

# **Hydrologische Modellierung urbaner Nährstoffeinträge in Gewässer auf Flussgebietsebene**

**Markus Biegel**

Dresden Juli 2005

Vom Institut für Siedlungs- u. Industrierwasserwirtschaft der Technischen Universität  
Dresden zur Erlangung des Grades eines Doktor-Ingenieurs genehmigte Dissertation

vorgelegt von

Dipl.-Hydrologe Markus Biegel

Eingereicht am 20.07.2005

Verteidigt am 20.12.2005

Gutachter:

Prof. Dr. sc. techn. Peter Krebs

Inst. f. Siedlungs- u. Industrierwasserwirtschaft, Technische Universität Dresden

Prof. Dr.-Ing. Axel Bronstert

Inst. f. Geoökologie, Lehrstuhl für Hydrologie/Klimatologie, Universität Potsdam

Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D.

Inst. f. Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und  
Wassergütemwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH)

# Kurzfassung

Diese Arbeit beschreibt die Konzeption und Realisierung des Modells ArcEGMO-URBAN sowie die Modellanwendung im Flussgebiet der Havel. ArcEGMO-URBAN wurde entwickelt um die punktuell in Gewässer eingetragenen Frachten von Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor aus urbanen Räumen auf der Ebene von Flussgebieten zu bilanzieren. Die Nährstoffeinträge werden mit einer hohen räumlichen Auflösung und in ihrer innerjährlichen Dynamik berechnet, wobei der Einfluss des Niederschlagsgeschehens auf die Stoffeinträge besonders thematisiert wird.

ArcEGMO-URBAN modelliert die Niederschlags-Abfluss- und die Schmutz-Transport-Prozesse in urbanen Räumen unter Berücksichtigung von naturräumlichen, technologischen und sozialen Parametern. Eingangsgrößen sind meteorologische und terrestrische Daten mit einer hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung sowie statistische Angaben auf Gemeindeebene. Die digital vorliegenden Flächendaten werden vor der Modellierung mittels GIS-Funktionen ausgewertet und zu Flächen mit gleichen Eigenschaften zusammengefasst. Diesen Flächen werden technologische und soziale Parameter zugeordnet, welche aus den statistischen Angaben abgeleitet wurden. Durch die hohe inhaltliche und räumliche Auflösung der Eingangsdaten können relevante Prozesse teilflächendifferenziert beschrieben werden. Es können sowohl unterschiedliche Wasserver- und -entsorgungstechnologien und die durch sie induzierten Stoffströme als auch unterschiedliche Kanalisationsverfahren berücksichtigt werden.

Bezogen auf den Niederschlags-Abfluss-Prozess werden die Abflussbildung und Abflusskonzentration auf befestigten Flächen, die Abflusstransformation und Überlagerung mit dem Trockenwetterabfluss im Kanalnetz und die Abflussaufteilung an Sonderbauwerken bzw. Kläranlagen berechnet. Für die Berücksichtigung der Stoff-Transport-Prozesse werden die durch die Atmosphäre und spezifische Nutzungen bedingten Stoffeinträge sowie der durch die Kanalisation bestimmte Stofftransport berechnet. Die auf der Oberfläche stattfindenden Teilprozesse von Stoffakkumulation und -abtrag können über mittlere Verschmutzungswerte oder detailliert über Akkumulations- und Abtragsfunktionen berechnet werden.

Um ein weites Anwendungsspektrum zu gewährleisten, ist das Modell so konzipiert, dass eine Parametrisierung mit Eingangsdaten unterschiedlicher Qualität möglich ist. Abhängig von der verfügbaren Datenbasis werden entweder konkrete Messwerte oder statistische Größen verwendet. Das Programm ist in „C“ programmiert und damit auf jeder Rechnerarchitektur lauffähig.

Die Validierung des Modells gelingt für einzelne Teilprozesse aber auch für Teilgebiete gut. Die Ergebnisse im Flussgebiet der Havel belegen, dass das Modell ähnliche jährliche Nährstofffrachten wie bereits eingeführte Modelle berechnet. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse das Potenzial des Modells, die innerjährliche Dynamik punktueller Stoffeinträge abzubilden und durch die GIS-gestützte Parametrisierung aufwandsarm Szenarien zu berechnen. Damit ist ArcEGMO-URBAN ein geeignetes Modell zur Bestimmung von Nährstoffeinträgen aus punktuellen Quellen auf der Ebene von Flussgebieten.



# Abstract

This thesis describes the conception and implementation of the hydrological model ArcEGMO-URBAN and its application to the basin of the Havel river in north-eastern Germany. The model has been developed in order to make up the balance of nitrogen and phosphorus inputs from point sources in urban areas on the scale of river basins. The nutrient input can be calculated with a high spatial resolution and according to its seasonal variation. At the same time, the impact of the rainfall on the nutrient input is being focused on in this project.

ArcEGMO-URBAN models rainfall-runoff processes and pollution-transport processes in urban areas taking natural, technological and social parameters into consideration. Input data are meteorological and terrestrial data with a high spatiotemporal resolution as well as statistic data on the scale of municipalities. The digitally available spatial data are being analysed with GIS functions before the actual modelling and later merged to areas with similar attributes. Technological and social parameters are assigned to these areas which were derived from statistic data. The diversity of the input data and their high spatial resolution allow for the description of relevant processes differentiated on the scale of urban patches. The model considers different urban water technologies and their determined matter fluxes as well as different sewer systems.

With regard to rainfall-runoff processes the following sub-processes are considered for this model: the runoff-generation and runoff-concentration on sealed surfaces, the runoff-transformation and combination with the dry weather flow in the sewer system, and the split-up of the runoff in retention tanks and waste water treatment plants. Referring to pollution-transport processes the following sub-processes are taken into account: the atmospheric pollution and surface pollution dependent on the type of land use, and the matter transport in the sewer system. The sub-processes of matter accumulation and matter erosion on the land surface can be calculated by using mean values of pollution or, more detailed, by using special functions for processes of accumulation as well as erosion.

In order to guarantee an easy application, the model's conception allows the use of input data and parameters of varying accuracy. Both, either measurements or statistical data can be used for the calculation dependent on the available data. The model is programmed in „C“ and usable on every established computer system.

The model's validation succeeds for several sub-processes as well as sub catchments. Results of the model's application in the basin of the Havel river illustrate that the model calculates similar annual matter loads when compared to established other models. Furthermore, the results show the potential of the model to calculate the seasonal variation of matter loads and to calculate scenarios by using GIS based parameters. ArcEGMO-URBAN therefore is a capable tool for the identification of nutrient input from point sources on the scale of river catchments.



# Inhaltsverzeichnis

Symbol- und Akronymverzeichnis	V
Abbildungsverzeichnis	X
Tabellenverzeichnis	XI
<b>1 Einführung</b>	<b>1</b>
1.1 Problemstellung . . . . .	1
1.2 Ziele und Vorgehensweise . . . . .	5
<b>2 Grundlagen</b>	<b>7</b>
2.1 Stoffhaushaltliche Aspekte . . . . .	7
2.1.1 Systematik der Stickstoff- und Phosphorformen . . . . .	7
2.1.2 Urbane Quellen und Pfade . . . . .	9
2.1.3 Wirkungen auf die Gewässer . . . . .	11
2.2 Überlegungen zu Modellen . . . . .	12
2.2.1 Modellbildung . . . . .	12
2.2.2 Modelltypen . . . . .	13
2.2.3 Zeitliche und Räumliche Diskretisierung . . . . .	14
2.2.4 Folgerungen für die Modellkonzeption . . . . .	15
2.3 Systemanalyse . . . . .	16
2.3.1 Teilsysteme . . . . .	18
2.3.2 Teilprozesse . . . . .	19
2.4 Modellkonzepte . . . . .	22
2.4.1 Modellansätze für den Niederschlag-Abfluss-Prozess . . . . .	22
2.4.2 Modellansätze für den Schmutz-Transport-Prozess . . . . .	29
2.5 Bestehende Modelle . . . . .	37
2.5.1 Schmutzfrachtmodelle . . . . .	38
2.5.2 Kläranlagenmodelle . . . . .	40
2.5.3 Modellkopplungen . . . . .	40
2.5.4 Modelle für große Einzugsgebiete . . . . .	41
2.6 Fazit . . . . .	43

