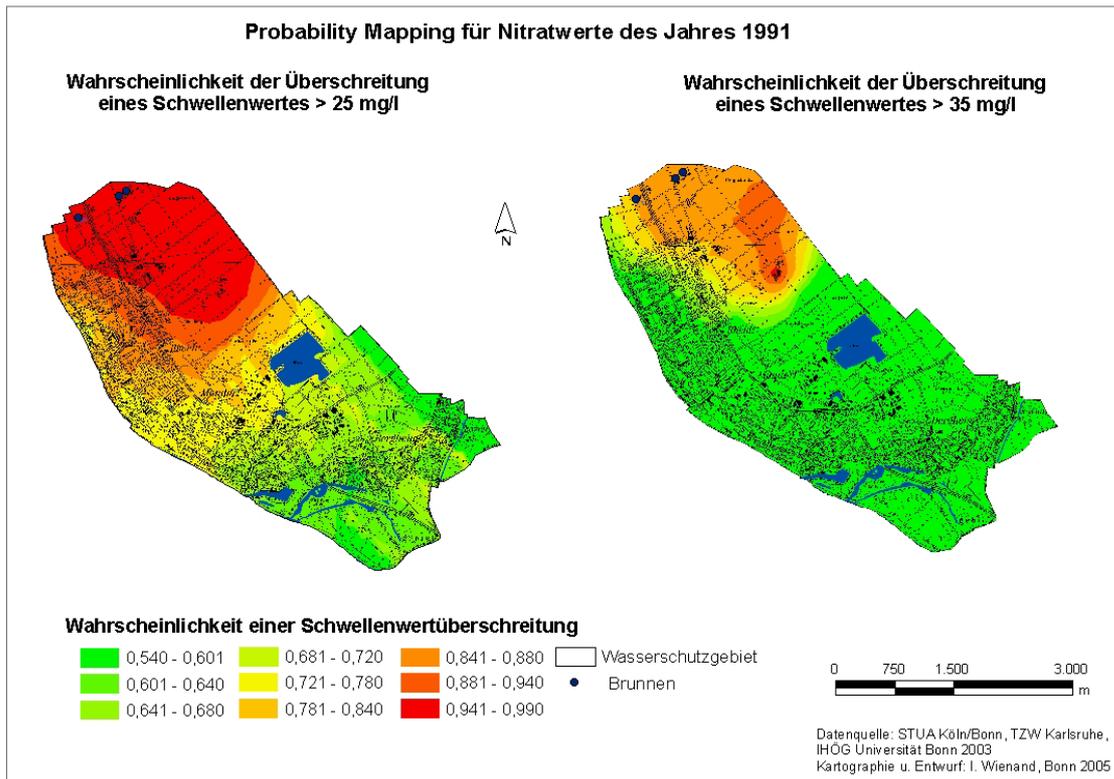


Abb. 85: Wahrscheinlichkeit der Überschreitung eines Schwellenwertes von 25 mg/l und 35 mg/l Nitrat im Jahr 1991
 In Kap. 4.1.3 wurde die Ableitung eines einzugsgebietsbezogenen Risikoindex (ERI) beschrieben. Dieser soll als ein Steuerungsinstrument in Hinblick auf die Einhaltung von Schwellenwerten angewendet werden. In Abb. 86 sind die Risikoindizes für die Jahre 1997, 1999 und 2002 anhand des Kriging-Verfahrens dargestellt.

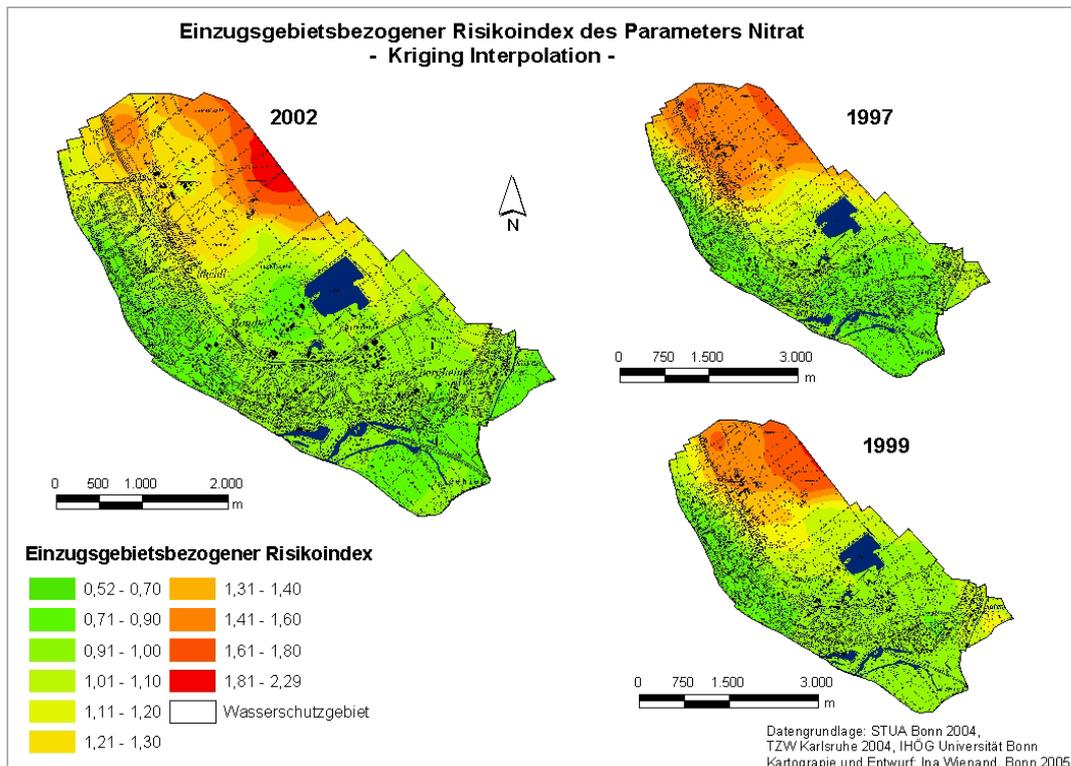


Abb. 86: Einzugsgebietsbezogener Risikoindex für Nitrat

Ist der Index größer als 1, wird der Schwellenwert von 25 mg/l im Einzugsgebiet überschritten. In einem solchen Fall sollten weitere Maßnahmen ergriffen werden, die zu einer Reduktion des Nitratwertes führen sollen. Betrachtet man die Indizes für die einzelnen Jahre, fällt auf, dass das Jahr 1997 eine großflächige Überschreitung des Risikoindex im nördlichen Teil des Wasserschutzgebiets aufweist. Diese ist in den Jahren 1999 und 2002 rückläufig, wobei im Jahr 2002 ein Maximalwert von 2,29 erreicht wird. Die Überschreitung ist jedoch für alle drei Jahre erkennbar. Der zugrunde gelegte Schwellenwert von 25 mg/l ist hier als Sicherheitsabstand zu verstehen, d.h. Maßnahmen greifen noch rechtzeitig, um mögliche gesundheitliche Beeinträchtigungen zu vermeiden. Die Entwicklung des Risikoindex und ein damit verbundener Trend sind in Abb. 87 ersichtlich:

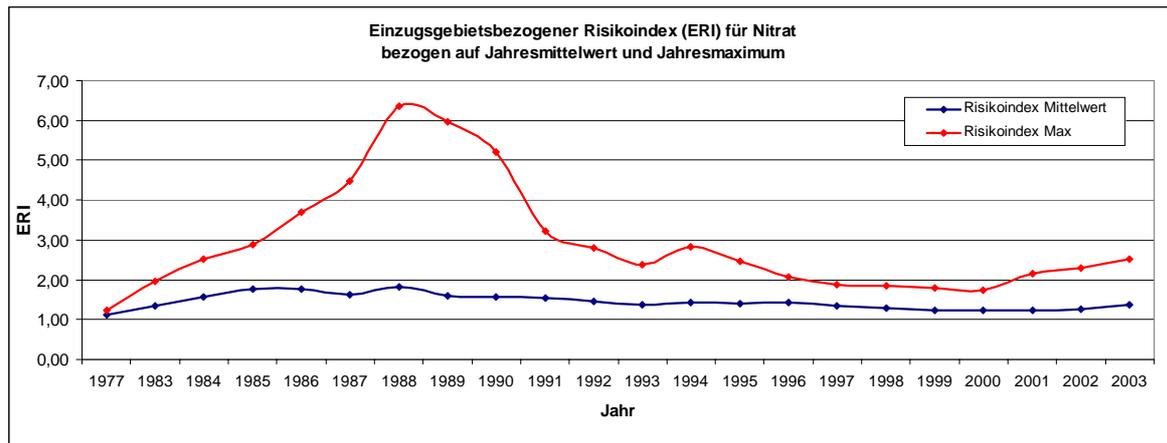


Abb. 87: Trend des einzugsgebietsbezogener Risikoindex (ERI) für den Zeitraum 1977 bis 2003

Für jedes Jahr wurden alle Probenahmen an den einzelnen Grund- und Rohwassermessstellen berücksichtigt. Während die aus den Jahresmittelwerten berechneten Indizes einen konstanten Trend abbilden ($1 < \text{ERI} < 2$) ist ein deutlicher Anstieg des Indizes bei den Jahresmaxima für den Zeitraum 1977 bis 1988 erkennbar. Danach fällt der Index bis zum Jahr 2000 auf etwa 1,7 ab, steigt jedoch dann wieder leicht an.

Abschätzung des Nitratgehaltes im Trinkwasser

Neben einer Immissionsabschätzung im Einzugsgebiet ist die potenzielle Belastung des Verbrauchers mit Nitrat über den Trinkwasserpfad ebenfalls abzuschätzen. Dazu wurden die Nitratgehalte an den drei Entnahmebrunnen herangezogen, da diese aufgrund nur geringfügiger Aufbereitungsmaßnahmen den Nitratgehalten am Zapfhahn des Verbrauchers in etwa entsprechen. Die Mittelwerte der Nitratkonzentrationen an den drei Entnahmebrunnen wurden über den Zeitraum von 1986 bis 2003 betrachtet (Abb. 88).

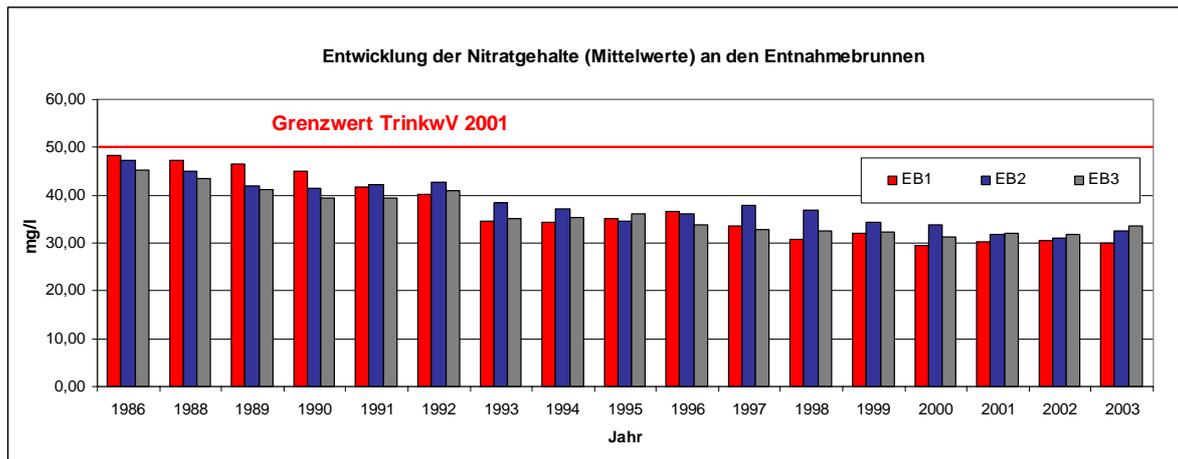


Abb. 88: Entwicklung der Nitratgehalte an den Entnahmebrunnen

Insgesamt ist der Trend der Nitratgehalte an den drei Entnahmebrunnen rückläufig. Am Entnahmebrunnen 1 wurden im abgebildeten Zeitraum maximal rund 48 mg/l gemessen. Dieser Wert reduziert sich bis zum Jahr 2000 auf 29 mg/l. Ein erneuter leichter Anstieg ist im Jahr 1996 am Entnahmebrunnen 2 und im Jahr 2003 am Entnahmebrunnen 2 und 3 zu beobachten. Die Nitritgehalte liegen jeweils unterhalb der Bestimmungsgrenze (<0,02 mg/l). Legt man nun gemäß der Vorgaben der WHO und der Trinkwasserverordnung 2001 einen Grenzwert für akute Toxizität von 50 mg/l zugrunde, ergeben sich für den genannten Zeitraum folgende Risikoindizes (Abb. 89)

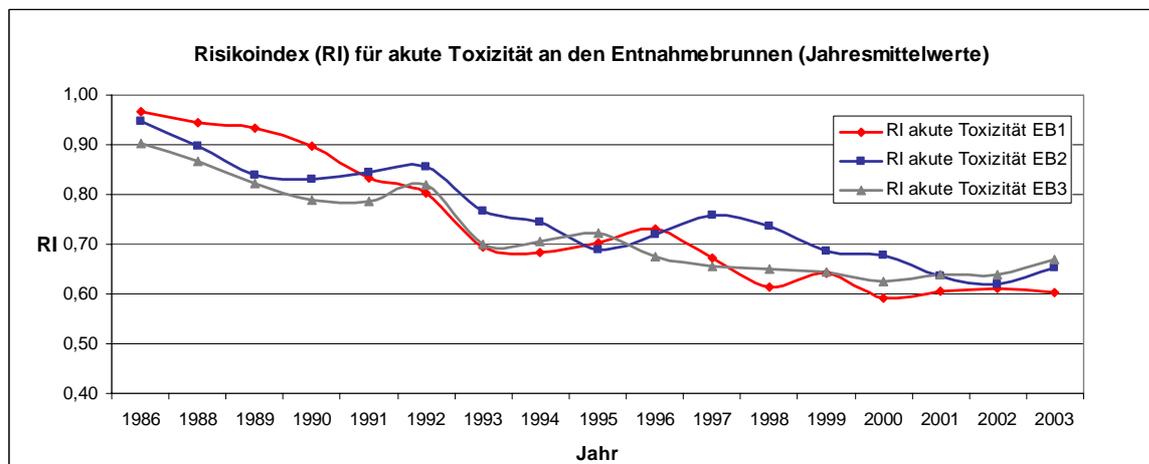


Abb. 89: Risikoindizes der Nitratgehalte an den Entnahmebrunnen

Auch die Risikoindizes der drei Entnahmebrunnen zeigen einen rückläufigen Trend. Mitte der 90er Jahre jedoch stieg der Risikoindex an allen drei Entnahmebrunnen an, besonders deutlich war dies am Entnahmebrunnen 2 zu beobachten. Der Risikoindex liegt bei allen drei Entnahmenbrunnen jeweils unter 1, d.h. es liegt keine gesundheitliche Gefährdung in Hinblick auf die akute Toxizität vor. Weit problematischer ist eine Einschätzung zur chronischen Toxizität. Würde man den ADI-Wert der WHO zugrunde legen, läge der Risikoindex an den drei Entnahmebrunnen über 1. Die WHO äußert sich diesem ADI-Wert gegenüber jedoch selbst kritisch. „Because of known interspecies variation in the conversion of nitrate to nitrite, the animal model was not considered appropriate for use in human risk assessment for nitrate.” (WHO 2004a). Geht man nun von einem gesundheitlich vertretbaren Grenzwert für Nitrat von 50 mg/l aus, können gesundheitliche Beeinträchtigungen derzeit ausge-

geschlossen werden. Dennoch müssen Maßnahmen im Wasserschutzgebiet getroffen werden, die zur weiteren Reduktion des Nitratgehaltes führen.

5.3.4.2 Risikoabschätzung der Belastung durch PBSM

Als Referenzparameter für die Belastung des Grund- und Rohwassers mit Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel wurden Atrazin und Simazin herangezogen (Kap. 5.3.3.2). Im folgenden soll eine Risikoabschätzung exemplarisch für Atrazin durchgeführt werden. Es dient überwiegend als Totalherbizid, kann aber auch selektiv gegen Gräser und breitblättrige Pflanzen verwendet werden und findet besonders im Maisanbau seine Anwendung (Schmidt 1986). Es zählt zu den Triazin-Derivaten und wird als Vor- und Nachlaufherbizid für selektive sowie allgemeine Anwendungen eingesetzt. Die Einträge von Atrazin und dessen Abbauprodukt Desethylatrazin stammen zum überwiegenden Teil aus dem großflächigen Einsatz in der Landwirtschaft, in Gärtnereien oder auf Privatgrundstücken. Laut Angaben der WHO wurde Atrazin im Grundwasser in Konzentrationen von 0,01 bis 6 µg/l gemessen. In Deutschland besteht aufgrund der Gefahr einer Oberflächenwasser- und Grundwasserkontamination seit dem Jahr 1992 ein vollständiges Anwendungsverbot; Atrazin ist jedoch trotzdem regelmäßig während der Anwendungszeiten in Rhein und in kleineren Gewässern, insbesondere in Maisanbaugebieten, nachzuweisen. So überschreitet Atrazin den IAWR-Zielwert im Rhein von 0,05 mg/m³ (ARW 2002). Erkenntnisse in Hinblick auf die Toxizität dieser Substanz entstammen aus Tierversuchen. In Langzeitstudien wurde bei weiblichen Tieren eines bestimmten Rattenstammes eine erhöhte Brustkrebsrate festgestellt (EPA 2004, WHO 2003a) (NOAEL = 0,5 mg/kg und Tag). Eine Studie zu Wirkungen von Atrazinen auf Hormone von Ratten bestätigt diese Hypothese (EPA 2004). Demgegenüber zeigten Untersuchungen an Mäusen keinerlei Anzeigen auf Tumorbildung (WHO 2004b). Bislang konnte keine definitive Aussage zur Karzinogenität von Atrazin getroffen werden. Auch konnten keine definitiven Anzeichen von Genotoxizität gefunden werden. Auf der Basis des bisherigen Kenntnisstands wurde ein TDI-Wert von 0,5 µg/kg Körpergewicht festgelegt (WHO 2004b).

Immissionsabschätzung von Atrazin im Einzugsgebiet

Aus dem TDI-Wert wird seitens der WHO ein Richtwert von 2 µg/l abgeleitet. Anders als beim Parameter Nitrat unterscheiden sich der Richtwert der WHO von dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung, denn die Trinkwasserverordnung 2001 legt einen strengeren Grenzwert von 0,1 µg/l fest. In Abhängigkeit davon, welcher Schwellenwert (1 µg/l nach WHO Richtlinie oder 0,05 µg/l nach TrinkwV 2001) zugrunde gelegt wird, werden für den Parameter Atrazin folgende einzugsgebietsbezogene Risikoindizes ermittelt (Abb. 90):

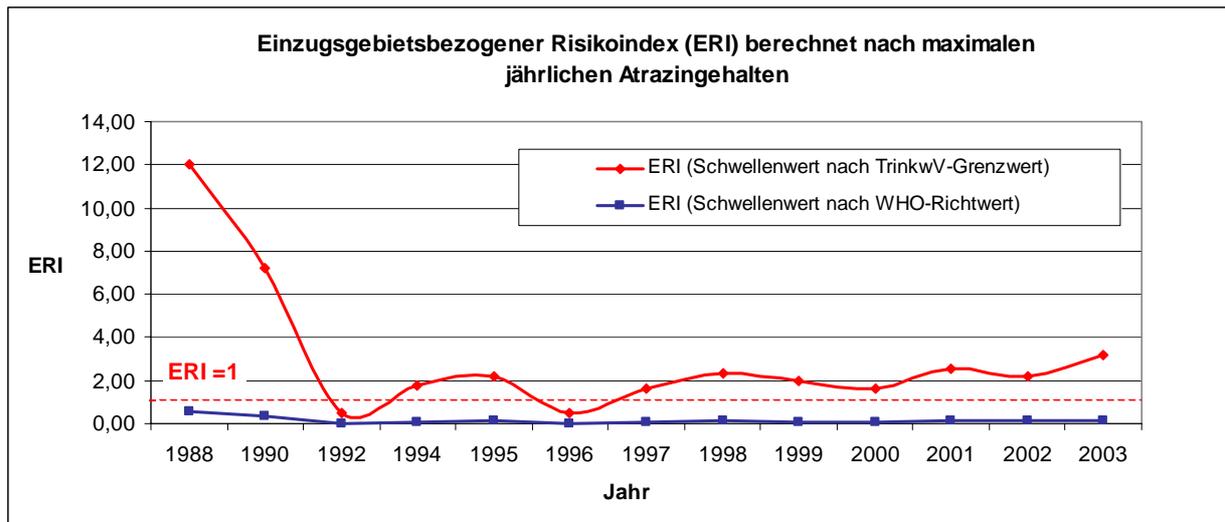


Abb. 90: Einzugsgebietsbezogener Risikoindex (ERI) für Atrazin

Im Jahr 1988 wurde ausgehend von einem Schwellenwert nach TrinkwV 2001 im Mittel ein recht hoher Index für Atrazin erreicht. Anfang der 90er Jahre verringerte sich der Index deutlich, pendelte sich in den darauffolgenden Jahren auf einen Risikoindex von etwa 2 mit leicht steigender Tendenz zum Jahr 2003 ein. Für die Berechnung des Indizes wurden die maximalen Atrazingehalte der gesamten Beprobungen in den einzelnen Jahren betrachtet. Lediglich in den Jahren 1992 und 1996 wurde der Index von 1 unterschritten, in allen übrigen Jahren ist der Index, berechnet nach maximalen Atrazingehalten größer als 1, d.h. auch in diesem Fall müssen Maßnahmen zur Verringerung des Atrazingehaltes im Einzugsgebiet gemäß der Vorgaben des Grundwassermemorandums getroffen werden.

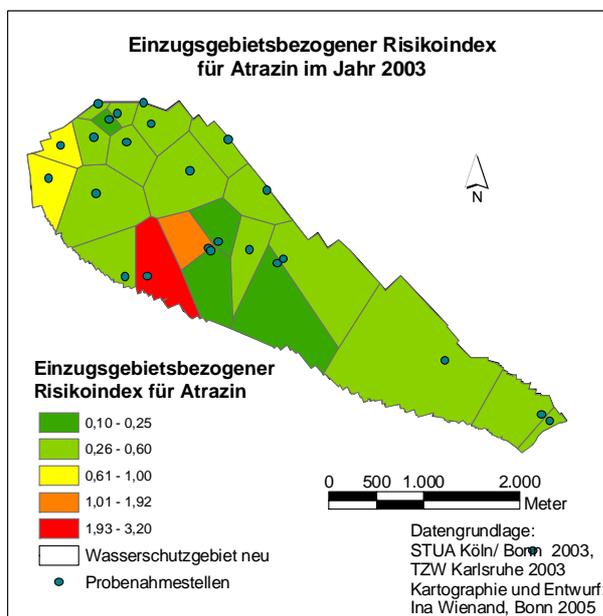


Abb. 91: Einzugsgebietsbezogener Risikoindex (Maximalwerte) von Atrazin im Jahr 2003

Die aus den Atrazingehalten des Jahres 2003 ermittelten Risikoindizes sind in Abb. 91 dargestellt. Insgesamt wird der Risikoindex (berechnet nach den Vorgaben der TrinkwV 2001) an vier Probenahmestellen überschritten. Der maximale Index erreicht einen Wert von 3,2, d.h. ohne einen Trend im Einzugsgebiet die einzugsgebietsbezogenen Schwellenwerte im Jahr 2003 vereinzelt überschritten. Anders als beim Parameter Nitrat kann hier kein Trend im Einzugsgebiet ermittelt werden. Darüber hinaus ist die Anzahl der Beprobungen zur Betrachtung der Größe des alten Wasserschutzgebietes zu gering. Dies gilt in besonderem Maße für die Beprobungen weiterer Substanzen, die zu der Gruppe der Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel zählen.

Abschätzung des Atrazingehalts im Trinkwasser

Eine Abschätzung der potenziellen Belastung des Verbrauchers mit Nitrat über den Trinkwasserpfad erfolgt anhand vorliegender Messwerte des Entnahmebrunnen 1. Für diesen Brunnen liegen für den Zeitraum 1988 bis 2004 Ergebnisse der Beprobungen auf Atrazin vor (Abb. 92).

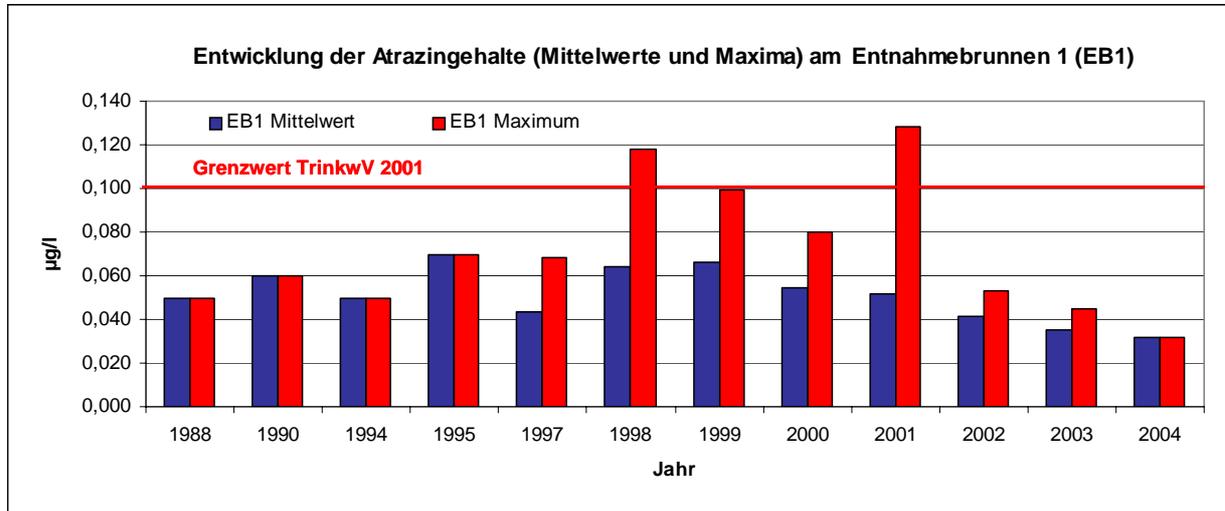


Abb. 92: Entwicklung der Atrazingehalte (Mittelwerte und Maxima) am Entnahmebrunnen 1

In Abb. 92 sind die Mittelwerte und Maxima der Atrazingehalte am Entnahmebrunnen 1 des Zeitraums 1988 bis 2003 dargestellt. Von den insgesamt 80 Beprobungen lagen drei über oder am Grenzwert und 50 über oder am Grenzwert der TrinkwV 2001. Die jährlichen Mittelwerte liegen jeweils deutlich unter dem Grenzwert.

Geht man bei einer Berechnung des Risikoindexes vom ADI-Wert der WHO aus, generell bezogen auf eine Person mit einem Körpergewicht von 60 kg und einem Trinkwasserkonsum von 2 Litern pro Tag und einer Allokation zu Trinkwasser von 10%, ergibt sich für angenommene Atrazingehalte folgende Indizes (

Abb. 93).

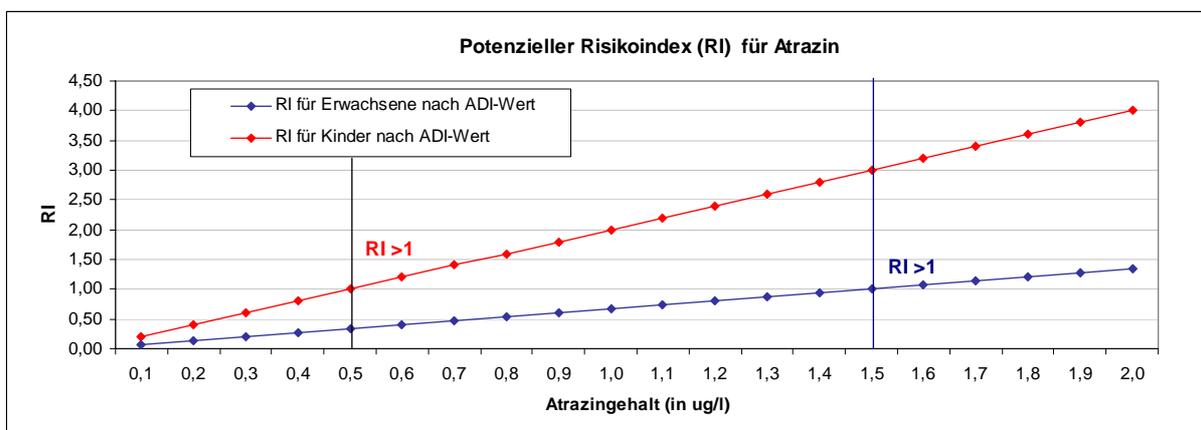


Abb. 93: Risikoindex nach potenziellen Atrazingehalten im Trinkwasser für Erwachsene und Kinder

Der Risikoindex steigt linear mit Zunahme des Atrazingehaltes an. Für Erwachsene wird ein Risikoindex von 1 erst bei einem Atrazingehalt von 1,5 µg/l erreicht, d.h. eine Überschreitung des Index bei einem Erwachsenen würde erst bei Konzentrationen über 1,5 µg/l pro Liter eintreten. Für Kinder (Annahme 10 kg Körpergewicht und 1 Liter Trinkwasserkonsum pro Tag) wird der Risikoindex von 1

bei einem Atrazingehalt von $0,5 \mu\text{g/l}$ erreicht, unter der Annahme, dass Kinder sensibler auf Atrazin reagieren als Erwachsene.

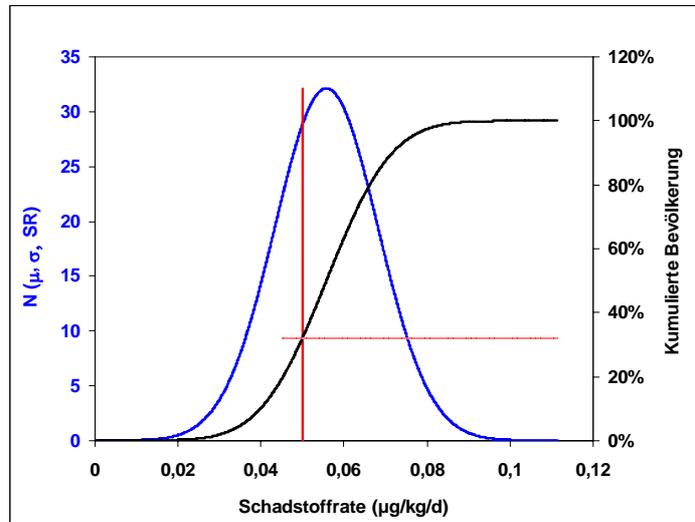


Abb. 94: Dichtefunktion für Atrazin – roter Balken = ADI-Wert unter Berücksichtigung von 10% Allokation zu Trinkwasser, Atrazingehalt = $2 \mu\text{g/l}$ im Trinkwasser

einem durchschnittlichen Körpergewicht (KG) von 61 kg ($\sigma = 8,3$), einer Konzentration von $2 \mu\text{g/l}$ Atrazin (WHO-Richtwert) und einer versorgten Bevölkerung von rund 37.000 Menschen unterschreiten $32,2\%$ (11.912 Menschen) den ADI-Wert von $0,05 \mu\text{g/kg/d}$ Atrazin⁴¹, $67,8\%$ (25.088) überschreiten den ADI-Wert (Abb. 94). Legt man die Verteilung des reinen Leitungswasserkonsums mit $\mu_{\text{TK}} = 1,11$ Liter und $\sigma_{\text{TK}} = 0,63$ Liter (Roseberry und Burmaster 1992) zugrunde, unterschreiten $69,6\%$ (25.743) der Bevölkerung den ADI-Wert, $30,4\%$ (11.257) überschreiten ihn. Unter Berücksichtigung der real gemessenen Atrazinkonzentrationen in Niederkassel, liegen erwartungsgemäß 100% der Bevölkerung weit unterhalb des ADI-Wertes für Atrazin, d.h. es besteht kein Risiko für die versorgte Bevölkerung. Erst ab einer Konzentration von etwa $1 \mu\text{g/l}$ Atrazin ist ein geringer Bevölkerungsanteil ($0,1\%$) betroffen.

In Abb. 94 wird nun für eine betrachtete Bevölkerung eine Risikoabschätzung vorgenommen, um den Anteil der unter bestimmten Annahmen exponierten Personen zu ermitteln. Hierbei werden keine Punktschätzungen herangezogen. Die bevölkerungsbasierte Betrachtung verwendet Mittelwerte und Standardabweichungen von Verteilungen (Kap. 4.1.3), die in Studien zur Untersuchung des Trinkwasserkonsums (Roseberry und Burmaster 1992) und des Gewichtes der Bevölkerung (Ausschuss für Umwelthygiene 2000) ermittelt wurden. Mit einem mittleren Trinkwasserkonsum (TK) von $1,7 \text{ l/d}$ ($\sigma = 0,3$),

⁴¹ ADI-Wert für Atrazin = $0,5 \mu\text{g/kg/d}$. Berücksichtigt man 10% Allokation zu Trinkwasser, ergibt sich ein ADI-Wert von $0,05 \mu\text{g/kg/d}$

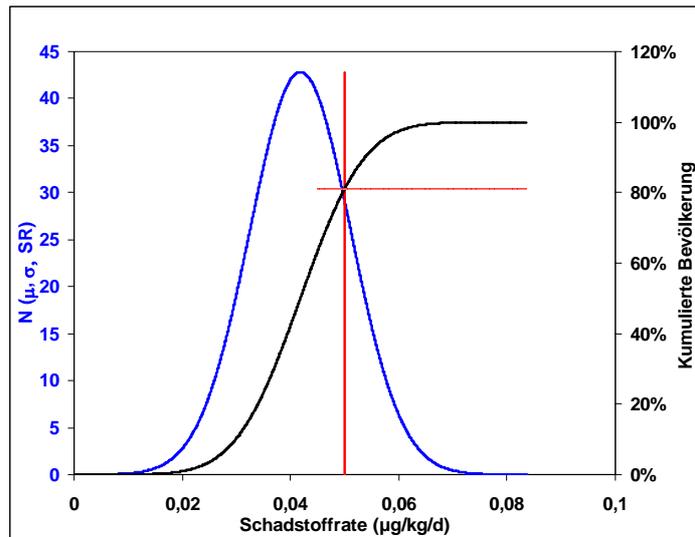


Abb. 95: Dichtefunktion für Atrazin – roter Balken = ADI-Wert, Konzentration im Trinkwasser = 1,5 µg/l Atrazin

Leitungswasserkonsum aus⁴³, unterschreiten wiederum 88,0% den ADI-Wert, 12,0% überschreiten ihn. Eine bevölkerungsspezifische Betrachtung kann auf diese Art und Weise für Parameter erfolgen, deren chronische Toxizität über den ADI-Wert angegeben wird. Überdies erfolgt eine vergleichbare Betrachtung für kanzerogene Substanzen in Kap.5.3.4.3.

In Abb. 95⁴² wurde in Anlehnung an die Berechnungen des potenziellen Risikoindex (Abb. 93) eine Konzentration von 1,5 µg/l Atrazin angenommen. Für einen Erwachsenen mit 60 kg Körpergewicht und 2 Liter Trinkwasserkonsum ergibt sich gemäß der Vorgaben der WHO ein Index von 1. Unter Berücksichtigung einer versorgten Bevölkerung von rund 37.000 Menschen unterschreiten nun rund 81,1% der Bevölkerung (29.996) den ADI-Wert und 18,9% (7.004) überschreiten den ADI-Wert von Atrazin. Geht man ausschließlich vom Lei-

5.3.4.3 Risikoabschätzung der Kontamination durch Mineralölverluste der Treibstoffleitung

Im Falle einer schleichenden oder plötzlichen Leckage der Ölpipeline bestünde gegebenenfalls die Gefahr der Grundwasserkontamination mit Mineralölkohlenwasserstoffen. In der TrinkwV 1990 wurde der Grenzwert von den Summenparameter „Gelöste oder emulgierte Kohlenwasserstoffe; Mineralöle“ mit einem Grenzwert von 0,01 mg/l belegt. In der neuen Trinkwasserverordnung ist dieser Parameter nicht mehr enthalten. Stattdessen wurde der Parameter Benzol mit einem Grenzwert von 0,001 mg/l eingeführt. Benzol kann insofern als Ersatzparameter angesehen werden, da es in der Regel in Mineralölkohlenwasserstoffen enthalten ist und sehr gut wasserlöslich ist. Allerdings garantiert die Abwesenheit von Benzol nicht grundsätzlich die Abwesenheit anderer Mineralölkohlenwasserstoffe (TZW 2003).

In Anlehnung an die Vorgaben der neuen Trinkwasserverordnung wurde im Rahmen einer Risikoabschätzung der Parameter Benzol betrachtet. Die Haupteintragspfade von Benzol ins Wasser sind über die atmosphärische Deposition, Mineralölverlusten und chemische Abwässer. Im Grundwasser wurden Konzentrationen von 0,03 bis 0,3 mg/l nachgewiesen (Burmester 1982). Etwa 1,3% aller Wasserversorgungssysteme mit Grundwassernutzung in den USA enthielten Benzol-Konzentrationen von mehr als 0,5 µg/l (WHO 2003b).

Epidemiologische und tierexperimentelle Daten zur Toxizität von Benzol beziehen sich vor allem auf den inhalativen Belastungspfad. Beim Menschen konnten Symptome akuter und inhalativer Benzolex-

⁴² Die Graphiken wurden mit Hilfe einer Anwendung erstellt, die in Zusammenarbeit mit Herrn Dr. Vladimir Vacata entwickelt wurde

⁴³ In Deutschland wird im internationalen Vergleich sehr wenig Leitungswasser getrunken (durchschnittlich 0,6 l/d) (KIWA Water Research 2005)

positionen nur bei sehr hohen Konzentrationen, wie sie früher im gewerblichen Bereich vorkommen konnten, festgestellt werden. Die in der Umwelt nachgewiesenen Konzentrationen reichen nicht aus, um deutliche Symptome hervorzurufen (Wilhelm und Lajoie 2003).

Da Humandaten zur oralen Benzolexposition fehlen, wird auf tierexperimentelle Studien und einer Extrapolation von der inhalativen zur oralen Toxizität zurückgegriffen. Die Human-Karzinogenität von Benzol wurde in Tierversuchen mit Ratten und Mäusen nachgewiesen und daher auch für den Menschen als kanzerogen betrachtet (Gruppe 1 nach IACR) (EPA 1998). Das wichtigste Zielorgan der Benzolwirkung ist das blutbildende System. Beim Menschen ist bei akuter Exposition hoher Benzolkonzentrationen jedoch auch das zentrale Nervensystem betroffen. Hohe Benzolkonzentrationen ($=325 \text{ mg/m}^3$) verursachen Leukämieerkrankungen beim Menschen, begleitet von Panzytopenie⁴⁴ oder aplastischer Anämie⁴⁵. Studien von Rinsky (Aksoy 1977, Rinsky 1989, Rinsky et al. 2002) wiesen auf die Korrelation von Benzol mit dem Auftreten von Leukämie hin. Zellgenetische Effekte von Lymphozyten konnten überdies beim Menschen beobachtet werden. Eine Quantifizierung des Risikos, an Leukämie zu erkranken, erfolgte von Rinsky (1987) anhand der Berechnung von Mortalitätsraten im Rahmen einer Kohortenstudie. So betrug die standardisierte Sterberate 337^{46} (Konfidenzintervall 154 bis 641) (Rinsky et al. 1987). Die IARC führte eine quantitative Abschätzung des Krebsrisikos durch, indem sie eine lineare Beziehung zwischen der kumulativen Benzol-Dosis und dem relativen Risiko, eine Leukämie zu entwickeln, annimmt. Bei einer angenommenen durchschnittlichen Exposition von 300 mg/m^3 und Extrapolation auf ein lebenslanges *unit risk* (UR) von $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (8h/d) resultiert ein Wert zwischen 3×10^{-6} und 4×10^{-6} (Eikmann 2000). Die Berechnungen WHO ergaben ein *unit Risk* von 4×10^{-6} , die von Wahrendorf und Becher (1990) ergaben ein *unit Risk* in einem Intervall von 9×10^{-6} bis 20×10^{-6} . Basierend auf den genannten Erkenntnissen aus epidemiologischer Studien wurde seitens der WHO für $10 \text{ } \mu\text{g/l}$ Benzol im Trinkwasser ein Krebsrisiko von 10^{-5} zugrunde gelegt (WHO 2003b, 2004b).

Einzugsgebietsbezogene Risikoabschätzung der Kontamination von Entnahmenbrunnen

Im Rahmen einer einzugsgebietsbezogenen Risikoabschätzung soll nun ermittelt werden, ob eine Gefahr der Kontamination der Entnahmebrunnen besteht. Dazu soll festgestellt werden, ob sich der Entnahmebereich zeitweise über die Pipeline hinaus erstreckt. Hierzu wurden unter Annahme stationärer⁴⁷ und instationärer Bedingungen Entnahmeparabeln berechnet (TZW 2003).

Unter den stationären Bedingungen wurden eine Aquifermächtigkeit von 18 m, ein natürlicher Grundwassergradient von 0,35 ‰ in Richtung NNW sowie variierende kf-Werte von 0,011 und 0,018 m/s angenommen (Abb. 96):

⁴⁴ starke Verminderung der Blutzellen aller Systeme

⁴⁵ durch Verminderung des blutbildenden Knochenmarks hervorgerufene Reduktion der Blutzellen aller Systeme (Psychrembel 1994)

⁴⁶ relatives Risiko multipliziert mit 100

⁴⁷ mit Hilfe des Programms 2D-Streamliner des TZW Karlsruhe

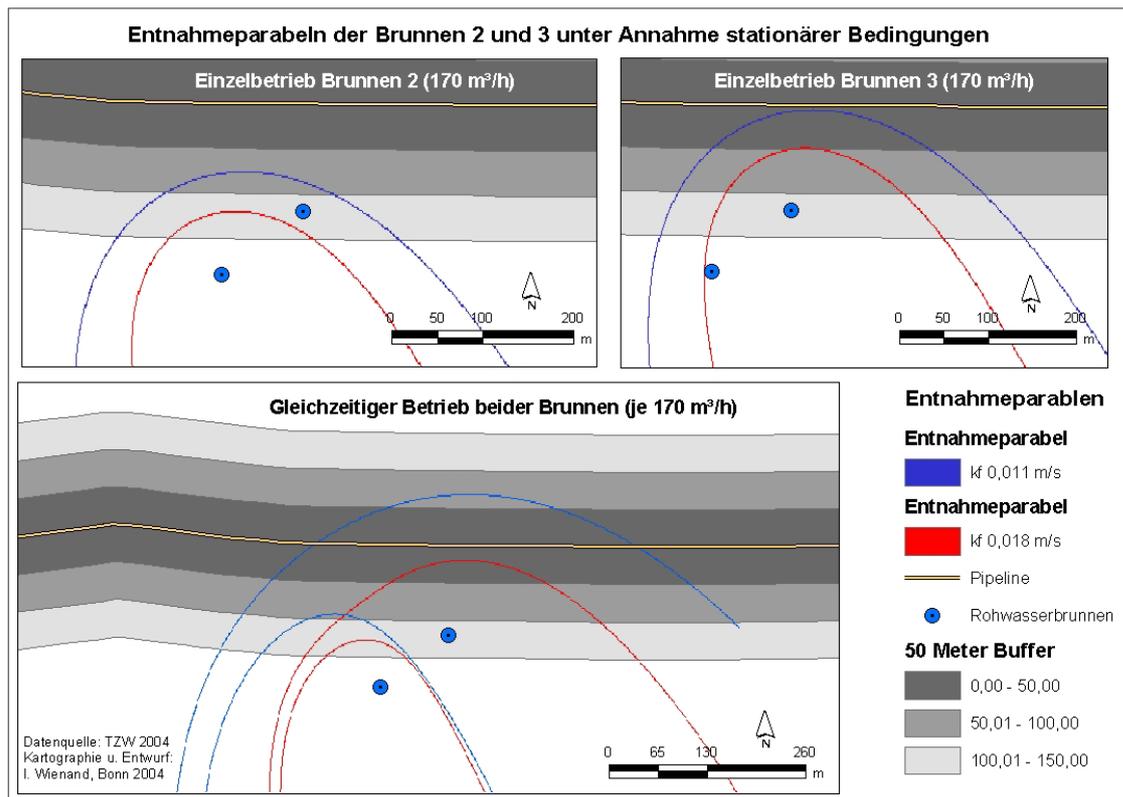


Abb. 96: Entnahmeparabeln unter stationären Bedingungen (Quelle: TZW 2003)

Die Berechnung der Entnahmeparabeln zeigt für den Einzelbetrieb des Brunnens 2 unter Berücksichtigung der kf-Werte einen Abstand zur Pipeline von etwa 70 m (kf 0,011 m/s) bzw. 120 m (kf 0,018 m/s). Hingegen ist der Abstand bei alleinigem Betrieb des Brunnens 3 bei einem kf-Wert von 0,011 m/s sehr gering (5 m), bei einem kf-Wert von 0,018 m/s beträgt der Abstand etwa 50 m. Bei einem gleichzeitigen Betrieb beider Brunnen mit einer Förderung von jeweils 170 m³/h liegen die Entnahmeparabeln von Brunnen 3 nahe (20 m) der Pipeline bzw. reichen etwa 70 m über die Pipeline hinaus.

Unter der Annahme instationärer Bedingungen, d.h. unter Berücksichtigung wechselnder Grundwasserströmungsrichtungen, wurden unter der Voraussetzung einer Gesamtentnahme von 3,15 Mio. m³/a mit einer mittleren Förderrate von 180 m³/h und einem kf-Wert von 0,011 m/s mit Hilfe des Grundwassermodells des Großraums Köln (Lahmeyer International 1997) Bahnlinienberechnungen für das Modellnetz Niederkassel durchgeführt⁴⁸. In Abb. 97 ist beispielhaft die Bahnlinienberechnung für den Modellstartzeitpunkt 23.04.1992 berechnet.

⁴⁸ Bei dem Grundwassermodell handelt es sich um ein zweidimensionales, horizontales Strömungsmodell nach dem Finite-Elemente-Verfahren, welches es möglich macht, die Bewegung eines Wasserteilchens schrittweise zu verfolgen. Die Qualität der Modellrechnungen wurde vom TZW ausführlich geprüft.

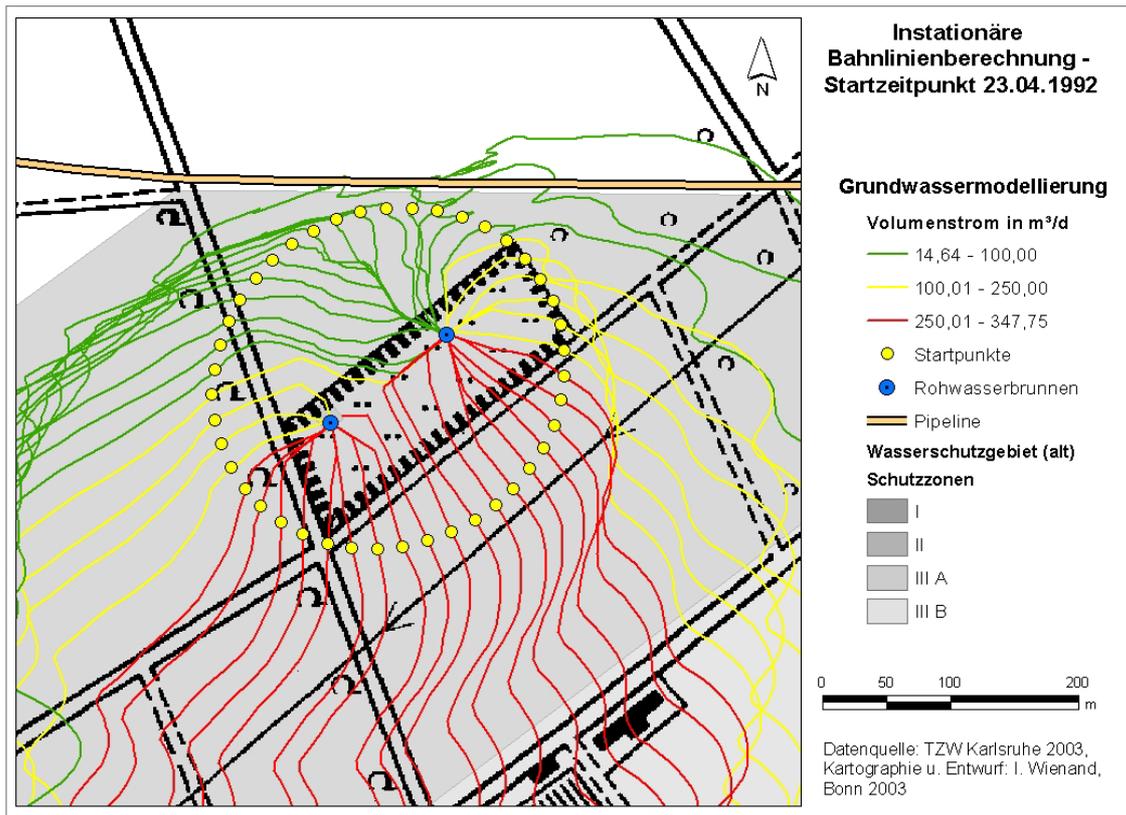


Abb. 97: Bahnlinienberechnungen zu den Brunnen 2 und 3 (in Anlehnung an TZW 2004 und LI 1997)

Abb. 97 zeigt, dass drei der Bahnlinien mit einem Volumenstrom bis 100 m³/h die Pipeline überschreiten. Sie entsprechen etwa 80 m³/d, d.h. zusammen 3% der Förderrate von 8.400 m³/d.

Im Rahmen einer einzugsgebietsbezogenen Risikoabschätzung kann festgehalten werden, dass bei alleinigem Betrieb des Brunnens 2 nur ein geringes Risiko besteht, bei dem Betrieb beider Brunnen jedoch nur ein geringer Sicherheitsabstand unter Annahme stationärer Bedingungen bleibt, d.h. im Fall einer Leckage würde verschmutztes Grundwasser den Brunnen 3 erreichen. Unter der Annahme instationärer Bedingungen ist der Anteil des verschmutzten Grundwassers, welches in die Brunnen 2 und 3 gefördert würde, sehr gering. Laut Berechnungen des TZW Karlsruhe beträgt der Anteil des Grundwassers nach Unterquerung der Pipeline etwa 2 % des in den Brunnen 2 und 3 geförderten Wassers. Infolge von Verdünnungseffekten, einer Abbaurate von 0,05 d⁻¹ und einer Mindestlaufzeit von der Pipeline zu Brunnen 3 von 50 Tagen würden Konzentrationen im Bereich des Grenzwertes für Mineralöl von 0,01 mg/l erreicht. Die Gefahr des Durchdringens von kontaminiertem Grundwasser ist jedoch nicht völlig auszuschließen (TZW 2003).

Gemäß der Vorgaben des Grundwassermemorandums wird ein Schwellenwert von 5 µg/l für Mineralöle gemäß der alten Trinkwasserverordnung 1990 sowie von 0,5 µg/l für Benzol gemäß der neuen Trinkwasserverordnung 2001 für Grundwasser angenommen. Die im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel gemessenen Benzolkonzentrationen befinden sich bisher durchgehend unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l, d.h. an den drei Entnahmepunkten wurden bisher keine Benzolgehalte festgestellt.

Expositionsabschätzung von Benzol über das Trinkwasser

Analog zu der bevölkerungsspezifischen Betrachtung der Risikoabschätzung von Atrazin, soll nun für Benzol als Vertreter der kanzerogenen Substanzen eine Risikoabschätzung erfolgen.

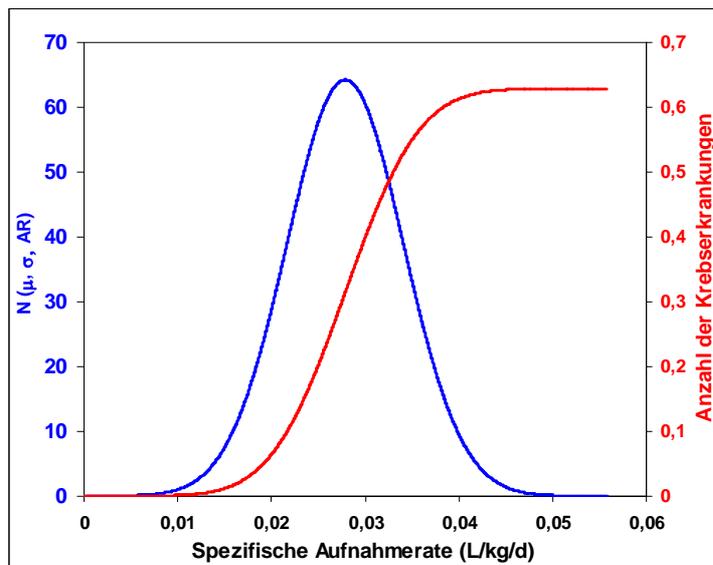


Abb. 98.: Dichtefunktion zur Risikoabschätzung von Benzol – Benzolgehalt im Trinkwasser = 10 µg/l

Zunächst werden für den Trinkwasserkonsum (TK) und das Gewicht (KW) die aus der Verteilung resultierenden Mittelwerte ($\mu_{TK} = 1,7$ Liter und $\mu_{KG} = 61$ kg) und Standardabweichungen ($\sigma_{TK} = 0,3$ Liter und $\sigma_{KW} = 8,3$ kg) in die Berechnungen integriert (siehe dazu Kap. 4.1.3). Gemäß der Vorgaben der WHO wird für Benzol ein lebenslanges Krebsrisiko von 10^{-5} bei einer Benzolkonzentration im Trinkwasser von 10 µg/l angenommen. Unter Berücksichtigung einer versorgten Bevölkerung der Stadt Niederkassel von etwa 37.000 Menschen werden unter den oben genannten Annahmen 0,62 zusätzlichen Krebserkrankungen unter der Voraussetzung einer lebenslangen Exposition geschätzt (Abb. 98). Unter Annahme eines Benzolgehaltes von 1 µg/l (gemäß des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung) sinkt die Zahl der Krebserkrankungen auf 0,06 Krebserkrankungen. Gemäß der Berechnungen des TZW Karlsruhe könnten im Falle einer Leckage der Pipeline Konzentrationen im Bereich des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung den Brunnen 3 erreichen. Diese hätten demnach ein verschwindend geringes Krebsrisiko zufolge, zumal es sich hierbei um eine akute, nicht chronische Exposition handeln würde.

Eine Überprüfung der Ergebnisse ist in Abb. 99 ersichtlich. Bei einer Bevölkerungsgröße von 1 ergibt

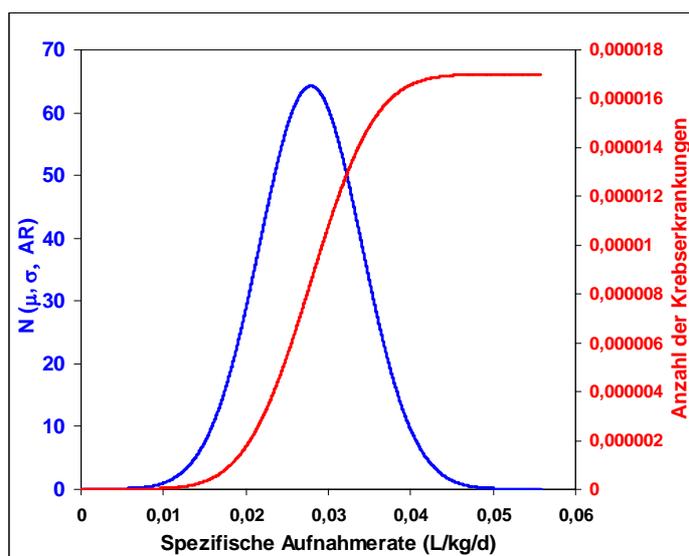


Abb. 99.: Dichtefunktion zur Risikoabschätzung von Benzol – Benzolgehalt im Trinkwasser = 10 µg/l, Bevölkerungszahl =1 (Verifizierung)

zugrunde, ergibt sich ein Krebsrisiko von 0,00001 (10^{-5}), welches den Annahmen der WHO entspricht. Auf diese Weise kann für ausgewählte kanzerogene Substanzen, deren lebenslanges Krebsrisiko bei

Zunächst werden für den Trinkwasserkonsum (TK) und das Gewicht (KW) die aus der Verteilung resultierenden Mittelwerte ($\mu_{TK} = 1,7$ Liter und $\mu_{KG} = 61$ kg) und Standardabweichungen ($\sigma_{TK} = 0,3$ Liter und $\sigma_{KW} = 8,3$ kg) in die Berechnungen integriert (siehe dazu Kap. 4.1.3). Gemäß der Vorgaben der WHO wird für Benzol ein lebenslanges Krebsrisiko von 10^{-5} bei einer Benzolkonzentration im Trinkwasser von 10 µg/l angenommen. Unter Berücksichtigung einer versorgten Bevölkerung der Stadt Niederkassel von etwa 37.000 Menschen werden unter den oben genannten

Annahmen 0,62 zusätzlichen Krebserkrankungen unter der Voraussetzung einer lebenslangen Exposition geschätzt (Abb. 98). Unter Annahme eines Benzolgehaltes von 1 µg/l (gemäß des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung) sinkt die Zahl der Krebserkrankungen auf 0,06 Krebserkrankungen. Gemäß der Berechnungen des TZW Karlsruhe könnten im Falle einer Leckage der Pipeline Konzentrationen im Bereich des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung den Brunnen 3 erreichen. Diese hätten demnach ein verschwindend geringes Krebsrisiko zufolge, zumal es sich hierbei um eine akute, nicht chronische Exposition handeln würde.

Eine Überprüfung der Ergebnisse ist in Abb. 99 ersichtlich. Bei einer Bevölkerungsgröße von 1 ergibt sich gemäß der Vorgaben der WHO ein lebenslanges Krebsrisiko von 0,00001 (WHO 2004b:312). Unter den oben genannten Vorgaben für den Trinkwasserkonsum (TK) und das Gewicht (KW) (Mittelwerte der Verteilungen $\mu_{TK} = 1,7$ Liter und $\mu_{KG} = 61$ kg und Standardabweichungen $\sigma_{TK} = 0,3$ Liter und $\sigma_{KW} = 8,3$ kg) resultiert aus den Berechnungen ein etwas erhöhtes Krebsrisiko von 0,000016. Bei einer ausschließlichen Betrachtung des Leitungswasserkonsums wurde laut Roseberry und Burmaster 1992 eine Verteilung mit $\mu_{TK} = 1,11$ und $\sigma_{TK} = 0,63$) ermittelt. Legt man diese Werte

einer gegebenen Konzentration bekannt ist, eine Risikoabschätzung bevölkerungsspezifisch erfolgen. In den folgenden Kapiteln werden nun aufbauend auf den Ergebnissen der Risikoabschätzung Prüf- und Überwachungsmaßnahmen etabliert, um Risiken auszuschalten oder auf ein Mindestmaß zu reduzieren.

5.4 Identifikation von Steuerungsmaßnahmen

Nach einer umfassenden Gefahrenanalyse und Risikobewertung werden nun wirksame Maßnahmen zur Beherrschung der Gefährdungen (Steuerungsmaßnahmen) identifiziert, die zu einer Eliminierung oder deutlichen Verminderung des Gefahrenpotenzials führen.

Tab. 49: Auswahl wichtiger Steuerungsmaßnahmen (Legende: E= Eliminationsmaßnahmen; I = Instandhaltungsmaßnahmen; Ü = Überwachungsmaßnahmen)

Pos	Gefahr	Steuerungsmaßnahme	Code	Ziel der Maßnahme	Inkrafttreten der Maßnahme
211	Eintrag wassergefährdender Stoffe: Kanalisation (I) in das Grundwasser (schleichende Leckagen)	1. Zustandsbewertung Kanalsystem sowie GIS-gestützte Interpolation ausgewählter Parameter 2. Versuch des Aufdeckens der Leitungsleckage und Sanierung	Ü	Minimierung des Eintritts von wassergefährdenden Stoffen durch Leckagen	Erhöhte Konzentrationen (Bor, HKW; PAK) an ausgewählten Vorfeldmessstellen im WSG
311	Landwirtschaft: Nitrat	Risikoabschätzung von Nitrat im Einzugsgebiet (GIS) Aufklärung und Beratung der Landwirte	Ü	Reduktion der Nitrat-einträge durch Aufklärung über Fruchtfolgen, Düngemiteleinsetz, Führung von Schlagkarteen etc.	Schwellenwert für Nitrat im Einzugsgebiet an ausgewählten Messstellen überschritten
341	Weidung von Schafen: Eintrag von Krankheitserregern (Parasiten) in das Grundwasser	Weidung der Schafe in größere Distanz zu den Rohwasserbrunnen verlagern	Ü	Verlängerung der Fließzeiten und Reduktion mikrobieller Einträge	Bakterien/ Parasiten im Rohwasser (Indikatorparameter) oder erhöhte Trübungswerte
511	Infiltration von Niederschlagswasser in die Brunnenstube	1. Konstruktion eines neuen Schachtdeckels, 2. Erhöhung des Brunnenkopfes	E	Verhinderung der Infiltration von Regenwasser (und Krankheitserregern) in die Brunnenstube	Schachtdeckel nicht dicht; Brunnenkopf zu niedrig
621	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline (I) schleichend	1. Grundwasser- und Bodenluftuntersuchungen 2. Regulierung des Fördervolumens	E/Ü	Grundwasser- und Bodenluftuntersuchungen warnen rechtzeitig vor Leckagen	Risiko möglicher Leckagen Grenzwertüberschreitung Bodenluftuntersuchung
641	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen: Kiesabbau	Schutz des Kiesabbaugebietes vor wassergefährdenden Stoffen	Ü	Minimierung der Einträge insbesondere bei Nassauskiesung in den Aquifer	Zunehmendes Risiko des Eintrags wassergefährdender Stoffe
711	Unbeobachteter Einbruch und Sabotage	Installation einer Alarmanlage	E/I	Verhinderung des Einbruchs in das Wasserwerk und der Sabotage	Risiko des Zutritts von unbefugten Personen
712	Zugang Fremder auf das Brunnengelände	Einzäunung des jeweiligen Brunnengeländes	E/I	Verhinderung des Zutritts auf das Brunnengelände	Risiko des Zutritts von unbefugten Personen und Beschädigung der Brunnen

Einige Gefahren können durch einfache Maßnahmen eliminiert (E), andere durch Instandhaltungsmaßnahmen (I) technisch gesteuert werden. Des Weiteren werden durch die Etablierung von Überwachungsmaßnahmen (Ü) bedeutsame Gefahren fortlaufend überwacht und somit das Gefährdungspotenzial auf ein Mindestmaß reduziert. In Anlehnung an die Vorgaben der WHO wurde die Gesamtheit der Prüf- und Überwachungsmaßnahmen zusammengefasst dargestellt. In Tab. 49 ist eine Auswahl der Zusammenstellung zu sehen.⁴⁹Die Gefahr des latenten Eintrags wassergefährdender Stoffe durch das Kanalsystem kann durch die vorgeschriebene Durchführung einer Zustandsbewertung begegnet werden. Überdies können anhand ausgewählter Parameter (z.B. Bor) Risikobereiche im Wasserschutzgebiet identifiziert werden. Das Risiko kann somit nicht vollständig behoben, jedoch reduziert werden.

Ebenso ist der Eintrag von Nitrat durch die Landwirtschaft nicht völlig zu eliminieren, jedoch können entsprechende Gegenmaßnahmen zu einer Verringerung des Eintrags von Nitrat führen, wie z.B. Kooperationsvereinbarungen zwischen Landwirtschaft und Wasserversorgungsunternehmen. Die Stadtwerke Niederkassel sind am „Arbeitskreises Drüber und Drunter“ beteiligt - eine Kooperation, die im Langelier Rheinbogen zwischen den Städten Köln, Niederkassel und Troisdorf vereinbart wurde. Grund der Einrichtung des Arbeitskreises war die notwendige Reduktion der Nitratgehalte im Langelier Bogen. Denn Mitte der 1980er Jahre wurde der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für Nitrat von 90 auf 50 mg/l gesenkt. Verschiedene Maßnahmen erfolgen seither im Rahmen des Arbeitskreises, darunter vor allem die Beratung der Landwirte durch eigens finanzierte Agrarberater (z.B. Sortenempfehlung, Empfehlung von Fruchtfolge und Zwischenfrucht für fruchtbaren Boden, umfangreiche Bodenuntersuchungen, Dokumentation anhand einer Schlagkartei etc.) sowie durch Ankauf landwirtschaftlicher Flächen.

Die Infiltration von Niederschlagswasser in die Brunnenstube kann durch bautechnische Maßnahmen verhindert werden. Die Erhöhung des Brunnenkopfes sowie die Konstruktion eines neuen Schachtdeckels führen in diesem Fall zu einer Behebung der technischen Unzulänglichkeiten. Ebenso kann ein unbeobachteter Einbruch oder Sabotageakte durch die Installation einer Alarmanlage verhindert werden. Eine umfassende Darstellung von Prüf- und Überwachungsmaßnahmen erfolgt anhand ausgewählter Beispiele in Kap. 5.5. Das Inkrafttreten von den beschriebenen Maßnahmen wird durch Eingreifwerte eingeleitet, deren Festlegung im folgenden Kapitel durchgeführt wird.

5.5 Einrichtung eines betrieblichen Überwachungssystems

In Tab. 49 sind den einzelnen Gefahren Steuerungsmaßnahmen zugeordnet, die im weiteren Prozess als Eliminations-, Instandhaltungs- oder Überwachungsmaßnahme als ein Teil des WSP implementiert werden. Darüber hinaus werden das Ziel der Maßnahme sowie das Inkrafttreten der Maßnahme dokumentiert. Der überwiegende Anteil der Maßnahmen im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel sind Überwachungsmaßnahmen, die ein stetiges *Monitoring* erfordern. Über die Überwachungsmaßnahmen hinaus werden im Folgenden die bereits durchgeführten oder noch anstehenden Eliminations- und Instandhaltungsmaßnahmen beschrieben.

⁴⁹ eine vollständige Auflistung aller betrieblichen Überwachungsmaßnahmen befindet sich im Anhang 10.2

5.5.1 Eliminationsmaßnahmen

Eliminationsmaßnahmen, wie sie für die einzelnen Gefährdungen im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel implementiert wurden, sind vorwiegend bautechnische Maßnahmen, die, wenn sie ordnungsgemäß durchgeführt werden, zu einer Behebung der Gefahr führen können. In Tab. 50 sind in der Reihenfolge der Kategorisierung der Gefahren einzelne Eliminationsmaßnahmen dargestellt.

Die Gefahr der Infiltration von Niederschlagswasser in die Brunnenstube, insbesondere bei Starkniederschlägen, konnte in diesem Fall durch technische Maßnahmen behoben werden. Darüber hinaus gibt es Eliminationsmaßnahmen, die aber nur einmal durchgeführt werden müssen, jedoch damit nicht allein zum vollendeten Schutz beitragen. Zum Schutz vor Einbruch und Sabotage wird eine Alarmanlage im Wasserwerk installiert, die einen unbeobachteten Zutritt nicht mehr möglich macht.

Tab. 50: Beispiele für Eliminationsmaßnahmen

Pos	Gefahr	Ursache/ Ausgangslage	Abhilfemaßnahme	Maßnahmen- bewilligung	Erfolgs- kontrolle
511	Infiltration von Niederschlagswasser in die Brunnenstube	Bei Starkniederschlägen infiltriert Niederschlagswasser in die Brunnenstube aufgrund eines defekten Schachtdeckels	1. Konstruktion eines neuen Schachtdeckels, 2. Anheben des Schachtdeckels und der umgebenden Oberflächenbefestigung, 3. Gefälleestrich und Klebeschicht von der Einstiegsöffnung zum Rand des Brunnens anlegen	Beschaffung eines neuen Schachtdeckels	Schachtdeckel montiert, Schachtdeckel angehoben, Wasserprobe erfolgt, keine Infiltration von Niederschlagswasser
622	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline (II) plötzlich und heftig	Bei plötzlichem Bruch der Ölpipeline ist kein Schutz vorhanden	Errichtung eines Damms zum Schutze vor heftigen Leckagen	Baumaßnahmen zur Errichtung des Damms	Damm ordnungsgemäß errichtet
711	Einbruch und Sabotage	Unbeobachteter Zutritt ins Wasserwerk	Installation einer Alarmanlage	Beschaffung der Anlage und Installation	Alarmanlage ordnungsgemäß installiert, getestet und funktionstüchtig
712	Zugang Fremder auf das Brunnen-gelände	Unbefugte können das Brunnen-gelände betreten	Errichtung eines Schutz-zaunes mit abschließbarem Tor	Beschaffung des Zaunes und Installation, Schlüsselübergabe	Zaun ordnungsgemäß montiert, Schlüssel-übergabe dokumentiert

Im Zusammenhang mit der Verringerung von Gefahren durch Leckagen der Pipeline nördlich des Wasserschutzgebietes werden eine Reihe von weiteren Eliminationsmaßnahmen in den Überwachungsprozess integriert (Tab. 51).

Tab. 51: Eliminationsmaßnahmen zur Verhinderung möglicher Schäden durch Ölpipeline

Pos	Gefahr	Ursache/ Ausgangslage	Abhilfemaßnahme	Maßnahmen- bewilligung	Erfolgskontrolle
621/ 622	Leckage der Pipeline	Pipeline ungeschützt	Schutzzaun entlang der Pipeline	Beschaffung eines Schutzzaunes	Schutzzaun ordnungsgemäß errichtet
621/ 622	Leckage der Pipeline	Keine kontinuierliche Überwachung der Pipeline	Verlegung eines Sensorschlauches („Schnüffelschlauch“) zur ordnungsgemäßen Überwachung der Pipeline	Beschaffung eines Sensorschlauches und Verlegung	Ordnungsgemäße Verlegung des Schlauches
621/ 622	Leckage der Pipeline	Im Havariefall wird der Wasserversorger nicht (rechtzeitig) informiert	Aufnahme des Wasserversorgers in die Meldeprozedur des Alarmplanes	Ansprechpartner und Erreichbarkeit an die Fernleitungsgesellschaft weitergeben	Ansprechpartner und Erreichbarkeit wurde notiert und Angaben überprüft
621/ 622	Leckage der Pipeline	Maximale Austrittsmenge beträgt derzeit 180 m ³ und kann nicht durch weitere Absperrschieber reduziert werden	Installation zusätzlicher Absperrschieber	Beschaffung und Installation der Absperrschieber in Zusammenarbeit mit der FBG organisieren	Elektrische Absperrschieber ordnungsgemäß installiert

So wird zum Schutz vor Zerstörung der Pipeline ein Zaun errichtet, um äußere Einflüsse zu vermeiden. Zudem soll ein Damm das bei plötzlichem, heftigen Pipelinebruch auslaufende Öl fernhalten. All diese Maßnahmen werden nur einmal durchgeführt, einige erfordern anschließend regelmäßige Instandhaltungsmaßnahmen.

5.5.2 Instandhaltungsmaßnahmen

Instandhaltungsmaßnahmen wurden dann etabliert, wenn Gefahren nicht durch einmalige Aktionen, sondern nur durch fortlaufende technische Überwachung eliminiert oder reduziert werden können. Wie in Kap. 4.1.5 ersichtlich, resultieren sie häufig aus Eliminationsmaßnahmen.

Tab. 52: Beispiel I einer Instandhaltungsmaßnahme der Stadtwerke Niederkassel

Instandhaltungsanweisung		Nr.: 511
Gefahr	Infiltration von Niederschlagswasser (insbesondere bei stärkerem oder langandauernden Niederschlag) in die Brunnenstube	
Instandhaltungsbereich Welcher Bereich ist zu beurteilen und zu warten?	Schutz des Brunnenkopfes gegen das Eindringen von Niederschlagswasser	
Zeit Wie oft und wann?	Zweimal jährlich	
Arbeitsanweisung	regelmäßige Begehung und Überprüfung der Abdichtung des Brunnenkopfes	
Ausführungsbestätigung	Wasserwerksleiter	Erstellt am:

So wurde die Infiltration von Niederschlagswasser in die Brunnenstube durch verschiedene Baumaßnahmen am Brunnen behoben. Die regelmäßige Inspektion des Brunnens stellt eine Vergewisserung über den einwandfreien Zustand des Brunnens dar. Ein weiteres Beispiel ist die fortlaufende Wartung der Alarmanlage im Wasserwerk dar (Tab. 53).

Tab. 53: Beispiel II einer Instandhaltungsmaßnahme der Stadtwerke Niederkassel

Instandhaltungsanweisung		Nr.: 711
Gefahr	Einbruch und Sabotage	
Instandhaltungsbereich Welcher Bereich ist zu beurteilen und zu warten?	Regelmäßige Prüfung der Funktionstüchtigkeit der Alarmanlage	
Zeit Wie oft und wann?	Einmal jährlich	
Arbeitsanweisung	<ul style="list-style-type: none"> • Prüfung der Sensoren • Anfertigung von Protokollen zur Prüfung der Sensoren 	
Ausführungsbestätigung	Wasserwerksleiter	Erstellt am:

Die Einrichtung und fortlaufende Funktionstüchtigkeit der Alarmanlage im Wasserwerk ist jährlich zu prüfen. So kann deren Funktionstüchtigkeit nur durch regelmäßige Wartungsarbeiten sichergestellt werden.

5.5.3 Überwachungsmaßnahmen

Überwachungsmaßnahmen finden dann ihre Anwendung, wenn es sich um Gefahren handelt, die durch eine einmalige Maßnahme nicht völlig eliminiert, sondern lediglich auf ein tolerierbares Mindestmaß reduziert werden können. Die Effektivität der jeweiligen Maßnahme ist davon abhängig, inwieweit Gefährdungen im Einzugsgebiet durch Überwachungsmechanismen steuerbar sind, oder ob äußere Einflüsse oder Faktoren eine Steuerung schwierig gestalten. Bei den Überwachungsmaßnahmen ist das Vorhandensein von Eingreifwerten (*critical limits*) eine wesentliche Voraussetzung für das Inkrafttreten der Maßnahme. Ein Beispiel für eine Überwachungsmaßnahme und deren Dokumentation ist in Tab. 54 gegeben. Ausgewählt wurde die Gefährdungskategorie 311, Nitratbelastung durch die Landwirtschaft.

In Anlehnung an die Vorgaben des SVGW (2003b) werden die Messgröße, der Messvorgang sowie der Sollwert oder Toleranzbereich ermittelt. Darüber hinaus werden der Einsatz und die Funktion von GIS als Auswertungs- und Analysewerkzeug dokumentiert. Am Beispiel Nitrat ist deutlich erkennbar, dass eine Sollwertbestimmung auf der Basis der gesetzlichen Grundlagen problematisch ist. Ebenso gestaltet sich die Angabe von Toleranzbereichen eher schwierig. Ein wichtiges flächendeckendes Auswertungswerkzeug ist die Interpolation der Analyseergebnisse für den Bereich des Wasserschutzgebietes, womit auch an unbeprobten Messstellen eine Aussage möglich ist.

Tab. 54: Überwachungsanweisung „Nitratbelastung durch landwirtschaftliche Aktivitäten“

Überwachungsanweisung			Nr.: 311a
Gefahr	Landwirtschaft Nitrat		
Ort Wo wird gemessen oder kontrolliert?	Grund- und Rohwassermessstellen des TZW (verschiedene Messstellenkollektive) sowie Grund- und Rohwassermessstellen des STUA		
Zeit Wie oft und wann?	IHÖG	STUA	TZW
	Monatlich (Rohwasserbrunnen und Reinwasserproben)	1 - 2 x jährlich (je nach Probenahmeregime)	2x jährlich (Mai/November)
Messgröße (Was wird gemessen oder kontrolliert?)	Nitrat (TZW, HYG) Nitrat-Stickstoff (STUA)		
Messvorgang (Womit und wie wird gemessen oder kontrolliert?)	gemäß Deutschen Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung (DEV): DIN EN ISO 10304-1 (D19)		
GIS gestützte Analyse und Auswertungen	<ul style="list-style-type: none"> • Interpolation der punktuellen Probenahmen anhand des Kriging-Verfahrens zur flächendeckenden Überwachung der Nitratkonzentrationen • Auswertung langjähriger Messreihen 		
Sollwert und Toleranzbereich	<ul style="list-style-type: none"> • Toleranzbereich: 25 bis maximal 35 mg/l im gesamten WSG (gemäß Grundwassermemorandum 2005) • GIS-gestützte Risikoabschätzung 		
Maßnahmen bei Abweichungen	<ul style="list-style-type: none"> • Verstärkte Öffentlichkeitsarbeit • Verstärkte Aktivitäten im Arbeitskreis „Drüber und Drunter“ • notfalls zusätzliche Aufbereitungsmaßnahmen einsetzen 		
Verantwortlichkeiten	Wasserwerksleiter		Erstellt am:

Eine direkte Möglichkeit der Überwachung von Steuerungsmaßnahmen innerhalb der Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft ist eine stichprobenartige Untersuchung von Bodenproben auf den Nährstoff- und Humusgehalt. Hierbei steht die Untersuchung auf den mineralisierten Stickstoff (N_{\min}) besonders im Vordergrund. Der Stickstoffgehalt wird in drei verschiedenen Horizonten in einer Tiefe von 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm gemessen, wobei das größte Augenmerk die Werte in der Schicht von 60-90 cm finden, da hier vorhandenes Nitrat von den meisten Pflanzen nicht mehr aufzunehmen ist. Sollwerte des mineralisierten Stickstoffs unterscheiden sich entsprechend der Anbauart- und zeit sowie der Fruchtfolge. Diese können beispielsweise den Richtwerten der Landwirtschaftskammer NRW entnommen werden.

Eine weitere Möglichkeit zur Überwachung von Steuerungsmaßnahmen ist die Bilanzierung der ausgebrachten und durch die Ernte der Pflanzen entnommenen Düngemengen. Gemäß § 5 der Düngerverordnung (DüV 1996) müssen Betriebe mit mehr als 10 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche oder mehr als 1 ha Anbau von Gemüse, Hopfen, Reben, Erdbeeren, Gehölze oder Tabak eine solche Nährstoffbilanz spätestens bis sechs Monate nach Ablauf des letzten Wirtschaftsjahres zu erstellen⁵⁰. Die Ergebnisse der Nährstoffbilanz dienen den landwirtschaftlichen Beratern als Nachweis des Einsatzes

⁵⁰ ausgenommen sind die in §5 Abs. 2 DVO 1996 genannten Betriebe

von Düngemitteln. Eine Überwachungsanweisung, die unmittelbar den Erfolg der landwirtschaftlichen Beratung dokumentiert, ist in Tab. 55 dargestellt:

Tab. 55: Überwachungsanweisung für die landwirtschaftliche Beratung

Überwachungsanweisung		Nr.: 311b
Gefahr	Landwirtschaft Nitrat	
Ort Wo wird gemessen oder kontrolliert?	Bodenuntersuchungen zur Ermittlung des N_{\min} -Gehaltes im Boden und zur Errechnung der Nährstoffbilanz	
Zeit Wie oft und wann?	Einmal jährlich (siehe DüV 2005) nach Wachstumsperiode (Herbstbeprobung)	
Messgröße (Was wird gemessen oder kontrolliert?)	(Mineralisierter) Stickstoff	
Messvorgang (Womit und wie wird gemessen oder kontrolliert?)	Ermittlung des N_{\min} -Gehaltes im Boden Berechnung des jährlichen Saldos der Nährstoffzu- und abgänge	
GIS gestützte Analyse und Auswertungen	Räumliche Darstellung und Analyse der Nährstoffbilanzen auf den bewirtschafteten Flächen, Risk Mapping mittels Aufwuchskartierung	
Sollwert und Toleranzbereich	N_{\min} -Gehalt im Boden = 50 kg/ha (Erfahrungswert der Wasserschutzberater) N-Nährstoffsaldo soll möglichst ausgeglichen sein	
Maßnahmen bei Abweichungen	<ul style="list-style-type: none"> • Gezielte Ursachenforschung (Probenahme, klimatische Bedingungen, Ertrag, Dünger, Bodenbearbeitung, Bewässerung) • Gezielte Beratung des Landwirtes 	
Verantwortlichkeiten	WW-Leiter	Erstellt am:

Bei der Überwachung des N_{\min} -Gehaltes im Boden muss allerdings berücksichtigt werden, dass es sich hierbei nur um eine Momentaufnahme handelt, da sich die Nährstoffbedingungen je nach Fruchtfolge, Düngung und Bodenbearbeitung schnell verändern können. Ebenso ist die Festlegung eines Sollwertes oder Toleranzbereiches nur schwer zu generalisieren, da dieser von den spezifischen Bedingungen der bewirtschafteten Parzelle abhängig ist. Die hier genannten Werte dienen lediglich als Anlass zur weiteren Ursachenforschung. Eine Einzelfallanalyse ist daher sinnvoll. Neben der Durchführung von Bodenuntersuchungen sind die Überprüfung der Schlagkarteien der Landwirte sowie die Ermittlung der Viehdichte im Wasserschutzgebiet weitere Möglichkeiten der Überwachung des landwirtschaftlichen Nitratreintrags.

Das Beispiel des Mineralölverlustes durch die Nato-Pipeline (Pos. 621) zeigt in ähnlicher Art und Weise die Bedeutung spezifischer Überwachungsmaßnahmen (Tab. 56).

Tab. 56: Überwachungsanweisung „Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline“

Überwachungsanweisung		Nr.: 621
Gefahr	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline (I) (schleichende Leckage)	
Ort Wo wird gemessen oder kontrolliert?	<ul style="list-style-type: none"> • Grundwasserproben des Indikators Benzol (PNS NK 21) • Bodenluftuntersuchungen entlang der Ölpipeline 	
Zeit Wie oft und wann?	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenluftuntersuchungen: 1x jährlich • Grundwasserproben: 1x monatlich • Wöchentliche Beobachtung der Grundwasserströmung (Spline-Interpolation) 	
Messgröße (Was wird gemessen oder kontrolliert?)	Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTX), Referenzparameter Benzol	
Messvorgang (Womit und wie wird gemessen oder kontrolliert?)	Untersuchung nach DEV H53 (DIN EN ISO 9377-2): Bestimmung des Kohlenwasserstoffindex Bodenluftuntersuchungen nach VDI Richtlinie 3865	
GIS gestützte Analyse und sonstige Auswertungen	<ul style="list-style-type: none"> • Analyse der Bodenluft- sowie Grundwasseruntersuchungen • Auswertungen langjähriger Messreihen • Wöchentliche Beobachtung der Grundwasserströmung 	
Sollwert und Toleranzbereich	<ul style="list-style-type: none"> • Toleranzbereich Benzol 0,5 bis 0,7 µg/l 	
Maßnahmen bei Abweichungen	<ul style="list-style-type: none"> • Weitere Untersuchungen der Rohwasserbrunnen 2 und 3 und an weiteren Grundwassermessstellen • Im Falle einer Leckage Absperrung der Pipeline und Einstellung der Entnahme aus Brunnen 3 	
Verantwortlichkeiten	WW-Leiter	Erstellt am:

Auch in diesem Beispiel wird durch eine Reihe von Einzelmaßnahmen, u.a. Bodenluft- und Grundwasseruntersuchungen, die Gefahr der Rohwasserverunreinigung durch Benzol sichergestellt. Die Festlegung eines Grenzwertes oder Toleranzbereiches kann auch in diesem Beispiel derzeit nur anhand der Vorgaben der Trinkwasserverordnung 2001 erfolgen.

5.6 Korrigierende Maßnahmen

Korrigierende Maßnahmen treten ein, wenn der Sollwert der Eliminierungs-, Instandhaltungs- oder Überwachungsmaßnahmen nicht eingehalten wird, d.h. wenn die etablierten Maßnahmen nicht greifen. Dabei ist die Problematik der Formulierung und Umsetzung solcher korrigierenden Maßnahmen für Mechanismen in Trinkwassereinzugsgebieten recht problematisch, da sie mehr noch als die vorangehenden Maßnahmen von äußeren Faktoren abhängig sind. In Tab. 57 sind zu den in Kap. 5.4 beispielhaft genannten Steuerungsmaßnahmen korrigierende Maßnahmen dokumentiert.

Tab. 57: Auswahl korrigierender Maßnahmen im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel (E = Eliminierungsmaßnahme; Ü = Überwachungsmaßnahme)

Kat	Gefahr	Steuerungsmaßnahme	Code	Korrigierende Maßnahme
211	Eintrag wassergefährdender Stoffe: Kanalisation (I) in das Grundwasser (schleichende Leckagen)	1. Risikobewertung Kanalsystem (GIS) 2. Versuch des Aufdeckens der Leitungsleckage und Sanierung	Ü/E	Umleitung der WV auf andere Brunnenanlage
311	Landwirtschaft: Nitrat	1. Risikoabschätzung Nitrat im EZG (GIS) 2. Beratung und Aufklärung des Landwirtes	Ü	Verstärkte Öffentlichkeitsarbeit mit den Landwirten; Arbeitsgruppentätigkeit intensivieren, Fokus am Landwirte mit erhöhten Düngemittelreinsatz
341	Weidung von Schafen: Eintrag von Krankheitserregern (Parasiten) in das Grundwasser	Weidung der Schafe in größere Distanz zu den Rohwasserbrunnen verlegen	Ü	Zusatzchlorung Notfalls Abschalten des Brunnen 1 und Versorgung aus Brunnen 2 Absolutes Verbot der Weidung von Schafen etc. im Bereich der Schutzzone II
511	Infiltration von Niederschlagswasser in die Brunnenstube	1. Konstruktion eines neuen Schachtdeckels, 2. Erhöhung des Brunnenkopfes 3. Abdichtung	E	Erweiterung der bautechnischen Maßnahmen am Brunnenkopf/ ggfs. vorläufiges Einstellen der Förderung aus den Brunnen
621	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline (I) schleichend	1. Grundwasser- und Bodenluftuntersuchungen 2. Regulierung des Fördervolumens	E/Ü	Weitere Reduktion des Fördervolumens/ Verdichtung des Bodenluftmessnetzes/ vorübergehendes Einstellen der Förderung dieser Brunnenanlage
641	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen: Kiesabbau	Schutz des Kiesabbaugebietes vor wassergefährdenden Stoffen	Ü	Weitergehende Schutzmaßnahmen/ Verbot der Nassauskiesung im Wasserschutzgebiet

In solchen Fällen, in denen das Trinkwasser den Bestimmungen der TrinkwV 2001 nicht mehr entspricht und eine gesundheitliche oder ästhetische Beeinträchtigung zu befürchten ist, ist gegebenenfalls die sofortige Einstellung der Förderung aus der betroffenen Brunnenanlage nach Absprache mit dem Gesundheitsamt notwendig. Dies ist eine Korrekturmaßnahme, die möglichst vermieden werden sollte. Ist lediglich eine negative Entwicklung erkennbar und die Vorgaben der TrinkwV 2001 werden eingehalten, können korrigierende Maßnahmen, wie eine verstärkte Öffentlichkeitsarbeit, eine Intensivierung der Arbeitsgruppentätigkeit zwischen Landwirten und Wasserversorgern, aber auch verschärfte Schutzmaßnahmen im Wassereinzugsgebiet greifen. Problematisch ist dabei, dass der Wasserversorger auf die Mitarbeit der Landwirte oder andere äußere Faktoren angewiesen ist, die für ihn nur indirekt nicht steuerbar sind. So ist es bei einem Eintrag von wassergefährdenden Stoffen bei Nassauskiesung schwierig, wirkungsvolle Schutzmaßnahmen zu ergreifen.