<b>3</b>	<b>Modellkonzeption</b>	<b>45</b>
3.1	Grundsätzliches . . . . .	45
3.2	Teilsystem Atmosphäre . . . . .	47
3.3	Teilsystem Oberfläche . . . . .	47
3.3.1	Abflussbildung . . . . .	49
3.3.2	Abflusskonzentration . . . . .	54
3.3.3	Oberflächenverschmutzung . . . . .	56
3.4	Teilsystem Kanalnetz . . . . .	59
3.4.1	Abflussbildung . . . . .	59
3.4.2	Abflusskonzentration . . . . .	64
3.4.3	Stofftransport und Umsatz im Kanalnetz . . . . .	66
3.5	Teilsystem Sonderbauwerke und Kläranlage . . . . .	66
3.5.1	Aufteilungs- und Speicherbauwerke . . . . .	68
3.5.2	Kläranlage . . . . .	71
3.5.3	Pumpwerke . . . . .	74
3.5.4	Industrielle Direkteinleiter . . . . .	74
3.6	Ergebnissausgabe . . . . .	74
3.7	Diskussion . . . . .	75
<b>4</b>	<b>Umsetzung des Modellkonzeptes</b>	<b>77</b>
4.1	Programmstruktur . . . . .	77
4.2	Programmsteuerung . . . . .	78
4.3	Datenorganisation . . . . .	79
4.3.1	Raumbezogene Eingangsinformationen . . . . .	80
4.3.2	Zeitbezogene Eingangsdaten . . . . .	86
4.4	Programmablauf und Ergebnissausgabe . . . . .	87
<b>5</b>	<b>Pilotstudie und Ergebnisse</b>	<b>91</b>
5.1	Untersuchungsgebiet . . . . .	91
5.1.1	Naturraum und Hydrologie . . . . .	91
5.1.2	Politische Gliederung und Sozioökonomie . . . . .	93
5.1.3	Siedlungswasserwirtschaft . . . . .	95
5.2	Datenverfügbarkeit . . . . .	98
5.2.1	Grundlagen . . . . .	99
5.2.2	Beschreibung der Daten . . . . .	99
5.2.3	Verfügbarkeit in den Bundesländern . . . . .	103
5.3	Datenaufbereitung . . . . .	104
5.3.1	Zeitreihen . . . . .	104
5.3.2	Flächennutzung . . . . .	105
5.3.3	Bodenversiegelung . . . . .	106
5.3.4	Oberflächenverschmutzung . . . . .	107
5.3.5	Gemeindebezogene Daten . . . . .	108
5.3.6	Siedlungswasserwirtschaftliche Daten . . . . .	110

5.4	Validierung . . . . .	111
5.4.1	Grundsätzliches zur Beurteilung der Modellgüte . . . . .	111
5.4.2	Validierungskonzept . . . . .	113
5.4.3	Teilsystem Mischwasserkanalisation . . . . .	113
5.4.4	Teilsystem Kläranlage . . . . .	123
5.4.5	Teilsystem Trennkanalisation . . . . .	126
5.4.6	Vergleich mit Immissionsmessungen . . . . .	132
5.4.7	Vergleich mit anderen Modellergebnissen . . . . .	137
5.4.8	Fazit der Validierung . . . . .	139
5.5	Annahmen für die Szenarienrechnungen . . . . .	139
5.5.1	Grundlagen . . . . .	139
5.5.2	Handlungsoptionen . . . . .	140
5.5.3	Entwicklungsrahmen . . . . .	143
5.5.4	Entwicklung der Szenarien . . . . .	144
5.6	Ergebnisse . . . . .	146
5.6.1	Punktuelle Einträge im Untersuchungsgebiet . . . . .	146
5.6.2	Flächendifferenzierte Auswertung . . . . .	150
5.6.3	Innerjährliche Dynamik . . . . .	153
5.7	Diskussion und Fehlerbetrachtung . . . . .	156
5.7.1	Zusammenfassung . . . . .	156
5.7.2	Fehlerbetrachtung . . . . .	157
5.7.3	Fazit . . . . .	159
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>161</b>
6.1	Zusammenfassung . . . . .	161
6.2	Ausblick . . . . .	163
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>166</b>
	<b>Anhänge</b>	<b>191</b>
	<b>A Modellparameter und Daten</b>	<b>192</b>
	<b>B Modellergebnisse</b>	<b>205</b>



# Symbol- und Akronymverzeichnis

	Bezeichnung	Einheit
<i>A</i>	Fläche	m <sup>2</sup>
<i>AF</i> <sub>%</sub>	Anteil der angeschlossenen und versiegelten Fläche	-
ASM	Activated-Sludge-Model	-
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem	-
ATV	Abwassertechnische Vereinigung e.V.	-
ATV-DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall	-
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung	-
BNK	Biotoptypen- und Landnutzungskartierung	-
BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
<i>c<sub>ab</sub></i>	Ablaufkonzentration	mg/l
<i>c<sub>DB</sub></i>	Konzentration im Durchlaufbecken	mg/l
<i>c<sub>FB</sub></i>	Konzentration im Fangbecken	mg/l
<i>c<sub>KÜ</sub></i>	Konzentration im Klärüberlauf	mg/l
<i>c<sub>zu</sub></i>	Zulaufkonzentration	mg/l
<i>c<sub>M</sub></i>	Mischwasserkonzentration	mg/l
CIR	Color-Infrarot	-
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
CSB <sub>ges</sub>	Gesamtfracht CSB	g/d
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft	-
DGM	Digitales Geländemodell	-
DIN	Deutsche Industrie Norm	-
<i>DK</i> <sub>%</sub>	prozentualer Anteil Kanalisation ohne KA-Anschluss	-
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon)	mg/l
E	Einwohner	-

	<b>Bezeichnung</b>	<b>Einheit</b>
$e_p$	potentielle Verdunstung	mm
$e_r$	reale Verdunstung	mm
EFL	Elementarfläche	-
FWZ	Fremdwasserzuschlag	-
EGW	Einwohnergleichwert	-
EU	Europäische Union	-
EWZ	Einwohnerzahl	-
$EWZ_{an}$	Einwohnerzahl angeschlossen an eine KA	-
EZG	Einzugsgebiet	-
$F_{pot}$	aktuelles Infiltrationsvermögen	mm/h
FGW	Fließgewässer	-
GIS	Geographisches Informationssystem	-
$I$	Gefälle	-
ID	Identifizier, Zuordnungsnummer	-
IÖR	Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.	-
$k_{st}$	Manning-Strickler-Beiwert	$m^{1/3}/s$
$k_f$	Durchlässigkeitsbeiwert	m/s
KA	Kläranlage	-
$KK\%$	prozentualer Anteil der Kleinkläranlagen	-
KKA	Kleinkläranlage	-
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser	-
LUA	Landesumweltamt	-
LVA	Landesvermessungsamt	-
$MK\%$	prozentualer Anteil der Mischkanalisation	-
$\tilde{MK}\%$	prozentualer Anteil Mischkanalisation	-
$N_{abb}$	in der KA abgebauter Anteil von TN	g/d
$N_{ges}$	Gesamtfracht TN	g/d
$N_{HS}$	TN Fracht im Häuslichen Schmutzwasser	g/d
$N_{IS}$	TN Fracht im Abwasser industrieller Indirekteinleiter	g/d
$N_{KA}$	TN Fracht im Kläranlagenablauf	g/d
$N_{pot}$	potentiell in der KA abbaubare Anteil von TN	g/d
$N_F$	TN Fracht im Fremdwasser	g/d
$N_R$	TN Fracht im Niederschlagswasserabfluss	g/d
$N_T$	TN Fracht im Trockenwetterabfluss	g/d

	<b>Bezeichnung</b>	<b>Einheit</b>
$P_{abb}$	in der KA abgebauter Anteil von TN	g/d
$P_{ges}$	Gesamtfracht TP	g/d
$P_{HS}$	TP Fracht im Häuslichen Schmutzwasser	g/d
$P_{IS}$	TP Fracht im Abwasser industrieller Indirekteinleiter	g/d
$P_{KA}$	TP Fracht im Kläranlagenablauf	g/d
$P_{pot}$	potentiell in der KA abbaubare Anteil von TP	g/d
$P_F$	TP Fracht im Fremdwasser	g/d
$P_R$	TP Fracht im Niederschlagswasserabfluss	g/d
$P_T$	PN Fracht im Trockenwetterabfluss	g/d
$Q_{KA}$	Direktzufluss zur KA	m <sup>3</sup> /d
$Q_{KK}$	Direktzufluss zur KKA	m <sup>3</sup> /d
$Q_{MK}$	Abflussmenge in der Mischkanalisation	m <sup>3</sup> /d
$Q_{RK}$	Abflussmenge im Regenwasserkanal der Trennkanalisation	m <sup>3</sup> /d
$Q_{RO}$	Oberflächenabfluss (nicht in einer Kanalisation)	m <sup>3</sup> /d
$Q_{TK}$	Abflussmenge im Schmutzwasserkanal d. Trennkanalisation	m <sup>3</sup> /d
$Q_{TW}$	Trinkwasserverbrauch	m <sup>3</sup> /d
$Q_F$	Fremdwasserabfluss	m <sup>3</sup> /d
$Q_I$	Indirekteinleiterabfluss	m <sup>3</sup> /d
$Q_R$	Niederschlagswasserabfluss	m <sup>3</sup> /d
$Q_S$	Schmutzwasserabfluss	m <sup>3</sup> /d
$Q_T$	Trockenwetterabfluss	m <sup>3</sup> /d
$R$	Niederschlagsdargebot	mm
$R_{eff}$	Effektivniederschlag	mm
$R_i$	Abflussintensität	mm/h
$r_{hy}$	hydraulischer Radius	m
$R_o$	Oberflächenabfluss	m <sup>3</sup> /s
$RB$	Niederschlagsanteil, welcher den Boden erreicht	mm
$RI$	bodenwirksame Input	mm
$RM$	gemessener Niederschlag	mm
$s_{max}$	längsten Fließweg im Einzugsgebiet	m
$T$	Temperatur	°C
$t_a$	Oberflächenfließzeit	s
$t_c$	längste Fließzeit im Einzugsgebiet	s
$t_f$	Fließzeit im Kanal bei Vollfüllung	s

	<b>Bezeichnung</b>	<b>Einheit</b>
$t_L$	Schwerpunktlaufzeit	s
TC	gesamter Kohlenstoff (total carbon)	mg/l
TEZG	Teileinzugsgebiet	-
TK	Topographische Karte	-
$TK_{\%}$	prozentualer Anteil Trennkanalisation	-
TKN	Kjeldahl-Stickstoff (total Kjeldahl nitrogen)	-
TN	Gesamtstickstoff (total nitrogen)	-
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (total organic carbon)	mg/l
TP	Gesamtphosphor (total phosphorus)	-
$v$	Fließgeschwindigkeit	m/s
$V_{DB}$	Volumen des Durchlaufbeckens	m <sup>3</sup>
$V_{FB}$	Volumen des Fangbeckens	m <sup>3</sup>
$VG$	Versiegelungsgrad	-
$W_B$	aktuelle Speicherfüllung Benetzungsverluste	mm
$W_M$	aktuelle Speicherfüllung Muldenverluste	mm
WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie	-
$WX_B$	maximale Größe der Benetzungsverluste	mm
$WX_M$	maximale Größe der Muldenverluste	mm
$\varepsilon$	Muldenspeicheranteil	-
$\eta_{N,KA}$	Wirkungsgrad der KA bezogen auf TN	-
$\eta_{P,KA}$	Wirkungsgrad der KA bezogen auf TP	-
$\omega$	Formfaktor	-

# Abbildungsverzeichnis

2.1	Stickstoffkreislauf . . . . .	8
2.2	Der Niederschlag-Abfluss- und Schmutz-Transport-Prozess . . . . .	17
3.1	Modellkonzepte zur Nachbildung der Prozesse . . . . .	48
3.2	Modellvorstellung Regenwassereinleitung . . . . .	63
3.3	Rückgang des Nitrifikations-Wirkungsgrades . . . . .	73
4.1	Prinzipskizze der Modellebenen von ArcEGMO-URBAN . . . . .	78
4.2	Beispiel einer Steuerdatei von ArcEGMO-URBAN . . . . .	79
4.3	Programmtechnische Abbildung des Kanalnetzes . . . . .	83
4.4	Übersichtsschema zur EFL-Erzeugung . . . . .	84
4.5	Modellschema ArcEGMO-URBAN und GIS-Interaktion . . . . .	88
4.6	Programmablauf . . . . .	89
5.1	Lage des Einzugsgebietes in Deutschland . . . . .	92
5.2	Einzugsgebiet und Untersuchungsgebiet . . . . .	94
5.3	Übersicht über den Anteil an KKA pro Gemeinde . . . . .	97
5.4	Auslastung der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet . . . . .	99
5.5	Lage der meteorologischen Stationen . . . . .	104
5.6	Lage der Kläranlagen . . . . .	110
5.7	Übersicht Potsdam . . . . .	114
5.8	Detail Landnutzung Potsdam . . . . .	115
5.9	Potsdam - Vergleich mit Luftfoto . . . . .	117
5.10	Mittlere monatliche Abflüsse der Kläranlage Potsdam Nord . . . . .	118
5.11	Beispiel für Auswirkung der unterschiedlichen Messzeiträume . . . . .	119
5.12	Modellierter und gemessener monatl. Niederschlagswasserabfluss an der KA Potsdam . . . . .	120
5.13	Mittlerer Jahresgang des Niederschlags der Station Potsdam . . . . .	121
5.14	Gemessene und modellierte jährlichen Abflussmengen KA-Potsdam . . . . .	122
5.15	Regressionsanalyse der Monatsmittelwerte . . . . .	122
5.16	Gemessene und modellierte tägl. TN-Frachten KA Rathenow . . . . .	124
5.17	Gemessene und modellierte monatl. TN-Frachten KA Rathenow . . . . .	125
5.18	Übersichtsdarstellung der Stadt und Kläranlage Jüterbog . . . . .	127

5.19	Abflussmessung und Gütemessung Pegel Nuthe bei Jüterbog . . .	129
5.20	Interpolierte Messung TN im Gewässer und im Kläranlagenablauf	129
5.21	Darstellung der Ganglinien punktueller und diffuser Quellen . . .	130
5.22	Gemessene u. modellierte jährl. Fracht TN, Nuthe bei Jüterbog .	130
5.23	Gemessene u. modellierte monatl. Fracht TN, Nuthe bei Jüterbog	131
5.24	Übersichtsdarstellung der verwendeten Gütepegel . . . . .	134
5.25	Vergleich der Gewässerimmission und Modellergebnisse . . . . .	135
5.26	Vergleich Ergebnisse ArcEGMO-URBAN und MONERIS . . . . .	138
5.27	Räumliche Verortung der Handlungsoptionen des Szenario C . . .	145
5.28	Übersicht über die Nummerierung der Teileinzugsgebiete . . . . .	146
5.29	Mittlere Jahresfrachten von TN und TP . . . . .	147
5.30	Veränderung der TN- und TP-Einträge von Szenario A0 zu A1 . .	148
5.31	Jährliche mittlere Frachten für Berlin und das übrige Gebiet . . .	149
5.32	TN Einträge in Szenario A0 bezogen auf Gewässerabschnitte . . .	151
5.33	TP Einträge in Szenario A0 bezogen auf Gewässerabschnitte . . .	152
5.34	Veränderung der TN- und TP-Einträge von Szenario A1 zu C . .	153
5.35	Mittlere monatl. TN- und TP-Einträge im EZG der Nuthe . . . .	154
5.36	Mittlere monatl. TN-Einträge für das Untersuchungsgebiet . . . .	155
5.37	Mittlere monatl. TP-Einträge für das Untersuchungsgebiet . . . .	156
B.1	Modellierte und gemessene tägliche Ablaufwerte KA Potsdam . .	208
B.2	TP- und TN-Einträge Szenario A0 . . . . .	209
B.3	TP- und TN-Einträge Szenario A1 . . . . .	209
B.4	TP- und TN-Einträge Szenario B . . . . .	210
B.5	TP- und TN-Einträge Szenario C . . . . .	210