5.7 Dokumentation

Die Dokumentation erfolgte bei den Stadtwerken Niederkassel vor Implementierung des WSP anhand von jährlichen Berichten des beratenden Unternehmens, welche Auskunft über Trends ausgewählter Parameter geben. Überdies tragen hydrologischen Gutachten und der aktuelle Wasserrechtsantrag zu einer darüber hinausgehenden Dokumentation bei. Maßnahmepläne, Organigramme usw. werden ebenfalls beim technischen Leiter der Wasserversorgung verwahrt.

Die gegenwärtige Dokumentation der Stadtwerke Niederkassel wird durch eine Datenbank ergänzt, die die Systematik des WSP widerspiegelt⁵¹. Abb. 100 ist die Eingangsmaske zur Eingabe der jährlichen Basisdaten der Wasserversorgung.

Wassersicherheitsplan - JÄHRLICHE BASISDATEN -

Berichtsjahr: 2002

1. Organisation

Leitfragen Aufbauorganisation Organigramm Störfallmanagement Maßnahmenplan

[weiter zu Gefahrenbewertung](#) [schließen](#)

2. Daten zur Wasserversorgungsstruktur

Versorgte Einwohner: 36500 Anzahl Abonnenten: 10000 Anzahl Wasserzähler: 10000

[Fließschema](#) [GIS](#)

2.1 Daten zum Wasseraufkommen (in m³)

Grundwasser (total): 2069820
 Quellwasser (total): 0
 Oberflächenwasser (total): 0
 Ultrafiltrat (total): 0
 angereichertes Grundwasser (total): 0
 Wassergewinnung total: 2069820
 Fremdbezug: 0
 Wasseraufkommen: 2069820

2.2 Daten zur Wasserabgabe (in m³)

Haushalte: 1500000
 Gewerbe: 165000
 Sonstiges: 0
 Wasserverbrauch: 1665000
 Wasserverluste: 445000
 Wasserabgabe Versorgungsgebiet: 2110000
 Fremdadgabe: 0
 Wasserabgabe total: 2110000

2.3 Einwohnerspezifischer Wasserverbrauch l/d/Person

Haushalt und Kleingewerbe: 112,52
 Gesamtverbrauch: 124,89

2.4 Rohrnetz - Länge nach Material

Grauguss: 10000
 duktiler Guss: 0
 Stahl: 1000
 Asbestzement: 15000
 Kunststoff: 106000
 Länge Rohrnetz: 132000

DVGW Regelwerke:
 DIN 2000: Zentrale Trinkwasserversorgung: Leitsätze für Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Versorgungsanlagen, Technische Regel des DVGW -DIN Norm-
 W 1002d: Empfehlungen für ein einfaches Qualitätssicherungssystem für Wasserversorgungen
 Technisches Sicherheitsmanagement des DVGW

Sonstige Normen/ Richtlinien
 W 1000: Anforderungen an die Qualifikation und die Organisation von WVU;
 W 1010: Leitfaden zur Erstellung eines Betriebshandbuchs für WVU;
 W 1020: Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen und anderen Abweichungen von Anforderungen der Trinkwasserverordnung;
 W 1050: Vorsorgeplanung für Notstandsfälle in der öffentlichen Trinkwasserversorgung

Abb. 100: Dokumentation der jährlichen Basisdaten und allgemeiner Informationen

In dieser Eingabemaske werden die im Rahmen der Organisation eines Unternehmens notwendigen Informationen hinterlegt sowie jährliche Basisdaten des Unternehmens erfasst und weiter berechnet. Zudem ist ein Leitfragenkatalog der Aufbauorganisation angehängt, der dem Leitfragenkatalog des Technischen Sicherheitsmanagements des DVGW entspricht. Der Wasserversorger kann außerdem wichtige Regelwerke und Normen in der Maske eintragen. Es besteht eine Verlinkung zum Fließschema des Wasserversorgungsunternehmens sowie zum GIS.

Die Eingabemaske Gefahrenanalyse und -bewertung stellt das Hauptelement des WSP dar. Hier werden Gefahren eingetragen und bewertet (Abb. 101)

⁵¹ eine anonymisierte Version der Datenbank befindet sich im Anhang

Abb. 101: Beispiel für die Dokumentation der Gefahrenbewertung

Anhand von Bewertungskategorien werden Gefahren systematisch erfasst und mit Hilfe der Prioritätenmatrix bewertet. Es werden entsprechende Maßnahmen eingetragen, für die jeweils eigene Eingabemasken vorliegen. Der Leitfragenkatalog Ablauforganisation gemäß des Technischen Sicherheitsmanagements des DVGW stellt eine Unterstützung der Vorgehensweise durch einen umfassenden Fragekatalog dar. Bei jeder Eingabemaske besteht für den Wasserversorger die Möglichkeit einen direkten Zugang zum GIS zu erhalten. Überdies kann direkt Einsicht in eine Trendanalyse für ausgewählte Parameter vorgenommen werden. Die eingegebenen Daten können in Form von Berichten ausgedruckt werden.

Ein besonderes Augenmerk bei der Implementierung des WSP liegt auf dem Geographischen Informationssystem. So wurden alle einzugsgebietsbezogenen Daten erhoben, in der Datenbank erfasst und im GIS visualisiert und analysiert. Daher leistet das GIS einen wesentlichen Beitrag im Rahmen der Dokumentation in allen drei Teilschritten des WSP.

5.8 Validierung und Verifizierung

Validierungs- und Verifizierungsmaßnahmen sollen sicherstellen, dass die Maßnahmen im Wassereinzugsgebiet wirklich effektiv sind (Kap. 4.1.8).

Dazu zählen im Rahmen der Validierung und Verifizierung der Maßnahmen im Wassereinzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel vor allem Aktivitäten wie Begehungen im Einzugsgebiet sowie Analysen der Rohwasserqualität, die die Wirksamkeit der Maßnahmen dokumentieren. Eine ausdrückliche Berücksichtigung finden technische Regelwerke des DVGW, DIN Normen sowie weitere wissenschaftliche Erkenntnisse, auf deren Basis die Maßnahmen etabliert sein sollten und die damit einen Beleg für die Effektivität der Maßnahmen erbringen. In Tab. 58 ist eine Auswahl der Verifizierungs- oder Validierungsinitiativen dargestellt.

Tab. 58: Auswahl der Verifizierungs- und Validierungsinitiativen (E = Eliminierungsmaßnahme; I = Instandhaltungsmaßnahme; Ü = Überwachungsmaßnahme)

Position	Gefahr	Maßnahme	Validierung	Verifizierung
211	Eintrag wassergefährdender Stoffe: Kanalisation (I) in das Grundwasser (schleichende Leckagen)	E/ Ü	<ul style="list-style-type: none"> Bewertung des Kanalsystems laut ATV Bewertungsschema Berücksichtigung der ATV Arbeitsblätter A142⁵² 	Auswertung langjähriger Messreihen (Trendanalyse), kein ansteigender Trend erkennbar
311	Landwirtschaft Nitrat	Ü	Vorgehen entsprechend DVGW Information 35/3/93 „Einfluss von Bodennutzung und Düngung in Wasserschutzgebieten auf den Nitratreintrag in das Grundwasser“ und des DVGW Regelwerkes W 104 „Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landbewirtschaftung“	Regelmäßige flächenhafte Auswertungen der Probenahmeergebnisse (GIS) und langjähriger Messreihen sowie Rohwasseranalysen der Brunnen und am Wasserwerksausgang
341	Weidung von Schafen: Eintrag von Krankheitserregern (Parasiten) in das Grundwasser	Ü	Vorgehen gemäß W 101 „Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete“ und W 1020 „Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen und anderen Abweichungen von Anforderungen der Trinkwasserverordnung“	Roh- und Trinkwasseruntersuchungen auf Indikatorparameter Regelmäßige Auswertungen der Probenahmeergebnisse und langjährige Messreihen am Rohwasserbrunnen 1
511	Infiltration von Niederschlagswasser in die Brunnenstube	E	Maßnahmen durchgeführt gemäß Regelwerk W 123 Bau und Ausbau von Vertikalfilterbrunnen -Arbeitsblatt- und W 124 „Kontrollen und Abnahmen beim Bau von Vertikalfilterbrunnen“	Regelmäßige Überwachungsmessungen (Rohwasser entspricht den Vorgaben der TrinkwV 2001) Kontrolle der sachgemäßen Reparatur an den Rohwasserbrunnen 1-3 Abnahme durch DVGW-Sachverständige
621	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline (I) schleichend	E/ Ü	Sofortmaßnahmen bei Mineralölunfällen, BMI -Arbeitsblatt-	Regelmäßige Auswertungen der Bodenluft- und Grundwasseruntersuchungen sowie Reinwasseruntersuchungen
641	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen: Kiesabbau	Ü	Beachtung von Hinweisen und Vorgaben von Sachverständigen (z.B. des TZW)	Regelmäßige, langjährige Auswertung der Grundwasseruntersuchungen (Trendanalyse) Inspektion der näheren Umgebung des Kiesabbaus, um Nutzungsänderungen zu erkennen
712	Zugang Fremder auf das Brunnengelände	E/I	Sicherheitsvorschriften gemäß W 101 „Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete“ des DVGW Regelwerkes	Regelmäßige Begehungen

Im Zusammenhang mit einer Verunreinigung des Einzugsgebietes durch Düngung oder Ausbringung von Pflanzenschutzmittel werden zur Verifizierung der Wirksamkeit von Maßnahmen Trendanalysen über einen mehrjährigen Zeitraum durchgeführt. Erfolgen solche Maßnahmen gemäß der Technischen Regeln oder Informationen des DVGW und werden nach weiteren fachlich anerkannten Institutionen durchgeführt, gilt dies als Verifizierung der getroffenen Maßnahme. Eine wichtige Rolle spielen ebenso Trinkwasseruntersuchungen am Wasserwerksausgang, die nochmals eine Sicherstellung der

⁵² A 142 Abwasserkanäle und -leitungen in Wassergewinnungsgebieten [Abwassertechnische Vereinigung (ATV) 2002]

Prüf- oder Überwachungsmaßnahmen darstellen. Begehungen im Einzugsgebiet dienen ebenso dazu, die Wirksamkeit der Maßnahmen zu prüfen. Damit stellen Validierungs- und Verifizierungsmaßnahmen die Durchführung und Wirksamkeit von Steuerungsmaßnahmen sicher und ermöglichen somit eine Selbstkontrolle des Unternehmens.

6. Diskussion

6.1 Bewertung des WSP der Stadtwerke Niederkassel – Was ist neu?

Wie in Kap. 5.2.1 erläutert, handelt es sich bei den Stadtwerken Niederkassel um ein übersichtlich strukturiertes Unternehmen. Der hauptamtliche technische Leiter der Wasserwerke trägt maßgeblich die Verantwortung für die Versorgungsprozesse. Um ein möglichst hohes Sicherheitsniveau der Trinkwasserversorgung auch ohne aufwändige Aufbereitungsmaßnahmen gewährleisten zu können, werden seit mehreren Jahren verschiedene Maßnahmen veranlasst, meist ausgeführt durch ein beratendes Unternehmen, welches auch über die gesetzlichen Anforderungen der Trinkwasserverordnung 2001 hinaus Maßnahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements ausübt. Dazu zählen insbesondere Kontrollmessungen und Sondermessprogramme im Einzugsgebiet, die über den gesetzlich vorgeschriebenen Umfang der Beprobungen hinausgehen. Über derartige Messprogramme hinaus wurden Gutachten und Stellungnahmen zu möglichen Risiken im Einzugsgebiet verfasst, z.B. zur Nassauskiesung im Wasserschutzgebiet. Ebenso können Schutzzonenverfahren als bestehende Konzepte eingebettet werden. Für den Fall eines Störfalls ist, wie in der TrinkwV 2001 vorgeschrieben, ein Maßnahmenplan erstellt worden, der wichtige Adressen und Ansprechpartner sowie Notversorgungen festhält. Insgesamt verfügen also die Stadtwerke Niederkassel trotz der recht geringen personellen Ressourcen über eine Vielzahl von Tätigkeiten und Maßnahmen, die im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements durchgeführt werden und die teilweise in jährlichen Berichten dokumentiert sind. In den folgenden Kapiteln werden zunächst bereits vorhandene Tätigkeiten, Maßnahmen und Ressourcen der Stadtwerke Niederkassel für die einzelnen Stufen des WSP bewertet. Die Ergebnisse der Bewertung basieren auf den während der Realimplementierung gewonnenen Erkenntnissen. Es handelt sich hierbei um eine qualitative Bewertung, deren Ergebnisse durch eine abschließende Befragung (Fragebogen siehe Anhang 10.4) des Wasserversorgers validiert wurden. Überdies werden neue Aspekte des Qualitäts- und Risikomanagements, die sich durch den WSP ergeben, diskutiert und bewertet. Ein besonderes Augenmerk liegt darauf zu beurteilen, welche Veränderungen oder Neuerungen die Implementierung des WSP unter besonderer Berücksichtigung des Ressourcenschutzes und der Trinkwassergewinnung für das Wasserversorgungsunternehmen bringt und welche vor der Einführung der WSP-Terminologie bereits vorhandenen Strukturen weiter genutzt werden können.

6.1.1 Vorbereitung des WSP

Zur Vorbereitung des WSP sind vor allem die Aufstellung eines WSP-Teams sowie die vorangehende Beschreibung der Wassernutzung von Bedeutung. Aufgrund der sehr schlanken Personalstruktur bei den Stadtwerken Niederkassel (siehe Abb. 33) ist der Technische Leiter hauptverantwortlich für die Tätigkeiten im Rahmen der Ablauforganisation. Zur Unterstützung der umfangreichen Aufgaben wurde ein externes beratendes Unternehmen beauftragt, das wesentliche Tätigkeiten im Rahmen der Trinkwasserüberwachung sowie gutachterliche Stellungnahmen übernimmt. Überdies bestehen Kontakte zu den zuständigen Mitarbeitern des Hygiene-Institutes, des Staatlichen Umweltamtes sowie des Gesundheitsamtes. Bei der Aufstellung eines WSP-Teams sind neben dem Technischen Leiter diese externen Institutionen eingebunden, besonders das beratende Unternehmen und ein Mitarbeiter des Gesundheitsamtes. Das gegenwärtige Potenzial für den WSP wurde mit „mäßig“ bewertet, da es sich

überwiegend um einen anlassbezogenen, einseitig gerichteten Kontakt handelt, der in erster Linie vom Wasserversorger ausgeht (Tab. 59).

Tab. 59: Vorbereitende Tätigkeiten im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements der Stadtwerke Niederkassel gemäß WSP (vgl. Schmoll et al. 2004)

Schritt	Beschreibung	Vorhandene Tätigkeiten/ Maßnahmen/ Ressourcen im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements	Potenzial vorhandener Maßnahmen und Tätigkeiten der Stadtwerke Niederkassel ⁵³		
			gering	mäßig	hoch
Vorbereitung	Unterstützung der Leitungsebene	Mitarbeiter des beratenden Unternehmens, Mitarbeiter aus untergeordneten Abteilungen		x	
	Aufstellung eines Teams	Technischer Leiter und beratendes Unternehmen als Verantwortliche und Entscheidungsträger		x	
	Beschreibung der Wassernutzung	Umfangreiche Informationen im Wasserrechtsantrag und in weiteren Gutachten vorhanden			x

So wäre ein höheres Maß an Kommunikation unter den genannten Personen für die weiteren Schritte des WSP wünschenswert. Denn meist verlaufen die Kommunikationswege von den einzelnen Beteiligten direkt zum Wasserwerksleiter, selten zwischen den Beteiligten untereinander. Im Rahmen des WSP ist eine wechselseitige Kommunikation der Beteiligten anzustreben. Insbesondere im Rahmen der Gefährdungsanalyse und Risikobewertung ist die Zusammenarbeit eines solchen Teams von herausragender Bedeutung.

Die Beschreibung der Wassernutzung wurde im Rahmen des Wasserrechtsantrags von dem beratenden Unternehmen im Auftrag des Wasserversorgungsunternehmens ausführlich dokumentiert. Hierzu zählen die Angaben zur versorgten Bevölkerung, die Art der Wassernutzung und die Wasserabgabe an Letztverbraucher (siehe dazu Kap. 5.1). Dies bedurfte keines zusätzlichen Aufwandes im Rahmen der Vorbereitung des WSP.

6.1.2 Systembewertung

Die Systembewertung umfasst die Beschreibung der Wasserversorgung, die Durchführung einer Gefährdungsanalyse und Risikobewertung sowie die Identifizierung von Steuerungsmaßnahmen zur Beherrschung von Gefahren. Zunächst erfolgte eine Dokumentation der Unternehmensorganisation anhand von Organigrammen und Ablaufschemata. In engem Zusammenhang mit der Erhebung der Aufbau- und Ablauforganisation stehen Maßnahmepläne im Falle von Störfällen, in denen gemäß der neuen Trinkwasserverordnung jeder Wasserversorger Verantwortlichkeiten und Zuständigkeiten dokumentieren muss. Dieses Material lag weitgehend vor. Die **Beschreibung der Wasserversorgung** erfolgte bislang bei den Stadtwerken Niederkassel maßgeblich anhand eines Fließschemas (Abb. 35) sowie im Rahmen des aktualisierten Wasserrechtsantrags. Hierzu wurden die notwendigen technischen Daten bereits für den Wasserrechtsantrag erfasst und dokumentiert. Darüber hinaus wurde im Rahmen der WSP-Implementierung umfangreiches Datenmaterial gesammelt und in das GIS integ-

⁵³Die Bewertung erfolgte qualitativ auf der Basis der während der Realimplementierung gewonnenen Erkenntnisse. Die Bewertung wurde durch eine abschließende Befragung des Wasserversorgers validiert (der Fragebogen befindet sich im Anhang).

riert. Hierzu zählen u.a. die geologischen, hydrologischen und pedologischen Bedingungen im Einzugsgebiet, die Flächennutzung inklusive landwirtschaftlicher Aufwuchskartierungen sowie schützenswerter Einrichtungen im Wasserversorgungsgebiet. Von besonderer Bedeutung für die ausführliche Beschreibung der Wasserversorgung ist die Zusammenarbeit und Kommunikation mit allen an der Datenerhebung und -übermittlung beteiligten Institutionen. Diese enge Zusammenarbeit ist unbedingt notwendig, um eine Transparenz über die Datenverfügbarkeit zu erhalten. Dies vermindert den Zeit- und Arbeitsaufwand für Datenerhebung und -erfassung des Wasserversorgers erheblich und macht lediglich eine Aufbereitung des vorhandenen Datenmaterials in den jeweiligen Institutionen notwendig. Der größte Anteil des Datenmaterials zur Implementierung in das GIS lag bei den Stadtwerken Niederkassel nicht vor und musste erst bei den Institutionen erfragt und zusammengestellt werden. Jedoch konnten umfangreiche Informationen aus hydrologischen Gutachten, die im Rahmen der Wasserschutzgebietsausweisung erstellt wurden, oder aus dem Wasserrechtsantrag vorlagen, entnommen werden. Daher wird das gegenwärtige Potenzial der Beschreibung des Wasserversorgungsunternehmens mit „mäßig“ bewertet (Tab. 60).

Tab. 60: Systembewertung im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements der Stadtwerke Niederkassel gemäß WSP (Schmoll et al. 2004)

Schritt	Beschreibung	Vorhandene Tätigkeiten/Maßnahmen/Ressourcen im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements	Potenzial vorhandener Maßnahmen und Tätigkeiten der Stadtwerke Niederkassel		
			gering	mäßig	hoch
Systembewertung	Beschreibung der Wasserversorgung	Technische Daten umfassend erhoben, Einzugsgebietscharakterisierung teilweise vorhanden		x	
	Durchführung einer Gefährdungsanalyse (1) und Risikobewertung (2)	Gefährdungsanalyse basiert auf Erfahrungen des Wasserwerksleiters unter Abstimmung mit dem beratenden Unternehmen Eine Risikobewertung ist nicht erfolgt	x (2)	x (1)	
	Identifizierung von Steuerungsmaßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen	Für einzelne Gefährdungen wurden Steuerungsmaßnahmen etabliert (z.B. Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft)		x	

Die bisherige **Gefährdungsanalyse** im Einzugsgebiet basierte auf Erfahrungen des Wasserversorgers und dessen auf Beobachtungen innerhalb des Versorgungsgebietes. Hierzu zählen u.a. Gefährdungen wie landwirtschaftliche Einträge in Form von Nitrat und PBSM, der Eintrag von wassergefährdenden Stoffen durch die Kanalisation sowie die potenzielle Leckage einer Ölpipeline. Die Gefährdungsanalyse wurde ergänzt durch eine vorangeschaltete GIS-gestützte Bewertung der Schutzbedürftigkeit des Grundwassers mittels der erfassten geologischen, hydrologischen und pedologischen Daten. Überdies wurde das Gefährdungspotenzial der Flächennutzung im Einzugsgebiet semiquantitativ unter Verwendung der erfassten Daten (ATKIS und Landsat ETM) bestimmt. Diese Informationen erleichterten die weitere Identifikation von Gefährdungen und deren Risikobewertung. So konnte beispielsweise jeweils der Anteil der Fläche im Wasserschutzgebiet ermittelt werden, der einem niedrigen, mittleren und hohen Gefährdungsgrad unterliegt. Da die Beurteilung auf den genannten Landnutzungsdaten beruht, kann von einer objektiven Bewertung ausgegangen werden. Problematisch war eine solche allgemeine Beurteilung für landwirtschaftliche Flächen, deren Gefährdungsabschätzung aufgrund des Einflusses von Kooperationsvereinbarungen sehr unterschiedlich ist. Eine Integration dieser Informa-

tion in die Gefährdungsanalyse ist zu empfehlen. Das Potenzial der vorhandenen Maßnahmen und Tätigkeiten des Wasserversorgungsunternehmens wird im Rahmen der Gefährdungsanalyse mit „mäßig“ beurteilt, da vor der WSP-Implementierung keine weitergehende Gefährdungsanalyse, die über die Erfahrungen des Wasserversorgers hinausgeht, im Einzugsgebiet durchgeführt wurde. Lediglich in der Wasserschutzgebietsverordnung der Stadtwerke Niederkassel sind allgemeine Schutzbestimmungen formuliert, die jedoch keine eingehende Gefährdungsanalyse darstellen (WsgV Niederkassel 2002).

Eine systematische **Risikobewertung** auf der Basis der Gefährdungsanalyse wurde bisher bei den Stadtwerken Niederkassel noch nicht durchgeführt. Nach Auffassung der WHO soll sich „die Anwendung der Matrix maßgeblich auf die Expertenmeinung stützen, um Beurteilungen des von Gefährdungen oder gefährdenden Ereignissen ausgehenden Gesundheitsrisikos abzugeben.“ (DVGW 2005:11 nach WHO 2004b). Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass neben gesundheitlichen Gefahren auch technische Störungen für den Wasserversorger eine große Gefahr darstellen. Solche technischen Risiken haben nicht unmittelbar eine Auswirkung auf die Gesundheit, sind jedoch für den Wasserversorger ebenso hoch zu gewichten. So sind bei einem Ausfall der Förderpumpen diverse Maßnahmen zur ungestörten Fortsetzung der Wasserversorgung zu ergreifen. Ebenfalls kritisch ist die Vergabe der Bewertungskategorien mit Hilfe der Prioritätenmatrix. So ist die Einschätzung der Bedeutung/Gewichtung hinsichtlich der Konsequenzen von Risiken recht subjektiv. Ebenso problematisch ist die Einschätzung der Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Risiken. So kann diese Art der Bewertung von Risiken lediglich eine subjektive Priorisierung von Risiken zum Ziel haben, die in erster Linie dem Wasserversorger selbst hilft, Risiken einzuordnen und zu klassifizieren. Dem schließt sich die WHO an und weist gleichzeitig darauf hin, dass es gewisse Freiheitsgrade im Rahmen der semi-quantitativen Bewertung gibt. *„By using a semiquantitative scoring, control measures can be ranked in relation to the most significant hazards. A variety of approaches to ranking risk can be applied.”* (WHO 2004b: 53ff.). Die Stadtwerke Niederkassel hielten sich eng an die Vorgaben der WHO, wobei die Bewertung technischer Risiken (Kap. 5.3.3) problematisch war. Diese lassen sich mit den gegebenen Kategorisierungen nur schwer bewerten, da sie meist nur indirekt oder gar nicht eine gesundheitliche Gefahr verursachen. In der in dieser Studie verwendeten Prioritätenmatrix wurden technische und gesundheitliche Bewertungsmöglichkeiten gleichermaßen integriert, sodass sowohl eine kombinierte als auch, wenn nötig, differenzierte Einschätzung ermöglicht wurde. Gemäß W 1002d „Empfehlungen für ein einfaches Qualitätssicherungssystem für Wasserversorgungen (WQS)“ des SVGW konnten überdies zunächst unabhängig von der Prioritätenmatrix die möglichen Folgen (gering, mäßig, hoch) eingeschätzt werden (SVGW 2003b). Der Wasserversorger besaß häufig die Tendenz, gesundheitliche Risiken/Folgen zu gering einzuschätzen und technische Risiken/Folgen, wenn damit tolerierbare gesundheitliche Folgen verbunden sind, entsprechend höher zu bewerten. Ausgesprochen hoch gewichtet wurde die Gefährdung durch unsachgemäß hergestellte Hausinstallationen (Querverbindungen zu Regenwasser- oder Grundwasseranlagen). Aber auch das Risiko der Verunreinigung durch landwirtschaftliche Einträge (insbesondere Nitrat) wird nach wie vor vom Wasserversorger ernst genommen und dementsprechend stark gewichtet.

Insgesamt wurden die Gefährdungsanalyse und Risikobewertung als Bestandteile der WSP-Implementierung vom Wasserversorger sehr positiv aufgenommen. Diese erbrachten eine umfassende Sammlung an Daten und Informationen, die darauffolgend klassifiziert werden konnten. Für die Stadtwerke Niederkassel war dies ein neuer Ansatz im Rahmen vorhandener Aktivitäten der Gefähr-

dungsanalyse. Zur weiteren Differenzierung der identifizierten Risiken muss der Wasserversorger entscheiden, welche Steuerungsmaßnahmen das Potenzial besitzen, eine Gefährdung zu eliminieren oder deutlich zu minimieren. Gefahren mit geringer Relevanz werden lediglich im Rahmen der routinemäßigen Überwachung behandelt. Die Differenzierung relevanter und nicht relevanter Gefahren wird von der WHO nicht vorgegeben. Sie verweist lediglich auf einen Punkt („*cut-off*“ *point*), oberhalb dessen alle Gefährdungen sofortige Beachtung verlangen. „A „*cut-off*“ *point must be determined, above which all hazards will require immediate attention. There is a little value in expending large amounts of effort to consider very small risks.*“ (WHO 2004b: 54ff.). Diesen Punkt muss der Wasserversorger auf der Basis von Erfahrungen und Expertenwissen festlegen. In anderen an das HACCP angelehnten Ansätzen findet die Unterscheidung von kritischen und nicht kritischen Steuerungspunkten Anwendung, z.B. im *Framework for Management of Drinking Water Quality* (NHMRC & ARMCANZ 2002) oder in den Empfehlungen des SVGW (W1002d) (SVGW 2003b). Innerhalb des WSP werden keine kritischen Steuerungspunkte bestimmt. Es bleibt dem Ermessen des Wasserversorgers überlassen, welche Gefahren nach besonderer Beachtung verlangen.

Bei der **Identifikation von Steuerungsmaßnahmen** zur Beherrschung von Gefährdungen konnte der Wasserversorger auf die bereits für einzelne Risiken getroffenen Aktivitäten und Maßnahmen zurückgreifen. So ist der Wasserversorger zur Verminderung des Risikos landwirtschaftlicher Einträge an einer Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft beteiligt („Arbeitskreis Drüber und Drunter“), die zu einer deutlichen Verminderung der Nitrateinträge sowie einer Verminderung der Belastung durch PBSM in den letzten Jahren geführt hat. Hierzu zählt die Finanzierung der Tätigkeiten von Agrarberatern sowie die Durchführung von Boden- und Grundwasseruntersuchungen. Überdies wurden Sondermessprogramme der Parameter Nitrat, Atrazin und weiterer Triazine durchgeführt, um den Einfluss von Düngungs-, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln durch ausgewählte Messstellen zu prüfen. Allerdings wurden diese Maßnahmen erst ergriffen, als u.a. die Grenzwerte für Nitrat gemäß TrinkwV 2001 Mitte der 1980er Jahre deutlich überschritten wurden. Steuerungsmaßnahmen im Einzugsgebiet sollten gemäß des Vorsorgegedankens deutlich früher eingeleitet werden. Zur Beobachtung der Infiltration von Oberflächenwasser in den Grundwasseraquifer wurden Sondermessprogramme auf Röntgenkontrastmittel durchgeführt, um eine Belastung durch den Rhein einschätzen zu können. Um den Einfluss von Schadstoffen auf die Entsäuerungsanlagen des Wasserwerkes zu prüfen, erfolgten Sondermessungen auf MTBE (Methyltertiärbutylether). Zur Verminderung von Risiken durch einen Bruch der Ölpipeline wurden im Rahmen des Wasserrechtsantrags eine Risikoabschätzung durchgeführt und entsprechende Maßnahmen zur Verminderung des Restrisikos (Bau eines Damms, regelmäßige Messungen der Grundwasserstände, Bodenluftuntersuchungen) geplant und eingeleitet. Dem Risiko einer mikrobiellen Verunreinigung durch weidende Schafe innerhalb der Wasserschutzzone II wurde durch routinemäßige Untersuchungen des Rohwassers u.a. auf Indikatororganismen und gelegentlich auf Parasiten sowie durch Beobachtung der Trübung begegnet.

Die Identifikation von Steuerungsmaßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen wird durch das beratende Unternehmen, vor allem im Zuge der Vorbereitung des Wasserrechtsantrags, maßgeblich unterstützt. Zwar sind die in der Gefährdungsanalyse bewerteten Risiken nicht vollständig bei der Identifikation von Steuerungsmaßnahmen erfasst worden, jedoch finden umfangreiche Aktivitäten und Tätigkeiten (u.a. Sondermessprogramme) statt, die nicht selten sogar präventiven Charakter haben. Daher wurde in diesem Fall beim Wasserversorgungsunternehmen ein hohes Potenzial vorhandener Tätigkeiten/Maßnahmen vorgefunden. Eine zusätzliche Klassifizierung der Steuerungsmaßnahmen

wurde nachträglich durch die Unterscheidung von Eliminations-, Instandhaltungs- und Überwachungsmaßnahmen gemäß SVGW (2003) (Kap. 5.5) durchgeführt, um die Übersichtlichkeit zu erhöhen und die Prioritätensetzung der vielfältigen Maßnahmen zu vereinfachen. Die Festlegung geeigneter Steuerungsmaßnahmen wird durch das Technische Regelwerk des DVGW maßgeblich unterstützt. Inwieweit Regelwerke und Normen in den WSP integriert werden können, wird in Kap. 6.4 diskutiert.

6.1.3 Betriebliche Überwachung

Die betriebliche Überwachung ist durch die Festlegung eines Überwachungssystems gekennzeichnet, welches die Auswahl von Messgrößen und Messverfahren sowie die Bestimmung von Überwachungshäufigkeiten und Eingreifwerten umfasst. Diese werden für die jeweiligen Eliminierungs-, Instandhaltungs- sowie Überwachungsmaßnahmen festgelegt. Während die Eliminierungsmaßnahmen lediglich einer einmaligen Aktion bedürfen (z.B. Installation einer Alarmanlage), gibt es Maßnahmen, die eine dauerhafte Überprüfung oder Überwachung erfordern und in einem entsprechenden Rhythmus erfolgen müssen. So ist die Überwachung des Nitratgehaltes an ausgewählten Grund- und Rohwassermessstellen im Einzugsgebiet mehrmals im Jahr erfolgt und dokumentiert worden. Ein gewisses Problem stellte in diesem Zusammenhang die Vielzahl der Institutionen dar, die mit dieser Aufgabe betraut waren, nämlich das STUA, das IHÖG und das TZW Karlsruhe als beratendes Unternehmen. Die aus den jährlichen Beprobungen an unterschiedlichen Messstellen erhobenen Daten ermöglichen in ihrer Gänze ein umfassendes *Monitoring* für ausgewählte Parameter, das zudem vielfältige Analysemöglichkeiten im GIS eröffnet. Grundsätzlich liegen diese Daten bei den verschiedenen Institutionen vor, sind jedoch nur unabhängig voneinander analysiert worden. Zudem veränderten sich jährlich die Zahl der Beprobungen sowie die beprobte Messstellen. Für Ortsbegehungen oder sonstige regelmäßige Besichtigungen lag kein Überwachungssturnus vor. Daher wurde das gegenwärtige Potenzial vorhandener Maßnahmen oder Tätigkeiten der betrieblichen Überwachung mit „mäßig“ bewertet (Tab. 61)

Tab. 61.: Betriebliche Überwachung im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements der Stadtwerke Niederkassel gemäß WSP (Schmoll et al. 2004)

Schritt	Beschreibung	Vorhandene Tätigkeiten/ Maßnahmen/Ressourcen im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements	Potenzial vorhandener Maßnahmen und Tätigkeiten		
			gering	mäßig	hoch
Betriebliche Überwachung	Festlegung eines Überwachungssystems mit folgenden Elementen:	Regelmäßige Beprobungen im Einzugsgebiet durch unterschiedliche Institutionen auf ausgewählte relevante Parameter (z.B. Nitrat, PBSM) sowie Sondermessprogramme des beratenden Unternehmens, keine festgelegten Eingreifwerte vorhanden		x	
	Wahl der Messgrößen	Die vom Wasserversorger identifizierten Gefährdungen wurden anhand ausgewählter Parameter oder anhand bestimmter Aktionen überwacht		x	
	Wahl der Messverfahren	Messverfahren gemäß den Vorgaben der untersuchenden akkreditierten Labore oder eigenständige Bestimmung des Messverfahrens (z.B. Ortsbegehung etc.)			x
	Bestimmung der Überwachungshäufigkeiten Bestimmung der Eingreifwerte	Überwachungshäufigkeiten laut gesetzlicher Vorgaben; zusätzlich Sondermessprogramme Eingreifwerte in Anlehnung an die Vorgaben der TrinkwV 2001	x	x	

Die Steuerung von Gefährdungen im Einzugsgebiet durch die betriebliche Überwachung ist aufgrund äußerer Einflüsse wesentlich problematischer als die Steuerung von Gefahren der Trinkwasseraufbereitung und Trinkwasserverteilung. So ist in vielen Fällen der Schutz des Rohwassers nicht nur durch Maßnahmen des Wasserversorgers steuerbar, sondern ist ebenso abhängig von der Mitarbeit der Landwirte oder anderer Beteiligter. Da das Kooperationsmodell, an dem die Stadtwerke Niederkassel beteiligt sind, auf einer freiwilligen Basis ohne Ausgleichszahlungen an die Landwirte beruht (dezentrales Modell), ist die Verständigung unter den Kooperationspartnern ein wesentlicher Punkt, um Erfolge bei der Verminderung des Schadstoffeintrags zu erzielen. Überdies ist die institutionelle Zusammenarbeit und Kommunikation, insbesondere im Rahmen des Einzugsgebietsmanagements, an dieser Stelle von besonderer Bedeutung. Kooperationsvereinbarungen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft sind durch eine Vielzahl von Maßnahmen gekennzeichnet, die eine Verringerung der Stickstoffemissionen oder PBSM-Einträge zum Ziel haben und die sich unmittelbar in den WSP integrieren lassen (Tab. 62).

Tab. 62: Integration von Kooperationsmaßnahmen in den WSP

Stufen des WSP	Maßnahmen/Aktivitäten im Rahmen von Kooperationen
Bestimmung der Eingreifwerte	z.B. maximal tolerierbare Stickstoffbilanzüberschüsse, N_{\min} -Gehalte im Boden oder einzugsgebietsbezogene Schwellenwerte für Nitrat oder PBSM im Grundwasser (z.B. nach IAWR die Hälfte des Grenzwertes nach TrinkwV 2001)
Bestimmung der Überwachungshäufigkeiten	Untersuchungsintervalle für Begehungen, Bodenuntersuchungen etc. werden festgelegt
Wahl der Messgrößen und Messverfahren	Beobachtungsparameter im Boden: pH-Wert, Phosphat, Kalium, Magnesium, mineralisierter Stickstoff, Schwefel sowie Spurennährstoffe (Trendanalyse) Beobachtungsparameter im Grundwasser: Nitrat, Phosphat sowie ausgewählte PBSM (Trendanalyse)

Die Identifikation von Steuerungsmaßnahmen ist ein zentraler Bestandteil von Kooperationen. Diese Maßnahmen werden standort- und gebietsbezogen ausgewählt und von den Landwirten in unterschiedlichem Maße akzeptiert und toleriert. Ziel ist die Einhaltung maximal tolerierbarer Emissionswerte, wie z.B. Stickstoffbilanzüberschüsse im Boden oder Schwellenwerte zu ausgewählten Parametern im Grundwasser, ohne die ökonomische Leistungsfähigkeit des Betriebes zu gefährden. Die geplanten Maßnahmen werden in festgelegten Intervallen durchgeführt. Hierzu zählen regelmäßige Begehungen, Beratungen der Landwirte hinsichtlich Düngemiteleinsetz, Fruchtfolge etc. sowie Boden- und Grundwasseruntersuchungen. Die Auswahl der Messgrößen und Messverfahren erfolgt ebenfalls einzugsgebietsbezogen. Im Falle der Überschreitung von Emissionswerten oder Schwellenwerten können Korrekturmaßnahmen eingeleitet werden, die eine Verstärkung der bisherigen Maßnahmen (z.B. intensivere Beratungstätigkeiten oder Aufklärungsarbeit) oder die Durchführung neuer Maßnahmen, die einen Erfolg garantieren, darstellen. Hierzu zählten z.B. der Tausch landwirtschaftlicher Problemböden mit angekauften Flächen oder eine Bodenverbesserung durch Aufbringung von Hochflut- oder Lösslehm (Lowis 1998).

Die **Bestimmung von Eingreifwerten** für die betriebliche Überwachung soll für Parameter einer jeden Steuerungsmaßnahme festgelegt werden. Wenn die Überwachung zeigt, dass ein betrieblicher Eingreifwert überschritten wird, müssen vorher festgelegte Korrekturmaßnahmen eingeleitet werden (DVGW 2005 nach WHO 2004b). Wie bereits in Kap. 4.1.5 erläutert wurde, ist die Festlegung solcher

Eingreifwerte in Trinkwassereinzugsgebieten schwierig, da aus Vorsorgegründen nicht nur die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung herangezogen werden sollten. Die WHO sieht für einige Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen zudem kritische Eingreifwerte vor, außerhalb derer das Vertrauen in die Wassersicherheit verloren gehen würde. Diese können anhand der Vorgaben der Richtlinien oder Verordnungen (z.B. TrinkwV 2001), anhand vorliegender ADI/TDI-Werte und mit Hilfe der quantitativen Risikoabschätzungen gewonnen werden (siehe Kap. 4.1.3). In dieser Studie lagen seitens des Wasserversorgungsunternehmens bislang keine solchen (kritischen) Eingreifwerte vor. Dies kann dazu führen, dass Korrekturmaßnahmen nicht oder zu spät eingesetzt werden. Daher wurden einzugsgebietsrelevante sowie gesundheitsrelevante Eingreifwerte bestimmt. Mit Hilfe der quantitativen Risikoabschätzung kann die Bestimmung von Eingreifwerten erheblich unterstützt und erleichtert werden. Dies soll in Kap. 6.3 eingehender diskutiert werden.

Im Falle einer Überschreitung von Eingreifwerten müssen **Korrekturmaßnahmen** durchgeführt werden. Diese können in ihrer Wirkung unmittelbar oder mittelbar greifen. So sind die Reduktion des Fördervolumens oder das Verbot der Weidung von Schafen im Wasserschutzgebiet Maßnahmen, die sofort erfolgen können und deren Wirkung unmittelbar messbar ist. Der Erfolg einer Verstärkung oder Veränderung von Maßnahmen im Rahmen von Kooperationen zur Verminderung von Schadstoffemissionen ist nicht sofort messbar und benötigt eine gewisse Zeit, bis die Wirksamkeit der Korrekturmaßnahme ermittelbar ist. Korrekturmaßnahmen im Rahmen des Ressourcenschutzes sind meist durch eine längere Wirkungsfrist gekennzeichnet. Derartige Korrekturmaßnahmen lagen für die Stadtwerke Niederkassel zunächst nicht vor. Lediglich der im Rahmen des Störfallmanagements entwickelte Maßnahmeplan gemäß § 16 Abs. 6 zeigt Informationswege und Vorgehensweisen im Falle von Störfällen auf. Daher wird das Potenzial vorhandener Maßnahmen und Tätigkeiten mit „mäßig“ bewertet (Tab. 63).