# Tabellenverzeichnis

2.1	Modelltypen zur Prozessbeschreibung . . . . .	13
3.1	Eingangsgrößen für Berechnung der potentiellen Verdunstung . . .	51
3.2	Muldenverluste für die definierten Neigungsgruppen . . . . .	53
3.3	Parameter zur Berechnung der Fließzeit . . . . .	55
3.4	Literaturwerte für Parameter Akkumulations-Abtrags-Methode . .	59
3.5	Parameter für Standardbauwerkstypen . . . . .	67
4.1	Definition der von ArcEGMO-URBAN verwendeten Raumelemente	80
4.2	Übersicht über die GIS-Datenbasis und ihre Verknüpfungen . . . .	81
5.1	Flächenanteil der einzelnen Bundesländer am Untersuchungsgebiet	93
5.2	Städte mit mehr als 10.000 Einwohner im Untersuchungsgebiet . .	95
5.3	Kläranlagen im Untersuchungsgebiet geordnet nach Größenklassen	96
5.4	Kläranlagen im Untersuchungsgebiet geordnet nach Reinigungsart	96
5.5	Übersicht über Gemeinden mit Mischkanalisationssystem . . . . .	98
5.6	Stoffpotenziale für Bilanzierungen . . . . .	108
5.7	Vergleich ATKIS/CIR-Daten und Daten der Stadtwerke Potsdam	116
5.8	Niederschlag und registrierte Mischwasserentlastungen in Potsdam	119
5.9	Zuordnung der Handlungsoptionen zu den Szenarien . . . . .	144
5.10	Prozentuale Veränderung der Stoffeinträge Szenario B zu C . . . . .	153
A.1	Landnutzungsklassen mit Versiegelungsgrad und Stoffpotenzialen	192
A.2	P-Standardreinigungsgrade der Kläranlagentypen . . . . .	193
A.3	N-Standardreinigungsgrade der Kläranlagentypen . . . . .	193
A.4	Zuordnung der neuen Landnutzungscode . . . . .	194
A.5	Literaturangaben zu Stoffkonzentrationen im Niederschlag . . . . .	199
A.6	Literaturangaben zu Stoffkonzentrationen im Regenkanalabfluss .	200
A.7	Literaturangaben zu Jahresschmutzfrachtpotenzialen . . . . .	201
A.8	Industrielle Direkteinleiter . . . . .	202
A.9	Übersicht über die verfügbaren Daten . . . . .	203
A.10	Verfügbare Zeitreihen im Untersuchungsgebiet . . . . .	204
B.1	Modellierte Mischkanalisationsüberläufe in Potsdam . . . . .	205
B.2	Mittlere jährl. Frachten - Gesamtübersicht . . . . .	206



# Kapitel 1

## Einführung

### 1.1 Problemstellung

Mit dem Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahre 2000 wird bis zum Jahr 2015 für die Gewässer innerhalb der Europäischen Union das Erreichen eines „guten ökologischen Zustands“ (Art. 4) verlangt (EG 2000). Damit wurde die von der Wissenschaft seit längerem erhobene Forderung nach einer immissionsorientierten, integralen Gewässerbewirtschaftung auf der Ebene von ganzen Flusseinzugsgebieten gesetzlich verankert (Schäfer 1999). Die Wasserrahmenrichtlinie als Ergebnis einer vollständigen Neuausrichtung der Wasser- und Gewässerschutzpolitik in Europa beinhaltet als wichtigste Punkte (Fuchs & Hahn 1999):

- flächendeckender Schutz von Oberflächengewässern und Grundwasser
- Erreichung und Erhaltung eines „guten ökologischen Zustandes“
- Gewässerbewirtschaftung nach Flusseinzugsgebieten
- Kombination von Emissions- und Immissionsprinzip
- Einbindung der Öffentlichkeit in Planungs- und Entscheidungsprozesse

Das Ziel eines nachhaltigen Gewässerschutzes stellt hohe Anforderungen an integrierte Bewirtschaftungsstrategien für Gewässer und Flusseinzugsgebiete und die Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen. Diese sind das zentrale Instrument der Gewässerschutzplanung. Sie beinhalten unter anderem die Erfassung und Beurteilung der menschlichen Auswirkungen auf den Gewässerzustand als Grundlage für die Planung von Maßnahmen zur Erreichung des geforderten „guten ökologischen Zustands“ der Gewässer.

Die Umsetzung der hohen Anforderungen der WRRL verlangt die umfassende Untersuchung ganzer Flussgebietseinheiten. Es ist erwiesen, dass die Bestandsaufnahme und die Erstellung der Bewirtschaftungspläne zunehmend den Einsatz

von Geographischen Informationssystemen (GIS) und mathematischen Modellen erfordern (BfG 2002). Nach herkömmlichen Methoden der Entscheidungsfindung können effektive Strategien einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung, die die komplexen Zusammenhänge zwischen Wasserdargebot und Wasserqualität, zwischen Wassernutzung und Schutz des Wassers sowie zwischen Ansprüchen an das Wasser und ökologischen Anforderungen berücksichtigen, nicht bzw. nur in Ausnahmefällen abgeleitet werden. Bei der Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen muss immer nach den Wirkungen von Eingriffen gefragt werden. Deshalb ist es notwendig, bei allen Maßnahmen (bauliche und nicht bauliche, technische und administrative) zu prüfen, wie sie auf das Gewässer wirken werden. Da der „gute ökologische Zustand der Gewässer“ im Zusammenhang mit den Wechselbeziehungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser sowie den anderen Umweltmedien steht, reicht es beispielsweise nicht mehr aus, eine Bewirtschaftung allein unter Bezug auf Grenzwerte vorzunehmen (BfG 2002). Nur durch eine möglichst gute Beschreibung der Wirkungsweise sowie der Herkunft und der Pfade von Gewässerbelastungen können wirksame Maßnahmen für den Gewässerschutz entwickelt werden (Nafu 2004).

Die Bewertung des „guten Zustands“ der Gewässer ergibt sich entsprechend Anhang V WRRL aus dem chemischen und ökologischen Zustand. Der ökologische Zustand wird vor allem über die biologischen Komponenten beurteilt. In die Bewertung fließen auch die hydromorphologische Struktur und die physikalisch-chemische Wassergüte ein. Daneben werden spezielle chemische Güteparameter, wie die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff, zur ökologischen Bewertung herangezogen (Schanze *et al.* 2005). Aus stofflicher Sicht kristallisieren sich somit zwei grundsätzliche Zielstellungen heraus. Zum einen sollen akute Belastungen der Gewässer weitestgehend vermieden werden. Zum anderen müssen die langfristigen Belastungen durch Einträge von Schadstoffen sowie Nährstoffen begrenzt werden (Nafu 2004).

Alle Stoffbelastungen müssen dabei entsprechend Art. 10 der WRRL sowohl für diffuse als auch für punktuelle Quellen untersucht werden. Die Abgrenzung zwischen punktuellen und diffusen Einträgen ist in der Literatur nicht eindeutig (Meißner 2003). In dieser Arbeit werden punktförmige Quellen in Anlehnung an LAWA (1997), Hamm (1991), Hahn *et al.* (2000) und Meißner (2003) definiert. Demnach werden „punktförmige Quellen“ über die Art der Emission ins Gewässer abgegrenzt. Erfolgt die Einleitung ins Gewässer an einem definierten Punkt, d.h. einem (Kanal-)Rohr, so gilt die Quelle als punktförmig. Diese Definition schließt die Einleitungen über Mischwasserentlastungen und aus Trenngebieten ein. Mit der Wahl dieser Definition werden entsprechend der Absicht dieser Arbeit alle wesentlichen Einträge aus urbanen Räumen berücksichtigt. Die Definition steht im Gegensatz zu den Veröffentlichungen anderer Autoren wie Ahl (1980), Novotny & Chesters (1981) und Behrendt *et al.* (1999a), die die Abgrenzung im Wesentli-

chen über die Stetigkeit der Quelle vornehmen, bei der dann in der Regel nur die Direkteinleiter (Kläranlagen und Direkteinleiter industrieller Art) erfasst werden.

Obwohl in den letzten Jahren in Deutschland viel für die Verbesserung der Gewässergüte vor allem durch den Bau von Kläranlagen getan wurde, ist nach wie vor die ökologische Situation mancher Gewässer angespannt. Als Verschmutzungsquellen gelten neben Einträgen aus der Landwirtschaft besonders restverschmutztes Wasser aus Kläranlagen (Sieker *et al.* 1992, Krebs 2003a), Entlastungen der Mischwassernetze bei Regen (Borchardt 2000), Einleitungen aus Regenwasserkanälen des Trennsystems (Heinzmann 1994, Xanthopoulos & Hahn 1995, Hahn & Schäfer 1998), die Remobilisierung von Ablagerungen in den Fließgewässern bei hohen Abflüssen (Sieker *et al.* 1992, Borchardt 2000) und Direkteinleiter. Für konkrete Einzugsgebiete ist die Relevanz der einzelnen Belastungen für die Gewässerverschmutzung oft unklar. Diese hängt nicht nur von der Verschmutzungsquelle allein, sondern auch von der Art und Anordnung der Entwässerungseinrichtungen im Einzugsgebiet sowie den hydraulischen und ökologischen Verhältnissen im Gewässer ab. Je nach besonderer Konstellation kommt es zu zeitlich und räumlich unterschiedlichsten Schadwirkungen, wobei für die Schadwirkung von Nährstoffeinleitungen der kritische Zeithorizont Wochen bis Jahre beträgt (Lammersen 1997, Borchardt *et al.* 1998).

Erschwerend kommt hinzu, dass sich in den letzten Jahren in urbanen Gebieten das Abflussvolumen und auch der Spitzenabfluss bei Extremereignissen immer weiter erhöht (Niemczynowicz 1999, Old *et al.* 2003). Als Ursache können die zunehmende Versiegelung der Städte (Packman 1979, DVWK 1994), das veränderte Auftreten von Extremniederschlagsereignissen aufgrund des Klimawandels (Bronstert 1998, Osborn *et al.* 2000, IPCC 2001, Franke *et al.* 2004) und die generell erhöhte Häufigkeit sommerlicher Regenfälle in urbanen Räumen gegenüber der freien Landschaft (Graf 1979, Atkinson 1979) ausgemacht werden. Teilweise kann die Stofffracht während einer Regenwettersituation um das 100-fache gegenüber der Trockenwettersituation zunehmen (Hahn & Schäfer 1998).

In Anbetracht der Bedeutung der räumlichen Heterogenität und zeitlichen Dynamik der anhaltend hohen Stoffeinträge sind deshalb differenziertere Untersuchungsansätze auf der Ebene von Flussgebieten erforderlich. Dies gilt neben der Genauigkeit der Abbildung von Eintragsprozessen vor allem auch für deren zeitliche Auflösung, so dass auch jahreszeitliche Schwankungen erfassbar sind. In kritisch belasteten Flussgebieten können Erkenntnisse über die genauere zeitliche Verteilung der Nährstoffeinträge entscheidend für die Beurteilung von Handlungsoptionen sein. Nur durch die Entwicklung und Anwendung integrativer und komplexer Modelle können Strategien für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wasserressourcen nach Menge und Qualität unter Berücksichtigung der flächen- und zeitdifferenzierten Einflüsse der Landnutzung und des Klimas sowie ihrer Ände-

rungen entwickelt werden (BfG 2002). Zudem müssen die Maßnahmen im Gebiet auch aufgrund der beschränkten finanziellen Mittel zukünftig noch viel stärker problembezogen, d.h. gewässerorientiert festgelegt werden (Borchardt 2000, Krebs 2000a).

Wesentlichen Einfluss auf die räumliche Heterogenität und zeitliche Dynamik der urbanen Frachteinträge haben die Flächennutzung, das Niederschlagsregime, das Kanalisationssystem und die Kläranlagentechnologie. Entsprechend ist auch für die Beurteilung der Auswirkungen von punktuellen Einträgen auf die Oberflächenwasserkörper eine räumlich und zeitlich differenzierte Betrachtung unumgänglich. Im Gegensatz zu diffusen Quellen, für die auf der Skala von Flussgebieten verschiedene, differenzierte Modellansätze zur Verfügung stehen (Krysanova *et al.* 1998, van Griensven & Bauwens 2001, Gebel *et al.* 2001, Klöcking & Suckow 2003), war bei bisherigen Untersuchungen die raum-zeitliche Auflösung für punktuelle Quellen gering. Zur Abschätzung der in die Gewässer eingetragenen Jahresfrachten wurden in der jüngeren Vergangenheit umfassende methodische Ansätze vorgestellt (Behrendt *et al.* 1999a, Hahn *et al.* 2000). Die dabei entwickelten Quantifizierungsansätze wurden in großen Flussgebietseinheiten erfolgreich zur Identifikation und Lokalisierung von Belastungsschwerpunkten eingesetzt (Behrendt *et al.* 1999b, Krebs & Franz 2002). Maßnahmen zur Minderung der festgestellten Belastungen können auf Basis der bestehenden Modelle jedoch nicht oder nur in pauschaler Form abgeleitet werden, da sie auf räumlich und zeitlich stark aggregierte Eingangsdatensätze zurückgreifen müssen. Lokale oder regionale Besonderheiten der Einzugsgebiete werden hierbei stark nivelliert.

Ein differenzierterer Modellansatz ist jedoch nicht nur als Entscheidungs- und Prognoseinstrument nötig, sondern auch für die Optimierung von Beobachtungsnetzen und Monitoringsystemen (Überwachung, Erfolgskontrolle) und für die ständige Aktualisierung von Planungsunterlagen und Bewirtschaftungsplänen. Da die WRRL zudem auch die Öffentlichkeitsbeteiligung fordert, muss ein entsprechender Modellansatz auch ein hohes Informationsbedürfnis befriedigen, das sich immer wieder in Fragen nach den Wirkungen bestimmter Eingriffe oder Unterlassungen manifestiert (BfG 2002). Meist müssen die Informationen schnell und zuverlässig gegeben sowie ansprechend präsentiert werden, was im Allgemeinen nur mit Hilfe mathematischer Modelle und einem umfangreichen *postprocessing* unter Einsatz leistungsfähiger Visualisierungstechnik möglich ist.

Es besteht also ein Bedarf für ein integratives Modell, welches punktuelle Quellen zur Vorbereitung von Entscheidungen im Bereich des Stoffstrommanagements in Flussgebieten in einer hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung modelliert. Es sollte erlauben, unterschiedliche Änderungsszenarien aus den Bereichen Klima (Klimaänderung), Landnutzung (Versiegelung, Vegetationsschäden) Sozio-Ökonomie (Migration), Politik (Wasser-/Abwassergebühren, Abgaben) und Industrie

(Wasserbedarf, Abwasser) hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Stoffeinträge zu untersuchen um nachhaltige Bewirtschaftungsstrategien entwickeln zu können.

## 1.2 Ziele und Vorgehensweise

Aufgrund der dargestellten Defizite bei der Beschreibung der punktuellen Nährstoffeinträge auf der Ebene von Flussgebieten ist es das Ziel der vorliegenden Arbeit, ein Modell zu entwickeln, welches die bisher bei der Erstellung integraler Gewässerbewirtschaftungskonzepte nur als mittlere Jahreswerte pauschal berücksichtigten Nährstoffeinträge aus punktuellen Quellen detaillierter in ihrer räumlichen und zeitlichen Dynamik beschreibt.

Dazu werden im 2. Kapitel die bisherigen Untersuchungen auf den verschiedenen Raumskalen ausgewertet. Dies sind zum Ersten stark deterministische Modellansätze für einzelne Stadtteile und Siedlungen wie sie z.B. von Euler *et al.* (1985), ATV (1988) und Tsihrintzis & Hamid (1997) beschrieben werden. Zweitens sind das Untersuchungen von z.B. Wolf & Mehlhardt (1992), Rode (1995), DVWK (1996), Schäfer (1999) und Schanze (2005), welche kleinere und mittlere Einzugsgebiete in ihrer Gesamtheit betrachten. Für Flussgebiete größer als  $10^4$  km<sup>2</sup> werden zum Dritten z.B. durch Hamm (1991), Werner & Wodsack (1994) und Behrendt *et al.* (1999a) auf der Grundlage statistischer Beziehungen größenordnungsmäßige Abschätzungen vorgenommen. Die letztgenannten Ansätze beziehen sich auf die Angabe von Jahresfrachten bzw. mittlere jährliche Eintrags- und Frachtpartitionen.

Zielstellung für die Modellentwicklung ist es, ausgehend von den sehr detaillierten Modellansätzen für kleine Gebiete und den Bilanzierungsverfahren großer Gebiete ein Modell zu entwickeln, welches die folgenden Kriterien erfüllt:

- Anwendbarkeit auf der Mesoskala ( $10^3$  -  $10^5$  km<sup>2</sup>)
- Verwendung allgemein verfügbarer Daten
- Nachvollziehbarkeit und Plausibilität der Rechenschritte
- Räumliche und zeitliche Differenzierung punktueller Quellen und Pfade
- Einfache Auswertung und Visualisierung der Ergebnisse

Die zur Umsetzung dieser Anforderungen ausgewählten Modellansätze werden im 3. Kapitel beschrieben. Die programmtechnische Umsetzung der Algorithmen und die Integration in das hydrologische Modell ArcEGMO<sup>®</sup> beschreibt Kapitel 4.