Tab. 63: Management und Kommunikation im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements der Stadtwerke Niederkassel gemäß WSP (Schmoll et al. 2004)

Schritt	Beschreibung	Vorhandene Tätigkeiten/ Maßnahmen/Ressourcen im Rahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements	Potenzial vorhandener Maßnahmen und Tätigkeiten		
			gering	mäßig	hoch
Management und Kommunikation	Festlegung von Korrekturmaßnahmen und Notfallplänen	Maßnahmeplan, wenn Steuerungsmaßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen nicht greifen		x	
	Dokumentation (einschl. Aufzeichnungen)	Jährliche Dokumentation der Messergebnisse zu Nitrat, Pflanzenschutzmitteln etc. Erstellung von Gutachten zu Risiken im Einzugsgebiet Ausführlicher aktueller Wasserrechtsantrag Trendanalyse der beobachteten Parameter, insbesondere an Rohwasserbrunnen		x	
	Validierung und Verifizierung (Endproduktkontrolle und interne Audits)	Handlung nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik gemäß DVGW-Regelwerk Rohwasserproben sowie Beprobungen am Wasserwerksausgang und Netzproben Absprache des Vorgehens mit dem beratenden Unternehmen		x	

Der gegenwärtige Umfang der **Dokumentation** (einschl. Aufzeichnungen) beruht auf einer jährlichen Darstellung der Messergebnisse zu Nitrat und PBSM sowie weiterer Sondermessprogramme durch Berichte des beratenden Unternehmens. Überdies werden im Rahmen diverser Gutachten, z.B. hydrologischer Gutachten zur erneuten Ermittlung der Größe des Wasserschutzgebietes, oder im Wasserrechtsantrag eine ausführliche Dokumentation in Form einer Beschreibung der Wasserversorgung und eine Einzugsgebietscharakterisierung vorgenommen. Ein Nachteil dieser Form der Dokumentation über Dritte ist, dass die dokumentierten Maßnahmen und Ergebnisse erst sehr spät dem Wasserversorger selbst vorliegen (z.B. in Form von jährlichen Berichten). Aus diesem Grund wurde ein mäßiges Potenzial vorhandener Maßnahmen und Tätigkeiten ermittelt. Um eine gebündelte Dokumentation aller benötigten Materialien für den Wasserversorger zu erreichen, wurde für die Stadtwerke Niederkassel eine Datenbank konzipiert, deren Aufbau dem des WSP entspricht und die alle benötigten Informationen und Dokumente (z.B. Fließschemata, Maßnahmeplan, Auszug aus dem TSM zur Überprüfung der Vorgehensweise) umfasst. Im Falle von personellen Veränderungen wird eine Übermittlung von Erfahrungen in Hinblick auf das Einzugsgebiet und alle weiteren Stufen des Wasserversorgungssystems erleichtert. Die ursprüngliche Dokumentation erfolgte ohne die Anwendung Geographischer Informationssysteme, weshalb bislang auf eine flächenhafte Analyse der Grundwasser- und Rohwasserproben verzichtet wurde. Mit Hilfe der Datenbank wurde der Zugriff auf das GIS ermöglicht, ebenso der Zugriff auf Trendanalysen langjähriger Beprobungen. Steuerungsmaßnahmen konnten vom Wasserversorger selbst eingetragen und regelmäßig eingesehen und überprüft werden. Die Sicherstellung der Prüf- und Überwachungsmaßnahmen innerhalb des Einzugsgebietes erfolgt anhand langjähriger Beobachtungen der Grund- und Rohwasseruntersuchungen. Die Vielzahl zusätzlicher Beprobungen – allerdings überwiegend chemischer Parameter – erleichtert in diesem Zusammenhang eine flächenhafte GIS-gestützte Analyse erheblich. Die Entwicklungstendenzen einzelner Substanzen stellen einen Beleg für die Wirksamkeit der Maßnahmen dar (Kap. 5.3.3). Von besonderem Nutzen ist die nun systematische Dokumentation der Prozesse und Abläufe, die im Rahmen des WSP in Eliminierungs-, Instandhaltungs- oder Kontrollanweisungen unterteilt werden können. Dies ist insbesondere dann sinnvoll, wenn es sich um umfangreiche Maßnahmen handelt, wie sie am Beispiel der NATO-Pipeline erläutert wurden (Kap. 5.5.3).

Die **Verifizierung** erfolgt maßgeblich anhand von Rohwasserproben sowie Endproduktkontrollen am Wasserwerksausgang. Alle Beprobungen, die einen Beitrag zur Verifizierung leisten, erfolgen durch verschiedene Institutionen routinemäßig gemäß den gesetzlichen Vorgaben. Laut WHO-Leitlinien wird für mikrobielle Erreger eine viel häufigere Probenahme und Analyse gefordert, „da selbst kurzfristige mikrobielle Verunreinigungen direkt zur Erkrankung der Verbraucher führen können.“ (DVGW 2005: 37 nach WHO 2004b: 72). Die gegenwärtigen Probenahmeintervalle (insbesondere im Hinblick auf mikrobielle Parameter), die gemäß TrinkwV 2001 an den Rohwasserbrunnen sowie am Wasserwerksausgang oder im Leitungsnetz erfolgen, stellen letztendlich keine kontinuierliche Validierung der Rohwasserqualität dar. Die Einrichtung einer Online-Trübungsmessung als Surrogat-Indikator für mikrobielle Verunreinigungen ist eine Möglichkeit, Unsicherheiten abseits der Beprobungszeitpunkte zu verringern. Eine Erhöhung der Probenahmehäufigkeit wird seitens der WHO nur für Parameter empfohlen, die anhand einfacher Analysemethoden messbar sind. „*Frequent examination by a simple method is more valueable than less frequent examination by a complex test or series of tests.*“ (WHO 2004b: 72). Die chemische Trinkwasserqualität kann insbesondere bei stabilem

Grundwasser entsprechend seltener überprüft werden. So ist das Probenahmeregime der Stadtwerke Niederkassel in Hinblick auf chemische Parameter mehr als ausreichend, berücksichtigt man die Sondermessungen ausgewählter Parameter.

Eine **Validierung** der Vorgehensweise sollte anhand des DVGW-Regelwerkes und weiterer Richtlinien und Normen erfolgen. Empfehlungen und Maßnahmen für den Schutz von Grundwasserressourcen werden insbesondere in den DVGW-Regelwerken W 101 „Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete“ und W 104 „Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landwirtschaft“ gegeben. Handelt der Wasserversorger gemäß diesen Richtlinien, kann dies eine Validierung der getroffenen Maßnahmen bedeuten. Die Validierung ist Aufgabe des Wasserversorgungsunternehmens, kann aber durch die Aufsichtsbehörde oder durch ein extern beratendes Unternehmen unterstützt werden (Schmoll et al. 2004). So könnte in Zukunft eine Prüfung der WSP durch die Gesundheitsbehörden erfolgen. Eine herausragende Bedeutung hat überdies das Technische Regelwerk des DVGW, das zur Selbstprüfung der Vorgehensweise innerhalb des WSP herangezogen werden kann.

Die Bewertungen der gegenwärtigen Potenziale des Wasserversorgungsunternehmens zeigen, dass wesentliche Tätigkeiten, Prozesse oder Ressourcen, die im Rahmen des WSP von Bedeutung sind, bereits existieren und seit Jahren regelmäßig erfolgen. Dazu zählen vor allem Tätigkeiten im Rahmen eines Prüf- und Überwachungssystems, die für vereinzelte Parameter, wie Nitrat oder Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel, im Einzugsgebiet jährlich erhoben und zudem ausführlich dokumentiert werden. Darüber hinaus konnten aus dem aktuellen Wasserrechtsantrag eine Vielzahl von Informationen, insbesondere technische Daten, entnommen werden, die zur Beschreibung des Einzugsgebietes sowie zur Erfassung der Verbrauchergruppen von Bedeutung sind (Kap. 5.2).

Die Stadtwerke Niederkassel verfügen gegenwärtig über eine Vielzahl von Steuerungsmaßnahmen, die innerhalb des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements bedeutsam sind. Die Integration der vorhandenen Maßnahmen in die einzelnen Teilprozesse des WSP ermöglicht eine zunehmende Systematisierung der Prozesse, d.h. eine einheitliche systematische Vorgehensweise und das Erkennen von Schwächen. Von großer Bedeutung ist die Bewertung einzelner Gefährdungen, auf deren Basis Steuerungsmaßnahmen ermittelt werden konnten und die damit dem Wasserversorger eine zusätzliche Sicherheit im Rahmen eines Risikomanagements einräumen. Inwieweit Geographische Informationssysteme in diesem Zusammenhang, aber auch bei weiteren Teilschritten des WSP, einen Beitrag leisten können, soll im folgenden Kapitel erläutert werden.

6.2 Möglichkeiten und Grenzen von GIS im Rahmen des WSP

Der Einsatz von GIS ist in der Wasserwirtschaft mittlerweile weit verbreitet. Neben der reinen Visualisierung von geologischen, hydrologischen, pedologischen und Landnutzungsdaten im Einzugsgebiet tritt die räumliche Analyse solcher Daten mit Raumbezug mehr und mehr in den Vordergrund. Die digitale Erfassung, Verarbeitung und Analyse mit einem GIS erlaubt eine übersichtlichere Handhabung und gestattet es, alle vorhandenen Informationen gemeinsam und schnell auszuwerten (Erdogan 2001). Der Umfang des GIS-Einsatzes variiert zwischen den Wasserversorgungsunternehmen in Abhängigkeit von den verfügbaren personellen sowie finanziellen Ressourcen erheblich. So ist vor allem für kleinere Unternehmen der Einsatz von GIS erschwert, da dieser zusätzliche personelle sowie finanzielle Ressourcen erfordert.

Die in Kap. 6.1 beschriebenen Maßnahmen des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements erfolgten bei den Stadtwerken Niederkassel bislang ohne GIS. Daher bestand eine wesentliche Aufgabe darin, herauszufinden, in welchen Teilschritten des WSP der Einsatz von GIS ein hilfreiches, vielleicht sogar notwendiges Werkzeug darstellt. In Tab. 64 sind die wesentlichen Einsatzbereiche von GIS, die in der Implementierung des WSP für die Stadtwerke Niederkassel bedeutsam waren, zusammengefasst.

Tab. 64: Möglichkeiten des GIS-Einsatzes bei Vorbereitung und Systembewertung des WSP für die Stadtwerke Niederkassel

Schritt	Beschreibung	Möglichkeiten des GIS Einsatzes	Bewertung des GIS-Einsatzes
Vorbereitung	Unterstützung der Leitungsebene	-	gering
	Aufstellung eines Teams	-	gering
	Beschreibung der Wassernutzung	-	gering
Systembewertung	Beschreibung der Wasserversorgung	Umfangreicher GIS-Einsatz unter Verwendung von <i>Vektor- und Rasterdaten</i> (u.a. Satellitendaten) über das gesamte Versorgungsgebiet (Visualisierung, weitergehende Analyse) GIS-gestützte <i>Modellierung</i> der Grundwasserstände sowie der Grundwasserbewegung <i>Punktdichteberechnungen</i> zur Identifikation von empfindlichen Bevölkerungsgruppen sowie Gefährdungen im Einzugsgebiet	hoch
	Durchführung einer Gefährdungsanalyse und Risikobewertung	Darstellung von Gefährdungspotenzialen anhand des vorhandenen Datenmaterials (Grundwassergefährdungspotenzial auf Basis der Flächennutzungsarten) <i>Risk mapping</i> mittels semi-quantitativer Bewertung (Reklassifikation) Flächendeckende <i>Interpolation</i> von Analyseergebnissen (u.a. Nitrat, Chlorid, Bor) Darstellung von Analyseergebnissen anhand von <i>Thiessen-Polygonen</i> Interpolation des einzugsgebietsbezogenen Risikoindex (ERI) zur flächendeckenden Analyse im Einzugsgebiet zur Expositionsabschätzung <i>Probability Mapping</i> zur Abschätzung von Grenzwertüberschreitungen	hoch

Die **Beschreibung der Wasserversorgung** erfolgte für die Stadtwerke Niederkassel maßgeblich unter Anwendung Geographischer Informationssysteme. Das Datenmaterial wurde mit der Unterstützung verschiedener Institutionen gesammelt. In einigen Fällen lagen die gewünschten Daten nicht digital vor und mussten selbst digitalisiert werden. Das erhobene Datenmaterial, darunter Daten zur Landnutzung, Geologie, Hydrologie und zu Eigenschaften des Bodens, wurde in einer Datenbank (Geodatabase) verwaltet. Eine umfassende Einzugsgebietscharakterisierung erfolgte dann anhand des gesammelten Datenbestandes. Für den Trinkwasserschutz ist eine großräumige Landnutzungsklassifikation von entscheidender Bedeutung. Hier leistet die Fernerkundung einen wichtigen Beitrag, insbesondere dann, wenn hochauflösende Satellitendaten verfügbar sind. Eine Möglichkeit besteht zum einen in der reinen Visualisierung der Daten. Zum anderen können in einer weitergehenden Analyse neue Informa-

tionen mit Raumbezug gewonnen werden. So ermöglicht beispielsweise die Interpolation der Grundwasserstände verschiedener Grundwassermessstellen im Wasserschutzgebiet der Stadtwerke Niederkassel zu einer flächenhaften Darstellung der Grundwasserbewegung zu gelangen. Dabei können auch Inkonsistenzen der Daten aufgedeckt werden. Im Rahmen der Datenerfassung stellen die Eingabe sowie die Qualitätssicherung und Plausibilitätsprüfung den größten Teil des Aufwandes bei der Einführung eines GIS in einem Wasserversorgungsunternehmen dar. Erfahrungsgemäß entfallen 80% der Ressourcen bei der GIS-Einführung auf diesen Bereich (Kaupe et al. 2000). Die Voraussetzung einer lückenlosen Datenerfassung ist die Kenntnis darüber, bei welchen Institutionen das benötigte Datenmaterial vorliegt. Problematisch sind in diesem Zusammenhang die Verfügbarkeit, die Auflösung, die Kosten sowie die Qualität der Daten, insbesondere amtlicher Geobasisdaten. Vor allem große Wasserversorgungsunternehmen klagen über die Heterogenität der amtlichen Geodateninfrastrukturen (Peth 2005). Kleine Unternehmen scheitern häufig an den immensen Kosten, die allein auf die Datenbeschaffung entfallen.

Die Einzugsgebietscharakterisierung im GIS stellt die Voraussetzung für die **Gefährdungsanalyse und Risikobewertung** dar. Eine besonders große Bedeutung spielen die im GIS zur Verfügung stehenden Analysewerkzeuge (z.B. Reklassifikation von Rasterdaten). Die zuvor erhobenen Landnutzungsdaten erhalten somit semi-quantitative Bewertungen, die eine Einschätzung der Schutzbedürftigkeit des Grundwassers oder des Grundwassergefährdungspotenzials durch die Landnutzung mittels *Risk Ranking* im Einzugsgebiet erlauben. Auf der Basis dieser semi-quantitativen Risikoabschätzung ist eine Risikobewertung für den Wasserversorger erheblich vereinfacht. Ebenso denkbar ist die Entwicklung eines Modells, das auf Grundlage des vorliegenden umfangreichen Datenmaterials die Schutzbedürftigkeit der Grundwasserressourcen hinsichtlich ausgewählter Parameter ermittelt. Lake et al. (2003) haben aus der Kombination von pedologischen und hydrogeologischen Daten sowie Daten zur Grundwasserqualität ein Modell gewonnen, welches die Verwundbarkeit der Grundwasserressourcen in Hinblick auf die Nitratbelastung ermittelt. Ein solches Vorgehen bietet sich in erster Linie für große, heterogene Einzugsgebiete an. Ebenso haben Foster und McDonald (2000) eine Risikoabschätzung für Trinkwassereinzugsgebiete anhand eines *Risk Rankings* in Bezug auf mikrobielle Erreger im GIS durchgeführt. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass die Anwendung von GIS förderlich für die Risikoabschätzung von potenziellen Verunreinigungen im Einzugsgebiet ist. *„The approaches described in this paper illustrate the potential use of computing techniques and GIS in particular, in pollution risk assessment for water resource protection [...] Geographical Information Systems therefore have considerable ability to enhance pollution risk assessment through the storage, analysis and management of environmental data.“* (Foster und McDonald 2000: 233). Ein Problem stellte in dieser Studie, wie auch bereits für die Stadtwerke Niederkassel dargestellt wurde, die Datenverfügbarkeit und Auflösung der Daten dar.

Bei der Identifikation von Gefährdungen im Rahmen der Systembewertung, aber insbesondere zur Unterstützung der betrieblichen Überwachung im Einzugsgebiet, sind räumliche Analysewerkzeuge im GIS, darunter Interpolationsverfahren zur flächenhaften Interpretation und Modellierung der Grund- und Rohwasseranalysen, von besonderer Bedeutung (Tab. 65).

Tab. 65: Möglichkeiten des GIS Einsatzes im Rahmen der Betrieblichen Überwachung sowie Management und Kommunikation des WSP

Schritt	Beschreibung	Möglichkeiten des GIS-Einsatzes	Bewertung des GIS-Einsatzes
Betriebliche Überwachung	Festlegung eines Überwachungssystems: Wahl der Messgrößen, Messverfahren, Bestimmung der Überwachungshäufigkeiten und der Eingreifwerte	Flächendeckende <i>Interpolation</i> von Analyseergebnissen (u.a. Nitrat, Chlorid, Bor) Darstellung von Analyseergebnissen anhand von <i>Thiessen-Polygonen</i> Interpolation des einzugsgebietsbezogenen Risikoindex (ERI) <i>Probability mapping</i> zur Abschätzung von Grenzwertüberschreitungen	hoch
Management und Kommunikation	Festlegung von Korrekturmaßnahmen und Notfallplänen	Visualisierung und räumliche Analyse im GIS sowie GIS-gestützte Modellierung (z.B. N_{\min} -Werte)	mäßig
	Validierung und Verifizierung (Endproduktkontrolle und interne Audits)	Vergleichende <i>Interpolation</i> langjähriger Messreihen zu ausgewählten Parametern <i>Kreuzvalidierung</i> im Rahmen der Kriging-Interpolation Eliminierung von Messfehlern durch die Interpolation mittels <i>Standard Error Mapping</i>	mäßig
	Dokumentation (einschl. Aufzeichnungen)	Umfangreiches Daten- und Kartenmaterial sowie möglicher Web-GIS-Einsatz	hoch

Als Beispiel sei die räumliche Analyse der Nitrat-, Chlorid- und Borkonzentrationen unter Verwendung des Kriging-Verfahrens genannt. Mittels solcher geostatistischer Verfahren ist ein räumlicher Trend erkennbar, der sich aus den vorhandenen Probenahmestellen errechnen lässt. Als ein großer Vorteil bei der Interpolation der Daten erwies sich die insgesamt hohe Anzahl jährlicher Beprobungen für einzelne Parameter (z.B. Nitrat, Chlorid etc.), die über das gesetzlich vorgeschriebene Probenahmevervolumen hinausgingen. Eine Interpolation bei zu geringer Probenahmestellendichte, wie es bei den PBSM (Beispiel Atrazin, Simazin) der Fall ist, ist nicht zu empfehlen. Die Berechnung von Thiessen-Polygonen stellt dann eine weitere Möglichkeit zur Ermittlung eines flächenhaften Trends dar. Neben der Interpolation der Beprobungen einzelner Jahre können Veränderungen zum Vorjahr interpoliert werden, unter der Voraussetzung, dass die Anzahl der Probenahmestellen ausreichend ist.

Die Anwendung räumlicher Interpolationsmethoden mit Hilfe von GIS ist in der Wasserwirtschaft bekannt (siehe dazu Bardossy et al. 2003, Böhm et al. 2003, Burger und Schafmeister 2000, Fürst 2004, Schafmeister 1999). So wurde im Raum Baden-Württemberg ein Projekt zur Erstellung landesweiter Karten für chemische und physikalische Kennwerte der Grundwasserbeschaffenheit, die im Rahmen des Grundwasserüberwachungsprogrammes gemessen wurden, durchgeführt (Böhm et al. 2003 und Bardossy et al. 2003). Neben der reinen Interpolation von Grundwasserdaten wurden kategoriale Zusatzinformationen (Parameter Geologie des Aquifers und Landnutzung) mit der Kriging-Interpolation kombiniert (Bardossy et al. 2003). Die praktische Anwendung von räumlichen Interpolationsverfahren zur flächendeckenden Analyse der Grundwasserbeschaffenheit ist in der Wasserversorgung derzeit noch sehr begrenzt. Häufig wird das GIS zur reinen Visualisierung und Auswertung von raumbezogenen Daten, insbesondere Rohrnetzrechnungen, verwendet (siehe u.a. Schumacher und Prillip 2002, Mayer 2002).

Bei der Überwachung von **Eingreifwerten** im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel leistet die räumliche Interpolation (*Kriging*) und im Besonderen das *Probability Mapping* einen wesentlichen

Beitrag. Hiermit kann ermittelt und modelliert werden, wie hoch die Wahrscheinlichkeit der Überschreitung eines Eingreifwertes ist. Ähnliches gilt für die räumliche Interpolation des einzugsgebietsbezogenen Risikoindex (ERI), der eine Möglichkeit der quantitativen Risikoabschätzung unter Anwendung von GIS darstellt. Thayer et al. (2003) nutzten geostatistische Analysemethoden zur Expositionsabschätzung anhand sogenannter *exposure point concentrations*. Bei einer geringen Anzahl von Probenahmestellen wurden Thiessen-Polygone berechnet (z.B. bei Atrazin), da das Kriging-Verfahren nicht durchführbar war. Um eine Expositionsabschätzung im Einzugsgebiet der Stadtwerke Niederkassel im GIS durchführen zu können, wurden gleichermaßen Thiessen-Polygone berechnet, die zwar eine geringere Aussagefähigkeit über einen räumlichen Trend besitzen als geostatistische Interpolationsverfahren, zumindest aber in einigen Fällen einen gerichteten Trend erkennen lassen.

Die vielfältigen Analysemethoden im GIS, insbesondere die geostatistischen Verfahren, ermöglichen auch eine **Validierung und Verifizierung** sowohl der Grund- und Rohwasseruntersuchungen als auch der GIS-gestützten Analyse selbst. So können anhand des Interpolationsverfahrens Messfehler identifiziert werden. Die Kreuzvalidierung stellt wiederum eine Prüfung der Interpolationsergebnisse dar. Durch einen Vergleich der Interpolationen mehrerer Jahre kann ebenfalls eine Validierung der Ergebnisse erfolgen. Voraussetzung hierfür ist eine recht stetige Beprobung von Messstellen, die einen langjährigen Vergleich zulassen. Die recht unetige Beprobung der Grundwassermessstellen, d.h. die wiederholte Veränderung von Anzahl und Lage der Messstellen, erschwert eine vergleichende Interpolation erheblich.

Die im Rahmen des WSP geforderte **Dokumentation** wird maßgeblich durch das GIS unterstützt, sowohl anhand des jederzeit modifizierbaren GIS-Projektes als auch durch die Karten als Ausgabe. Eine weitere wichtige Möglichkeit besteht, insbesondere bei einem WSP-Team mit externen Mitarbeitern, in einem Web-basierten GIS-Einsatz, der ebenso eine Form der Dokumentation darstellt. Ein Vorteil ist in diesem Fall, dass die Beteiligten nicht zwangsläufig mit dem GIS vertraut sein müssen.

Zusammenfassend ist der Einsatz von GIS für Trinkwassereinzugsgebiete im Rahmen des WSP sehr zu empfehlen. Die Gefährdungsanalyse und Risikobewertung sowie alle Prüf- und Überwachungsmaßnahmen werden durch die vorhandenen Analysefunktionen deutlich erleichtert. Voraussetzung einer flächenhaften Analyse ist eine ausreichende Anzahl von Beprobungen im Wasserschutzgebiet, die zumindest in dieser Studie für ausgewählte chemische Parameter (Nitrat, Chlorid, Sulfat) sehr groß war. Darüber hinaus dient der Einsatz von GIS zur Dokumentation der Teilprozesse des WSP, stellt also auch in diesem Teilprozess ein wichtiges Werkzeug dar. In Abb. 102 ist erkennbar, welche Hauptelemente des WSP unmittelbar mit dem GIS verknüpft sind.

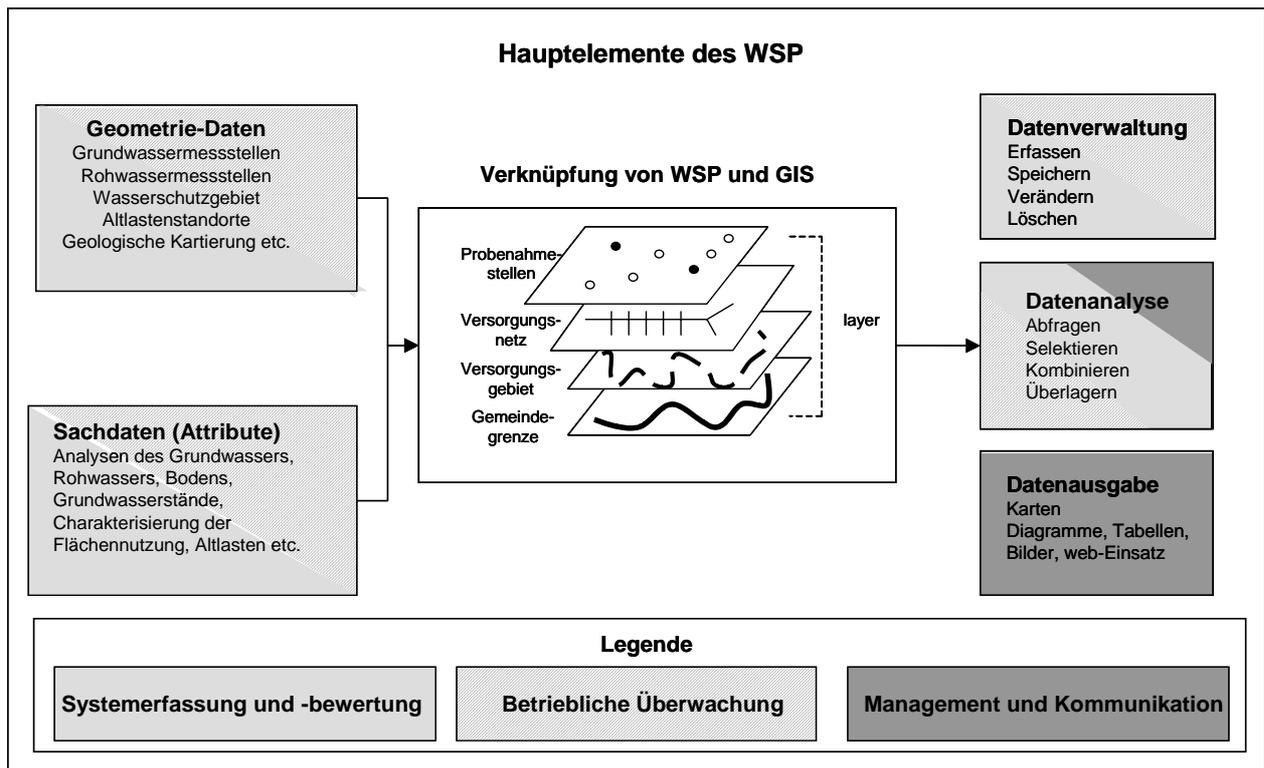


Abb. 102: Der Einsatz von GIS innerhalb des WSP

Die Systemerfassung und -bewertung sowie die betriebliche Überwachung sind eng verbunden mit der Erhebung und Erfassung von Geometrie- und Sachdaten und mit der Verwaltung der Daten. Die Datenanalyse im GIS ist für alle drei Elemente des WSP von Bedeutung. So erfolgen die Gefährdungsanalyse und Risikobewertung sowie die Festlegung eines Überwachungssystems maßgeblich unter Anwendung räumlicher Analysemethoden im GIS. Management und Kommunikation, darunter insbesondere die Validierung und Verifizierung, werden ebenfalls durch die Analysemethoden im GIS erleichtert. Die Ergebnisse werden schließlich durch Karten, Diagramme, Tabellen und Bilder dokumentiert.

Geographische Informationssysteme werden derzeit hauptsächlich von großen Wasserversorgungsunternehmen genutzt. Zur Unterstützung der WSP-Schritte ist die Anwendung von GIS im Rahmen des Ressourcenschutzes sowohl für kleinere als auch für große Wasserversorgungsunternehmen von Vorteil. Es trägt zu einem systematischen Vorgehen bei, insbesondere in Hinblick auf die Beschreibung des Einzugsgebietes, die Gefährdungsanalyse- und Risikobewertung, die betrieblichen Überwachung und die Dokumentation.

6.3 Möglichkeiten und Grenzen der Quantitativen Risikoabschätzung

Das Konzept der QRA, wie es in Kap. 2.2.2 eingehend erläutert wurde, fand insbesondere bei der Entscheidung für die Festlegung von Eingreifwerten Anwendung. Diese erfolgte zum einen einzugsgebietsbezogen mit Hilfe der Ermittlung von Schwellenwerten und einer Expositionsabschätzung anhand der Daten zur Grundwasserqualität. Zum anderen wurden gesundheitsbezogene Grenzwerte ermittelt, um eine Expositionsabschätzung anhand der vorliegenden Rohwasserdaten durchführen zu können. Es geht also primär um die Beurteilung einer vorhandenen und einer zukünftigen Belastungssituation (Tab. 5).

Die im Rahmen der QRA betrachteten Parameter Nitrat, Atrazin und Benzol sind insbesondere hinsichtlich ihrer Grenzwertfindung sehr verschieden. Während für Nitrat grundsätzlich eine tolerierbare Belastung von 50 mg/l im Trinkwasser angenommen wird, erfolgt die Festsetzung von Grenzwerten von Atrazin anhand des TDI-Wertes, der auf der Basis tierexperimenteller Untersuchungen ermittelt wurde. Beide Parameter weisen eine Wirkungsschwelle auf, unterhalb derer keine schädlichen Effekte auftreten (Fehr 1995). Benzol hingegen ist eine kanzerogene Substanz, für die eine solche Wirkungsschwelle nicht angenommen werden kann.

6.3.1 Immissionsabschätzung im Trinkwassereinzugsgebiet

Die Voraussetzung einer Immissionsabschätzung in Einzugsgebieten der Wasserversorgung ist das Vorhandensein von Schwellenwerten, um das Verhältnis von tatsächlicher und zulässiger Exposition ermitteln zu können (Kap. 4.1.3). Grenzwerte (z.B. gemäß TrinkwV 2001) dürfen nicht verwendet werden, da sie keinen vorsorgenden Charakter aufweisen.

Die Notwendigkeit von Schwellenwerten innerhalb von Einzugsgebieten ist in den letzten Jahren verstärkt diskutiert worden. So wurden verschiedene (mehr inoffizielle) Versuche zur Festlegung von Grundwasserqualitätskriterien auf der Basis von Erfahrungen und Expertenwissen oder auf Grundlage von gesetzlichen Vorgaben unternommen (Tab. 32). Im Entwurf der Grundwasserrichtlinie sollen nun die Mitgliedstaaten unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen und sozialen Kosten bis zum Dezember 2005 Schwellenwerte für jeden Schadstoff festlegen, die auf ihrem Hoheitsgebiet dazu beitragen, „dass ein Grundwasserkörper oder eine Gruppe von Grundwasserkörpern als gefährdete Grundwasserkörper eingestuft werden.“ (Art. 4 EU-GWRL 2003). Vor diesem Hintergrund gibt das auf Initiative des IAWR ausgearbeitete Grundwassermemorandum Schwellenwerte vor, die Politik, Wirtschaft und Behörden als Leitfaden zur Schaffung von Qualitätskriterien im Grundwasser mit ausreichendem Vorsorgecharakter dienen sollen. Mit Blick auf den für die Trinkwasserversorgung notwendigen Sicherheitsabstand sollen die Schwellenwerte bei maximal 50% der Trinkwasser-Grenzwerte liegen (IAWR et al. 2005). Derartige Schwellenwerte sollten als sinnvolle Eingreifwerte im Rahmen der Einzugsgebietsüberwachung betrachtet werden.

Eine Immissionsabschätzung auf der Basis solcher Schwellenwerte ermöglicht die Ermittlung der Wahrscheinlichkeit, dass ein bestimmter Schwellenwert überschritten wird. Eine aussagekräftige Berechnung erfolgt anhand des *Probability mappings*, das entweder anhand des *Ordinary Krigings* oder mit Hilfe von Thiessen-Polygonen eine flächendeckende Darstellung der Wahrscheinlichkeit einer Schwellenwertüberschreitung ermöglicht (siehe Thayer et al. 2003). So konnte mittels *Probability mapping* bei den Stadtwerken Niederkassel gezeigt werden, dass die Wahrscheinlichkeit einer Schwellenwertüberschreitung zum nördlichen Teil des Wasserschutzgebietes und damit hin zu den Rohwasserbrunnen ansteigt. Die Ermittlung derartiger Wahrscheinlichkeiten für die einzelnen Jahre stellt eine Möglichkeit dar, die Wirksamkeit von Maßnahmen, in diesem Fall die Beratung von Landwirten im Rahmen der Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, zu überprüfen.

Eine weitere Möglichkeit der Immissionsabschätzung, die ebenfalls im Rahmen der QRA häufig Anwendung findet, ist die Berechnung eines Risikoindex (Mekel et al. 2004). Der Einzugsgebietsbezogene Risikoindex (ERI) wird aus dem Quotienten von tatsächlicher und zulässiger Immission ermittelt und fungiert somit als ein Steuerungselement für den Wasserversorger in Hinblick auf die Einhaltung von Schwellenwerten (Kap. 5.3.4). Die zulässige Immission stellt der Schwellenwert dar,

dessen Festsetzung gemäß der Erkenntnisse des Grundwassermemorandums 2004 erfolgte und die Hälfte des Grenzwertes der TrinkwV 2001 umfasst (IAWR et al. 2005). Der ERI ist somit ein vorsorgender Eingreifwert, der auf die Notwendigkeit von korrigierenden Maßnahmen hinweist. Ein Schwellenwert von 25 mg/l für Nitrat bietet demnach ausreichend Spielraum für die Wirkung korrigierender Maßnahmen (z.B. verstärkte Beratungsangebote für die Landwirte im Rahmen von Kooperationen). Auch bei der flächendeckenden Berechnung des ERI spielen räumliche Interpolationsmethoden, insbesondere das Kriging-Verfahren, eine herausragende Rolle. So sind die von jeder Grund-/Rohwassermessstelle ermittelbaren Risikoindizes mittels Kriging-Verfahren interpoliert worden, um so eine flächendeckende Aussage im Einzugsgebiet zu erhalten. Für den Parameter Nitrat ist für die Jahre 1997, 1999 und 2002 mittels Kriging-Interpolation ein Risikoindex von $ERI > 1$ für das nördliche Wasserschutzgebiet berechnet worden. Es ist jedoch deutlich erkennbar, dass die bisherigen Maßnahmen des Wasserversorgers zu einer Reduktion der Nitratgehalte und somit zu einer Reduktion des Risikoindex beitragen. Das Ziel ist, einen Risikoindex von $ERI < 1$ im gesamten Wasserschutzgebiet zu erreichen. Dies kann durch eine verstärkte Unterstützung der Landwirte durch die Agrarberater hinsichtlich Auswahl des Saatgutes, Fruchtfolgen und Düngemittelausbringung erfolgen. Es dürfen nicht erst Maßnahmen ergriffen werden, wenn die Grenzwerte für Trinkwasser an den Rohwasserbrunnen nicht mehr eingehalten werden können. Die einzugsgebietsbezogene Immissionsabschätzung stellt somit für den Wasserversorger eine Möglichkeit dar, rechtzeitig die Notwendigkeit von korrigierenden Maßnahmen zu erkennen und diese einzuleiten.

Eine einzugsgebietsbezogene Immissionsabschätzung für den Parameter Atrazin erbrachte unterschiedliche Ergebnisse, je nachdem, welcher Grenz- oder Richtwert herangezogen wurde. Wurde bei der Berechnung des ERI die Hälfte des Grenzwertes der TrinkwV 2001 von 0,1 µg/l zugrunde gelegt, liegt der ERI deutlich über 1. Bei der Hälfte des WHO-Richtwertes von 2 µg/l ist der ERI dementsprechend niedriger und liegt weit unter 1. Die Darstellung des Risikoindex von Atrazin mit Hilfe von Thiessen-Polygonen weist auf punktuelle Überschreitungen des ERI hin. Ein räumlicher Trend ist nicht erkennbar. Anders als bei dem Parameter Nitrat unterscheiden sich die nationalen Vorgaben zu maximalen Atrazingehalten von den internationalen Richtlinien. Grundsätzlich sollte sich aber der Wasserversorger nach den nationalen Vorgaben richten, d.h. die Hälfte des Grenzwertes der TrinkwV 2001 zugrunde legen. Dies führt jedoch dazu, dass äußerst minimale Konzentrationen im Einzugsgebiet zur Berechnung des ERI herangezogen werden. Aufgrund der gesundheitlichen Relevanz von Atrazin und anderen PBSM ist eine solche strenge Vorgabe im Einzugsgebiet generell zu befürworten. Die einzugsgebietsbezogene Risikoabschätzung von Benzol konzentriert sich auf die NATO-Pipeline im nördlichen Teil des Wasserschutzgebietes. In diesem Fall sollte zunächst ermittelt werden, ob überhaupt die Gefahr der Kontamination der Entnahmebrunnen besteht. Stationäre und instationäre Modellrechnungen zur Grundwasserströmung zeigen, dass beim Betrieb beider Entnahmebrunnen (Brunnen 2 und 3) die Gefahr des Durchdringens von ölkontaminiertem Grundwasser gering, aber nicht völlig auszuschließen ist. Inwieweit dies ein gesundheitliches Risiko darstellen kann, wird in Kap. 6.3.2 eingehender diskutiert. Dieses Beispiel zeigt, dass die Ergebnisse von Grundwassermodellrechnungen eine notwendige Voraussetzung für die Immissionsabschätzung im Einzugsgebiet bilden können. Die Variation von Eingabeparametern (z.B. kf-Werte, Volumenstrom) ermöglicht die Simulation verschiedener Szenarien, u.a. *Worst-Case*-Bedingungen, die eine Antwort auf das Ausmaß einer Immission geben.

Die Ergebnisse der Rohwasseruntersuchungen an den Entnahmebrunnen ermöglichen überdies eine Expositionsabschätzung hinsichtlich der Trinkwasserqualität, da die Stadtwerke Niederkassel über geringfügige Aufbereitungsverfahren verfügen und das Rohwasser somit keinen nennenswerten Qualitätsveränderungen unterliegt. Im folgenden Kapitel soll nun die Expositionsabschätzung nicht aus der einzugsgebietsbezogenen Perspektive, sondern aus der gesundheitsrelevanten Perspektive diskutiert werden.

6.3.2 Immissionsabschätzung des Trinkwassers

Ebenso wie bei der einzugsgebietsbezogenen Betrachtung werden zur Bewertung gesundheitlicher Risiken Schwellenwerte oder Grenzwerte benötigt, unterhalb derer keine schädlichen Effekte ausgelöst werden, deren Überschreitung jedoch gesundheitliche Folgen befürchten lässt. So gibt es Schadstoffe, die eine Wirkungsschwelle aufweisen, z.B. das PSM Atrazin (Kap. 5.3.4.2). Deren Wirkungsschwelle wird durch einen ADI-/TDI-Wert beschrieben, dessen Dimension sich nach den experimentellen Bedingungen (z.B. mg/kg Körpergewicht/Tag oder $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{Tag}$) richtet und sich auf die Dauer des Versuches, in dem er bestimmt wurde, in der Regel auf die gesamte Lebensdauer der Spezies (die des experimentell verwendeten Labortieres und parallel dazu die des Menschen, auf die extrapoliert wird) bezieht (Kahl und Timm 2003). Den Einwänden gegen die Übertragbarkeit von Tierversuchsdaten auf den Menschen wird mit einem Sicherheitsfaktor begegnet, jedoch ist die unschädliche Körperdosis (ADI-/TDI-Wert) nicht unbedingt um das Vielfache des Sicherheitsfaktors kleiner als die nicht mehr wirksame Dosis im Tierversuch. Sie kann beliebig dicht unter der Wirkungsschwelle beim Menschen liegen oder sogar mit ihr identisch sein. Die aus der unschädlichen Körperdosis abgeleiteten Richt-, Leit- oder Grenzwerte sind deshalb als Gefahrenabwehrwerte, nicht als Vorsorgewerte aufzufassen (Dieter und Grohmann 1995). Die WHO leitet auf der Basis des TDI-Wertes für Atrazin von $0,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ Körpergewicht/Tag einen Richtwert von $2 \mu\text{g}/\text{l}$ Atrazin im Trinkwasser ab, indem ein Trinkwasserkonsum von 2 Litern pro Tag und ein Körpergewicht von 60 kg pro Tag angenommen wird. Bei der Berechnung des Risikoindex sind genau diese festen Kenngrößen als problematisch anzusehen, da sie nur ein bestimmtes Bevölkerungssegment erfassen. Die WHO sieht dies ebenso kritisch und verweist darauf, dass ausgewählte Parameter, die für eine besonders sensible Reaktion von Säuglingen und Kindern bekannt sind (wie z.B. dies bei Nitrat der Fall ist), von einer anderen Bemessungsgrundlage ausgehen. „...such an assumption may underestimate the consumption of water per unit weight, and thus exposure, for those living in hot climates, as well as infants and children, who consume more fluid per unit weight than adults. The higher intakes, and hence exposure, for infants and children apply for only a limited time, but this period may coincide with greater sensitivity to some toxic agents and less for others [...]. Where it was judged that this segment of the population was at a particularly high risk from exposure to certain chemicals, the guideline value was derived on the basis of a 10 kg child consuming 1 litre per day or a 5 kg bottle-fed infant consuming 0,75 litre per day” (WHO 2004b: 486). Nach Lu und Sielken (1991) eignet sich der ADI-Wert zur Betrachtung einer generalisierten Bevölkerung, berücksichtigt jedoch nicht Kleinkinder und Säuglinge, da diese im Allgemeinen auf Schadstoffe sensibler reagieren. „Young infants in general are more susceptible to chemicals. The ADI of certain food activities and contaminants allocated for the general population are considered not applicable for young children.” (Lu und Sielken 1991: 17). Überdies wird der Anteil der Gesamtexposition, der auf das Trinkwasser entfällt, willkürlich auf 10% festgesetzt (Mekel et al. 2004). Ob dieser Anteil tatsächlich in jedem Fall 10% ausmacht, ist nicht erwiesen.

Bei der Berechnung eines Risikoindexes für Atrazin wird genau die oben geschilderte Problematik deutlich. Für Erwachsene wird ein Risikoindex von 1 bei einem Atrazingehalt von 1,5 mg/l erreicht. Berechnet man diesen für Kinder (10 kg Körpergewicht und 1 Liter Trinkwasserkonsum), würde bereits bei einem Atrazingehalt von 0,5 mg/l im Trinkwasser der Risikoindex von 1 erreicht (Abb. 93). Auch die Berechnung unter Verwendung von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen zeigt, dass gemäß Vorgaben von Studien zu Körpergewicht und Trinkwasserkonsum und einem Atrazingehalt von 1,5 mg/l ein Bevölkerungsanteil von 18,9% den ADI-Wert überschreiten würde. Bei einer ausschließlichen Betrachtung des Leitungswasserkonsums sind es 12%, die den ADI-Wert überschreiten würden. Eine solche Betrachtung ermöglicht zwar eine quantifizierbare Risikoabschätzung für die Bevölkerung, ist aber aufgrund der Einschränkungen, die der ADI-Wert mit sich bringt, mit Vorsicht zu interpretieren.

Die großen Unsicherheiten, die mit der Festlegung von Grenz-/Richt-/Leitwerten verbunden sind, werden ebenso deutlich am Parameter Nitrat. Ein ADI-Wert für chronische Toxizität von 3,7 mg/kg Körpergewicht/Tag führt zu einem Richtwert von 11 mg/l im Trinkwasser⁵⁴. Dennoch wird insbesondere im Hinblick auf die akute Toxizität von einem pauschalen Grenzwert von 50 mg/l ausgegangen. Der aus Tierversuchen abgeleitete ADI-Wert stellt in diesem Fall auch hinsichtlich einer chronischen Toxizität keine Berechnungsgrundlage dar. „*Because of known interspecies variation in the conversion of nitrate to nitrite, the animal model was not considered appropriate for use in human risk assessment for nitrate.*“ (WHO 2004a). Dahab et al. (1994) versuchten den Unsicherheiten hinsichtlich des Krebsrisikos durch die Aufnahme von Nitrat mit Hilfe eines Fuzzy-Modells zu begegnen. Die aus dem Modell resultierenden Risikotypen sollten eine Hilfe für Entscheidungsträger darstellen. Gegenwärtig wird das kanzerogene Potenzial von Nitrat/Nitrit in Frage gestellt (siehe Umweltbundesamt 2004). Der von der WHO festgelegte pauschale Grenzwert von 50 mg/l vereinfacht die Expositionsabschätzung, da sie unabhängig vom tatsächlichen Körpergewicht und Trinkwasserkonsum der Bevölkerung erfolgt. In Abb. 89 ist erkennbar, dass sich noch im Jahr 1986 der Risikoindex, berechnet anhand der Nitratgehalte im Rohwasser, nahe bei 1 befand, d.h. einen kritischen Wert erreicht hatte. Seither sinkt der Risikoindex auf weit unter 1 und damit auf ein gesundheitlich annehmbares Maß.

Neben solchen Stoffen, die eine Wirkungsschwelle aufweisen, gibt es kanzerogene Stoffe, die das genetische Material angreifen und nach den derzeitigen Erkenntnissen keine Wirkungsschwelle haben. Mit abnehmendem Dosis/Zeit-Produkt nimmt jedoch die Häufigkeit des Eintritts des nachteiligen, geschädigenden Ereignisses in einer Gruppe von Individuen ebenfalls ab (Dieter und Grohmann 1995). Eine solche erwiesene kanzerogene Substanz ist der Schadstoff Benzol, der bei den Stadtwerken Niederkassel, in der Risikoabschätzung insbesondere aufgrund der nördlich des Wasserschutzgebietes verlaufenden NATO-Pipeline von Bedeutung ist. Die einzugsgebietsbezogene Expositionsabschätzung konnte ein Durchdringen von kontaminiertem Grundwasser nicht ausschließen. Sollte also Benzol in das Rohwasser gelangen, ist der Verbraucher einer bestimmten Benzolkonzentration ausgesetzt. Als Richtwert legt die WHO ein Krebsrisiko von 10^{-5} bei einer Konzentration von 0,01-0,08 mg/l im Trinkwasser fest. Diese Schätzungen sind Tierversuchen entnommen und auf den Menschen übertragen worden. Anhand der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen kann nun für die Bevölkerung der Stadtwerke Niederkassel (ca. 37.000 Menschen) ein lebenslanges mittleres Krebsrisiko von 0,62 errechnet werden, unter der Voraussetzung einer lebenslangen Benzolkonzentration im Trinkwasser

⁵⁴ Bei 60 kg Körpergewicht und 2 Liter Trinkwasserkonsum pro Tag

von mindestens 0,01 mg/l und der Annahme, dass das Risiko eine lineare Funktion von Körpergewicht und Aufnahmerate ist. Da die Bevölkerung der Stadtwerke Niederkassel Benzolkonzentrationen im Bereich des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung zu erwarten hätte und diese nur akut auftreten würden, ist ein verschwindend geringes Risiko gegeben.

Eine quantitative Risikoabschätzung auf der Basis von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen wurde von Fehr et al. (2003) durchgeführt (Fehr et al. 2003). Die aus dem nordrhein-westfälischen Surveillance-System gesammelten Daten zu Konzentrationen von Kanzerogenen unterschreiten um ein Vielfaches die Grenzwerte für Trinkwasser und befinden sich nicht selten jenseits der Bestimmungsgrenzen. Solche oder ähnliche Vorgehensweisen der Expositionsabschätzung basieren auf Annahmen, die derzeit noch leicht angreifbar sind, so auch das geschätzte Krebsrisiko von 10^{-5} für Benzol. Trotzdem können die Ergebnisse des Modells sowohl dem Gesundheitsamt als auch dem Wasserversorger eine Hilfe sein, wenn es darum geht, Risiken für die Bevölkerung zu bewerten. Es muss jedoch beachtet werden, dass aufgrund fehlender Daten und Erkenntnisse die genannten Unsicherheiten bestehen bleiben.

Die quantitative Risikoabschätzung, wie sie für die drei unterschiedlichen chemischen Parameter durchgeführt wurde, dient als wichtiges Steuerungsinstrument im Hinblick auf das Festlegen von gesundheitsbasierten Zielen, auf die Bestimmung von Eingreifwerten und das Bewerten von gegenwärtigen und potenziellen einzugsgebiets- und bevölkerungsspezifischen Belastungen. Besonders im Hinblick auf den Ressourcenschutz ist die einzugsgebietsbezogene Risikoabschätzung notwendig, um ein vorsorgendes Handeln des Wasserversorgers sicherzustellen. Von besonderer Bedeutung ist ebenso die quantitative Risikoabschätzung von mikrobiellen Erregern (*Quantitative Microbial Risk Assessment*). Nach Medema (2003) ist die QMRA ein notwendiges Element im Rahmen des WSP. „QMRA can help the Water Safety Plan by providing a science base for prioritising risks, setting critical limits for performance monitoring and developing appropriate corrective actions when control measure exceeds its critical limits of operation.“ (Medema et al. 2003: 129).

6.4 Der WSP in Deutschland – ein neuer Ansatz oder gängige Praxis?

Die gegenwärtige Basis der deutschen Wasserversorgung stellen zum einen Gesetze und Verordnungen dar, wie das Infektionsschutzgesetz und die Trinkwasserverordnung, zum anderen europäische und deutsche Normen sowie das DVGW-Regelwerk (Kap. 2.1). Besonders hervorzuheben sind die in den letzten fünf Jahren erarbeiteten DVGW-Regeln der 1000er Reihe, wie u.a. das DVGW-Arbeitsblatt W 1000 „Anforderungen an Trinkwasserversorgungsunternehmen“ oder W 1020 „Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen und anderen Abweichungen von Anforderungen der Trinkwasserverordnung“, die damit auf die Bedeutung der Qualitätssicherung und des Qualitätsmanagements in der Trinkwasserversorgung hinweisen. Das Technische Sicherheitsmanagement soll zudem den Versorgungsunternehmen zur internen Kontrolle ihres Managementsystems zur Sicherstellung einer einwandfreien Versorgung dienen (Kap. 2.1.4). All diese Gesetze, Verordnungen, Normen und Regelwerke sollen nach den Grundsätzen des Multi-Barrieren-Prinzips erfolgen, das zum Schutz des Trinkwassers eine Kombination von Maßnahmen umfasst, die alle das Wasser beeinflussenden Schadstoffe berücksichtigen (Kap. 2.1.3). Die Vielzahl der oben genannten Gesetze, Verordnungen, Normen und Regelwerke macht deutlich, dass für die deutsche Wasserversorgung kaum der Bedarf an weiteren zusätzlichen Richtlinien besteht. Auch wenn sie durch die Trinkwasser-

verordnung durch den Hinweis auf die „anerkannten Regeln der Technik“ als eine Einheit betrachtet werden sollen, können für den Wasserversorger und auch für die Gesundheitsbehörden diese Vorgaben nicht als ein umfassendes Handlungskonzept betrachtet werden, da sie zunächst nicht unmittelbar miteinander in Verbindung stehen und unterschiedliche Anforderungen an den Wasserversorger sowie an die Überwachungsbehörden stellen.

Welche Bedeutung hat nun das von der WHO vorgeschlagene risikobasierte Konzept in Gestalt des WSP? Bringt es für die deutsche Wasserversorgung einen völlig neuen Ansatz des Risikomanagements oder keine grundlegenden Neuerungen?

Derzeit wird in Deutschland seitens der zuständigen Behörden und Institutionen diskutiert, welche Veränderungen die Implementierung des WSP für die deutsche Wasserversorgung hätte. Der DVGW analysiert gegenwärtig 50 ausgewählte, prozessorientierte Technische Regeln hinsichtlich des Vorhandenseins der typischen WSP-Elemente. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Tab. 66 dargestellt.

Tab. 66: Ergebnis der Analyse des DVGW-Regelwerkes durch den DVGW (Schöttler 2005)

1	WSP Elemente		Ressourcenschutz		Wassergewinnung		Wasseraufbereitung		Wasserspeicherung		Wasser- verteilung	
	Gefahrenanalyse	Risikobewertung	x	(x)	x	o	x	o	x	o	x	o
2	Maßnahmen zur Gefährdungsbeherrschung (kritische Punkte, Sollzustände)		x		x		x		x		x	
3	Überwachung der Maßnahmen zur Gefährdungsbeherrschung		x		x		x		x		x	
4	Korrekturen bei normalen Betriebsbedingungen	Anweisungen	x	(x)	x	o	x	(x)	x	(x)	x	(x)
	Managementpläne für Notfallsituationen		x		x		x		x		x	
5	Verifizierung	Validierung	x	(x)	x	(x)	x	(x)	x	(x)	x	(x)
6	Systemdokumentation		(x)		o		o		o		(x)	
7	Anlagenbeschreibung		(x)		x		o		(x)		x	

Legende: x = vollständig vorhanden; (x) = teilweise vorhanden, und Ergänzungen erforderlich; x oder o = WHO-Ansatz auf Eignung prüfen, o = nicht vorhanden

Die Analyse der 50 DVGW-Regelwerke zeigt, dass insbesondere die Elemente Risikobewertung, Anweisungen für Korrekturen, Validierung und Systemdokumentation sowie Anlagenbeschreibung nicht vollständig in den DVGW-Regelwerken enthalten sind. Die Gefahrenanalyse und Risikobewertung innerhalb des Ressourcenschutzes wird in den DVGW-Arbeitsblättern W 101 und W102 behandelt. In der neuen Fassung der W 101 „Richtlinie für Trinkwasserschutzgebiete – Teil 1: Schutzgebiete für Grundwasser“ werden potenzielle Gefährdungen mit Prüfungsbedarf in Trinkwasserschutzgebieten genannt, darunter u.a. aus den Bereichen Industrie und Gewerbe, Abwasserbeseitigung und Abwasseranlagen sowie landwirtschaftliche, forstwirtschaftliche und gärtnerische Nutzungen. Die Bewertung dieser potenziellen Gefährdungen orientiert sich ausschließlich an der Lage der Gefährdungen im Wasserschutzgebiet, d.h. daran, in welcher Schutzzone diese Gefährdung vorliegt. Eine eingehende Gefährdungsanalyse und Risikobewertung, wie sie am Beispiel der Stadtwerke Niederkassel durchgeführt wurde, erbrachte jedoch für den Wasserversorger zusätzliche Erkenntnisse zu dem bereits vorhandenen Wissen und den erlangten Erfahrungen. Insbesondere die Risikobewertung leistet einen

Beitrag bei der Prioritätensetzung von Gefährdungen im Einzugsgebiet, die für die Verantwortlichen unmittelbar von Nutzen ist.

Maßnahmen zur Gefährdungsbeherrschung und deren Überwachung werden im Technischen Regelwerk vorgegeben, sei es anhand einer Anleitung zur fachgerechten Bauausführung oder Konstruktion oder eben durch eine geeignete Überwachungsstrategie wie Sichtkontrollen oder weitergehende Analyseverfahren.

Anweisungen zur Korrektur bei normalen Betriebsbedingungen liegen teilweise vor, müssen in den jeweiligen Regelwerken jedoch noch ergänzt werden. Teilweise wird auf entsprechende Steuerungs- und Regeltechnik verwiesen, teilweise werden Maßnahmen nicht explizit genannt, wenn sie „sozusagen auf der Hand liegen“ (Schlicht 2005: S28). Managementpläne für Notfallsituation werden in den DVGW-Regelwerken W 1020 „Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen und anderen Abweichungen von Anforderungen der Trinkwasserverordnung“ und W 1050 „W 1050 - Vorsorgeplanung für Notstandsfälle in der öffentlichen Trinkwasserversorgung“ behandelt.

Eine Validierung ist im Technischen Regelwerk nur in Ansätzen enthalten. Eine Möglichkeit der Validierung stellt das Technische Sicherheitsmanagement dar, jedoch bezieht es sich nicht konkret auf die spezifischen Steuerungsmaßnahmen, sondern ist als generelle Validierung des Wasserversorgungsunternehmens zu verstehen und weist überdies keinen stetigen Charakter auf.

Eine Dokumentation und Anlagenbeschreibung im Sinne des WSP ist im Technischen Regelwerk nur in Ansätzen enthalten. Insbesondere innerhalb des Ressourcenschutzes liegen derzeit keine konkreten Vorgaben vor. Einzelne Arbeitsblätter umfassen die Dokumentation der Aufbau- und Ablauforganisation (DVGW W 1000) oder die Dokumentation von wichtigen Betriebszuständen und der Instandhaltungsmaßnahmen (DVGW W 400-3). Eine Dokumentation aller Steuerungsmaßnahmen für die einzelnen WSP-Elemente wird nicht durch das DVGW-Regelwerk abgedeckt.

Inwieweit das Technische Sicherheitsmanagement (TSM) die WSP-Elemente aus Sicht des DVGW umfasst, ist in Tab. 67 dargestellt. Das TSM weist aus Sicht des DVGW insbesondere Schwächen im Hinblick auf die Punkte Gefahrenanalyse und Risikobewertung, Korrekturen bei normalen Betriebsbedingungen und deren Anweisungen sowie erneut bei der Validierung und Systemdokumentation auf. Der Fragenkatalog zur Selbsteinschätzung der Wasserversorgungsunternehmen bezüglich des TSM bezieht sich zwar auf Gefährdungen im Einzugsgebiet⁵⁵, ist jedoch insbesondere hinsichtlich des Ressourcenschutzes sehr knapp gehalten. Eine Risikobewertung findet gar nicht statt. Korrekturmaßnahmen sind innerhalb des Ressourcenschutzes, aber auch in den übrigen Stufen des Wasserversorgungssystems nicht integriert. Die Validierung von Steuerungsmaßnahmen bezieht sich stark auf die vorhandenen DVGW-Regelwerke und DIN-Normen.

⁵⁵ TSM-Frage: Wird sichergestellt, dass betriebliche Maßnahmen in der Wasserschutzzone I (Fassungsbereich) gewässerschonend ausgeführt und Beeinträchtigungen der Rohwasserressourcen vermieden werden (z.B. kein Befahren der Wasserschutzzone I mit Fahrzeugen, kein Pestizid- und Düngemittleinsatz)?

Tab. 67: Ergebnis der TZW-Analyse der TSM-Prüfung durch den DVGW (Schöttler 2005)

1	WSP-Elemente		Ressourcen- schutz		Wasser- gewinnung		Wasser- aufbereitung		Wasser- speicherung		Wasser- verteilung	
	Gefahren- analyse	Risiko- bewertung	x	o	(x)	o	(x)	o	x	o	(x)	o
2	Maßnahmen zur Gefährdungsbeherrschung (kritische Punkte, Sollzustände)		x		x		(x)		x		x	
3	Überwachung der Maßnahmen zur Gefähr- dungsbeherrschung		x		x		(x)		x		x	
4	Korrekturen bei normalen Betriebsbe- dingungen	Anweisungen	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	x	(x)	(x)	(x)
	Managementpläne für Notfallsituationen		x		x		x		x		x	
5	Verifizierung	Validierung	x	(x)	x	(x)	x	(x)	x	(x)	x	(x)
6	Systemdokumentation		(x)		x		(x)		(x)		(x)	
7	Anlagenbeschreibung		x		x		x		x		x	

Legende: x = vollständig vorhanden; (x) = teilweise vorhanden und Ergänzungen erforderlich; x oder o = WHO-Ansatz auf Eignung prüfen, o = nicht vorhanden

Das TSM bewertet lediglich bestehende Maßnahmen und Tätigkeiten des Wasserversorgers in ihrer Gesamtheit. Der Ansatz einer prozessorientierten, risikobasierten Vorgehensweise wird nicht verfolgt. Die Systemdokumentation wird innerhalb des TSM abgefragt, jedoch bezieht sich diese weniger auf die Dokumentation von Steuerungsmaßnahmen als auf die Dokumentation der Aufbau- und Ablauforganisation und der Dokumentation von Anlagen⁵⁶.

Die Analyse des DVGW zeigt insgesamt deutlich, dass sowohl das DVGW-Regelwerk als auch das TSM einzelne WSP-Elemente, vor allem Risikobewertung, Korrekturanweisungen und Systemdokumentation, nicht vollständig oder gar nicht abdecken. Der DVGW will nun weiter prüfen, ob es sinnvoll ist, diese Aspekte in das bisherige Konzept zur Sicherung der Trinkwasserqualität zu integrieren. Es wird aber ebenso deutlich, dass die deutschen anerkannten Regeln der Technik mehr oder minder in den WSP integrierbar sind. Der WSP stellt daher für die deutsche Wasserversorgung einen geeigneten übergeordneten Handlungsrahmen dar, der die bereits vorhandenen Gesetze, Verordnungen, Regelwerke und Normen integriert, auf ihre Vollständigkeit prüft und diese wenn nötig ergänzt, wie dies gerade anhand des DVGW-Regelwerkes vollzogen wird (Abb. 103).

⁵⁶ TSM-Frage: Ist die Dokumentation der Anlagen zur Gewinnung, Aufbereitung, Speicherung und Verteilung des Trinkwassers mit den erforderlichen Unterlagen (z.B. Ausbauezeichnungen von Brunnen und Messstellen, Schemapläne, Stücklisten, Genehmigungen, Abnahmeunterlagen, Abnahmeprüfzeugnisse, Betriebs- und Wartungsvorschriften) auch bei nachträglichen Anforderungen vollständig/übersichtlich/aktuell?

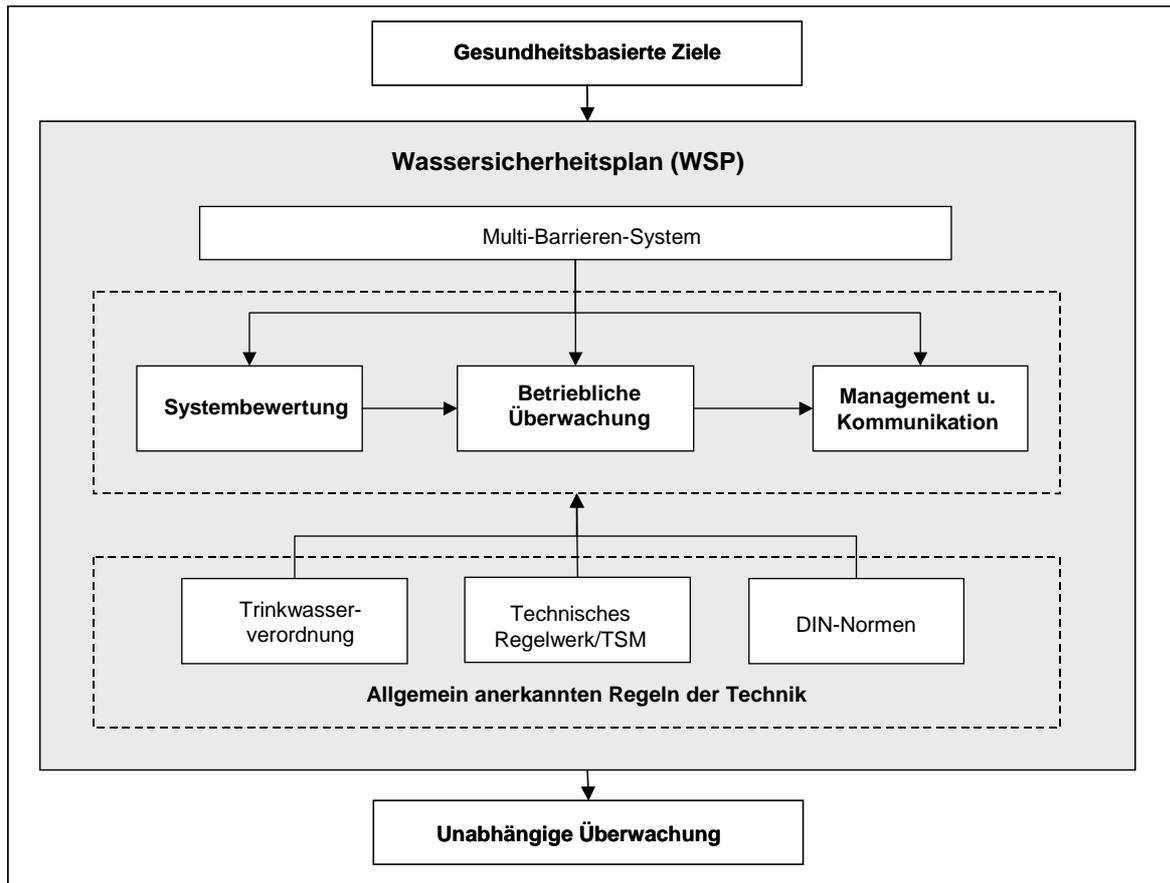


Abb. 103: Perspektive des WSP in Deutschland (eigene Darstellung)

Für die deutsche Wasserversorgung hätte dies den Vorteil eines prozessorientierten Vorgehens, das die umfassenden deutschen anerkannten Regeln der Technik auf Basis des WSP systematisch heranzöge. Insbesondere für den Ressourcenschutz wird sich der WSP auszahlen, da er die Zusammenarbeit aller Beteiligten im Sinne eines integrierten Einzugsgebietsmanagements fordert. Eine echte Neuerung ist lediglich die Forderung einer formellen Risikobewertung mit der Angabe der Wahrscheinlichkeit eines Schadenseintritts und des daraus resultierenden Schadensausmaßes. Ein solches prozessorientiertes, risikobasiertes Managementsystem stellt sowohl für große als auch für die kleinen Wasserversorgungsunternehmen einen geeigneten Handlungsrahmen dar, der unabhängig vom Leistungsvermögen des Unternehmens die vorhandenen Konzepte der Qualitätssicherung systematisiert und integriert.

7. Fazit und Ausblick

Eine zuverlässige Trinkwasserversorgung guter und sicherer Qualität ist die Grundlage für die Gesundheit einer Gemeinschaft und ihrer wirtschaftlichen Entwicklung (IWA 2005). Das Zusammenspiel neuer technischer Entwicklungen und Überwachungsmechanismen sowie neuer gesetzlicher Bestimmungen hat in Deutschland, aber auch in anderen entwickelten Ländern, ein weitgehend sicheres Niveau der Trinkwasserversorgung ermöglicht. International werden nun verschiedene neue Gefährdungspotenziale für die Trinkwasserversorgung diskutiert. Dazu gehören neu erkannte Krankheitserreger, der globale Klimawandel, eine zunehmende Nutzung von Oberflächenwasser für die Trinkwasserversorgung, eine gesteigerte Landnutzungskonkurrenz sowie bioterroristische Aktivitäten. Mit der Veröffentlichung der WHO-Trinkwasserleitlinien wurde versucht, diesen neuen Gefährdungspotenzialen durch ein geeignetes prozessorientiertes Qualitätsmanagementsystem gerecht zu werden.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde nun unter Berücksichtigung neuer Gefährdungspotenziale für die Trinkwasserversorgung ein prozessorientiertes Managementsystem gemäß den Vorgaben der WHO am Beispiel eines Wasserversorgungsunternehmens entwickelt und implementiert. Der erste Teil der Arbeit hatte zum Ziel, international diskutierte Gefährdungspotenziale für die deutsche Trinkwasserversorgung zu bewerten. Die Ergebnisse der umfangreichen Literaturstudie zeigen, dass die international diskutierten Risikofaktoren nicht nur für andere entwickelte Versorgungsstrukturen von Bedeutung sind, sondern ebenso die deutsche Trinkwasserversorgung betreffen können. Zwar ist das technische Versorgungsniveau und der gesetzlich vorgeschriebene Überwachungsaufwand in Deutschland sehr hoch, dennoch gibt es Limitationen, die eine Prüfung der bisherigen Konzepte des Qualitäts- und Risikomanagements unbedingt erfordern. So bestehen vor allem in Deutschland große Unterschiede hinsichtlich Größe und Leistungsvermögen der Wasserversorgungsunternehmen, eng verbunden mit vorhandenen personellen und finanziellen Kapazitäten. Gegenwärtig ist die Wasserversorgungsstruktur durch mehr als 6.500 Wasserversorgungsunternehmen mit meist geringen Betriebsgrößen gekennzeichnet. Ein Managementsystem, welches neue Gefährdungspotenziale berücksichtigt, muss daher für unterschiedlich leistungsfähige Versorgungsunternehmen anwendbar sein.

Das derzeit in Deutschland etablierte Surveillance-System bietet keine gesetzlichen Vorgaben oder verbindlichen Regelungen für die Erfassung trinkwasserbedingter Infektionen (Exner et al. 2001). Damit ist die Aufdeckung von wasserbedingten Erkrankungen erschwert, da das gegenwärtige Surveillance-System lediglich allgemein meldepflichtige Erkrankungen erfasst, ein Bezug zum Trinkwasser jedoch nicht hergestellt werden kann. Überdies liefern die bisherigen Trinkwasserüberwachungsmaßnahmen nur eine eingeschränkte, verzögerte Aussage, da das Trinkwasser bereits beim Konsumenten angelangt ist, wenn das Untersuchungsergebnis vorliegt.

Die neuen Gefährdungspotenziale sind aufgrund der genannten strukturellen Bedingungen – die Trinkwassersurveillance eingeschlossen – auch für die deutsche Wasserversorgung eine Herausforderung. Zudem stellt die Novellierung der Trinkwasserverordnung zusätzliche Anforderungen an den Wasserversorger und die Überwachungsbehörden, darunter Maßnahmen im Falle von Grenzwertüberschreitungen, die Erweiterung des Überwachungsumfanges etc. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die demographische Entwicklung in Deutschland, da die Zahl älterer Menschen und anderer Risikogruppen wie immunkompromittierter Patienten, in den nächsten Jahren weiter ansteigen wird.

Die WHO hat nun mit dem „*Framework for Drinking-Water Quality*“ – insbesondere mit dem Wassersicherheitsplan – einen Handlungsrahmen bereitgestellt, der bisherige und neue Gefährdungen für

die Trinkwasserqualität berücksichtigt. Die Entwicklung und Implementierung eines prozessorientierten, risikobasierten Managementsystems beinhaltet im Sinne des Ressourcenschutzes ein umfassendes Einzugsgebietsmanagement, das u.a. Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen zum Schutz der Oberflächenwasser- und Grundwasserquellen festlegt. Die wichtigsten Erkenntnisse, die im Rahmen der Entwicklung und Implementierung des GIS- und QRA-basierten WSP bei den Stadtwerken Niederkassel getroffen wurden, werden im Folgenden unter Berücksichtigung der Forschungsfragen dieser Studie dargelegt:

1. Wie lassen sich neue Aspekte des WSP in der Praxis integrieren? Wie hoch ist der Aufwand für den Wasserversorger, und welchen Stellenwert haben diese neuen Elemente?

Wesentliche Tätigkeiten und Prozesse, die innerhalb des WSP von Bedeutung sind, werden von den Wasserversorgungsunternehmen bereits im Rahmen ihres Qualitäts- und Risikomanagements durchgeführt und lassen sich in den WSP integrieren. Insbesondere Aktivitäten der betrieblichen Überwachung werden für ausgewählte Parameter regelmäßig durchgeführt. Eine Dokumentation erfolgt maßgeblich in den Wasserrechtsanträgen, durch in Auftrag gegebene Gutachten oder anhand von jährlichen Berichten, die – im Falle der Stadtwerke Niederkassel – durch ein beratendes, externes Unternehmen erstellt werden. Die Dokumentation im Rahmen des WSP verlangt einen erhöhten Umfang und mehr Stetigkeit als zuvor. Eine ausführliche Gefährdungsanalyse und Risikobewertung fand erstmalig statt und wurde vom Wasserversorger positiv beurteilt. Diese ist insbesondere im Rahmen des Einzugsgebietsmanagements von außerordentlicher Bedeutung. Die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen ist häufig von Dritten abhängig. Daher ist im Rahmen des Ressourcenschutzes die Kommunikation und Zusammenarbeit aller Beteiligten eine notwendige Voraussetzung, um die Schutzmaßnahmen im Einzugsgebiet zu gewährleisten. Insgesamt ist der Aufwand für die Entwicklung und Implementierung des WSP mäßig. Bereits vorhandene Maßnahmen können systematisch integriert werden. Neue Aspekte, wie die umfassende Risikobewertung und ausführliche Dokumentation, müssen ergänzt werden.

2. Wie ist der Einsatz Geographischer Informationssysteme, insbesondere räumlicher Analysemethoden, im Rahmen des WSP zu bewerten?

Geographische Informationssysteme können im Rahmen des WSP einen außerordentlich wertvollen Beitrag leisten. So wird das Einzugsgebietsmanagement maßgeblich mit GIS und im Besonderen unter Anwendung räumlicher Analysemethoden durchgeführt. Die Gefährdungsanalyse und Risikobewertung im Einzugsgebiet erfolgten anhand von Reklassifikationsverfahren, die eine semi-quantitative Bewertung erlauben. Räumliche Interpolationsverfahren ermöglichen die flächenhafte Abschätzung von Gefährdungen im Einzugsgebiet (z.B. Nitratbelastung durch die Landwirtschaft) sowie im Rahmen der einzugsgebietsbezogenen Risikoabschätzung zur Festlegung von Eingreifwerten und bei der Verifizierung der Ergebnisse von Grund- und Rohwasseruntersuchungen. Die Dokumentation innerhalb des WSP wird sowohl in Gestalt eines jederzeit modifizierbaren GIS-Projektes sowie durch Karten als Ausgabe unterstützt. Eine weitere Möglichkeit ist – insbesondere bei einem extern besetzten WSP-Team – der Einsatz eines web-basierten GIS, welches ebenfalls eine Form der Dokumentation darstellt. Zwar ist die anfängliche Implementierung von GIS-Techniken mit einem erhöhten Aufwand verbunden, der fortwährende Nutzen von GIS in den einzelnen Stufen des WSP ist jedoch unzweifelhaft gegeben.

3. Wie kann die Quantitative Risikoabschätzung (QRA) im Rahmen des WSP eingesetzt werden, und welche Erkenntnisse werden hieraus gewonnen?

Als Element der QRA ist die Expositions- und Immissionsabschätzung von besonderer Bedeutung für die Festlegung von Eingreifwerten innerhalb des WSP. Die Immissionsabschätzung im Einzugsgebiet erfolgt anhand der Ermittlung des einzugsgebietsbezogenen Risikoindexes (ERI) auf der Basis von Schwellenwerten. Die Expositionsabschätzung des Trinkwassers ist anhand des grenzwertbasierten Risikoindexes (RI) möglich. Beide Indizes geben dem Wasserversorger und gleichermaßen den Überwachungsbehörden einen Hinweis darauf, ob Steuerungsmaßnahmen greifen und wann Korrekturmaßnahmen zu ergreifen sind. Mit Hilfe von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen unter Berücksichtigung des durchschnittlichen Gewichtes und Trinkwasserkonsums einer Bevölkerung kann der Bevölkerungsanteil ermittelt werden, der bei einer bestimmten Konzentration im Rohwasser betroffen ist. In dieser Arbeit stand die quantitative Risikoabschätzung für vornehmlich chemische Parameter im Vordergrund. Ebenso wichtig ist die QRA mikrobieller Erreger (QMRA), um auch für diese gesundheitsbasierte Ziele ermitteln zu können. So ist die Q(M)RA sowohl hinsichtlich chemischer Parameter als auch mikrobieller Erreger ein wichtiges Steuerelement in Hinblick auf die Festlegung gesundheitsbasierter Ziele, die Bestimmung von Eingreifwerten und die Bewertung einer gegenwärtigen und Modellierung einer zukünftigen Exposition.

4. Welche Rolle spielen die bereits existierenden Qualitätssicherungs- und Risikomanagementsysteme der deutschen Trinkwasserversorgung?

Qualitäts- und Risikomanagementsysteme der deutschen Trinkwasserversorgung spielen in den Stufen des WSP eine bedeutende Rolle, insbesondere im Hinblick auf die Festlegung und Überwachung von Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen. Das technische Regelwerk bietet fachgerechte, problemorientierte, überwiegend technische Handlungsanweisungen, die die Einhaltung der anerkannten Regeln der Technik zum Ziel haben. Dennoch gibt es Bereiche des WSP, die vom Technischen Regelwerk des DVGW nicht vollständig abgedeckt werden, wie die Risikobewertung, die Anweisungen für Korrekturen, die Validierung und die Systemdokumentation. Die Regelwerke, die den Ressourcenschutz betreffen, geben keinen umfassenden Handlungsrahmen in Hinblick auf eine Gefährdungsanalyse und Risikobewertung vor. Das Technische Sicherheitsmanagement des DVGW als ein Instrument der Qualitätssicherung lässt ähnliche Abweichungen erkennen.

Für die deutsche Wasserversorgung sollte der Wassersicherheitsplan als systematischer Handlungsrahmen interpretiert werden, der bisherige Konzepte des Qualitäts- und Risikomanagements integriert und dem Wasserversorger die Möglichkeit eröffnet, die Wirksamkeit von Entscheidungen und Maßnahmen vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher zu prüfen. Es sollte als eine Chance begriffen werden, bekannte Qualitäts- und Risikomanagementsysteme (Trinkwasserverordnung, Technisches Regelwerk, DIN-Normen, Multi-Barrieren-System) notwendigerweise systematisch in ein prozessorientiertes Konzept des Risiko-, Überwachungs- und Störfallmanagements zu fassen. Trotz des hohen technischen Standards der deutschen Trinkwasserversorgung muss den international diskutierten Risikofaktoren insbesondere aufgrund der spezifisch deutschen strukturellen Besonderheiten entsprechend begegnet werden. Der Schutz der Rohwasserressourcen erhält in diesem Zusammenhang einen besonderen Stellenwert. Der von der WHO vorgeschlagene Ansatz stellt somit auch für die deutsche Wasserversorgung ein zukunftsorientiertes und notwendiges Konzept dar. Es konnte gezeigt werden, dass Geographische Informationssysteme (GIS) die Implementierung eines WSP maßgeblich unter-

stützen, erleichtern und befördern können und als unverzichtbarer Bestandteil eines WSP zu empfehlen sind.

8. Literatur

Abs, C. (1985): Probleme der Wasserversorgung des Verdichtungsraums Rhein-Ruhr. In: Hahn, W., Kuls, W., Lauer, W., Höllermann, P., Matzat, W. und Boesler, K.-A. (Hrsg.): Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde, Bd. 52, Bonn

Abwassertechnische Vereinigung (ATV) (2002): ATV-DVWK-A 142: Abwasserkanäle und Leitungen in Wassergewinnungsgebieten

AHU (1996): Wasserstudie Flehe - Büro für Hydrogeologie und Umwelt GmbH. Unveröffentlichtes Manuskript, Aachen

Akin, H. und Siemes, H. (1988): Praktische Geostatistik - Eine Einführung für Bergbau und die Geowissenschaften, Springer Verlag. Berlin

Aksoy, M. (1977): Leukemia in workers due to occupational exposure to benzene. New Istanbul Contrib Clin Sci, 12(1): S. 3-14

Andersson, Y. (1991): A waterborne disease outbreak. Wat Sci Tech, 24(2): S. 13-15

Andersson, Y. und Bohan, P. (2001): Disease surveillance and waterborne outbreaks. In: Fewtrell, L. und Bartram, J. (Hrsg.): Water quality: guidelines, standards and health, iwa publishing, London. S. 115-131

Andersson, Y. und de Jong, B. (1989): An outbreak of Giardiasis and amoebiasis at a ski resort in Sweden. Wat Sci Tech, 21(3): S. 143-146

Andersson, Y., de Jong, B. und Studahl, A. (1997): Waterborne Campylobacter in Sweden: The cost of an outbreak. Wat Sci Tech, 35(11/12): S. 11-14

Anonym (2000): Outbreak of gastroenteritis associated with an interactive water fountain at a beachside park - Florida, 1999. MMWR - Morbidity and Mortality Weekly Report, 49: S. 565-568

Anonym (2002a): Protecting the nation's water supplies from terrorist attack. EPA Office of water

Anonym (2002b). Safe drinking water: improving the assessment of microbial safety. Working Party Biotechnology Directorate for Science, Technology and Industry, Committee for Scientific and Technological Policy

Anonym (2004a): Zu einer Häufung von Noroviren-Erkrankungen als Folge verunreinigten Trinkwassers. Epidemiologisches Bulletin, 36: S. 301-302

Anonym (2004b): Zu zwei nosokomialen Legionellose-Ausbrüchen in einem Klinikum im Land Brandenburg. Epidemiologisches Bulletin, 11: S. 89-91

Aramini, J. J., Stephen, C., Dubey, J. P., Engelstoft, C., Schwantje, H. und Ribble, C. S. (1999): Potential contamination of drinking water with *Toxoplasma gondii* oocysts. Epidemiol Infect, 122(2): S. 305-15

Arp, W. (1997): Blaualgen in Brandenburger Gewässern. In: Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V. (Hrsg.): Toxische Cyanobakterien in deutschen Gewässern, Bd. 4, Storkow. S. 52-57

ARW (Hrsg.) (2002): Jahresbericht - 58. Bericht der ARW. ARW Geschäftsstelle der Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.V., Köln

- Atherholt, T.B., LeChevallier, M. W., Norton, W. D. und Rosen, J.S. (1998): Effect of rainfall on Giardia and Crypto. JAWWA, 90(9): S. 66-80
- Auckenthaler, A. und Huggenberger, P. (Hrsg.) (2003): Pathogene Mikroorganismen im Grund- und Trinkwasser. Birkhäuser Verlag, Basel
- Ausschuss für Umwelthygiene (2000): Standards zur Expositionsabschätzung, Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales. Hamburg
- Bailey, T. C. und Gatrell, A. (1995): Interactive spatial data analysis, Longman Scientific & Technical. Essex
- Bailey, T.C. (1998): A review of statistical spatial analysis in GIS. In: Fotheringham, S. (Hrsg.): Spatial analysis and GIS, Taylor & Francis, London. S. 13-44
- Bardossy, A., Giese, H., Grimm-Stele, J. und Barufke, K.-P. (2003): SIMIK + -GIS-implementierte Interpolation von Grundwasserparametern mit Hilfe von Landnutzungs- und Geologiedaten. Hydrologie und Wasserwirtschaft, 47: S. 13-20
- Bartram, J. (1998): Policy and administrative issues. Molecular technologies for safe drinking water, OECD Paris. S. 1-16
- Bartram, J. (2000): Water-borne disease - even in countries like Germany? In: Grohmann, A. (Hrsg.): Trinkwasserhygiene ein weltweites Problem, Bd. 108, Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V. (WaBoLu), Berlin. S. 97-99
- Baumann, M. (2003): Giftmischer wollte Einbecks Trinkwasser verseuchen. Spiegel online,
- BBR (Hrsg.) (2000): Raumordnungsbericht 2000. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung. Bonn
- Becker, A. und Lahmer, W. (1996): Klimawandel und seine Auswirkungen auf den Wasserhaushalt. GWF-Wasser/Abwasser, 137(14): S. 40-50
- Benenson, M. W., Takafuji, E. T., Lemon, S. M., Greenup, R. L. und Sulzer, A. J. (1982): Oocyst-transmitted toxoplasmosis associated with ingestion of contaminated water. N Engl J Med, 307(11): S. 666-9.
- Benkel, D. H., McClure, E. M., Woolard, D., Rullan, J. V., Miller, G. B., Jenkins, S. R., Hershey, J. H., Benson, R. F., Pruckler, J. M., Brown, A., Kolczak, M. S., Hackler, R. L., Rouse, B. S. und Breiman, R. F. (2000): Outbreak of Legionnaires' disease associated with a display whirlpool spa. International J of Epidemiology, 29: S. 1092-1098
- Bergmann, A., Fohrmann, R., Kistemann, T. und Stalleicken, I. (2003): Hygienische Bewertung: Belastetes Grundwasser durch belastetes Oberflächenwasser. BBR, 10: S. 1-10
- Bernhardt, H. (1984): Wasserversorgung aus Trinkwassertalsperren. GWF-Wasser/Abwasser, 125(7): S. 312-322
- BGVV (1996): Fragen und Antworten zum Hazard Analysis and Critical Control Point (HACCP)-Konzept, Berlin
- Blaschke, T. (1997): Landschaftsanalyse und -bewertung im GIS. Forschungen zur Deutschen Landeskunde Bd. Band 243, Deutsche Akademie für Landeskunde. Trier

- BMBF (Hrsg.) (2001): Aktionskonzept "Nachhaltige und wettbewerbsfähige deutsche Wasserwirtschaft". Bundesministerium für Bildung und Forschung. Bonn
- BMELF (Hrsg.) (1993): Landesentwicklung - Schutz der Lebensgrundlage Wasser. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Münster-Hiltrup
- BMU (2002): Elbehochwasser: Bund und Länder vereinbaren gemeinsames Vorgehen
- BMWI (Hrsg.) (2000): BMWI- Forschungsvorhaben: Optionen, Chancen und Rahmenbedingungen einer Marktöffnung für eine nachhaltige Wasserversorgung. Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie
- Boccia, D., Tozzi, A. E., Cotter, B., Rizzo, C., Russo, T., Buttinelli, G., Caprioli, A., Marziano, M. L. und Ruggeri, F. M. (2002): Waterborne outbreak of Norwalk-Like Virus gastroenteritis at a tourist resort, Italy. *Emerging Infectious Diseases*, 8(6): S. 563-568
- Böhm, S., Grimm-Steinle, J., Schmidt, V. und Schneider, B. (2003): Untersuchung der Grundwasserbeschaffenheit in Baden-Württemberg mit Methoden der räumlichen Statistik. *Hydrologie und Wasserwirtschaft*, 47: S. 2-12
- Böhme, M. (2003): EU -Grundwasserrichtlinie - Stand der Diskussion auf EU-Ebene und Konsequenzen für den Grundwasserschutz in Deutschland. In: Dohmann, M. (Hrsg.): 36. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Bd. 190, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, Aachen. S. 36/1-36/5
- Bosch, H. M., Rosenfield, A. B., Huston, R., Shipman, H. R. und Woodward, F. L. (1950): Methemoglobinemia and Minnesota well supplies. *J Am Water Works Assoc*, 42: S. 161-170
- Bosshart, U., Kaiser, H.-P. und Stettler, R. (2003): Hazard Analysis Critical Control Points at the Zurich Water Supply. *Water safety: Conference abstracts*, Bd. 28.-30.04.2003, Berlin. S. 73-86
- Botzenhart, K. (1996): Mikroorganismen im Trinkwasser. *Deutsches Ärzteblatt*, 93(34/35): S. 1692-1694
- Bowie, W. R., King, A. S., Werker, D. H., Isaac-Renton, J. L., Bell, A., Eng, S. B. und Marion, S. A. (1997): Outbreak of toxoplasmosis associated with municipal drinking water. The BC Toxoplasma Investigation Team. *Lancet*, 350(9072): S. 173-7.
- Breiman, R. F., Fields, B. S., Sanden, G. N., Volmer, L., Meier, A. und Spika, J. S. (1990): Association of shower use with Legionnaires' disease. *JAMA*, 263(21): S. 2924-2926
- Briechle, D. und Bucher, B. (1998): Geographisches Informationssystem - ein Instrument für die Wasserversorgung. *gwf Wasser Abwasser*, 139(13): S. 10-14
- Briese, D. (1984): Nutzungskonflikte und ihre Regelung in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren unter besonderer Berücksichtigung des Wegenetzes. Justus-Liebig-Universität, Fachbereich Geowissenschaften. Giessen
- BfR Bundesinstitut für Risikobewertung (2003): Nitrat in diätischen Lebensmitteln für Säuglinge oder Kleinkinder - Neufestsetzung der Höchstmenge. Stellungnahme des BfR vom 26. Februar 2003, Berlin
- Bundesverband Betriebsgastronomie e.V. (Hrsg.) (2003): Hygiene-Richtlinien - Handbuch Gemeinschaftsgastronomie. Behr's Verlag, Hamburg