Im 5. Kapitel wird das BMBF-Verbundvorhaben „Havelmanagement“ vorgestellt, in dessen Rahmen das Modell ArcEGMO-URBAN entwickelt wurde. Die mit dem Modell für das Einzugsgebiet der Havel (ohne Spree) mit einer Gebietsgröße von

## 1. Einführung

---

ca. 14.000 km<sup>2</sup> berechneten detaillierten Stoffbilanzen werden präsentiert und die Validität der Ergebnisse wird untersucht und diskutiert. Im abschließenden 6. Kapitel werden die erreichten Ergebnisse zusammengefasst und Entwicklungspotenziale und Anwendungsgrenzen des Modells diskutiert.

# Kapitel 2

## Grundlagen

In diesem Kapitel werden zunächst die Eigenschaften, Vorkommen und Bedeutung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor beschrieben. Anschließend folgt eine Beschreibung möglicher Modelltypen. Im dritten Teil werden das untersuchte Gesamtsystem sowie Teilsysteme und Teilprozesse definiert. Nach der Beschreibung bekannter Modellkonzepte und deren Defizite wird abschließend ein Überblick über bestehende Modelle gegeben.

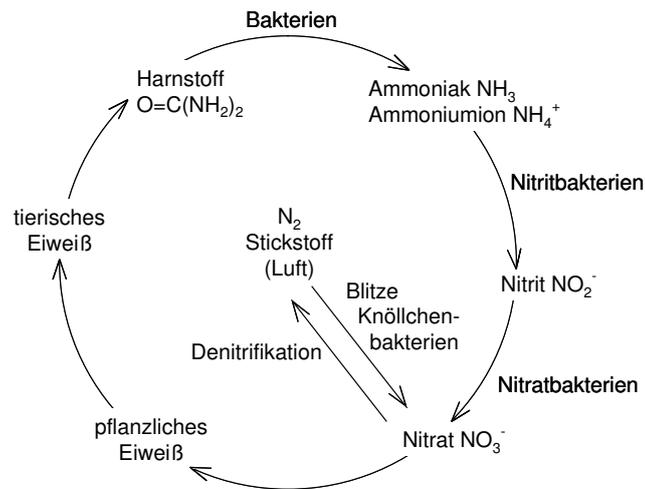
### 2.1 Stoffhaushaltliche Aspekte

Die punktuellen Einträge von Stickstoff und Phosphor stellen in vielen Einzugsgebieten Deutschlands nach wie vor einen bedeutenden Anteil an der Nährstofffracht (Behrendt *et al.* 1999a), obwohl in den letzten Jahren die diffusen Nährstoffeinträge an Bedeutung gewonnen haben (DVWK 1998). Bei Phosphoreinträgen ist das Verhältnis von punktförmigen zu diffusen Quellen meist relativ ausgeglichen, wobei die Gesamteinträge insgesamt rückläufig sind (DVWK 1998). Bei Stickstoff überwiegen meist die diffusen Einträge, deren Anteil aber stark von der Jahresabflussmenge und damit den Witterungsverhältnissen abhängt. Die relativen Anteile der Einträge schwanken je nach Struktur des Einzugsgebietes nach Ergebnissen der DVWK (1998) bei Stickstoff zwischen 42 % und 21 % und bei Phosphor zwischen 61 % und 29 %.

#### 2.1.1 Systematik der Stickstoff- und Phosphorformen

##### 2.1.1.1 Stickstoffverbindungen

Stickstoff ist für alle Organismen ein essentieller Nährstoff, da er Bestandteil von Aminosäuren, der DNA und zahlreicher anderer Zellstrukturen ist. Alle Verbindungen sind gut wasserlöslich und unterliegen einem in Abbildung 2.1 dargestellten Kreislauf, in dem die verschiedenen Erscheinungsformen vor allem durch die Tätigkeit von Mikroorganismen ineinander umgewandelt werden (DVWK 1998, Rheinheimer 1988).



**Abbildung 2.1:** Schematische Darstellung des Stickstoffkreislaufes nach Rheinheimer (1988)

Gewöhnlich wird in der Wasseranalytik der Stickstoff nach seinen vier Hauptbindungsformen in organischen Stickstoff und die drei anorganischen Verbindungen Nitrat ( $NO_3^-$ ), Nitrit ( $NO_2^-$ ) und Ammoniak ( $NH_3$ ) bzw. Ammonium ( $NH_4^+$ ) eingeteilt (Koppe & Stozek 1986). Alle Verbindungen gemeinsam werden als Gesamtstickstoff (TN) bezeichnet. Nitrat, Nitrit und Ammonium gelten als 100 Prozent algenverfügbar. In organisch niedrig belasteten Fließgewässern ist Nitrat die wichtigste Stickstoffquelle für Pflanzen. Bei Ammoniak-Stickstoff, der aus den beiden Komponenten Ammoniak und Ammoniumion besteht, ist in natürlichen Wässern das chemische Gleichgewicht deutlich zur undissoziierten Seite hin verschoben. Nur im pH-Bereich zwischen 7 und 11 sind beide Komponenten in meßbaren Konzentrationen vorhanden. Freies Ammoniak wirkt ähnlich wie Nitrit toxisch auf Fische und Fischnährtiere.

Organisch gebundener Stickstoff umfasst als Summengröße Stickstoffverbindungen aller Art. Er kann sowohl gelöst, z. B. als Aminosäuren, als auch ungelöst oder kolloidal, z.B. als Proteine, vorliegen. Es überwiegen dabei die biogenen Quellen wie z.B. Bakterien, Plankton, Humus, Proteine und Abbauzwischenprodukte. Der Anteil des organisch gebundenen Stickstoffs am Gesamtstickstoff im Zulauf der Kläranlage kann nach Rheinheimer (1988) bis zu 50 % betragen. Zum überwiegenden Teil liegt der Stickstoff dort in reduzierter Form vor (Krauth & Schwentner 1992).

### 2.1.1.2 Phosphorverbindungen

Phosphor ist ein lebenswichtiger Nährstoff für alle Organismen. Er ist Baustein vieler Zellstrukturen, von Verbindungen des Energiestoffwechsels und von Zwi-

schenverbindungen des Synthesestoffwechsels. Für die Gewässer ist Phosphor als Pflanzennährstoff ein wesentlicher Faktor der Eutrophierung (Nikolavcic *et al.* 1998). Die in der Natur vorkommenden anorganischen Phosphorverbindungen weisen überwiegend eine minimale Wasserlöslichkeit auf. Phosphor tritt aufgrund seiner großen Reaktionsfähigkeit in der Natur nie elementar und im Gegensatz zu Stickstoff nur in der Oxidationsstufe +5 auf. Das heißt, alle natürlichen Phosphorverbindungen in Organismen und Gewässern lassen sich als Kondensationsprodukte der Orthophosphatsäure  $H_3PO_4$  darstellen. Ungelöster anorganischer Phosphor ist als Salz der Phosphorsäure besonders in phosphathaltigem Gestein, unter aeroben Bedingungen in den Sedimenten in Form von Ca-, Mg-, Fe-, Al-Phosphaten und an verschiedenen anorganischen Komplexen oder toter partikulärer organischer Substanz absorbiert vorzufinden (DVWK 1998, Koppe & Stozek 1999). Gelöster Phosphor umfasst das unmittelbar pflanzenverfügbare Orthophosphat ( $PO_4^{3-}$ ), verschiedene Polyphosphate und phosphorhaltige organische Substanzen. Alle Phosphorverbindungen zusammen werden als Gesamtphosphor (TP) bezeichnet.

### 2.1.2 Urbane Quellen und Pfade

Die wichtigsten punktuellen Quellen stellen kommunale Kläranlagen (KA) dar. Daneben können Einträge über den Niederschlagswasserabfluss in der Trennkana- lisation, über Mischkanalisationsentlastungen und über industrielle Direkteinlei- ter abgegrenzt werden. Die Bedeutung der einzelnen Eintragsquellen und -pfade in einem Teileinzugsgebiet hängt dabei von der Siedlungsstruktur, d.h. der Anzahl der angeschlossenen Einwohner, der Reinigungsleistung der KA, der Kanalisati- onsart und der Größe industrieller Direkteinleitungen ab.