- Burger, H. und Schafmeister, M.-Th. (2000): Gerichtete Interpolation zur verbesserten Darstellung strömungsabhängiger Grundwasserbeschaffenheitsmerkmale. Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, 2: S. 79-85
- Burmester, D. E. (1982): The new pollution. Groundwater contamination. Environment, 24: S. 33-36
- Burrough, P. (1986): Principles of Geographic Information Systems for land resources assessment. Oxford
- Burrough, P. A. und McDonnell, R. A. (1998): Principles of Geographic Information Systems, Oxford University Press. New York
- Burrows, W. D. und Renner, S. E. (1999): Biological warfare agents as threats to potable water. Environ Health Perspect, 107(12): S. 975-984
- Burt, J. E. und Barber, G.M. (1996): Elementary statistics for geographers Bd. 2, Guilford Press. New York
- Campbell, J. (2002): Bioterrorism: What? Why? and Who? Clinical Laboratory Science, 15(1): S. 6-8
- Carrique-Mas, J., Andersson, Y., Petersen, B., Hedlund, K. O., Sjogren, N. und Glesecke, J. (2003): A Norwalk-like virus waterborne community outbreak in a Swedish village during peak holiday season. Epidemiol Infect, 131(1): S. 737-744
- Castell-Exner, C. (2000): Trinkwasserqualität in Europa - Revision der EG-Trinkwasserrichtlinie. In: Forschungs- u. Entwicklungsinstitut für Industrie- u. Siedlungswasserwirtschaft e.V. (Hrsg.): Revision der EG-Trinkwasserrichtlinie - Konsequenzen für die deutsche Wasserversorgung, Bd. 157, Forschungs- u. Entwicklungsinstitut für Industrie- u. Siedlungswasserwirtschaft e.V., München. S. 7-25
- Castell-Exner, C. (2001): Das Multi-Barrieren-System: Basis für eine sichere und nachhaltige Trinkwasserversorgung. Energie Wasser Praxis, 10: S. 24-29
- Castell-Exner, C., Ließfeld, R. und Mendel, B. (2001): Die neue Trinkwasserverordnung, Teil 1. Energie Wasser Praxis, 4: S. 31-34
- Castell-Exner, C. und Niehues, B. (2002): Das Multi-Barrieren-System - Basis für eine hygienisch sichere und nachhaltige Trinkwasserversorgung. In: Dohmann, M. (Hrsg.): 35. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Bd. 188, Essen. S. 15/1-15/10
- Castell-Exner, C. und Seeliger, P. (2001): Die neue Trinkwasserverordnung. GWF-Wasser/Abwasser, 142(13): S. 68-77
- CDC Centre for Disease Control and Prevention (1994): Addressing emerging infectious disease threats: a prevention strategy for the United States. Mor Mortal Wkly Rep CDC Surveill Summ, 43(5): S. 1-18
- CDC Centre for Disease Control and Prevention (2000): Surveillance for waterborne-disease outbreaks - United States 1997-1998. MMWR, 49(SS04): S. 1-35
- Chilès, J.-P. und Delfiner, P. (1999): Geostatistics - Modeling spatial uncertainty -. New York
- Chorus, I. (1997): Cyanobakterien in Badegewässern und in Trinkwasserressourcen - Notwendigkeit und Möglichkeiten der Regelung. Tagungsbeitrag bei: Statusseminar "Toxische Cyanobakterien", Storkow: Umweltbundesamt

- Chorus, I. (2000): Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 3: S. 323-347
- Claßen, T. (2000): Synergiepotentiale von Trinkwasserschutz und Naturschutz - dargestellt am Beispiel des Einzugsgebiets der Kalltalsperre/ Nordeifel (NRW). Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Geographische Institute. Bonn
- Craun, G. F., Nwachuku, N., Calderon, R. und Craun, M. F. (2002): Outbreaks in drinking-water systems, 1991-1998. *Journal of Environmental Health*, 65(1): S. 16-23
- Curriero, F. C., Patz, J. A., Rose, J. B. und Leie, S. (2001): The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States 1948-1994. *American Journal of Public Health*, 91(8): S. 1194-1199
- Dahab, M. F., Lee, Y. W. und Bogardi, I. (1994): A rule-based fuzzy-set approach to risk analysis of nitrate-contaminated groundwater. *Water Science Technology*, 30(7): S. 45-52
- Dangendorf, F. (2003): Trinkwasserbedingte gastrointestinale Infektionen auch in Deutschland? Eine Analyse der geographischen Verbreitung gastrointestinaler Infektionen mit Berücksichtigung der Trinkwasserversorgungsstruktur am Beispiel des Rheinisch-Bergischen Kreises. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät. Bonn. Dissertationsschrift
- Darling, R. G., Catlett, C. L., Huebner, K. D. und Jarrett, D. G. (2002): Threats in bioterrorism I: CDC category A agents. *Emerg Med Clin N Am*, 20: S. 273-309
- Davison, A., Howard, G., Stevens, M., Callan, P., Fewtrell, L., Deere, D. und Bartram, J. (2003): *Water Safety Plans - Managing drinking-water quality from catchment to consumer*. World Health Organization, Genf
- Davison, A., Howard, G., Stevens, M., Callan, P., Kirby, R., Deere, D. und Bartram, J. (2002): *Water Safety Plans*, Genf
- De Beir, L., Joret, J.-C., Müller, M.-C. und de Mascureau, H. (2003): Vivendi Water: Application of HACCP principles in drinking water. In: Schmoll, O. und Chorus, I. (Hrsg.): *Water safety: Conference abstracts*, Bd. 74, Umweltbundesamt, Berlin. S. 45-50
- De Victoria, J. und Galvan, M. (2001): *Pseudomonas aeruginosa* as an indicator of health risk in water for human consumption. *Water Science Technology*, 43(12): S. 49-52
- Deere, D. (2003): HACCP - catchments and environmental management. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): *Water Safety - Conference Abstracts*, Bd. 28.-30.04.2003, Berlin
- Den Boer, J. W., Yzerman, P. F., Schellekens, J., Lettinga, K. D., Boshuizen, C., Van Steenberghe, J. E., Bosman, A., Van den Hof, S., Van Vliet, H. A., Peeters, M. F., Van Ketel, R. J., Speelman, P., Kool, J. L. und Conyn-Van Spaendonck, M. A. E. (2002): A large outbreak of Legionnaires' disease at a flower show, the Netherlands, 1999. *Emerging Infectious Diseases*, 8(1): S. 37-43
- Denileon, G. P. (2001): The who, what, why and how of counterterrorism issues. *JAWWA*, 93(5): S. 78-85
- Dennis, J. M. (1959): Infectious hepatitis epidemic in Delhi, India. *J Am Water Works Assoc*, 51: S. 1288-1298
- Dieter, H.H. und Grohmann, A. (1995): Grenzwerte für Stoffe in der Umwelt als Instrument der Umwelthygiene. *Bundesgesundheitsblatt*, 5: S. 179-186

DIN (2000): Leitsätze für Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Versorgungsanlagen. Technische Regeln des DVGW, Berlin

Dosch, F. (1996): Ausmaß der Bodenversiegelung und Potenziale zur Entsiegelung. Arbeitspapier BfLR, 1/1996

Dosch, F. (2003): Veränderung der Flächennutzung - Trendrechnungen/ Szenarien. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn

Dosch, F. und Beckmann, G. (1999a): Siedlungsflächenentwicklung in Deutschland - auf Zuwachs programmiert. Informationen zur Raumentwicklung, 8: S. 493-509

Dosch, F. und Beckmann, G. (1999b): Trends und Szenarien der Siedlungsflächenentwicklung bis 2010. Informationen zur Raumentwicklung, 11/12: S. 827-841

dpa: Legionärskrankheit: Auch in Deutschland verbreitet, Rhein-Zeitung online vom 18.03.1999.

dpa: Trinkwasser ungenießbar, Rheinische Post vom 02.08.2001, Düsseldorf.

Duy, T. N., Lam, P. K. S., Schaw, G. R. und Connel, D. W. (2000): Toxicology and Risk Assessment of Freshwater Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins in Water. Rev Environ Contam Toxicol, 163: S. 113-186

DVGW (1999a): W 102 Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete - 2. Teil: Schutzgebiete für Talsperren. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (Hrsg.). Bonn

DVGW (1999b): W 1000 - Anforderungen an Trinkwasserversorgungsunternehmen. Technische Regel. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (Hrsg.). Bonn

DVGW (2000). Leitfaden zur internen Überprüfung der Aufbau- und Ablauforganisation und der technischen Sicherheit von Trinkwasserversorgungsunternehmen nach DVGW-Arbeitsblatt W 1000. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn.

DVGW (2002a): W 102 - Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete. 2. Teil: Schutzgebiete für Talsperren. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (Hrsg.). Bonn

DVGW (2002b): W 1020 - Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen und anderen Abweichungen von Anforderungen der Trinkwasserverordnung. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (Hrsg.). Bonn

DVGW (2002c): W 1050 - Vorsorgeplanung für Notstandsfälle in der öffentlichen Trinkwasserversorgung. Technische Mitteilung Hinweis W 1050, Bonn

DVGW (2003a): Unternehmensleitfaden zur Überprüfung der Organisations- und technischen Sicherheit eines Wasserversorgungsunternehmens im Rahmen des DVGW-Arbeitsblattes W 1000. Teil 3: wasserspezifisch, Bonn

DVGW (2003b): W 1020 - Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen und anderen Abweichungen von den Anforderungen der Trinkwasserverordnung. Technische Mitteilung. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (Hrsg.). Bonn

DVGW (2004): W 101 Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete - 1. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (Hrsg.). Bonn

DVGW (2005): WHO Guidelines for drinking water quality - Kapitel 4: Water Safety Plans. Synopse Englisch/ Deutsch, Bonn

- DWD (2003): Klimatische Wasserbilanz im langjährigen Mittel. http://www.agrowetter.de/news/klim_wasserbilanz_2003.html (23.02.2004)
- Ebel, O.-G. (1999): Qualitätsanforderungen an Trinkwasserversorgungsunternehmen - W 1000. In: Dohmann, M. (Hrsg.): 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Aachen, Aachen
- Eden, K. V., Rosenberg, M. L., Stoopler, M., Wood, B. T. und Highsmith, A. K. (1977): Waterborne gastrointestinal illness at a ski resort: isolation of *Yersinia enterocolitica* from drinking-water. Public Health Rep, 92: S. 245-250
- Egli, T., Köster, W. und Meile, L. (2002): Pathogenic microbes in water and food: changes and challenges. FEMS Microbiology Reviews, 26: S. 111-112
- Ehrenstein, C.: Mehr Schutz für die Ressource Wasser, Die Welt vom 21.03.1998.
- Ehrenstein, C.: Flut wirbelt Schadstoffe in der Elbe wieder auf, Die Welt vom 17.08.2002, Berlin.
- Eikmann, Th. (2000): Benzol - Exposition und Risikoabschätzung. Umweltmed Forsch Prax, 5(6): S. 309-318
- Eitzen, E.M. (1997): Use of biological weapons. In: Sidell, F.R., Takafuji, E. T. und Franz, D.R. (Hrsg.): Medical aspects of chemical and biological warfare, Washington. S. 437-450
- Emmert, M., Gutknecht, T. und Scheck, R. (2004): Sicherheitsaspekte und Maßnahmepläne in der Trinkwasserversorgung - ein Rückblick. GWF-Wasser/Abwasser, 145(11): S. 810-814
- Engel, W. (Hrsg.) (2001a): Anforderungen an die Aufbereitung von Wasser, das aus Oberflächenwasser stammt oder von diesem beeinflusst wird. Die neue Trinkwasserverordnung, IWW, Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung GmbH. IWW, Mülheim an der Ruhr
- Engel, W. (2001b): Trinkwasserschutzgebiete für Talsperren - das neue DVGW-Arbeitsblatt W 102. In: ATT Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (Hrsg.): Zur Bedeutung mikrobiologischer Belastungen für die Trinkwasserversorgung aus Talsperren - eine Zwischenbilanz, Bd. 2, ATT Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V., Siegburg. S. 183-209
- Engelhart, S. (2000): Workplace-related complaints due to exposure to contaminated humidifier water and the VDI guideline 6022. European Journal of Medical Research, 27(5): S. 126
- EPA (1998): Carcinogenic effects of Benzene. Environmental Protection Agency, Washington
- EPA (2004): Atrazine (CASRN 1912-24-9). Environmental Protection Agency, Washington
- Erdogan, Y. (2001): GIS-gestütztes Ressourcenmanagement in der Wasserversorgung. Energie Wasser Praxis, 2: S. 20-21
- Exner, M. (2003a): Aktuelle Entwicklungen auf dem Gebiet der Trinkwasserhygiene - Bericht der Trinkwasserkommission. Umweltmed Forsch Prax, 8(4): S. 199-200
- Exner, M. (2003b): Hygiene und Mikrobiologie - unter besonderer Berücksichtigung der Wasserversorgung - Welche Rolle spielen mikrobiologische Beurteilungsparameter in der modernen Hygiene? Tagungsbeitrag bei: Wasser Berlin, Berlin
- Exner, M. und Engelhart, S. (2002): Bioterrorismus und öffentliche Gesundheit. Umweltmed Forsch Prax, 7(4): S. 247-252

- Exner, M., Feuerpfeil, I. und Gornik, V. (2003): Cryptosporidium, Giardia und andere Dauerformen parasitisch lebender Dauerformen. In: Grohmann, A., Hässelbarth, U. und Schwerdtfeger, W. K. (Hrsg.): Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden, Erich Schmidt Verlag, Berlin. S. 209-225
- Exner, M., Gornik, V. und Kistemann, T. (2001): Charakterisierung; Risikoseinschätzung und Prävention wasserassoziierter Parasitosen. Bundesgesundheitsblatt, 44: S. 358-363
- Exner, M. und Kistemann, T. (2003a): Besteht die Notwendigkeit eines besseren Trinkwasser-Qualitätsmanagements? Tagungsbeitrag bei: Water Safety, Berlin: Umweltbundesamt
- Exner, M. und Kistemann, T. (2003b): Strukturelle Voraussetzungen und Maßnahmen zur Kontrolle der Weiterverbreitung übertragbarer Krankheiten durch Wasser für den menschlichen Gebrauch - Maßnahmenpläne und Störfallmanagement. In: Hässelbarth, U., Grohmann, A. und Schwerdtfeger, W. K. (Hrsg.): Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden, Berlin. S. 149-179
- Exner, M. und Kistemann, T. (unveröff.): Vulnerability of water services to biological attacks, Bonn
- Exner, M., Kramer, M. H. und Pleischl, S. (2002): Strategies for prevention and control of legionnaires' disease in Germany. In: Marre, R. et al. (Hrsg.): Legionella, ASM Press, Washington
- Exner, M. und Tuschewitzki, G.-J. (1994): Aktuelle hygiene-mikrobiologische Aspekte der Trinkwasserhygiene. Forum Städte-Hygiene, 45: S. 57-63
- Fehr, R. (1995): Aspekte der quantitativen Risikoabschätzung. In: Fehr, R. und Vogt, A. (Hrsg.): Vernetzung von Informationsstrukturen für umweltbezogenen Gesundheitsschutz., Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst NRW, Bielefeld. S. 81-90
- Fehr, R., Mekel, O., Lacombe, M. und Wolf, U. (2003): Towards health impact assessment of drinking water privatization - the example of waterborne carcinogens in North Rhine Westphalia (Germany). Bull World Health Organ, 81(6): S. 408-414
- Ferroni, A., Nguyen, L., Pron, B., Quesne, G., Brusset, M. C. und Berche, P. (1998): Outbreak of nosocomial urinary tract infections due to Pseudomonas aeruginosa in a paediatric surgical unit associated with tap water. Journal Of Hospital Infection, 39(4): S. 201-307
- Feuerpfeil (2001): Empfehlung zur Vermeidung von Kontaminationen des Trinkwassers mit Parasiten. Bekanntmachung des Umweltbundesamtes, Berlin
- Feuerpfeil, I. und Szewzyk, R. (2003): E.Coli, coliforme Bakterien und Enterokokken. In: Grohmann, A., Hässelbarth, U. und Schwerdtfeger, W. K. (Hrsg.): Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden, Erich Schmidt Verlag, Berlin. S. 201-208
- Fewtrell, L. (2004): Drinking-water nitrate, Methemoglobinemia, and the global burden of disease: a discussion. Environ Health Perspect, 112(14): S. 1371-1374
- Fleige, H., Müller, U., Scheffer, B., Schültken, H. und Tschirsich, C. (Hrsg.) (1996): Wasserwirtschaftliche Forderungen an die Landnutzungsplanung zur Verminderung des Nitrataustrags insbesondere in Wasserschutzgebieten. DVWK-Schriften 111, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Bonn

- Flinspach, D. (1996): Lehr- und Handbuch zur Wasserversorgung 1. Wassergewinnung und Wasserwirtschaft. DVGW Deutscher Verband des Gas- und Wasserfaches e.V. (Hrsg.), Oldenbourg Verlag. München
- Flinspach, D. und Mehlhorn, H. (1994): Prinzipien der öffentlichen Wasserversorgung. In: Landeswasserversorgung, ZV (Hrsg.): Schriftenreihe Zweckverband Landeswasserversorgung, Bd. 14, Zweckverband Landeswasserversorgung. S. 3-4
- Foran, J. A. und Brosnan, T. M. (2000): Early warning systems for hazardous biological agents in potable water. *Environ Health Perspect*, 108(10): S. 993-5
- Ford, T. E. (2001): Response on Homler, H.: Are water supplies safe from bioterrorism. *Postgraduate Medicine*, 109(1): S. 18
- Ford, T. E. und Mc Kenzie, W. R. (2000): How safe is our drinking water? *Postgraduate Medicine*, 108(4): S. 11-14
- Foster, J. A. und McDonald, A. T. (2000): Assessing pollution risks to water supply intakes using geographical information systems (GIS). *Environmental Modelling & Software*, 15: S. 225-234
- Fricke, W. (2001): Der langjährige Niederschlagstrend am Hohenpeißenberg: Die Bedeutung von Extremwerten. GAW Brief des Deutschen Wetterdienstes, Juli 2001
- Frimmel, F. H. (2000): Wasserprobleme in Deutschland. In: Weigert, B., Drewes, J.E., Lühr, H.-P., Steinberg, Chr. und Franke, P. (Hrsg.): Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen, Bd. 6, Wasserforschung e.V., Berlin. S. 1-10
- Fünfgeld, L. (2002): Legionellenprävention in Trinkwassererwärmungsanlagen - Literaturanalyse und Entwicklung eines technisch-wirtschaftlichen Konzeptes für das Carl-Thiem-Klinikum in Cottbus. Humboldt-Universität zu Berlin, Medizinische Fakultät Charité. Berlin
- Fürst, J. (2004): GIS in Hydrologie und Wasserwirtschaft, Wichmann Verlag. Heidelberg
- Furtado, C., Adak, G. K., Stuart, J. M., Wall, P. G., Evans, H. S. und Casemore, D. P. (1998): Outbreaks of waterborne infectious intestinal disease in England and Wales, 1992-5. *Epidemiol Infect*, 121: S. 109-119
- Garbe, F. (2002): Entwicklung von Sicherheitsstandards für Talsperren in Deutschland
- Gärtner, A. (1915): Die Hygiene des Wassers - Gesundheitliche Bewertung, Schutz, Verbesserung und Untersuchung der Wässer., Friedr. Vieweg & Sohn. Braunschweig
- Geologisches Landesamt NRW (1986): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:100.000 - Erläuterungen. Krefeld
- Glaberman, S., Moore, J. E., Lowery, C. J., M., Chalmers R., Sulaiman, I., Elwin, K., Rooney, P. J., Millar, B. C., Dooley, J. S. G., Lal, A. A. und Xiao, L. H. (2002): Three drinking water-associated cryptosporidiosis outbreaks, Northern Ireland. *Emerging Infectious Diseases*, 8(6): S. 631-633
- Glässer, E. (1978): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 122/123 Köln-Aachen. In: Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (Hrsg.): Geographische Landesaufnahme 1:200.000 Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Bad Godesberg
- Gleeson, C. und Gray, N. (1997): The coliform index and waterborne disease - problems of microbial drinking water assessment, E&FN Spon. London

- Goodchild, M.F. (1993): Ten years ahead: Dobson's automated Geography in 1993. *Professional Geographer*, 45: S. 444-445
- Goodchild, M.F. (2003): Spatial Interpolation. Unpublished lecture notes, <http://www.geog.ucsb.edu/good/176b/a15.html> (Juli 2004)
- Gornik, V., Behringer, K. und Exner, M. (2001): Erster Giardiasisausbruch im Zusammenhang mit kontaminiertem Trinkwasser in Deutschland. *Bundesgesundheitsblatt*, 44: S. 351-357
- Gotz, H. M., Tegnell, A., de Jong, B., Broholm, K. A. , Kuusi, M., Kallings, I. und Ekdahl, K. (2001): A whirlpool associated outbreak of Pontiac fever at a hotel in Northern Sweden. *Epidemiol Infect*, 126(2): S. 241-247
- Grabert, H. (1998): Abriss der Hydrogeologie von Nordrhein-Westfalen. Stuttgart
- Grieser, J. und Beck, C. (2003): Extremniederschläge in Deutschland: Zufall oder Zeichen? In: DWD (Hrsg.): Klimastatusbericht 2002, DWD, Offenbach. S. 142-151
- Grohmann, A. (2000): Die neue DIN 2000 - Leitsätze für die zentrale Trinkwasserversorgung. *GWF-Wasser/Abwasser*, 141(13): S. 82-86
- Grohmann, A. (2001a): Chlor - kein Heilmittel für sichere Trinkwasserversorgung. *Bundesgesundheitsblatt*, 44: S. 350
- Grohmann, A. (2001b): Das Multi-Barrieren-System zum Schutz des Trinkwassers, insbesondere vor Krankheitserreger. In: ATT Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (Hrsg.): Zur Bedeutung mikrobiologischer Belastungen für die Trinkwasserversorgung aus Talsperren - eine Zwischenbilanz, Bd. 2, ATT Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren, Siegburg. S. 169-179
- Groover, C. (2003): Better sharing of water utility security incidents still needed. http://www.miwater.org/awwa/Whats_New_Archives/092003%20security%20bulletin.htm (Dezember 2005)
- Grünewald, U. und Sündermann, J. (2001): Überschwemmungen. In: Plate, E. J. und Merz, B. (Hrsg.): Naturkatastrophen - Ursachen - Auswirkungen - Vorsorge, Stuttgart. S. 159-189
- Gubler, D. J., Reiter, P., Ebi, K. L., Yap, W., Nasci, R. und Patz, J. A. (2001): Climate variability and change in the United States: potential impacts on vector- and rodent-borne disease. *Environ Health Perspect*, 109(2): S. 223-233
- Haakh, F. (1998): Grundwasserschutz und Trinkwassergewinnung. *GWF-Wasser/Abwasser*, 139(7): S. 431-440
- Haberer, K. (1980): Aufbereitung von Wasser aus Fließgewässern. In: DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (Hrsg.): DVGW Fortbildungskurse Wasserversorgungstechnik für Ingenieure und Naturwissenschaftler Kurs 6: Wasseraufbereitungstechnik, Bd. 206, DVGW, Eschborn. S. 24-1 bis 24-19
- Häfliger, D., Hübner, P. und Lüthy, J. (2000): Outbreak of viral gastroenteritis due to sewage-contaminated drinking water. *Int J Food Microbiol*, 54(1-2): S. 123-6.
- Harrison, S. L. (2002): Managing a large outbreak of cryptosporidiosis: how to investigate and when to decide to lift a "boil water" notice. *Commun Dis Public Health*, 5(3): S. 230-239
- Hauenheim, W. und Langer, E. (2003): Sicherheit effizient gestalten: Das DVGW-TSM für Versorgungsunternehmen. *Energie Wasser Praxis*, 9: S. 2003

- Hauswirth, S. (2001): Überwachung des Trinkwassers durch das Gesundheitsamt (§§18-21). In: IWW Institut für Wasserforschung (Hrsg.): Die neue Trinkwasserverordnung, Bd. 33, Mülheim an der Ruhr. S. 373-403
- Havelaar, A. H. (1994): Application of HACCP to drinking water supply. *Food Control*, 5(3): S. 145-152
- Havelaar, A. H., de Hollander, A. E. M., Teunis, P. F., Evers, E. G., Van Kranen, H. J., Versteegh, J., van Koten, J. E. M. und Slob, W. (2000): Balancing the risks and benefits of drinking water disinfection: Disability Adjusted Life-Years on the scale. *Environ Health Perspect*, 108(4): S. 315-321
- Havelaar, A. H. und Melse, J. M. (2003): Quantifying public health risks in the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality. rivm Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven
- Hein, A. und Neumann, F. (2001): Wasserwirtschaft als Zukunfts- und internationaler Wachstumsmarkt. *GWF-Wasser/Abwasser*, 142(4): S. 279-286
- Helmreich, B. (2001): Endokrin wirksame Stoffe in aquatischen Systemen. *Wasser & Boden*, 53(1+2): S. 4-9
- Henderson, D.A. (1998): Bioterrorism as a public health threat. *Emerg Infect Dis*, 4(3)
- Herbarth, O., Krumbiegel, P., Fritz, G.J., Richter, M., Schlink, U., Müller, D. M. und Richter, T. (2001): *Helicobacter pylori* prevalences and risk factor among school beginners in a German Urban Center and its rural county. *Environ Health Perspect*, 109(6): S. 573-577
- Hinterding, A. (2001a): Das Variogram - Modellierung räumlicher Autokorrelation. www.uni-klu.ac.at/geo/lv_online/NumMod/Raum_InterpolKriging_Seminar_2_Teil.html (Januar 2004)
- Hinterding, A. (2001b): Nichtstatistische Verfahren zur räumlichen Interpolation, Teil 1. http://ifgivor.uni-muenster.de/vorlesungen/Num_Modellierung/Raum_Interpol/KrigingSeminar_1_Teil.html (Januar 2004)
- Hofer, F. (2003): Anfälligkeit der deutschen Trinkwasserversorgung hinsichtlich bioterroristischer Anschläge. Universität Bonn, Geographisches Institut. Bonn
- Hoffman, B. (2002): Terrorismus - der ungeklärte Krieg. Frankfurt/ Main
- Hojbjerg, T., Grove, O. und Rudiengaard, P. G. (1992): *Pseudomonas bacteremia* developing after whirlpool bath. *Ugeskr Laeger*, 154(49): S. 3510-3511
- Holme, R. (2003): Drinking water contamination in Walkerton, Ontario: positive resolutions from a tragic event. *Water Science Technology*, 47(3): S. 1-6
- Hölting, B. (1996): Hydrogeologie, Enke Verlag. Stuttgart
- Holzer, E. und Ruckdeschel, G. (1979): Legionnaires' disease in Germany. *Infection*, 7(3): S. 149
- Hoornstra, E., Northolt, M. D., Notermans, S. und Barendsz, A. W. (2001): The use of quantitative risk assessment in HACCP. *Food Control*, 12: S. 229-234
- Höring, H. und Chapman, D. (Hrsg.) (2004): Nitrate and nitrite in drinking water. WHO drinking water series. IWA Publishing, London

- Hötzl, H. und Witthüser, K. (Hrsg.) (1999): Methoden für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit. DVWK-Schriften, DVWK (Hrsg.). Bd. 125. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn
- Hrudey, S. E., Payment, P., Huck, P. M., Gillham, R. W. und J., Hrudey E. (2003): A fatal waterborne disease epidemic in Walkerton, Ontario: comparison with other waterborne outbreaks in the developed world. *Water Science Technology*, 47(3): S. 7-14
- Hughes, J. M. (1999): The emerging threat of bioterrorism. *Emerg Infect Dis*, 5(4): S. 494-495
- Hunter, P. R. (1997a): Viral hepatitis. *Waterborne Disease Epidemiology and Ecology*, Wiley & Sons, Chichester. S. 206-221
- Hunter, P. R. (1997b): *Waterborne Diseases. Epidemiology and Ecology*. Chichester
- Hunter, P. R. (2002): Climate change and waterborne and vector-borne disease. *Journal of Applied Microbiology*, 94: S. 37-46
- Hunter, P. R., Syed, Q. und Naumova, E. N. (2001): Possible undetected outbreaks of cryptosporidiosis in areas of the north west of England supplied by an unfiltered surface water source. *Commun Dis Public Health*, 4(2): S. 136-138
- Hunter, P. R., Waite, M. und Ronchi, E. (2003): *Drinking Water and Infectious Diseases. Establishing the Links*, IWA International Waterworks Association. London
- Hydrogeologisches Büro Prof. Dr. H. Losen (2001): *Hydrogeologisches Gutachten für die Ausweisung von Grundwasserschutzzonen für das Wasserwerk Niederkassel*. Köln
- IAWR (Hrsg.) (2005): *Grundwassermemorandum 2004*. Internationale Arbeitsgemeinschaft der der Wasserwerke im Rheinstromgebiet , Köln
- IPCC (2001): *Klimaänderung 2001- Synthesebericht. Ein Bericht des zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderung. (IPCC), Intergovernmental Panel on climate change (Hrsg.), IPCC*. Bern
- Isaac-Renton, J., Bowie, W. R., King, A., Irwin, G. S., Ong, C. S., Fung, C. P., Shokeir, M. O. und Dubey, J. P. (1998): Detection of *Toxoplasma gondii* oocysts in drinking water. *Appl Environ Microbiol*, 64(6): S. 2278-80.
- IWA (2005): *Die Bonner Charta für sicheres Trinkwasser*. *GWF-Wasser/Abwasser*, 146(4): S. 353-358
- Jannemann, T. B. (1996): *Qualitätsmanagementsysteme nach DIN EN ISO 9000 ff. GWF-Wasser/Abwasser*, 137: S. 89-95
- Jenewein, D. (2001): Die 2. EG Trinkwasser-Richtlinie. In: *IWW Institut für Wasserforschung (Hrsg.): Die neue Trinkwasserverordnung*, Bd. 33, IWW Institut für Wasserforschung, Mülheim an der Ruhr. S. 19-31
- Johnston, K., Ver Hoef, J.M., Krivoruchko, K. und Lucas, N. (2001): *Using ArcGIS Geostatistical Analyst*, ESRI Press
- Jones, T. F., Benson, R. F., Brown, E. W., Rowland, J. R., Crosier, S. C. und Schaffner, W. (2003): Epidemiologic investigation of a restaurant-associated outbreak of pontiac fever. *Clinical Infectious Disease*, 37(15): S. 1292-1297
- Joseph, C. A. (2004): Legionnaires' disease in Europe 2000-2002. *Epidemiol Infect*, 132: S. 417-424

- Joseph, C. A., Harrison, T. G., Iijic-Car, D. und Barlett, C. L. (1998): Legionnaires´disease in residents of England and Wales 1997. *Commun Dis Public Heath*, 1(4): S. 252-258
- Journel, A.G. und Hujbregts, Ch. J. (1978): *Mining Geostatistics*, Academic Press. London
- Junge, H. und Stolpe, H. (1998): Langfristige Sicherung der Trinkwasserversorgung in urbanen Räumen - Grenzen und Widerstand bei der Entwicklung und Umsetzung von Wasserschutzkonzepten. In: Weigert, B., Drewes, J.E., Lühr, H.-P., Steinberg, Chr. und Franke, P. (Hrsg.): *Wasserwirtschaft in urbanen Räumen*, Bd. 3, Berlin. S. 101-111
- Jütte, R. (1997): Seuchen im Spiegel der Geschichte. *Spektrum der Wissenschaft*, 3: S. 6-13
- Kahl, R. und Timm, J. (2003): Risikobewertung - Der Beitrag der Wissenschaft zum Umgang mit den Risiken durch chemische Stoffe. *Bundesgesundheitsblatt*, 46: S. 371-377
- Kaplan, J. E., Gary, G. W., Baron, R. C., Singh, N., Schonberger, L. B., Feldman, R. und Greenberg, H. B. (1982a): Epidemiology of Norwalk gastroenteritis and the role of Norwalk virus in outbreaks of acute nonbacterial gastroenteritis. *Ann Intern Med*, 96(6 Pt 1): S. 756-761
- Kaplan, J. E., Goodman, R. A., Schonberger, L. B., Lippy, E. C. und Gary, G. W. (1982b): Gastroenteritis due to Norwalk virus: an outbreak associated with a municipal water system. *J Infect Dis*, 146(2): S. 190-7.
- Karanis, P., Schoenen, D., Maier, W. A. und Seitz, H. M. (1993): Trinkwasser und Parasiten. *Immun Infekt*, 21(5): S. 132-136
- Karanis, P. und Seitz, H. M. (1996): Vorkommen und Verbreitung von *Giardia* und *Cryptosporidium* im Roh- und Trinkwasser von Oberflächenwasserwerken. *GWF-Wasser/Abwasser*, 137(2): S. 94-99
- Kaupe, M., Renneberg, M. und Schmitt, M. (2000): Einführung und Einsatz eines Wasserwirtschaftlichen Informationssystems (WIS) in einem Wasserversorgungsunternehmen. *GWF-Wasser/Abwasser*, 141(13): S. 6
- Kelsall, J.E. und Diggle, P.J. (1995): Kernel estimation of relative risk. *Bernoulli*, 1: S. 3-16
- Khan, A. S., Levitt, A.M. und Sage, M.J. (2000): Biological and chemical terrorism: strategic plan for preparedness and response. CDC Centre for Disease Control and Prevention, Atlanta
- Khan, A. S., Swerdlow, D. L. und Juranek, D. D. (2001): Precautions against biological and chemical terrorism directed at food and water supplies. *Public Health Rep*, 116(1): S. 3-14.
- Kistemann, T. (1993): Leichtflüchtige halogenorganische Verbindungen im Grundwasser der rechtsrheinischen Niederterrasse zwischen der Sieg und Köln-Porz. Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn, Hohe Medizinische Fakultät. Bonn
- Kistemann, T. (1997): Trinkwasserinfektionen in hochentwickelten Versorgungsstrukturen. *Geographische Rundschau*, 49(4): S. 210-215
- Kistemann, T. (2002): Trinkwasser-bedingte Infektionsausbrüche - eine unterschätzte Gefahr? Ein Vergleich zwischen Deutschland und Schweden. Öffentliche Antrittsvorlesung am 18. Juli 2002, Bonn
- Kistemann, T. (2005): Hygienisch-mikrobiologische Risiken von Großgebäude-Wasserinstallationen. IKZ-Haustechnik (Sonderdruck),

- Kistemann, T., Claßen, T. und Exner, M. (2003): Der erste Giardiasis-Ausbruch durch Trinkwasser in Deutschland. *BBR*, 7: S. 40-46
- Kistemann, T., Classen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V. und Exner, M. (2002): Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Appl Environ Microbiol*, 68(5): S. 2188-97.
- Kistemann, T., Dangendorf, F. und Exner, M. (2001a): A Geographical Information System (GIS) as a tool for microbial risk assessment in catchment areas of drinking water reservoirs. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203(3): S. 225-233
- Kistemann, T., Dangendorf, F., Koch, C., Fischeder, R. und Exner, M. (1998): Mikrobielle Belastung von Trinkwassertalsperren-Zuläufen in Abhängigkeit vom Einzugsgebiet. *GWF-Wasser/Abwasser*, 139(15): S. 17-22
- Kistemann, T. und Exner, M. (2000): Bedrohung durch Infektionskrankheiten? *Deutsches Ärzteblatt*, 97(5): S. 3-7
- Kistemann, T., Herbst, S., Dangendorf, F. und Exner, M. (2001b): GIS-based analysis of drinking-water supply structures: a module for microbial risk assessment. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203: S. 301-310
- KIWA Water Research (2005): Estimation of the consumption of cold tap water for microbial risk assessment, KIWA. Groningen
- KLIWA (2002): Statusbericht 2001. Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. <http://www.kliwa.de/de/neues/media/KLIWA-Statusbericht%202001.pdf> (September 2004)
- Klößner, G. (2005): Infektionskrankheiten - Aspekte der Meldepflicht. Hohe Medizinische Fakultät der Universität Bonn. Bonn. Dissertationsschrift
- Kopp, H.-J. (1998): Qualitätssicherung und HACCP bei Lebensmitteln Bd. 578, expert Verlag. Renningen-Malmsheim
- Kramer, M. H., Herwaldt, B. L., Craun, G. F., Calderon, R. L. und Juranek, D. D. (1996): Surveillance for waterborne-disease outbreaks-United States, 1993-1994. *Mor Mortal Wkly Rep CDC Surveill Summ*, 45(1): S. 1-33.
- Krämer, R. (2001): Maßnahmen zur Reduzierung von Einträgen aus der Landwirtschaft. In: ATT, Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (Hrsg.): Zur Bedeutung mikrobieller Belastungen für die Trinkwasserversorgung aus Talsperren, ATT, Siegburg. S. 129-140
- Krewski, D., Balbus, J., Butler-Jones, D., Haas, C. N., Isaac-Renton, J., Roberts, K. und Sinclair, M. (2001): A review of managing health risks from drinking water: a background paper for the Walkerton inquiry. Ontario
- Kühn, W. und Baldauf, G. (1996): Problematische Wasserinhaltsstoffe - Konsequenzen für die Trinkwasseraufbereitung. *GWF-Wasser/Abwasser*, 137(14): S. 110-123
- Kukkula, M., Arstila, P., Klossner, M. L., Maunula, L., Bonsdorff, C. H. und Jaatinen, P. (1997): Waterborne outbreak of viral gastroenteritis. *Scand J Infect Dis*, 29(4): S. 415-8.
- Lacombe, M. (2001): Das Störfall-Konzept des Landes Nordrhein-Westfalen. In: IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung (Hrsg.): Die neue Trinkwasserverordnung, Bd. 33, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung, Mülheim an der Ruhr. S. 405-413

- Lahmeyer International (1997): Grundwassermodell für den Großraum Köln rrrh. - Endbericht im Auftrag der RGW Rechtsrheinischen Gas- und Wasserversorgung AG, Köln
- Lake, I. R., Lovett, A. A., Hiscock, K. M., Betson, M., Foley, A., Sünneberg, G., Evers, S. und Fletcher, S. (2003): Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potential of GIS. *Journal of Environmental Management*, 68: S. 315-328
- Laqueur, W. (2001): Die globale Bedrohung - neue Gefahren des Terrorismus. München
- Lathi, K., Rapala, J., Kivimäki, A.-L., Kukkonen, J., Niemelä, M. und Sivonen, K. (2001): Occurrence of microcystins in raw water sources and treated drinking water of Finnish waterworks. *Water Science Technology*, 43(12): S. 225-228
- Laursen, E., Mygind, O., Rasmussen, B. und Ronne, T. (1994): Gastroenteritis: a waterborne outbreak affecting 1600 people in a small Danish town. *Journal of Epidemiology*, 48: S. 453-458
- LAWA (1998): Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken in der Bundesrepublik Deutschland mit mehr als 0,3 hm³ Speicherraum. (LAWA), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Kulturbuchverlag. Berlin
- Lawson, H. W., Braun, M. M., Glass, R. I., Stine, S. E., Monroe, S. S., Atrash, H. K., Lee, L. E. und Engler, S. J. (1991): Waterborne outbreak of Norwalk virus gastroenteritis at a southwest US resort: role of geological formations in contamination of well water. *Lancet*, 337(8751): S. 1200-4.
- Leclerc, H., Schwartzbrod, L. und Dei-Cas, E. (2002): Microbial agents associated with waterborne diseases. *Critical Reviews in Microbiology*, 28(4): S. 371-409
- Leonard, K.-W. und Naumann, P. (2002): Managementsysteme - Begriffe. e.V., Deutsche Gesellschaft für Qualität (Hrsg.) Bd. 11-04. Berlin
- Levin, R. B., Epstein, P. R., Ford, T. E., Harrington, W., Olson, E. und Reichard, E. G. (2002): U.S. drinking water challenges in the Twenty-First-Century. *Environ Health Perspect*, 110: S. 43-52
- Levine, N. (2002): The crime stat program: characteristics, use and audience. Tagungsbeitrag bei: Proceedings of the SCISS Specialist Meeting "New Tools for Spatial Data Analysis, Santa Barbara, California. <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/csiss/papers/levine.pdf> (Dezember 2005)
- Li, J. S., O'Brien, E. D. und Guest, C. (2002): A review of national legionellosis surveillance in Australia 1991 to 2000. *Commun Dis Intell*, 26(3): S. 461-468
- Liebig, W. (1999): Desktop-GIS mit ArcView GIS Bd. 2, Wichmann Verlag. Karlsruhe
- Ließfeld, R., Mendel, B. und Castell-Exner, C. (2001): Trinkwasserverordnung im Überblick. Übersicht über die Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung, Bonn
- Lin, T. Y., Twu, S. J., Ho, M. S., Chang, L. Y. und Lee, C. Y. (2003): Enterovirus 71 outbreaks, Taiwan: occurrence and recognition. *Emerg Infect Dis*, 9(3): S. 291-293
- Lindner, W. (2001a): Technische und organisatorische Anforderungen an kleine und mittlere Wasserversorgungsunternehmen. In: Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft e.V. (Hrsg.): Liberalisierung - Deregulierung - Privatisierung - Europäische Wassermärkte im Umbruch, Bd. 162, Stuttgart. S. 39-49
- Lindner, W. (2001b): Technisches Sicherheitsmanagement "Wasser" - Erste Erfahrungen mit der Umsetzung des DVGW-Arbeitsblattes W 1000. *GWF-Wasser/Abwasser*, 142(13): S. 1-4

- Lindner, W. und Sattler, R. (2001): Technisches Sicherheitsmanagement Wasser. Energie Wasser Praxis, 1: S. 9-11
- Lippy, E. C. und C., Waltrip S. (1984): Waterborne disease outbreaks - 1946-1980: a thirty-five-year perspective. JAWWA Research and Technology: S. 60-67
- Ljungstrom, I. und Castor, B. (1992): Immune response to Giardia lamblia in a water-borne outbreak of giardiasis in Sweden. J Med Microbiol, 36(5): S. 347-352
- Longley, P.A., Goodchild, M.F., Maguire, D.J. und Rhind, D. W. (2001): Geographic information system and science, Wiley. New York
- Lopez-Pila, J.M. (2003): Virenfunde im Grundwasser und Qualitätssicherung bei der künstlichen Grundwasseranreicherung. In: Grohmann, A., Hässelbarth, U. und Schwerdtfeger, W. K. (Hrsg.): Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden, Erich Schmidt Verlag, Berlin. S. 237-241
- Lory, E. und Cannon, S. (2002): Potable water CBR contamination and countermeasures. Tagungsbeitrag bei: NBC Defence Collective Protection Conference. www.ssc.army.mil/soldier/jocotas/colProPapers/Hock.pdf (September 2005)
- Lowis, J. (1998): Drüber und Drunter - Schutzgemeinschaft Boden und Wasser im Langelener Bogen. Köln
- Lu, F.C. und Sielken, R.L. (1991): Assessment of Safety-risk of chemicals: inception and evaluation of the ADI and dose-response modeling procedures. Minireview of Toxicological Letters, 59: S. 5-40
- LUA (2002): Gewässergütebericht 2001 Nordrhein-Westfalen. Essen
- Mac Kenzie, W. R., Hoxie, N. J., Proctor, M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., Kazmierczak, J. J., Addiss, D. G., Fox, K. R., Rose, J. B. und et, a .l (1994): A massive outbreak in Milwaukee of cryptosporidium infection transmitted through the public water supply. N Engl J Med, 331(3): S. 161-7
- Maier, M. (2005): Wie sollen sich die Wasserversorgungsunternehmen an der Umsetzung der Wasser-rahmenrichtlinie beteiligen. GWF-Wasser/Abwasser, 146(13): S. S37-S40
- Marks, R. (Hrsg.) (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. Forschungen zur Deutschen Landeskunde, (Hrsg.). Bd. 229. Trier
- Marshall, M. M. (1997): Waterborne protozoan pathogens. Clinical Microbiology Reviews, 10(1): S. 67-85
- Mathéron, G. (1971): The theory of regionalized variables and its applications. Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau Bd. 5. Fontainebleau
- Mayer, W. (2002): Versorgungsverhältnisse, Netzkapazitäten? GIS-Daten geben Auskunft! Energie Wasser Praxis, 11: S. 8-13
- McAnulty, J. M., Rubin, G. L., Carvan, C. T., Huntley, E. J., Grohmann, G. und Hunter, R. (1993): An outbreak of Norwalk-like gastroenteritis associated with contaminated drinking water at a caravan park. Aust J Public Health, 17(1): S. 36-41
- McCoy, J. und Johnson, K. (2002): Using ArcGIS Spatial Analyst. Esri Press

- Medema, G. J. (2001): Approaches to safe drinking water from surface water - international view about the issue. In: ATT, Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (Hrsg.): Zur Bedeutung mikrobiologischer Belastungen für die Trinkwasserversorgung aus Talsperren - eine Zwischenbilanz, Bd. 2, Oldenbourg Verlag, München. S. 29-47
- Medema, G. J. und Smeets, P. (2004): The interaction between Quantitative Microbial risk assessment and risk management in the Water Safety Plan, Delft
- Medema, G. J., Smeets, P. und Esveld-Amanatidou, A. (2003): Risk assessment und risk management: establishing the links
- Mehlhorn, H. (1999): Stand der Diskussion zur neuen DIN 2000 - Leitsätze der deutschen Wasserversorgung. In: Dohmann, M. (Hrsg.): 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Bd. 172, Aachen
- Mekel, O., Zielke, S. und Fehr, R. (2004): Quantitative Risikoabschätzung - Möglichkeiten und Grenzen ihres Einsatzes für umweltbezogenen Gesundheitsschutz in Nordrhein-Westfalen - Bericht 1: Sachstand und Entwicklungsperspektiven. Bielefeld: Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst NRW. Materialien Umwelt und Gesundheit 51, LÖGD (Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst NRW). Bielefeld
- Merritt, A., Miles, R. und Bates, J. (1999): An outbreak of *Campylobacter* enteritis on an island resort, north Queensland. *Commun Dis Intell*, 23(8): S. 215-219
- Metge, S., Brodard, E. und Conan, M. (2003): Lyonnaise des Eaux: Application of HACCP principles in drinking water. Tagungsbeitrag bei: Water Safety, Berlin: Umweltbundesamt
- Michels, J., Track, T., Gehrke, U. und Sell, D. (2001): Leitfaden "Biologische Verfahren zur Boden-sanierung" im Auftrag des BMBF (Förderzeichen 149 1064). Umweltbundesamt (Hrsg.). Berlin
- Mitchell, A. (1999): GIS Analysis Bd. 1. Redlands, Kalifornien
- MOH (2001): How to prepare and develop Public Health Risk Management Plans for Drinking Water Supplies, Melbourne
- Mohs, B. und Meiners, H.G. (1993): Kriterien des Bodenschutzes bei der Ver- und Entsiegelung von Böden. UFO-Plan FB 94-123. Berlin
- Mollenhauer, K. (1983): Landnutzung in Einzugsgebieten von Wasserwerken und Trinkwassertalsperren. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 24: S. 186-192
- Montforts, M. H. M. M. (2004): Methodological aspects concerning the environmental risk assessment for medicinal products - research challenges. In: Kümmerer, K. (Hrsg.): *Pharmaceuticals in the environment*, Springer, Berlin. S. 439-462
- Moran, G. J. (2002): Threats in bioterrorism II: CDC category B and C agents. *Emerg Med Clin N Am*, 20: S. 311-330
- Mortimore, S., Wallace, C. und Cassianos, C. (2002): HACCP - Ein Praxisleitfaden für Mitarbeiter in der Lebensmittelbranche, Behr's Verlag. Hamburg
- MUNLV (2003): Hygienische Bewertung der Belastung des Rohwassers des Wasserwerkes Weiler der GEW Rheinenergie AG, Köln, durch die Versickerung von mit gereinigtem Abwasser belastetem Oberflächenwasser des Glessener Baches in der Großen Laache. Abschlußbericht

- MUNLV und LUA (Hrsg.) (2002): Grundwasserbericht Nordrhein-Westfalen 2000. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf
- Musiak, K. und Schiffmann, L. (2002): Störfallmanagement für Wasserversorgungsanlagen gemäß Trinkwasserverordnung 2001. GWF-Wasser/Abwasser, 143(11): S. 796-800
- Mutschler, E. (1996): Arzneimittelwirkungen. Lehrbuch der Pharmakologie und Toxikologie, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH. Stuttgart
- Nechwatal, R., Ehret, W., Klatt, O.J., Zeissler, H.-J., Prull, A. und Lutz, H. (1993): Nosocomial outbreak of Legionellosis in a rehabilitation center. Demonstration of potable water as a source. *Infection*, 21(4): S. 235-240
- NHMRC und ARMCANZ (2002): Framework for Management of Drinking Water Quality - A preventive strategy from catchment to consumer. Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand (Hrsg.). Unpublished
- NHMRC & ARMCANZ (Hrsg.) (2002): Framework for Management of Drinking Water Quality - A preventive strategy from catchment to consumer. National Health and Medical Research Council Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Unpublished
- Niehues, B. und Castell-Exner, C. (2004): Grundwasser-Richtlinie. *Energie Wasser Praxis*, 01/2004: S. 43-44
- NRC (Hrsg.) (1983): Risk assessment in the federal government: Managing the process. National Research Council. National Academy Press, Washington DC.
- Nygaard, K., Vold, L., Halvorsen, E., Bringeland, E., Rottingen, J. A. und Aavitsland, P. (2004): Waterborne outbreak of gastroenteritis in a religious summer camp in Norway. *Epidemiol Infect*, 132(2): S. 223-229
- O'Sullivan, D. und Unwin, D. J. (2003): *Geographic Information Analysis*, Wiley. New Jersey
- Osterholm, M. T., Chin, T. D., Osborne, D. O., Dull, H. B., Dean, A. G., Fraser, D. W., Hayer, P. S. und Hall, W. N. (1983): A 1957 outbreak of Legionnaires' disease associated with a meat packing plant. *Am J Epidemiol*, 117(1): S. 60-67
- Ostroff, S. M., Kapperud, G., Hutwagner, L. C., Nesbakken, T., Bean, N. H., Lassen, J. und Tauxe, R. V. (1994): Sources of sporadic *Yersinia enterocolitica* infections in Norway: a prospective case-control study. *Epidemiol Infect*, 112(1): S. 133-141
- Overath, H. (2001): Einige Anmerkungen zur 2. Europäischen Trinkwasserrichtlinie. In: IWW Institut für Wasserforschung (Hrsg.): *Die neue Trinkwasserverordnung*, Mülheim an der Ruhr
- Patz, J. A. und Lindsay, S. W. (1999): New challenges, new tools: the impact of climate change on infectious diseases. *Curr Opin Microbiol*, 2(4): S. 445-51
- Pebody, R. G., Ryan, M. J. und Wall, P. G. (1997): Outbreaks of campylobacter infection: rare events for a common pathogen. *Commun Dis Rep CDR Rev*, 7(3): S. R33-7
- Percival, S., Chalmers, R., Embrey, M., Hunter, P. R., Sellwood, J. und Wyn-Jones, P. (2004): *Microbiology of waterborne diseases* Bd. 1, Elsevier Academic Press. Amsterdam
- Peth, U. (2005): Verbesserung der Geodaten-Infrastruktur. *Energie Wasser Praxis*, 6: S. 63

- Pflugmacher, S., Amé, V., Wiegand, C. und Steinberg, Chr. (2001): Cyanobacterial toxins and endotoxins - their origin and their ecophysiological effects in aquatic organisms. *Wasser & Boden*, 53(4): S. 15-20
- Polczyk, H. (2001): Bewirtschaftung und Schutz der Trinkwassertalsperren. In: ATT Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (Hrsg.): *Konkurrierende Nutzungen des Talsperrenverbundsystems der Nordeifel*, Bd. 3, Siegburg. S. 187-201
- Poullis, D. A., Attwell, R. W. und Powell, S. C. (2002): An evaluation of waterborne disease surveillance in the European Union. *News on environmental health*, 17(2): S. 149-161
- Proclim - Forum for Climate Change and Global Change (2001): Auszüge zu "Klimaänderung und Wasserqualität und -versorgung". In: Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): *Dritter Wissensstandbericht des IPCC (TAR)*, Bern
- Proctor, M. E., Blair, K. A. und Davis, J. P. (1998): Surveillance data for waterborne illness detection: an assessment following a massive waterborne outbreak of *Cryptosporidium* infection. *Epidemiol Infect*, 120: S. 43-54
- Psychrembel, W. (1994): *Psychrembel - Klinisches Wörterbuch*, Walter de Gruyter Verlag. Berlin, New York
- Pütz, R. (2003): Erhalt der Trinkwasserqualität in den Hausinstallationen - Aufgaben für den Wasserversorger. *GWF-Wasser/Abwasser*, 144(13): S. 49-56
- Rabold, J. G., Hoge, D. R., Shlim, D. R., Kefford, C., Rajah, R. und Echeverria, P. (1994): Cyclospora outbreak associated with chlorinated drinking water. *Lancet*, 344: S. 1360-1361
- Rapp, J. (2002): Regionale Klimatrends in Deutschland im 20. Jahrhundert. In: DWD (Hrsg.): *Klimatusbericht 2001*, Offenbach. S. 175-184
- Reader, S. (1995): The present state of GIS and future trends. In: Wijeyaratne, P. (Hrsg.): *GIS for health and the environment (Proceedings of an international workshop held in Colombo, Sri Lanka, 5 - 10 September 1994)*, International Development Research Center, Ottawa
- Reimers, G., Jost, J., Weiß, J. und Kern, E. (2000): Qualitätsmanagement im Wasserfach. *GWF-Wasser/Abwasser*, 141(13): S. S91-S98
- Riedel, W. (1998): Zur Entwicklung ländlicher Räume und ihrer Dörfer in Deutschland - Anmerkungen aus der Sicht von Raumordnung und Naturschutz. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landesentwicklung*, 39: S. 106-112
- Rinsky, R. A. (1989): Benzene and leukemia: an epidemiologic risk assessment. *Environ Health Perspect*, 82: S. 189-91
- Rinsky, R. A., Hornung, R. W., Silver, S. R. und Tseng, C. Y. (2002): Benzene exposure and hematopoietic mortality: A long-term epidemiologic risk assessment. *Am J Ind Med*, 42(6): S. 474-80
- Rinsky, R. A., Smith, A. B., Hornung, R., Filloon, T. G., Young, R. J., Okun, A. H. und Landrigan, P. J. (1987): Benzene and leukemia. An epidemiologic risk assessment. *N Engl J Med*, 316(17): S. 1044-50
- Rizak, S., Cunliffe, D., Sinclair, M., Vulcano, R., Howard, J., Hrudey, S. und Callan, P. (2003): Drinking water quality management: a holistic approach. *Water Sci Technol*, 47(9): S. 31-36

- RKI (1998): Aufdeckung von Ausbrüchen bei Infektionen mit enterohämorrhagischen Escherischia coli (EHEC) O157. Bundesgesundheitsblatt, 6: S. 253-256
- RKI (2002): Infektionsepidemiologisches Jahrbuch meldepflichtiger Krankheiten für 2001. Robert Koch Institut (Hrsg.), Berlin
- RKI Robert Koch-Institut (2003): Legionellose im Jahr 2002. Epidemiologisches Bulletin, 45: S. 361-366
- Rose, J. B. (2002): Water quality security. Environmental Science and Technology, 36(11): S. 246A-250A
- Rose, J. B., Epstein, P. R., Lipp, E. K., Sherman, B. H., Bernhard, M. und Patz, J. A. (2001): Climate variability and change in the United States: potential impacts on water- and foodborne diseases caused by microbiologic agents. Environ Health Perspect, 109(2): S. 211-221
- Rose, J. B., Huffmann, D. E. und Gennaccaro, A. (2002): Risk and control of waterborne cryptosporidiosis. FEMS Microbiology Reviews, 26: S. 113-123
- Rose, J.B., Easterling, D.R., Curriero, F.C., Lele, S. und Patz, J.A. (2000): Climate and waterborne disease outbreaks. JAWWA, 92(9): S. 77-87
- Roseberry, A.M. und Burmaster, D. E. (1992): Lognormal distributions for water intake by children and adults. Risk Anal, 12(1): S. 99-104
- Rosenkranz, D. (Hrsg.) (2003): Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Schmidt Verlag, Berlin
- Schäfer, A. (1994): Die niederrheinische Bucht im Tertiär - Ablagerungs- und Lebensraum. Erdgeschichte im Rheinland. München
- Schafmeister, M.-Th. (1999): Geostatistik für die hydrogeologische Praxis, Springer. Berlin
- Scheele, J. (2004): Die Todsünden in der Trinkwasser-Installation, Witten
- Scheytt, Traugott (2002): Arzneimittel im Grundwasser - Eintrag Abbau und Transport. Technische Universität, Fakultät Bauingenieurwesen und Angewandte Geowissenschaften. Berlin
- Schleyer, R. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen. Weinheim
- Schlicht, H. (2005): WHO-Trinkwasserleitlinie: Water Safety Plans - neuer Ansatz oder gängige Praxis. GWF-Wasser/Abwasser, 146(13): S. S25-S30
- Schmidt, G. (2001): Managementsysteme im Gas- und Wasserfach - Grundlagen und Möglichkeiten, Bonn
- Schmidt, K. (1986): Koreferat zu Dr. E. Pfau: Kooperation zwischen Gesundheitsamt und Wasserversorgungsunternehmen bei der Überwachung von Trinkwasser. In: DVGW Deutscher Verein der Gas- und Wasserwirtschaft e.V. (Hrsg.): Wasserfachliche Aussprachetagung Münster 1986, Bd. 51, Eschborn. S. 99-105
- Schmoll, O. und Chorus, I. (2003): Qualitätsmanagement in der Trinkwasserhygiene. Energie Wasser Praxis, 2/2003: S. 22-24
- Schmoll, O., Chorus, I. und Frobel, M. (2004): Die Wassersicherheitspläne (WSP) der Weltgesundheitsorganisation - Workshop-Handbuch. Umweltbundesamt (Hrsg.), Umweltbundesamt. Berlin

Schneiders, E.: Schwere Mißstände nicht beachtet, Aachener Nachrichten vom 10.08.1994, Aachen.

Schoenen, D. (1997): Vorkommen und Verhalten von Mikroorganismen und Viren im Trinkwasser. Seuchenhygienische Anforderungen an das Trinkwasser, Bd. 91, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, Bonn. S. 305-318

Schoenen, D. (2000): Rund 2000 Erkrankte und mindestens sieben Tote durch pathogenen E.-Coli-Stamm im Trinkwasser von Walkerton/ Kanada. GWF-Wasser/Abwasser, 141(9): S. 603-604

Schoenen, D. (2001): Beobachtungen über parasitenbedingte Ausbrüche durch Trinkwasser und Maßnahmen zu deren Vermeidung - Teil 1: Die Trinkwasserversorgung von Milwaukee und die Ausbrüche von 1916, 1936, 1938 sowie 1993. Bundesgesundheitsblatt, 44: S. 364-370

Schoenen, D., Botzenhart, K., Exner, M. und Feuerpfeil, I. (2001): Beobachtungen über parasitenbedingte Ausbrüche durch Trinkwasser und Maßnahmen deren Vermeidung - Teil 3: Seuchenhygienische Anforderungen. Bundesgesundheitsblatt, 2001(44): S. 377-381

Schoenen, D. und Karanis, P. (2001): Beobachtungen über parasitenbedingte Ausbrüche durch Trinkwasser und Maßnahmen zu deren Vermeidung - Teil II: Literaturüberblick über wasserbedingte Ausbrüche durch *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium parvum* und *Toxoplasma gondii*. Bundesgesundheitsblatt, 44: S. 371-376

Scholz, W. (1996): Geohydrologische Kriterien bei der Ausweisung von Wasserschutzgebieten. In: Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (Hrsg.): Wassergewinnung und Wasserwirtschaft, Bd. Band 1, München. S. 741-763

Schöttler, U. (2005): Aktuelle Entwicklungen im Gewässerschutz. Tagungsbeitrag bei: Informationsveranstaltung "Grundwasser und Ressourcenmanagement", Bonn

Schreiber, H. (2001): Möglichkeiten und Grenzen eines Maßnahmenplans nach §16. In: IWW, Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung (Hrsg.): Die neue Trinkwasserverordnung, Bd. 33, Mülheim an der Ruhr. S. 415-423

Schumacher, D. und Prillip, K. M. (2002): Einsatz eines GIS in der Wasserwirtschaft bei der NVV AG. Energie Wasser Praxis, 11: S. 23-25

Sharma, S., Sachdeva, P. und Viridi, J. S. (2003): Emerging water-borne pathogens. Applied Microbiology and Biotechnology, 61(5-6): S. 424- 428

Simon, S. (2002): Einfluss der Landnutzungsänderung auf die Variabilität von Grundwasserneubildungs- und Sickerwasserrate - Qualitative Grundwassergefährdungsabschätzung mit einem GIS -. Johannes-Gutenberg-Universität, Fachbereich Geowissenschaften. Mainz

Sinha, S. (2002): Escalating association of *Vibrio cholerae* O139 with cholera outbreaks in India. Journal of Clinical Microbiology, 40(7): S. 2635-2637

Sivonen, K. und Jones, G. (1999): Cyanobacterial toxins. In: Bartram, J. und Chorus, I. (Hrsg.): Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management, London

Snow, J. (1855): On the mode of communication of cholera, Oxford University Press. London

Sonnentag, O. (2003): SIMIK+: evaluation and conceptual improvement of a GIS-implemented kriging technique. University of Salzburg, Department of Geography and Applied Geomatics. Salzburg

- Sonntag, H.-G. (1997): Infektionsgefahren nehmen zu. *Spektrum der Wissenschaft*, 3: S. 110-113
- Stahl, R. (1997): Die Historie von GIS. GIS Tutorial.
- Stalleicken, I., Uphoff, H. und Phiesel, B. (2004): Überwachung der Influenza. In: Schweikart, J. und Kistemann, T. (Hrsg.): GIS im Gesundheitswesen, Wichmann Verlag, Heidelberg. S. 173-188
- Stanwell-Smith, R., Andersson, Y. und Levy, D. A. (2003): National Surveillance Systems. In: Hunter, P. R., Waite, M. und Ronchi, E. (Hrsg.): Drinking water and infectious disease - establishing the links, IWA, London. S. 25-39
- STBA (2003): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2001. Statistisches Bundesamt, Bonn
- Steiner, T. S., Thielman, N. M. und Guerrant, R. L. (1997): Protozoal agents: What are the danger for the public water supply? *Annu Rev Med*, 48: S. 329-340
- Steinert, M., Hentschel, U. und Hacker, J. (2002): Legionella pneumophila: an aquatic microbe goes astray. *FEMS Microbiology Reviews*, 26: S. 149-162
- Stenstrom, T. A., Boisen, F. und Georgsen, F. (1994): Vattenburna Infektioner I Norden (Waterborne outbreaks in Northern Europe). In: Minist., Nordisk (Hrsg.): TemaNord, Copenhagen
- Strobl, J. (1988): Digitale Forstkarte und Forsteinrichtung. Salzburger Geographische Hefte 12, Salzburg
- Strobl, J. (1992): Datenmanipulation und Datenanalyse. In: Kilchenmann, A. (Hrsg.): Technologie Geographischer Informationssysteme, Berlin. S. 47-56
- Strobl, J. (1994-2003): Räumliche Interpolationsmethoden. Unveröffentl. Manuskript zum Hochschul-lehrgang der Universität Salzburg, Salzburg
- Such, W. (1998): Die Entwicklung der Trinkwasserversorgung aus Talsperren in Deutschland. *GWF-Wasser/Abwasser*, 139(15): S. 65-72
- Such, W. (2000): Ressourcenschutz für Trinkwassertalsperren. *GWF-Wasser/Abwasser*, 141(13): S. 8
- SVGW (2003a): HACCP in drinking water supplies in Switzerland. Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., SVGW. Zürich
- SVGW (2003b): W 1002 d - Empfehlungen für ein einfaches Qualitätsmanagementsystem für Wasserversorgungen (WQS). Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. Zürich
- Swerdlow, D. L., Woodruff, B. A., Brady, R. C., Griffin, P. M., Tippen, S., Donnell, H. D., Geldreich, E., Payne, B. J., Meyer, A. und Wells, J. G. (1992): A waterborne outbreak in Missouri of *Escherichia coli* O157:H7 associated with bloody diarrhea and death. *Ann Intern Med*, 117(10): S. 812-9.
- Szewzyk, U., Chorus, I., Schreiber, H. und Westphal, B. (2003): Biofilme, Algen und Cyanobakterien und tierische Organismen. In: Grohmann, A., Hässelbarth, U. und Schwerdtfeger, W. K. (Hrsg.): Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden, Erich Schmidt Verlag, Berlin. S. 243-253
- Szewzyk, U., Szewzyk, R., Manz, W. und Schleifer, K. H. (2000): Microbiological safety of drinking water. *Annu Rev Microbiol*, 54: S. 81-127.

- Ternes, T. (Hrsg.) (2000): Abbau und Verhalten von Pharmaka in aquatischen Systemen. Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen, Brüggemann, R. (Hrsg.). Bd. 6. Schriftenreihe Wasserforschung, Berlin
- Tetzlaff, D., Berz, G., Scharrer, H., Bartels, H., Kressling, A., Damrath, H., Roth, R., Knauf, M. und Niemann, H.J. (2001): Sturm und Starkniederschlag. In: Plate, E. J. und Merz, B. (Hrsg.): Naturkatastrophen - Ursachen - Auswirkungen - Vorsorge, Stuttgart. S. 139-158
- Thayer, W. C., Griffith, D. A., Goodrum, P. E., Diamond, G. L. und Hassett, J. M. (2003): Application of geostatistics to risk assessment. *Risk Anal*, 23(5): S. 945-960
- Theron, J. und Cloete, T.E. (2002): Emerging Waterborne Infections: Contributing Factors, Agents, and Detection Tools. *Critical Reviews in Microbiology*, 28(1): S. 1-26
- Thofern, E. (1990): Die Entwicklung der Wasserversorgung unter Trinkwasserhygiene in europäischen Städten vom 16. Jahrhundert bis heute, unter besonderer Berücksichtigung der Bochumer Verhältnisse. Bochum
- Tobler, W. (1970): A computer model simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography*, 46(2): S. 234-240
- Tomlin, C.D. (1991): Cartographic Modelling. In: Rhind, D. W. (Hrsg.): *Geographical Information Systems*, Cambridge. S. 361-374
- Tramarin, A., Fabris, P., Bishai, D., Selle, V. und De Lalla, F. (2002): Waterborne infections in the era of bioterrorism. *Lancet*, 360(23): S. 1699
- Trautmann, M., Michalsky, T., Wiedeck, H., Radosavljevic, V. und Ruhnke, M. (2001): Tap water colonization with *Pseudomonas aeruginosa* in a surgical intensive care unit (ICU) and relation to *Pseudomonas* infections of ICU patients. *Infect Control Hosp Epidemiol*, 22(1): S. 49-52
- Tucker, J. B. (1999): Historical trends related to bioterrorism: an empirical analysis. *Emerg Infect Dis*, 5(4): S. 498-504
- Tucker, J. B. (2001): Bioterrorism: Threats and responses. In: Lederberg, J. (Hrsg.): *Biological Weapons - limiting the threat*, Cambridge. S. 283-321
- TZW (2002): Ergebnisse des Untersuchungsprogrammes zur Beobachtung von Grundwasser und Boden im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Niederkassel. Bericht zum Projektjahr 2002, Karlsruhe
- TZW (2003): Wasserrechtsantrag der Stadtwerke Niederkassel, Karlsruhe
- UBA (2002): Tipps zur Vorbeugung gegen Krankheiten bei Hochwasser, Berlin
- Umweltbundesamt (2004): Nitrat im Trinkwasser - Maßnahmen gem. § 9 TrinkwV 2001 bei Nichteinhaltung von Grenzwerten und Anforderungen für Nitrat und Nitrit im Trinkwasser. *Bundesgesundheitsblatt*, 47: S. 1018-1020
- Untermann, F. (1996): Risiko-Bewertung und Risikomanagement nach dem HACCP-Konzept: Ein Weg zu sicheren Lebensmitteln. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 199: S. 119-130
- Untermann, F., Jakob, P. und Stephan, R. (1996): 35 Jahre HACCP-System: Von NASA-Konzept bis zu den Definitionen des Codex Alimentarius. *Fleischwirtschaft*, 76(6): S. 589-594
- Venkatesh, S. und Memish, Z. A. (2003): Bioterrorism- a new challenge for public health. *International Journal of Antimicrobial Agents*, 21: S. 200-206

- Volz, L. (2003): Vergleichende Untersuchungen zum Störfallmanagement in Wasserversorgungsunternehmen. Universität Bonn, Geographisches Institut. Bonn
- WBGU (Hrsg.) (1997): Welt im Wandel - Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser. Jahresgutachten 1997, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. Springer, Berlin
- Weniger, B. G., Blaser, M. J., Gedrose, J., Lippy, E. C. und Juranek, D. D. (1983): An outbreak of waterborne giardiasis associated with heavy water runoff due to warm weather and volcanic ashfall. *Am J Public Health*, 73(8): S. 868-72.
- WHO (1996): WHO Guidelines for drinking water quality Vol. 1 Recommendations Bd. 1. Geneva
- WHO (1999a) (Hrsg.): Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. World Health Organization, London
- WHO (1999b): Water and health in Europe - need for concerted national and international actions. *European Bulletin*, 6: S. 2-4
- WHO (2000): The global water supply and sanitation assessment 2000. WHO, Genf
- WHO (2002a): Floods: climate change and adaption strategies for human health. London
- WHO (2002b): Water and Health in Europe. World Health Organization, Finnland
- WHO (2003a): Atrazine in drinking-water - background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. Genf
- WHO (2003b): Benzene in drinking water - background document for development of WHO guidelines for drinking water quality. Genf
- WHO (2004a): Rolling Revision of WHO Guidelines for drinking-water quality - Nitrate and nitrites in drinking-water. World Health Organization, Genf
- WHO (2004b): WHO guidelines for drinking-water quality. 3. Ausg. World Health Organization. Genf
- Wiedemann, A., Rohn, S., Hauser, A.-C. und Botzenhart, K. (1996): Übertragungswege von Cryptosporidien in Deutschland. *GWF-Wasser/Abwasser*, 137(2): S. 105-108
- Wiedner, C. (1999): Toxische und nicht-toxische Cyanobakterien in Gewässern der Scharmützelseeregion: Ihr Vorkommen in Gewässern unterschiedlicher Trophie und Morphometrie und Steuermechanismen ihrer Dynamik in polymiktischen Flachseen. Universität Cottbus, Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus. Wiesbaden
- Wilhelm, M. und Lajoie, L. (2003): Vorkommen, Bedeutung und Nachweis von Benzol. In: Grohmann, A., Hässelbarth, U. und Schwerdtfeger, W. K. (Hrsg.): Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden, Erich Schmidt Verlag, Berlin. S. 389-396
- Willmitzer, H. (1997): Trinkwasserversorgung aus Talsperren unter dem Gesichtspunkt des Auftretens von Cyanobakterien. In: WaBoLu Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V. (Hrsg.): Statusseminar "Toxische Cyanobakterien", Umweltbundesamt, Storkow. S. 70-75
- Winton, E. F., Tardiff, R. G. und McCabe, L. J. (1971): Nitrate in drinking water. *J Am Water Works Assoc*, 63: S. 95-98

- Wollgam, W. (2002): Vorsorgeplanung für Notstandsfälle in der öffentlichen Wasserversorgung. *Energie Wasser Praxis*, 2: S. 26-30
- Wricke, B., Tränckner, J. und Böhler, E. (2003): Dokumentation von typischen Schäden und Beeinträchtigungen der Wasserversorgung durch Hochwasserereignisse, Ableitung von Handlungsempfehlungen. Technologie-Zentrum Karlsruhe (TZW), Karlsruhe
- Wright, D.J., Goodchild, M.F. und Proctor, J.D. (1997): Demystifying the persistent ambiguity of GIS as "tool" versus "science". *The annals of the Association of American Geographers*, 87(2): S. 346-362
- Younes, M. und Bartram, J. (2001): Waterborne health risks and the WHO perspective. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 204: S. 255-263
- Zenz, T. (2003): Das Technische Sicherheitsmanagement für Wasserversorgungsunternehmen. In: Dohmann, M. (Hrsg.): 36. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Bd. 190, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, Aachen. S. 42/1-42/13
- Ziese, T., Andersson, Y., de Jong, B., Löfdahl, S. und Ramberg, M. (1996): Outbreak of *Escherichia coli* O157 in Sweden. *Euro Surveillance*, 1(1): S. 2-3
- Zilinskas, R. A. (1999): Assessing the threat of bioterrorism
- Zimmermann, L., Bartels, H., Dietzer, B. und Albrecht, F.M. (2003): Langzeitverhalten von Starkniederschlägen in Süddeutschland. In: Deutscher Wetterdienst (DWD) (Hrsg.): Klimastatusbericht 2002, Offenbach. S. 152-165

Gesetze, Verordnungen und Normen

- DIN EN ISO 9377-2 (H53)(2001-7): Bestimmung des Kohlenwasserstoffindex. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung
- DIN EN ISO 10304-1 (D19) (1995-04): Wasserbeschaffenheit: Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatographie
- Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen (Infektionsschutzgesetz – IfSG). In der Fassung der Bekanntmachung vom 20.07.2000 (BGBl. I S. 1045), zuletzt geändert durch Gesetz vom 05.11.2001 (BGBl. I S. 2960)
- ISO 14971: Risikomanagement für Medizinprodukte und In-Vitro-Diagnostika
- ISO 9001:2000: Quality management systems – Requirements
- ISO 9004:2000: Quality management systems – Guidelines for performance improvements
- ISO 15161: 2000: Guidelines on the application of ISO 9001:2000 for the food and drink industry
- Neufassung und Entschließung zur Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis (Düngeverordnung DüV). Drucksache 703/05
- Ordnungsbehördliche Verordnung zur Festsetzung des Wasserschutzgebietes für das Einzugsgebiet der Wassergewinnungsanlage Niederkassel (Rhein-Sieg-Kreis). Wasserschutzgebietsverordnung Niederkassel vom 30.09.1983, zuletzt geändert am 05.03.2002. Köln

Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften. 05.12.1998, L330/32-54

Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327/ 1-72

Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten (RiStWag). Vom 24. Februar 2003

VDI-Richtlinie 3865 Blatt 1-4 (1998-2005): Messen organischer Bodenverunreinigungen

Verordnung über die Grundsätze der fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26. Januar 1996

Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001). Vom 21. Mai 2001, BGBl. I S. 959

Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlamentes des Rates zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung. Kommission der Europäischen Gemeinschaften. 19.9.2003, Brüssel

Wassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen (Landeswassergesetz LWG) in der Fassung vom 25.06.1995

Sonstige Statistiken:

BBR (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung) (2002): Indikatoren und Karten zur Raumentwicklung. Bonn, Bad Godesberg (= CD-Rom)

EUROSTAT (2003): Jährliche Süßwasserentnahme nach Herkunft und Sektor (Mio m³/ Jahr). Umweltstatistik, Teilbereich Wasser

Statistisches Bundesamt (2003): Statistik zur Öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung der 2001 – Ausgewählte vorläufige Ergebnisse. Wiesbaden

9. Glossar

Gefahr/ Gefährdung ⁵⁷ (<i>hazard</i>)	<p>Jegliches biologisches, chemisches, physikalisches oder radiologisches Agens, das ein Schadenspotenzial aufweist (WHO 2004b).</p> <p>Ein Agens oder ein Faktor von biologischer, chemischer oder physikalischer Natur mit der Eigenschaft, eine Gesundheitsschädigung hervorrufen zu können (BGVV 1996)</p>
Geographisches Informationssystem (GIS)	Ein Geographisches Informationssystem ist ein Computersystem zur Erfassung, Speicherung, Prüfung, Manipulation, Integration, Analyse und Darstellung von Daten, die sich auf räumliche Objekte beziehen (Strobl 1988)
Kritischer Steuerungspunkt (<i>critical control point</i>) (CCP)	Der CCP ist eine Stufe, auf der es möglich und von entscheidender Bedeutung ist, eine gesundheitliche Gefahr durch Lebensmittel zu vermeiden, zu beseitigen oder auf ein annehmbares Maß zu reduzieren
<i>Hazard Analysis Critical Control Point System</i> (HACCP)	Das HACCP-Konzept ist ein System, das dazu dient, bedeutende gesundheitliche Gefahren durch Lebensmittel zu identifizieren, zu bewerten und zu beherrschen (BGVV 1996 nach <i>Codex Alimentarius</i>)
Qualitätsmanagement (<i>quality management</i>)	Aufeinander abgestimmte Tätigkeiten zum Leiten und Lenken einer Organisation bezüglich Qualität. Dies umfasst üblicherweise das Festlegen der Qualitätspolitik und der Qualitätsziele, die Qualitätsplanung, Qualitätslenkung, die Qualitätssicherung und die Qualitätsverbesserung (Leonard und Naumann 2002)
Qualitätssicherung (<i>quality assurance</i>)	Teil des Qualitätsmanagements, der darauf ausgerichtet ist, Vertrauen zu erzeugen, dass Qualitätsanforderungen erfüllt werden. Vertrauen soll beispielsweise bei Kunden oder einer sonstigen interessierten Partei erzeugt werden (Leonard und Naumann 2002 nach ISO 9000)
Quantitative Risikoabschätzung (<i>quantitative risk assessment</i>) (QRA)	Oberbegriff für Verfahren betrachtet werden, die noxenbedingte Gesundheitsrisiken strukturiert erfassen und quantifizieren (Mekel et al. 2004)
Risiko (<i>risk</i>)	<p>Wahrscheinlichkeit, dass identifizierte Gefährdungen einen Schaden bei der betroffenen Bevölkerung verursachen. Die zeitliche Dauer und das vermutete Ausmaß des Schadens gehen in die Bewertung ein. Risiken können qualitativ und/oder charakterisiert bzw. bewertet werden (WHO 2004b)</p> <p>Kombination aus der Wahrscheinlichkeit, mit der ein Schaden eintritt und dem Ausmaß dieses Schadens (DIN EN 61508-4)</p>
Risikomanagement (<i>risk management</i>)	Bei der Risikobewertung wird beurteilt, wie hoch das mit den für die Wasserversorgung identifizierten Gefährdungen verbundene Risiko für die Verbraucher ist (WHO 2004b)
Risikobewertung (<i>risk assessment</i>)	Bei der Risikobewertung wird beurteilt, wie hoch das mit den für die Wasserversorgung identifizierten Gefährdungen verbundene Risiko für die Verbraucher ist (WHO 2004b)

⁵⁷ In einigen publizierten Definitionen findet eine Unterscheidung zwischen Gefahr und Gefährdung statt. In dieser Arbeit werden jedoch die oben angegebenen Definitionen als maßgeblich erachtet.