Die teilweise bedeutenden Anteile von Nährstoffeinträgen über diffuse Einträge z.B. aus der Landwirtschaft werden in dieser Arbeit nicht behandelt. Umfassende Darstellungen dazu finden sich z. B. bei Novotny & Olem (1994), DVWK (1998) und Meißner (2003).

#### 2.1.2.1 Kommunale Kläranlagen

Hauptquellen der Stickstoffverbindungen im Abwasser sind die menschlichen Aus- scheidungen mit etwa 11 g TKN/(E·d) (Beudert 1997) bis 14 g TKN/(E·d) (Rheinheimer 1988, Koppe & Stozek 1999). Lindtner & Zessner (2003) finden für Österreich gleiche Spannen. Dazu kommen die Abwässer spezifisch hochbelaste- ter Industrie- und Gewerbebezweige wie z.B. der organisch-chemischen Industrie (Rheinheimer 1988) und Einträge von Nitrat über das Fremdwasser.

Auch Phosphor stammt mit 1,6 - 1,8 g TP/(E·d) zum größten Teil von menschi- chen Ausscheidungen (Bernhardt 1978, Hamm 1989) sowie zum geringen Teil aus

Speiseresten und Reinigungsmitteln. Letzterer Anteil hat sich seit der Einführung der phosphatfreien Waschmittel immer weiter verringert, wie Hamm (1991) schon Anfang der 90iger Jahre feststellt. Der dort angegebene Betrag von 0,45 g TP/(E·d) hat sich inzwischen noch weiter verringert (Novak 1995). Für Österreich wird ein Wert von 0,2 g TP/(E·d) für Waschmittel und insgesamt 1,6 - 2,0 g TP/(E·d) von Nikolavcic *et al.* (1998) und Lindtner & Zessner (2003) angegeben.

Die im Abwasser enthaltenen Stickstoff- und Phosphorverbindungen werden auf der Kläranlage aufgrund der stattfindenden Ab- und Umbauprozesse so verändert, dass im Ablauf der KA vor allem Ammonium und je nach Nitrifikationsleistung der Anlage Nitrat sowie Phosphat und zum Teil noch partikuläre Stickstoff- und Phosphorverbindungen enthalten sind.

### 2.1.2.2 Industrielle Direkteinleiter

Industrielle Direkteinleiter betreiben eigene Abwasserreinigungsanlagen, wobei durch den Gesetzgeber Mindestanforderungen nach § 7a WHG an die Abwasserreinigung gestellt werden. Haupteinleiter für Stickstoff und Phosphor in Deutschland sind die chemische Industrie sowie die Bergbau-, Eisen-, Stahl-, Ernährungs- und Papierindustrie (Hamm 1991). Sie stellen neben den KA die lokal bedeutendsten Quellen dar.

### 2.1.2.3 Niederschlagswasserabfluss von befestigten Flächen

Die Ursachen der Verschmutzung des von befestigten Flächen abfließenden Niederschlagswassers sind die atmosphärische Deposition, Laubfall, Abfälle, Tierkot und Straßenverkehr (Göttle 1978a, Brunner 1975). Die atmosphärische Deposition von Stickstoff als  $\text{NO}_x$  und  $\text{NH}_3$  ist größtenteils anthropogenen Ursprungs. Die  $\text{NH}_3$  Emission aus der Landwirtschaft ist in Deutschland etwa genauso groß wie die  $\text{NO}_x$  Emission durch den KfZ-Verkehr (DVWK 1998). Atmosphärischer Phosphoreintrag findet durch Winderosion und Verbrennung fossiler Energieträger statt.

Die Literaturangaben zu TP- und TN-Konzentration im Regenabfluss der Trennkanalesation streuen in einem relativ großem Bereich, wie verschiedene Literaturauswertungen z.B. von Brombach & Fuchs (2002) zeigen. Dieser ermittelt bei einer weltweiten Literaturauswertung für TP eine Spanne von 0,03 – 11,6 mg/l (149 Quellen) und für TN 0,7 – 8,8 mg/l (17 Quellen). Eine eigene Literaturauswertung im deutschsprachigen Raum, wie sie in Anhang A.6 zusammengefasst ist, ermittelt Extremwerte bis fast 10,0 mg TP/l bzw. 13,0 mg TN/l. Die Festlegung der mittleren Niederschlagswasserkonzentration für die Modellierung hat einen wichtigen Einfluss auf die Ergebnisse und wird im Zusammenhang mit der Pilotstudie im Abschnitt 5.3.4 diskutiert.

Wird das Niederschlagswasser in einer Mischkanalisation abgeleitet, kommt es bei größeren Abflussvolumina, welche zur Überlastung der Kanalisation bzw. der KA führen würden, zu Abwassereinleitungen über Entlastungsbauwerke. Dabei wird ein Teil des Niederschlagswassers, vermischt mit Schmutzwasser, ins Gewässer eingeleitet. Die Häufigkeit der Ereignisse und das Volumen sowie die Zusammensetzung des entlasteten Abwassers ist sehr variabel und bestimmt die über diesen Pfad eingeleitete Stofffracht.

### 2.1.3 Wirkungen auf die Gewässer

Phosphor und Stickstoff gehören als essentielle Pflanzennährstoffe zu den limitierenden Wachstumsfaktoren und bestimmen vor allem in oligotrophen und mesotrophen Gewässern die Höhe der Bioproduktion (Rheinheimer 1988, Klapper 1992). Deshalb werden sie entsprechend Anhang 5 WRRL mit zur Beurteilung des „guten Zustands“ der Gewässer herangezogen. Für den sehr guten Zustand gilt, dass die Werte für Phosphor und Stickstoff vollständig oder nahezu vollständig den Werten entsprechen, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind (EG 2000).

Während in stehenden Gewässern im Wesentlichen Phosphor den Minimumfaktor für das Pflanzenwachstum darstellt, ist es in Fließgewässern hauptsächlich Stickstoff (National Academy of Sciences 1969). Die primäre Folge eines Überangebotes an pflanzenverfügbarem Phosphor oder Stickstoff infolge des Eintrags aus diffusen und punktuellen Quellen ist die Eutrophierung, das heißt eine Zunahme der Primärproduktion, welche eine Überproduktion an organischer Substanz bedingt und zu einem überhöhten Sauerstoffverbrauch und Faulschlammabbildung führt (DIN-4049 1989, DVWK 1998).

Dabei ist zu beachten, dass neben den Nährstoffkonzentrationen auch zahlreiche andere Faktoren das Pflanzenwachstum beeinflussen. Die verschiedenen Regelgrößen sind Abfluss, Licht, Temperatur, Nährstoffkonzentration, Substrat, Wasserchemie, Jahreszeit, angeimpfte Biomasse und die Fressaktivität herbivoren Zooplanktons. Eine genauere Betrachtung der Wirkungen der einzelnen Faktoren findet sich z. B. in DVWK (1998).

Die Folgen der Eutrophierung lassen sich in direkte und indirekte unterteilen. Zu den direkten Folgen zählen die Verkräutung und die Veralgung und zu den indirekten die Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushaltes, die Remobilisierung von Nährstoffen und Metallen, die Verschiebung der Artenzusammensetzung und die Wirkung auf die Fließgewässerfauna (Friedrich 1986, Klapper 1992). Die anorganischen Stickstoffverbindungen Ammonium und Nitrit zeigen neben ihrer Wirkung als Pflanzennährstoffe z. T. auch ökotoxikologische Wirkungen, insbesonde-

re auf Fische (Rheinheimer 1988, Hamm 1991, DVWK 1998). Mit fortschreitender Eutrophierung kann ein Gewässer wegen Sauerstoffmangel umkippen, d.h. es wird zum toten Gewässer.

## 2.2 Überlegungen zu Modellen

Als notwendiges Werkzeug zum Verständnis naturwissenschaftlicher und technischer Abläufe erkannte bereits gegen Ende des 19. Jahrhunderts Heinrich Herz die theoretisch mathematische Modellierung (Hertz 1984). Sie soll ermöglichen, zukünftige Folgen einer Entscheidung und eines Eingreifens in Vorgänge abzuschätzen. Das dazu notwendige Modell ist eine Hypothese des abgebildeten Systems. Sie gestattet durch die vereinfachte Struktur und die leichtere Handhabbarkeit, das Verhalten des betrachteten Systems zu untersuchen und dadurch Erkenntnisse zu gewinnen, die für eine Einschätzung bzw. Beeinflussung des Systems wesentlich sind (Dyck 1980). Welche Modelle im Bezug auf die Modellierung der Wasser- und Stoffströme prinzipiell existieren und für welchen Zweck sie sinnvoll sind, wird in den nächsten Abschnitten beschrieben.