	Berteilung auf der Grundlage einer Risikoanalyse, ob das auf der Basis der von der Gesellschaft anerkannten Werte ein vertretbares Risiko in einem gegebenen Zusammenhang erreicht worden ist (DIN EN ISO 14971)
Steuerungsmaßnahmen (<i>Control measures</i>)	Oder: Maßnahmen zur Beherrschung von Gefährdungen. Dies sind solche Maßnahmen in der Trinkwasserversorgung, die eine direkte Auswirkungen auf die Trinkwassergüte haben und die gemeinsam gewährleisten, dass das Trinkwasser ständig die gesundheitsbezogenen Vorgaben erfüllt. Es handelt sich um Aktivitäten und Verfahren, die angewandt werden, um das Auftreten von Gefährdungen zu vermeiden (DVGW 2005 nach WHO 2004)
Validierung (<i>Validation</i>)	Validierung bedeutet die Prüfung von Gestaltung und Auslegung des WSP daraufhin, ob er geeignet ist, die Gefährdungen wirkungsvoll beherrschen zu können (WHO 2004b)
Verifizierung (<i>Verification</i>)	Verifizierung ist die integrale Kontrolle der mit dem WSP erreichten Trinkwasserqualität (WHO 2004b)
Wassersicherheitsplan (<i>Water Safety Plan</i>) (WSP)	Der WSP ist ein konzeptioneller Ansatz, um sicherzustellen, dass sicheres Trinkwasser zur Verfügung steht, indem eine umfassende Bewertung der Risiken der Wasserversorgung vorgenommen und ein risikobasiertes Management implementiert wird. Hierbei sind alle Schritte der Wasserversorgung vom Einzugsgebiet bis zum Verbraucher einzubeziehen (WHO 2004b)

10. Anhang

10.1. Technische Daten des Wasserversorgungsunternehmens

Allgemeine Brunnendaten:

Brunnen	Amtl. Messstellennummer	Stadt und Kreis	Gemarkung	Flur	Flurstück	Rechtswert	Hochwert	TK
1	737.317	Niederkassel, Rhein-Sieg-Kreis	Niederkassel (054054)	6	26	2573420	5630380	25, Blatt 5108
2	737.318	Niederkassel, Rhein-Sieg-Kreis	Niederkassel (054054)	5	62	2573930	5630650	25, Blatt 5108
3	737.319	Niederkassel, Rhein-Sieg-Kreis	Niederkassel (054054)	5	62	2574020	5630720	25, Blatt 5108

Technische Daten:

Brunnen	Brunnenart	Baujahr	Geländehöhe GOK	Tiefe Brunnen	Wasserspiegel still	Wasserspiegel normal	Höhe Bezugspunkt	Durchmesser Steigrohre	Durchmesser Filterstrecke	Lage Filterstrecke
			in Meter ü. NN	Meter	in Meter ü. NN	in Meter ü. NN	in Meter ü. NN	mm	mm	m u. GOK
1	Vertikalbrunnen	1937	53,35	29,20	42,22	41,95	57,22	3 x 200	500	20,9 – 28,9
2	Vertikalbrunnen	1973	49,94	26,65	43,43	43,21	50,20	200	600	11,2 – 23,2
3	Vertikalbrunnen	1973	49,88	26,65	k.A.	k.A.	50,13	200	600	11,2 – 23,2

Pumpendaten:

Zuordnung zu Brunnen	Art u. Fabrikat Pumpe	Anzahl	Einbaujahr	Förderleistung normal	Förderleistung maximal	Antriebsenergie	Antriebsleistung	Förderhöhe Normalbetrieb	Förderhöhe max. Leistung	Einbautiefe
				m³/h	m³/h		kW	m³/h	m³/h	
1	U-Pumpen KSB	3	1990 - 2003	200 bzw. 440	100 + 140 + 200	Elektrizität	30 , 30 , 27	100 m³/h: 65 m 140 m³/h: 52 m 200 m³/h: 30 m	100 m³/h: 65 m 140 m³/h: 52 m 200 m³/h: 30 m	24
2	U-Pumpen KSB	1	1993	200	200	Elektrizität	27	30	30	20
3	U-Pumpen KSB	1	1973	200	200	Elektrizität	27	30	30	20

k.A. = keine Angabe

10.2. Water Safety Plan der Stadtwerke Niederkassel

10.2.1 Water Safety Plan – Beispiele für Eliminierungsmaßnahmen bei den Stadtwerken Niederkassel

Position	Kritischer Punkt	Ausgangslage	Ort	Abhilfemaßnahme	Maßnahmebewilligung
511	Infiltration von Niederschlagswasser (insbesondere bei stärkerem oder lang andauerndem Niederschlag) in die Brunnenstube	Bei Starkniederschlägen infiltriert Niederschlagswasser aufgrund eines defekten Schachtdeckels in die Brunnenstube	Brunnen 1-3	Konstruktion eines neuen Schachtdeckels Anheben des Schachtdeckels und der umgebenden Oberflächenbefestigung	Beschaffung eines neuen Schachtdeckels
621	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline: latenter, schleichender Mineralölverlust	Maximale Austrittsmenge beträgt derzeit 180 m ³ und kann nicht durch weitere Absperrschieber reduziert werden	Am nördlichen Rand der Wasserschutzzone II	Installation zusätzlicher Absperrschieber	Beschaffung und Installation der Absperrschieber in Zusammenarbeit mit der FBG organisieren
621	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline: latenter, schleichender Mineralölverlust	Keine kontinuierliche Überwachung der Pipeline	Am nördlichen Rand der Wasserschutzzone II	Verlegung eines Sensorschlauches ("Schnüffelschlauch") zur ordnungsgemäßen Überwachung der Pipeline	Beschaffung eines geeigneten Sensorschlauches und Verlegung des Schlauches
622	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline: plötzlicher und heftiger Mineralölverlust	Im Havariefall wird der Wasserversorger nicht rechtzeitig informiert	Am nördlichen Rand der Wasserschutzzone II	Aufnahme des Wasserversorgers in die Meldeprozedur des Alarmplanes	Ansprechpartner und Erreichbarkeit an die Fernleitungsgesellschaft weitergegeben
622	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline: plötzlicher und heftiger Mineralölverlust	Bei plötzlichem Bruch der Pipeline ist kein Schutz vorhanden	Am nördlichen Rand der Wasserschutzzone II	Errichtung eines Dammes zum Schutz vor heftigen Leckagen	Baumaßnahme zur Errichtung des Dammes
711	Einbruch in das Wasserwerk sowie mögliche Sabotageaktionen	Unbeobachteter Zutritt ins Wasserwerk	Wasserwerk sowie Brunnengelände	Installation einer Alarmanlage	Beschaffung der Alarmanlage und Installation
712	Zugang Fremder auf das Brunnengelände und damit verbundene Beschädigung der Brunnenanlagen	Unbefugte können das Brunnengelände ungehindert betreten	Wasserfassungen Brunnen 2 und 3	Errichtung eines Schutzzaunes inklusive abschließbarem Tor	Beschaffung eines Schutzzaunes inklusive abschließbarem Tor; Baumaßnahmen zur Errichtung des Zaunes und des Tores

10.2.2 Wassersicherheitsplan – Beispiele für Instandhaltungsanweisungen bei den Stadtwerken Niederkassel

Position	Kritischer Punkt	Instandhaltungsbereich	Wann?	Wie oft?	Beurteilung	Wartung	Validierung	Verifizierung
321	Eintrag von Pestiziden im Wasserschutzgebiet durch landwirtschaftliche Aktivitäten	Prüfung der Schlagkartei von landwirtschaftlichen Betrieben durch die Berater	Frühjahr	einmal jährlich	Sind alle erforderlichen Daten (u.a. Ergebnisse von Bodenuntersuchungen, Saatgut, Bestandsentwicklung, Einsatz von Maschinen und Geräten) in der Schlagkartei enthalten?	Prüfung und Ergänzung der Schlagkartei	Schlagkartei gemäß der Anforderungen der Düngemittelverordnung	Prüfung von Umfang und Inhalt der Schlagkartei durch externen Berater
321	Eintrag von Pestiziden im Wasserschutzgebiet durch landwirtschaftliche Aktivitäten	Feldspritzen (Spritzdüsen, Verschraubungen und Instrumente)	Frühjahr	einmal jährlich	Sind die Feldspritzen noch voll funktionstüchtig?	Reparatur der Spritzen, ggfs. Austausch von Materialien	Prüfung durch den TÜV	Düngespritzen sind funktionstüchtig
511	Infiltration von Niederschlagswasser (insbesondere bei stärkerem oder lang andauernden Niederschlag) in die Brunnenstube	Brunnen 1-3	Anfang Juli	zweimal jährlich	Ist der Brunnenkopf gegen das Eindringen von Niederschlagswasser geschützt?	Regelmäßige Begehung und Überprüfung der Abdichtung des Brunnenkopfes	Prüfung der Reparatur durch das Gesundheitsamt/ externen Berater	Rohwasserqualität unbeeinträchtigt
622	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline: plötzlicher und heftiger Mineralölverlust	Damm zum Schutz vor heftigen Leckagen	Anfang Juli	einmal jährlich	Weißt der Damm irgendwelche Schäden auf?	Begehung und Inspektion	Die Trinkwasserqualität entspricht den Vorgaben der TrinkwV 2001	Beachtung der Hinweise des DVGW und BMI
711	Einbruch in das Wasserwerk sowie mögliche Sabotageaktionen	Wasserwerk sowie Brunnengelände	Jahresanfang (Januar)	einmal jährlich	Reagieren die Sensoren?	Anfertigung von Protokollen zur Prüfung der Sensoren und Prüfung der Sensoren	Alarmanlage ist TÜV geprüft	Probelauf der Alarmanlage erfolgreich
712	Zugang Fremder auf das Brunnengelände und damit verbundene Beschädigung der Brunnenanlagen	Zaun des Brunnengeländes sowie Funktion des Tores	Jahresbeginn (Januar)	einmal jährlich	Ist der Schutzzaun reparaturbedürftig? Sind offene Stellen erkennbar? Schließt das Tor problemlos?	Reparatur des Zaunes, Ölen des Tores	Prüfung durch das Gesundheitsamt/ beraten des Unternehmen	Überprüfung der Reparaturarbeiten

10.2.3 Wassersicherheitsplan – Beispiele für Überwachungsanweisungen bei den Stadtwerken Niederkassel

Position	Kritischer Punkt	Messgröße	GIS-Einsatz	Maßnahme bei Abweichungen	Validierung	Verifizierung
141	Verunreinigung des Grundwassers durch Tankstellen und sonstige Behältnisse mit Treibstoff, Heizöl etc.	MTBE als Indikator von Leckagen von Kraftstoff-tanks sowie sonstigen Einträgen; Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTX), LHKW	GIS-gestützte Risikobewer-tung im WSG Auswertung der Probenah-meergebnisse und GIS-gestützte Analyse der Grund-wasserproben	Sofortige Identifikation sowie Eliminierung/ Sanierung der Gefahrenstelle	Prüfung der Vorgehensweise unter Berücksichtigung der Vorgaben des DVGW und der ATV Festsetzung der Sollwerte im Einzugsgebiet gemäß IAWR-Grundwassermemorandum	Rohwasser- u. Trinkwasseranalysen halten die Grenzwerte der TrinkwV 2001 ein
181	Eintrag wassergefährdender Stoffe durch die Gartenarbeit in Privatgärten	TZW: Triazine und deren Metabolite STUA: umfassende Auswahl von PBSM	GIS-gestützte Analyse der Probenahmeergebnisse (Thiessen-Polygone)	Verstärkte Öffentlichkeitsarbeit durch landwirtschaftliche Berater	Prüfung der Vorgehensweise unter Berücksichtigung der Vorgaben aus Regelwerken und Normen Festsetzung der Sollwerte im Einzugsgebiet gemäß IAWR-Grundwassermemorandum	Rohwasser- u. Trinkwasseranalysen halten die Grenzwerte der TrinkwV 2001 ein Rohwasseranalysen weisen keine steigenden Belastungen der Referenzparameter
211	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen durch die Kanalisation (schleichende Leckagen)	Referenzparameter Bor (mg/l) und Sulfat (mg/l) sowie Schwermetalle, PAK, LHKW, Arzneimittelrückstände (Referenzparameter Carbamazepin, E. coli, Coliforme)	Risikobewertung des Kanalsystem gemäß ATV-Bewertungsmodell Interpolation von Bor- und Sulfatkonzentrationen im gesamten Einzugsgebiet	Wenn möglich, Identifikation der Leitungsleckage und Sanierung des Kanalsystems sowie Sanierung des kontaminierten Erdreichs	Prüfung der Vorgehensweise unter Berücksichtigung der Vorgaben des DVGW und der ATV Festsetzung der Sollwerte im Einzugsgebiet	Bewertung des Kanalsystems laut ATV-Bewertungsschema Rohwasseranalysen weisen keine steigenden Belastungen der Referenzparameter auf
212	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen durch plötzliche/heftige Leckagen der Kanalisation	Referenzparameter Bor (in mg/l) und Sulfat (in mg/l) Des weiteren Schwermetalle, PAK, LHKW, insb. Arzneimittelrückstände (Referenzparameter Carbamazepin)	Risikobewertung des Kanalsystem gemäß ATV Bewertungsmodell	Überprüfung von Risiko bereichen des Kanalsystems Sanierung der Leckage (detektierbar durch Schäden der Straßendecke etc.	Bewertung des Kanalsystems gemäß ATV Bewertungsschema Festsetzung der Sollwerte im Einzugsgebiet gemäß IAWR-Grundwassermemorandum	Trendanalyse langjähriger Messreihen Trendanalyse zeigen keine steigenden Schadstoffbelastungen an
311	Nitratbelastung durch Düngung im Wasserschutzgebiet	(Mineralisierter) Stickstoff	Aufwuchskartierung und Risk Mapping sowie GIS-gestützte Visualisierung und Analyse der Bodenuntersuchungen	Gezielte Ursachenforschung (Probenahme, klimatische Bedingungen, Ertrag, Dünger, Bodenarbeit, Bewässerung) Gezielte Beratung des Landwirtes	Nährstoffbilanz sowie N _{min} -Gehalte gemäß der Vorgaben der DüV 2005	Grundwasseruntersuchungen unterhalb des Schwellenwertes des IAWR (für Nitrat 25- max. 35 mg/l)

Position	Kritischer Punkt	Messgröße	GIS-Einsatz	Maßnahme bei Abweichungen	Validierung	Verifizierung
311	Nitratbelastung durch Düngung im Wasserschutzgebiet	Nitrat (mg/l) (TZW und IHÖG) Nitrat-Stickstoff (STUA)	Interpolation der punktuellen Probenahmeergebnisse anhand des Kriging-Verfahrens zur flächendeckenden Überwachung der Nitratkonzentrationen	Verstärkte Öffentlichkeitsarbeit im Arbeitskreis "Drüber und Drunter", Prüfung des Düngerverhaltens vereinzelter landwirtschaftlicher Betriebe, gezielte Bodenuntersuchungen	Vorgehensweise gemäß Regelwerke des DVGW sowie sonstigen relevanten Richtlinien Festsetzung der Sollwerte im Einzugsgebiet gemäß IAWR-Grundwassermemorandum	Trendanalyse der Rohwasserqualität (keine steigenden Nitratkonzentrationen)
321	Eintrag von Pestiziden im Wasserschutzgebiet durch landwirtschaftliche Aktivitäten	Triazine und deren Metabolite: Referenzparameter Atrazin, Simazin Herbizid: Dichlorbenzamid	Einfache GIS-gestützte Analyse der Probenahmeergebnisse und Auswertung langjähriger Messreihen	Verstärkte Öffentlichkeitsarbeit Verstärkte Maßnahmen und Aktivitäten im Arbeitskreis "Drüber und Drunter"	Handlungsweise gemäß der Vorgaben des DVGW und DVWK	Auswertung langjähriger Beprobungen (Trendanalyse weist keine steigenden Konzentrationen auf) Rohwasserproben sowie Reinwasserproben am Wasserwerksausgang entsprechen den Vorgaben der TrinkwV 2001
322	Punktuelle Eintrag von Pestiziden und Herbiziden durch Gärtnereien	Triazine und deren Metabolite: Referenzparameter Atrazin und Simazin Herbizid: Referenzparameter Dichlorbenzamid	Einfache GIS-gestützte Analyse der Probenahmeergebnisse und Trendbeobachtung	Verstärkte Beratung und Öffentlichkeitsarbeit Persönliche Absprachen und Beratung der Gärtnereien	Handlungsweise gemäß der Vorgaben von DVGW und DVWK	Trendanalyse der langjährigen Beprobungen zeigt keine steigenden Konzentrationen der Referenzparameter Rohwasser- sowie Reinwasseruntersuchungen entsprechend den Vorgaben der TrinkwV 2001
341	Weidung von Schafen: Eintrag von Krankheitserregern (Parasiten) in das Grundwasser	Coliforme Bakterien, E. coli, Koloniezahl bei 20 Grad Celsius, Koloniezahl bei 36 Grad Celsius, Indikatorparameter <i>Clostridium perfringens</i> , Trübung	Visualisierung/ Distanzrechnungen	Vergrößerung der Distanz der weidenden Schafe zum Rohwasserbrunnen Vorübergehende Chlordosierung, ggfs. vorübergehende Förderung aus Brunnen 1 einstellen	Vorgehen gemäß W 101 Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete und W 1020 Empfehlungen und Hinweise für den Fall von Grenzwertüberschreitungen und anderen Abweichungen von Anforderungen der Trinkwasserverordnung	Rohwasserproben und Reinwasserproben entsprechen den Vorgaben der TrinkwV 2001
342	Mikrobielle Verunreinigung durch den Eintrag von Hühnergülle im Bereich des Geflügelhofes	Ammonium-Stickstoff, Nitrat ca. 2x jährlich, E. coli, Coliforme, Trübung als Indikator für mikrobielle Verunreinigungen	Interpolation der Nitratbeprobungen im Einzugsgebiet	Sofortige Prüfung, Sicherung und Sanierung der Güllebehälter	Vorgehen gemäß W 101 Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete sowie W 104 Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landwirtschaft	Trendanalyse der Rohwasserproben (keine steigende Tendenz für Nitrat erkennbar)

Position	Kritischer Punkt	Messgröße	GIS-Einsatz	Maßnahme bei Abweichungen	Validierung	Verifizierung
411	Hauptstraße: Eintrag von Mineralölen etc. durch Unfälle, Transportverluste usw.	Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTX), Referenzparameter Benzol, Toluol, Xylole und Ethylbenzol, MTBE	-	Sofortige Sanierung des Schadensfalls wenn notwendig: Kurzfristiges Abschalten von Brunnen 1 und Versorgung aus Brunnen 2	Vorgehen gemäß W 101 Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete sowie BMI-Arbeitsblatt Sofortmaßnahmen bei Mineralölnfällen sowie Richtlinien über bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten (RiStWag)	Analyseergebnisse der Rohwasserbeprobungen < Grenzwert TrinkwV 2001 für Benzol (Trendanalyse)
451	Bahnlinie: Eintrag wassergefährdender Stoffe durch Transportverluste, Unfälle, etc.	Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTX), z.B. Benzol, Toluol, Xylole, Ethylbenzol	-	Sofortige Sanierung des Schadensfalls Wenn nötig, Abschalten von Brunnen 1 und vorübergehende Versorgung aus Brunnen 2	BMI-Arbeitsblatt Sofortmaßnahmen bei Mineralölnfällen	Rohwasseranalyseergebnisse gemäß Vorgaben der TrinkwV 2001
591	Infiltration von Rheinwasser in den Aquifer durch instationäre Strömungsverhältnisse	Chlorid in mg/l Sondermessprogramm Röntgenkontrastmittel (10 Einzelparameter) als Indikator für Abwasser- oder Oberflächenwasser-einfluss	GIS-gestützte Analyse der Grundwasserbewegung GIS-gestützte Analyse (Kriging Interpolation) der Chlorid-Konzentrationen im Wasserschutzgebiet GIS-gestützte Auswertung der Probenahmeergebnisse der Röntgenkontrastmittel	Prüfung der Konzentrationen anderer gesundheitlich bedenkliche Parameter Modifikation der Trinkwasseraufbereitung durch zusätzliche Aufbereitungsprozesse	Vorgehensweise gemäß den Empfehlungen der Sachverständige des DVGW sowie den Vorgaben der DVGW Regelwerke	Rohwasserqualität zeigt keine bedenklichen Chloridkonzentrationen oder Belastungen mit Röntgenkontrastmittel (Ästhetik)
621	Mineralölverlust aus aktiver Ölpipeline: latenter, schleichender Mineralölverlust	Aromatische Kohlenwasserstoffe, Referenzparameter Benzol	Beobachtung der Grundwasserbewegung (Spline Interpolation) Visualisierung von Grundwassermodellierungen im GIS	Weitere Reduktion des Fördervolumens aus Brunnen 2 und 3 Verdichtung des Messstellennetzes der Bodenluftuntersuchungen, notfalls vorläufiges Einstellen der Förderung aus Brunnen 2 und 3	Vorgehensweise gemäß BMI Arbeitsblatt Sofortmaßnahmen bei Mineralölnfällen	Regelmäßige Auswertungen der Bodenluft- und Grundwasseruntersuchungen, Untersuchung des Reinwassers
641	Eintrag von wassergefährdenden Stoffen: Kiesabbau (aktuell Trockenaus Kiesung, diskutiert wird Nassaus Kiesung)	PAK sowie Tri- und Tetrachlorethen als mögliche Indikatorparameter für anthropogene Verunreinigung des Grundwassers sowie fäkale Verunreinigungen	Visualisierung der Probenahmeergebnisse im GIS	Sofortige Sanierung und erhöhte Sicherheitsmaßnahmen im Bereich des Kiesabbaus Wenn möglich Verbot der Nassaus Kiesung, ausschließlich Trockenaus Kiesung genehmigen lassen	Beachtung von Hinweisen und Vorgaben von Sachverständigen (z.B. des TZW oder des DVGW)	Keine qualitative Verschlechterung der Rohwasserbeschaffenheit erkennbar Vor-Ort-Besichtigungen

Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis

10.3 Kriging Interpolation: Ergebnisse der Kreuzvalidierung

Legende: x-Coord = x-Koordinate, Y-Coord = Y-Koordinate, Measured = gemessener Wert, Predicted = geschätzter Wert, StdError = Standardfehler, Error = Fehler, Stdd_Error = standardisierter Fehler, NormValue = Normalwert

Parameter: Bor Jahr: 2002

X-Coord	Y-Coord	Measured	Predicted	StdError	Error	Stdd_Error	NormValue
2573275,00	5629425,00	0,16	0,14	0,03	-0,02	-0,58	-0,39
2573300,00	5630030,00	0,15	0,16	0,02	0,01	0,30	0,21
2573420,00	5630380,00	0,15	0,15	0,02	0,00	-0,20	-0,21
2573770,00	5630460,00	0,14	0,12	0,02	-0,02	-0,91	-1,19
2573790,00	5629865,00	0,16	0,14	0,03	-0,02	-0,69	-0,57
2573810,00	5630820,00	0,12	0,10	0,02	-0,02	-0,87	-1,04
2574020,00	5630720,00	0,08	0,10	0,02	0,02	1,21	1,64
2574093,00	5628992,00	0,16	0,14	0,02	-0,02	-0,79	-0,78
2574105,00	5627725,00	0,06	0,12	0,03	0,06	1,82	2,13
2574110,00	5630410,00	0,09	0,11	0,02	0,02	1,02	1,19
2574290,00	5630830,00	0,07	0,09	0,02	0,02	0,83	1,04
2574310,00	5628325,00	0,12	0,10	0,03	-0,02	-0,55	-0,30
2574330,00	5628995,00	0,14	0,14	0,02	0,00	0,08	0,04
2574370,00	5630610,00	0,10	0,07	0,02	-0,03	-1,42	-2,13
2574767,00	5630920,00	0,07	0,08	0,03	0,01	0,23	0,13
2574770,00	5630110,00	0,07	0,08	0,03	0,01	0,57	0,67
2574970,00	5629290,00	0,09	0,11	0,03	0,02	0,80	0,78
2575174,00	5630438,00	0,07	0,07	0,03	0,00	-0,05	-0,04
2575404,00	5629272,00	0,11	0,09	0,02	-0,02	-0,80	-0,90
2575495,00	5627090,00	0,14	0,09	0,04	-0,05	-1,30	-1,64
2575580,00	5629900,00	0,07	0,09	0,03	0,02	0,56	0,57
2575655,00	5628620,00	0,09	0,12	0,03	0,03	0,82	0,90
2575750,00	5629170,00	0,11	0,09	0,02	-0,02	-0,66	-0,48
2576202,00	5629523,00	0,08	0,09	0,03	0,01	0,34	0,39
2576472,00	5631502,00	0,06	0,07	0,04	0,01	0,32	0,30
2576810,00	5627317,00	0,10	0,10	0,03	0,00	-0,08	-0,13
2577163,00	5628387,00	0,11	0,08	0,04	-0,03	-0,74	-0,67
2577418,00	5627394,00	0,08	0,10	0,03	0,02	0,50	0,48
2578458,00	5627530,00	0,06	0,08	0,02	0,02	1,04	1,38
2578542,00	5627459,00	0,08	0,06	0,02	-0,02	-0,98	-1,38

Parameter: Chlorid Jahr 1998

X-Coord	Y-Coord	Measured	Predicted	StdError	Error	Stdd_Error	NormValue
2573275,00	5629425,00	84,00	65,02	18,86	-18,98	-1,01	-1,43
2573300,00	5630030,00	58,17	57,60	16,00	-0,57	-0,04	-0,23
2573420,00	5630380,00	52,97	48,97	15,03	-4,00	-0,27	-0,75
2573480,00	5628850,00	84,13	68,62	19,05	-15,51	-0,81	-1,25
2573770,00	5630460,00	39,80	39,65	12,35	-0,15	-0,01	0,00
2573790,00	5629865,00	39,90	50,81	17,94	10,91	0,61	1,43
2573930,00	5630650,00	33,08	30,35	9,19	-2,73	-0,30	-0,85
2574020,00	5630720,00	27,10	30,51	9,46	3,41	0,36	1,10
2574093,00	5628992,00	70,50	49,46	14,11	-21,04	-1,49	-2,17
2574105,00	5627725,00	69,20	45,64	20,06	-23,56	-1,17	-1,69
2574110,00	5630410,00	26,87	30,50	13,34	3,63	0,27	0,85
2574290,00	5630830,00	25,63	25,77	12,69	0,14	0,01	0,15
2574310,00	5628325,00	65,00	50,12	19,21	-14,88	-0,77	-1,10
2574330,00	5628995,00	36,20	59,59	14,17	23,39	1,65	2,17
2574370,00	5630610,00	24,55	24,04	12,55	-0,51	-0,04	-0,31
2574767,00	5630920,00	27,17	25,82	17,80	-1,35	-0,08	-0,47
2574770,00	5630110,00	21,97	25,62	18,46	3,65	0,20	0,75
2574970,00	5629290,00	24,13	23,56	10,81	-0,57	-0,05	-0,39
2575070,00	5629360,00	22,65	24,18	10,16	1,53	0,15	0,56
2575174,00	5630438,00	26,03	25,52	18,10	-0,51	-0,03	-0,08
2575315,00	5626120,00	26,50	38,16	21,40	11,66	0,54	1,25
2575404,00	5629272,00	22,80	24,37	13,28	1,57	0,12	0,47
2575495,00	5627090,00	30,90	45,21	20,41	14,31	0,70	1,69
2575580,00	5629900,00	28,00	24,12	19,05	-3,88	-0,20	-0,65
2575655,00	5628620,00	23,40	29,38	18,82	5,98	0,32	0,97
2575690,00	5629130,00	23,47	23,64	7,32	0,17	0,02	0,23
2575690,00	5629200,00	23,65	23,68	6,99	0,03	0,00	0,08
2575750,00	5629170,00	23,90	23,66	7,28	-0,24	-0,03	-0,15
2576202,00	5629523,00	23,10	26,68	19,46	3,58	0,18	0,65
2576472,00	5631502,00	32,90	25,99	21,65	-6,91	-0,32	-0,97
2576810,00	5627317,00	23,70	25,76	19,82	2,06	0,10	0,39
2577163,00	5628387,00	25,70	24,12	20,80	-1,58	-0,08	-0,56
2577418,00	5627394,00	24,20	25,59	20,11	1,39	0,07	0,31

Parameter: Chlorid**Jahr**

1999

X-Coord	Y-Coord	Measured	Predicted	StdError	Error	Stdd_Error	NormValue
2573275,00	5629425,00	64,60	56,02	11,29	-8,58	-0,76	-1,01
2573300,00	5630030,00	66,50	56,13	9,09	-10,37	-1,14	-1,63
2573420,00	5630380,00	58,64	53,04	8,53	-5,60	-0,66	-0,65
2573770,00	5630460,00	42,30	43,49	7,05	1,19	0,17	0,00
2573790,00	5629865,00	49,40	51,16	10,23	1,76	0,17	0,09
2573930,00	5630650,00	33,86	30,26	5,24	-3,60	-0,69	-0,88
2574020,00	5630720,00	26,00	30,69	5,39	4,69	0,87	2,11
2574105,00	5627725,00	53,50	42,49	11,66	-11,01	-0,94	-1,17
2574110,00	5630410,00	29,60	32,24	7,62	2,64	0,35	0,45
2574290,00	5630830,00	24,50	25,26	7,16	0,76	0,11	-0,17
2574310,00	5628325,00	62,90	38,46	11,05	-24,44	-2,21	-2,11
2574322,00	5631877,00	28,90	32,27	11,52	3,37	0,29	0,35
2574330,00	5628995,00	41,80	45,97	11,20	4,17	0,37	0,54
2574370,00	5630610,00	25,10	24,43	7,13	-0,67	-0,09	-0,45
2574625,00	5631435,00	30,40	32,23	10,18	1,83	0,18	0,17
2574767,00	5630920,00	27,80	27,94	9,59	0,14	0,01	-0,35
2574770,00	5630110,00	24,30	27,36	10,54	3,06	0,29	0,26
2574970,00	5629290,00	24,40	26,82	6,17	2,42	0,39	0,76
2575070,00	5629360,00	23,90	24,48	5,80	0,58	0,10	-0,26
2575174,00	5630438,00	27,20	28,80	10,36	1,60	0,15	-0,09
2575404,00	5629272,00	23,60	26,89	7,82	3,29	0,42	1,01
2575495,00	5627090,00	27,40	36,28	12,01	8,88	0,74	1,63
2575580,00	5629900,00	32,90	25,31	11,15	-7,59	-0,68	-0,76
2575655,00	5628620,00	24,00	29,74	10,78	5,74	0,53	1,17
2575690,00	5629130,00	27,70	24,26	8,80	-3,44	-0,39	-0,54
2576472,00	5631502,00	41,70	27,71	12,39	-13,99	-1,13	-1,36
2576810,00	5627317,00	22,60	29,30	11,31	6,70	0,59	1,36
2577163,00	5628387,00	23,30	27,71	11,83	4,41	0,37	0,65
2577418,00	5627394,00	20,10	24,73	11,48	4,63	0,40	0,88

Parameter Nitrat Jahr 1991

X-Coord	Y-Coord	Measured	Predicted	StdError	Error	Stdd_Error	NormValue
2573040,00	5630620,00	39,05	43,02	9,65	3,97	0,41	0,37
2573300,00	5630030,00	40,35	40,86	9,42	0,51	0,05	-0,14
2573381,81	5630352,47	42,05	43,92	9,65	1,87	0,19	0,00
2573387,32	5630343,85	42,00	44,41	9,42	2,41	0,26	0,22
2573420,00	5630380,00	41,70	43,70	9,52	2,00	0,21	0,14
2573480,00	5628850,00	19,15	42,46	9,85	23,31	2,37	1,72
2573770,00	5630460,00	56,50	42,76	9,29	-13,74	-1,48	-1,47
2573790,00	5629865,00	49,00	40,34	9,42	-8,66	-0,92	-1,28
2573930,00	5630650,00	42,23	43,77	9,42	1,54	0,16	-0,07
2574020,00	5630720,00	39,37	44,54	9,52	5,17	0,54	0,61
2574110,00	5630410,00	39,45	44,53	9,29	5,08	0,55	0,70
2574270,00	5629890,00	46,20	39,72	9,35	-6,48	-0,69	-1,01
2574290,00	5630830,00	44,55	44,66	9,52	0,11	0,01	-0,22
2574310,00	5628325,00	35,65	34,33	9,65	-1,32	-0,14	-0,44
2574310,00	5629930,00	42,50	39,73	9,35	-2,77	-0,30	-0,70
2574350,00	5629810,00	39,60	39,32	9,35	-0,29	-0,03	-0,29
2574370,00	5630610,00	42,80	44,64	9,35	1,84	0,20	0,07
2574767,00	5630920,00	44,98	39,64	9,52	-5,34	-0,56	-0,89
2574770,00	5630110,00	44,90	43,66	9,35	-1,24	-0,13	-0,37
2574922,84	5629446,62	36,77	48,77	9,35	12,00	1,28	1,47
2574970,00	5629290,00	44,83	43,42	9,29	-1,41	-0,15	-0,52
2574993,00	5629260,00	39,57	43,01	9,29	3,44	0,37	0,29
2575174,00	5630438,00	59,10	37,53	9,42	-21,57	-2,29	-1,72
2575230,84	5629400,65	75,63	36,91	9,29	-38,72	-4,17	-2,19
2575261,34	5629545,52	44,00	41,82	9,29	-2,18	-0,24	-0,61
2575404,00	5629272,00	32,20	40,30	9,24	8,10	0,88	1,01
2575408,00	5627929,00	35,90	28,41	9,52	-7,49	-0,79	-1,13
2575580,00	5629900,00	39,55	48,18	9,42	8,63	0,92	1,13
2575690,00	5629130,00	31,57	38,39	9,35	6,82	0,73	0,79
2575690,00	5629200,00	31,33	41,32	9,35	9,99	1,07	1,28
2575750,00	5629170,00	32,33	36,23	9,35	3,90	0,42	0,44
2576140,00	5628400,00	28,30	32,57	9,65	4,27	0,44	0,52
2576202,00	5629523,00	31,89	28,49	9,65	-3,40	-0,35	-0,79
2576472,00	5631502,00	14,61	43,88	9,85	29,27	2,97	2,19
2577418,00	5627394,00	23,47	32,03	9,85	8,56	0,87	0,89

Parameter: Nitrat

Jahr

2002

X-Coord	Y-Coord	Measured	Predicted	StdError	Error	Stdd_Error	NormValue
2570000,00	5629250,00	33,50	27,86	10,05	-5,64	-0,56	-0,90
2573275,00	5629425,00	26,25	26,77	8,17	0,52	0,06	0,06
2573300,00	5630030,00	29,48	30,09	7,53	0,61	0,08	0,18
2573420,00	5630380,00	30,47	34,35	7,27	3,88	0,53	0,66
2573480,00	5628850,00	18,05	26,71	8,23	8,66	1,05	1,37
2573770,00	5630460,00	43,08	30,24	6,55	-12,84	-1,96	-1,55
2573790,00	5629865,00	32,85	30,70	7,92	-2,15	-0,27	-0,51
2573810,00	5630820,00	29,01	33,48	6,78	4,47	0,66	0,73
2573930,00	5630650,00	31,70	32,62	5,83	0,92	0,16	0,38
2574020,00	5630720,00	30,17	32,34	5,92	2,17	0,37	0,51
2574093,00	5628992,00	27,70	26,67	7,16	-1,03	-0,14	-0,25
2574105,00	5627725,00	17,23	25,95	8,48	8,72	1,03	1,23
2574110,00	5630410,00	29,09	34,96	6,76	5,87	0,87	0,82
2574290,00	5630830,00	34,26	34,18	6,67	-0,08	-0,01	0,00
2574310,00	5628325,00	22,81	24,04	8,23	1,23	0,15	0,31
2574330,00	5628995,00	29,98	28,39	7,19	-1,59	-0,22	-0,44
2574370,00	5630610,00	35,71	33,40	6,63	-2,31	-0,35	-0,73
2574767,00	5630916,00	42,23	39,47	5,69	-2,76	-0,48	-0,82
2574767,00	5630920,00	41,25	40,13	5,70	-1,12	-0,20	-0,38
2574770,00	5630110,00	30,91	38,77	8,00	7,86	0,98	1,11
2574922,84	5629446,62	28,45	34,43	6,35	5,98	0,94	1,00
2574970,00	5629290,00	40,58	27,86	6,14	-12,72	-2,07	-1,79
2575070,00	5629360,00	26,05	34,51	5,74	8,46	1,47	1,79
2575174,00	5630438,00	44,32	38,50	7,99	-5,82	-0,73	-1,11
2575230,84	5629400,65	33,65	33,24	5,83	-0,41	-0,07	-0,12
2575261,34	5629545,52	41,30	35,03	6,32	-6,27	-0,99	-1,23
2575315,00	5626120,00	24,90	24,02	8,82	-0,88	-0,10	-0,18
2575350,00	5628140,00	25,20	22,53	8,30	-2,67	-0,32	-0,58
2575404,00	5629272,00	25,57	34,13	6,44	8,56	1,33	1,55
2575495,00	5627090,00	24,18	21,40	8,62	-2,78	-0,32	-0,66
2575580,00	5629900,00	57,22	36,72	7,95	-20,51	-2,58	-2,25
2575655,00	5628620,00	20,24	27,31	7,93	7,07	0,89	0,90
2575690,00	5629130,00	29,90	31,01	6,03	1,11	0,18	0,44
2575750,00	5629170,00	34,22	30,42	6,12	-3,80	-0,62	-1,00
2576202,00	5629523,00	34,06	32,76	8,37	-1,30	-0,16	-0,31
2576810,00	5627317,00	22,76	23,37	8,49	0,61	0,07	0,12
2577163,00	5628387,00	24,45	25,24	7,97	0,79	0,10	0,25
2577418,00	5627394,00	22,05	21,76	8,43	-0,29	-0,03	-0,06

Parameter: Nitrat

Jahr

2002

X-Coord	Y-Coord	Measured	Predicted	StdError	Error	Std_Error	NormValue
2577445,00	5628099,00	20,33	24,33	7,86	4,00	0,51	0,58
2578458,00	5627530,00	24,09	15,21	6,75	-8,88	-1,31	-1,37
2578541,00	5627458,00	13,06	23,67	6,87	10,61	1,54	2,25

**FRAGENKATALOG
ZUR PRAKTISCHEN UMSETZUNG
DES WASSERSICHERHEITSPLANES (WSP)**

**Retrospektive Befragung des
Wasserversorgungsunternehmens
nach der Realimplementierung des WSP**

Frage 1: Inwieweit sind bisherige Maßnahmen/ Tätigkeiten/ Aktivitäten des Qualitäts- und Risikomanagements Ihres Unternehmens bereits in den Teilschritten des WSPs enthalten, ohne die WSP-Terminologie verwendet zu haben? Bitte jeweils nur ein Kästchen ankreuzen!

Vorbereitende Schritte (u.a. Aufstellung eines WSP-Teams und Beschreibung der Wassernutzung)

nicht enthalten teilweise enthalten vollständig enthalten weiß nicht

Bemerkungen:

Beschreibung der Wasserversorgung

nicht enthalten teilweise enthalten vollständig enthalten weiß nicht

Bemerkungen:

Durchführung einer Gefährdungsanalyse und Risikobewertung

nicht enthalten teilweise enthalten vollständig enthalten weiß nicht

Bemerkungen:

Identifizierung von Steuerungsmaßnahmen

nicht enthalten teilweise enthalten vollständig enthalten weiß nicht

Bemerkungen:

Einrichtung eines Überwachungssystems (Bestimmung der Einschreitwerte, Bestimmung der Überwachungshäufigkeiten, Wahl der Messgrößen, Messverfahren)

nicht enthalten teilweise enthalten vollständig enthalten weiß nicht

Bemerkungen:

Festlegung von Korrekturmaßnahmen

nicht enthalten teilweise enthalten vollständig enthalten weiß nicht

Bemerkungen:

Dokumentation und Aufzeichnungen

nicht enthalten teilweise enthalten vollständig enthalten weiß nicht

Bemerkungen:

Validierung und Verifizierung

nicht enthalten teilweise enthalten vollständig enthalten weiß nicht

Bemerkungen:

Frage 2: Wie schätzen Sie die Notwendigkeit der Integration gegenwärtiger Mechanismen des Qualitäts- und Risikomanagements (TrinkwV 2001, DVGW-Regelwerke und DIN-Normen) in die einzelnen Teilschritte des WSPs ein ? Bitte jeweils nur ein Kästchen ankreuzen!

Vorbereitende Schritte (u.a. Aufstellung eines WSP-Teams und Beschreibung der Wassernutzung)

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Beschreibung der Wasserversorgung

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Durchführung einer Gefährdungsanalyse und Risikobewertung

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Identifizierung von Steuerungsmaßnahmen

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Einrichtung eines Überwachungssystems (Bestimmung der Einschreitwerte, Bestimmung der Überwachungshäufigkeiten, Wahl der Messgrößen, Messverfahren)

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Festlegung von Korrekturmaßnahmen

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Dokumentation und Aufzeichnungen

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Validierung und Verifizierung

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Frage 3: Wie hoch ist nach Ihrer Einschätzung der Aufwand (Personal, Kosten) für die Implementierung und fortlaufende Bearbeitung der einzelnen Teilschritte des WSPs? Bitte jeweils nur ein Kästchen ankreuzen!											
Vorbereitende Schritte (u.a. Aufstellung eines WSP-Teams und Beschreibung der Wassernutzung)											
<input type="checkbox"/>	sehr niedrig	<input type="checkbox"/>	niedrig	<input type="checkbox"/>	mäßig	<input type="checkbox"/>	hoch	<input type="checkbox"/>	sehr hoch	<input type="checkbox"/>	weiß nicht
Bemerkungen:											
Beschreibung der Wasserversorgung											
<input type="checkbox"/>	sehr niedrig	<input type="checkbox"/>	niedrig	<input type="checkbox"/>	mäßig	<input type="checkbox"/>	hoch	<input type="checkbox"/>	sehr hoch	<input type="checkbox"/>	weiß nicht
Bemerkungen:											
Durchführung einer Gefährdungsanalyse und Risikobewertung											
<input type="checkbox"/>	sehr niedrig	<input type="checkbox"/>	niedrig	<input type="checkbox"/>	mäßig	<input type="checkbox"/>	hoch	<input type="checkbox"/>	sehr hoch	<input type="checkbox"/>	weiß nicht
Bemerkungen:											
Identifizierung von Steuerungsmaßnahmen											
<input type="checkbox"/>	sehr niedrig	<input type="checkbox"/>	niedrig	<input type="checkbox"/>	mäßig	<input type="checkbox"/>	hoch	<input type="checkbox"/>	sehr hoch	<input type="checkbox"/>	weiß nicht
Bemerkungen:											
Einrichtung eines Überwachungssystems (Bestimmung der Einschreitwerte, Bestimmung der Überwachungshäufigkeiten, Wahl der Messgrößen, Messverfahren)											
<input type="checkbox"/>	sehr niedrig	<input type="checkbox"/>	niedrig	<input type="checkbox"/>	mäßig	<input type="checkbox"/>	hoch	<input type="checkbox"/>	sehr hoch	<input type="checkbox"/>	weiß nicht
Bemerkungen:											
Festlegung von Korrekturmaßnahmen											
<input type="checkbox"/>	sehr niedrig	<input type="checkbox"/>	niedrig	<input type="checkbox"/>	mäßig	<input type="checkbox"/>	hoch	<input type="checkbox"/>	sehr hoch	<input type="checkbox"/>	weiß nicht
Bemerkungen:											
Dokumentation und Aufzeichnungen											
<input type="checkbox"/>	sehr niedrig	<input type="checkbox"/>	niedrig	<input type="checkbox"/>	mäßig	<input type="checkbox"/>	hoch	<input type="checkbox"/>	sehr hoch	<input type="checkbox"/>	weiß nicht
Bemerkungen:											
Validierung und Verifizierung											
<input type="checkbox"/>	sehr niedrig	<input type="checkbox"/>	niedrig	<input type="checkbox"/>	mäßig	<input type="checkbox"/>	hoch	<input type="checkbox"/>	sehr hoch	<input type="checkbox"/>	weiß nicht
Bemerkungen:											

Frage 4: Wie schätzen Sie den Nutzen Geographischer Informationssysteme (GIS) in den einzelnen Teilschritten des WSPs ein? Bitte jeweils nur ein Kästchen ankreuzen!

Vorbereitende Schritte (u.a. Aufstellung eines WSP-Teams und Beschreibung der Wassernutzung)

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Beschreibung der Wasserversorgung

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Durchführung einer Gefährdungsanalyse und Risikobewertung

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Identifizierung von Steuerungsmaßnahmen

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Einrichtung eines Überwachungssystems (Bestimmung der Einschreitwerte, Bestimmung der Überwachungshäufigkeiten, Wahl der Messgrößen, Messverfahren)

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Festlegung von Korrekturmaßnahmen

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Dokumentation und Aufzeichnungen

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Validierung und Verifizierung

sehr niedrig niedrig mäßig hoch sehr hoch weiß nicht

Bemerkungen:

Frage 5: Beurteilen Sie, ob die einzelnen Teilschritte des WSPs ebenso für die Aufgabenbereiche des Gesundheitsamtes wichtig sind (z.B. in Hinblick auf Überwachung, Kommunikation etc.). Bitte jeweils nur ein Kästchen ankreuzen!

Vorbereitende Schritte (u.a. Aufstellung eines WSP-Teams und Beschreibung der Wassernutzung)

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Beschreibung der Wasserversorgung

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Durchführung einer Gefährdungsanalyse und Risikobewertung

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Identifizierung von Steuerungsmaßnahmen

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Einrichtung eines Überwachungssystems (Bestimmung der Einschreitwerte, Bestimmung der Überwachungshäufigkeiten, Wahl der Messgrößen, Messverfahren)

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Festlegung von Korrekturmaßnahmen

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Dokumentation und Aufzeichnungen

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Validierung und Verifizierung

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Frage 6: Der WSP erfordert die Zusammenarbeit mit verschiedenen Institutionen (Gesundheitsamt, Staatliche Umweltämter, Hygiene-Institut, etc.). Wie würden Sie die Notwendigkeit der Zusammenarbeit in den einzelnen Teilschritten des WSP einschätzen?

Vorbereitende Schritte (u.a. Aufstellung eines WSP-Teams und Beschreibung der Wassernutzung)

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Beschreibung der Wasserversorgung

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Durchführung einer Gefährdungsanalyse und Risikobewertung

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Identifizierung von Steuerungsmaßnahmen

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Einrichtung eines Überwachungssystems (Bestimmung der Einschreitwerte, Bestimmung der Überwachungshäufigkeiten, Wahl der Messgrößen, Messverfahren)

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Festlegung von Korrekturmaßnahmen

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Dokumentation und Aufzeichnungen

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Validierung und Verifizierung

nicht wichtig wichtig weiß nicht

Bemerkungen:

Frage 7: Bei einer ausschließlichen Betrachtung des Ressourcenschutzes, wie würden Sie die Zusammenarbeit im Rahmen des WSPs mit den unten angegebenen Institutionen gewichten (Gewichtungsskala: 1=sehr wichtig , 6 = unwichtig)?

a) Gesundheitsamt

1 2 3 4 5 6 weiß nicht

b) Staatliches Umweltamt

1 2 3 4 5 6 weiß nicht

c) Externes, beratendes Unternehmen

1 2 3 4 5 6 weiß nicht

d) Hygiene-Institut

1 2 3 4 5 6 weiß nicht

e) Landwirte

1 2 3 4 5 6 weiß nicht

f) Betreiber von wassergefährdenden Anlagen/ Betrieben

1 2 3 4 5 6 weiß nicht

g) Sonstige

1 2 3 4 5 6 weiß nicht

Bemerkungen:

Frage 8: Bei einer ausschließlichen Betrachtung des Ressourcenschutzes:

Der WSP bieten einen umfassenden Handlungsrahmen für den Ressourcenschutz und das Einzugsgebietsmanagement!

Ich stimme zu Ich stimme nicht zu weiß nicht

Bemerkungen:

Frage 9: Teilschritt Gefährdungsanalyse und Risikobewertung:

Wie beurteilen Sie die semiquantitative Bewertung von Risiken anhand der Bewertungsmatrix auf einer Skala von 1-6?

1 2 3 4 5 6 weiß nicht

Bemerkung:

Frage 10: Könnten Sie sich vorstellen, einen WSP unter den gegebenen personellen und finanziellen Ressourcen zu implementieren und fortlaufend zu pflegen?

ja nein weiß nicht

Bemerkungen:

Frage 11: Formulieren Sie kurz die für Sie wichtigsten Vorteile des WSP sowie die für Sie offenen Fragen oder Mängel des WSP!

Frage 12: Lässt sich nach Ihrer Einschätzung mit der Einführung des WSP-Konzeptes die Trinkwassersicherheit in Deutschland erhöhen? Bitte begründen Sie Ihre Meinung!