### 2.2.1 Modellbildung

Die idealisierende Beschreibung bzw. Abstraktion der Realität als Modell ist in unterschiedlichen Graden der Angleichung der Abbilder (Modelle) an das Urbild (Original) möglich. Die Realität wird im Modell nur bezüglich der für die Problemstellung maßgeblichen Tatbestände abgebildet, die dem Modellentwickler notwendig und zweckmäßig erscheinen, d. h. die Modelle erfassen nur die Eigenschaften der durch sie repräsentierten Systeme. Schließlich erfüllen die Modelle ihre Abbildungs- und Ersatzfunktion nur für bestimmte Subjekte unter Einschränkung auf bestimmte Operationen und innerhalb bestimmter Zeitabschnitte (Sokolov & Chapman 1974).

Die Auswahl eines geeigneten Ansatzes für ein spezielles Problem ist der Kompromiss, ein möglichst einfach zu realisierendes Modell zu finden, das die geforderten Ergebnisse mit der gebotenen Genauigkeit liefert. Alle Modelle haben ihre Grenzen, d.h. die Grenzen der Simulation sind primär modellabhängig (Krebs 2000b). Dabei gilt allgemein nach Overton (1979), dass mit wachsendem Informationsgehalt und zunehmender Genauigkeit des Modells die Schwierigkeiten zunehmen, zu einer mathematischen Lösung zu kommen und die *a priori* Datenanforderungen an den Benutzer steigen. Zudem müssen zur Erreichung des eigentlichen Ziels immer mehr leere Beziehungen eingeführt werden. Die beiden wesentlichen den Kompromiss bestimmenden Faktoren sind also gegenläufig. Die Modellbildung muss demnach mit der Festlegung des Simulationszwecks beginnen (Schäfer 1999). Die Art des zu verwendenden Modells richtet sich aber nicht nur

nach der Art und Genauigkeit der geforderten Aussage, sondern auch nach dem Stand des Wissens der betrachteten Systeme und Prozesse, nach den Erfahrungen und materiellen Möglichkeiten des Modellanwenders und nach den Grenzen der Lösungstechniken (Dyck 1980). So wird oft bewusst eine geringere Genauigkeit der Modelle in Kauf genommen, um Rechenzeit oder auch Kosten zu sparen (van Wensen 2001). Darüber hinaus ist die Verfügbarkeit der notwendigen Eingangsdaten und Modellparameter entscheidend für die Modellkonzeption, da bei einer kleineren Datenbasis nur ein einfaches Modell sinnvoll ist (Kroiss 1997).

### 2.2.2 Modelltypen

Je nach Fach- und Anwendungsgebiet können die jeweils verwendeten Modelle in unterschiedlicher Weise charakterisiert und typisiert werden. Im Folgenden werden die Modelle unter dem Blickpunkt hydrologische Fragestellungen klassifiziert, da diese für die Entwicklung des Modells ArcEGMO-URBAN von besondere Bedeutung waren. Die möglichen Modelltypen lassen sich generell anhand einer Reihe unterschiedlicher Kriterien untergliedern (Krebs 2000b). Bezüglich der mathematischen Beschreibung kann Beispielsweise zwischen empirischen und deterministischen Modellen unterschieden werden (Harremoës & Madsen 1999), wobei letztere entsprechend der mathematischen Lösungsverfahren in deterministisch-analytische und deterministisch-numerische Modelltypen eingeteilt werden können (siehe Tabelle 2.1).

**Tabelle 2.1:** Charakterisierung von Modelltypen zur Prozessbeschreibung nach Rohdenburg (1989) und Rode (1995), wobei je nach Modellansatz auch fließenden Übergänge möglich sind

Prozessbeschreibung	empirisch-mathematisch	deterministisch-analytisch	deterministisch-numerisch
mathematische Lösung	analytische Lösung, Rechenzeit gering	analytische Lösung, Rechenzeit gering	numerische Lösung, Rechenzeit hoch
Bedeutung der Parameter	ohne phys., chem. o. biol. Bedeutung	beschränkte phys. biol. o. chem. Bed.	meist mit chem. phys. o. biol. Bed.
Modellansatz-übertragbarkeit <sup>1</sup>	nicht übertragbar	eingeschränkt übertragbar	i.d.R. übertragbar
Modellparameter-übertragbarkeit <sup>1</sup>	nicht o. nur begrenzt übertragbar	nicht o. nur begrenzt übertragbar	i.d.R. übertragbar

<sup>1</sup> Übertragbarkeit auf Landschaftsausschnitte und Systemzustände, die nicht für die Modellerstellung und -überprüfung herangezogen wurden

Empirische Modelle, wie z.B. Regressionsmodelle, ermitteln aus einem Satz von Eingabeparametern den Modelloutput, ohne physikalische Prozesse bzw. das Prozessgeschehen zu beschreiben. Sie sind generell einfacher als physikalische Prozessmodelle aufgebaut und benötigen daher auch wesentlich weniger Eingangsdaten. Sie haben den Nachteil, dass sie nur schwer verbessert werden können und nur für den bei ihrer Entwicklung verwendeten Datenbereich Gültigkeit besitzen (Rode 1995).

Demgegenüber versuchen deterministische Modelle, die physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse möglichst genau und zufallsunabhängig abzubilden, ohne jedoch unakzeptabel hohe Anforderungen an die Güte der Eingangsdaten zu stellen (vgl. Decoursey 1985). Dem liegt die Idee zugrunde, dass man prinzipiell alle Prozesse beschreiben kann, wenn man alle zugrundeliegenden Naturgesetze berücksichtigt (Harremoës & Madsen 1999). Die Modellansätze können für die Vorhersage des Systemverhaltens auch bei veränderten Randbedingungen bzw. Systemzuständen eingesetzt werden. Dabei beschreiben deterministisch-analytische Modelle die relevanten Prozesse stark vereinfacht, so dass sich für wichtige Randbedingungen exakte Lösungen finden lassen und die Parameteridentifikation mit relativ einfachen Lösungswegen (z.B. iterativ) erfolgen kann (Rohdenburg 1989). Deterministisch-numerische Modellansätze haben den Vorzug, dass die ermittelten Parameter eine physikalische bzw. chemische Bedeutung besitzen und daher auf andere Systeme übertragbar sind. Bei entsprechend hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung stellt dieser Modelltyp sehr hohe Anforderungen an den Umfang und die Präzision der Eingangsdaten (Rode 1995).

### 2.2.3 Zeitliche und Räumliche Diskretisierung

Bezüglich der zeitlichen Erfassung des Wasser- und Stofftransportprozesses kann zwischen ereignisbezogenen und kontinuierlichen bzw. Kurz- und Langzeitmodellen unterschieden werden. Kontinuierliche Modelle arbeiten vorzugsweise in Tagesschritten und erlauben die Wasser- und Stoffbilanzierung eines Einzugsgebietes über lange Zeiträume, i.d.R. mehrere Jahre. Ereignisbezogene Modelle berechnen den unmittelbar durch ein Niederschlagsereignis ausgelösten Direktabfluss und den damit verbundenen Stoffaustrag (Rode 1995). Die zeitliche Skala eines Modells hängt einerseits von der zeitlichen Variabilität des untersuchten Prozesses und andererseits von den Anforderungen an die zeitliche Differenzierung der angestrebten Ergebnisse ab (Schäfer 1999).

Die räumliche Dimension der zu untersuchenden Systeme kann gerade in der Hydrologie außerordentlich unterschiedlich sein. Dies konfrontiert den Modellierer mit dem Maßstabs- oder Skalenproblem, da sich die Zielsetzung, die Inhalte und die Methoden der Berechnungen in den verschiedenen Dimensionen unterscheiden (Dyck 1980, Bronstert *et al.* 1997). Im allgemeinen können nach Plate

(1992) in der Hydrologie mikroskalige, mesoskalige und makroskalige Systeme unterschieden werden, welche er wie folgt abgrenzt:

Mikroskalige Systeme beziehen sich auf ein Gebiet, dessen Charakterisierung aufgrund seiner geringen Größe mit einem einzigen Satz von Parametern möglich ist. Ein mikroskaliger Prozess kann durch im Labor bestimmte Größen exakt beschrieben werden. Mesoskalige Prozesse spielen sich im Gegensatz dazu großräumig lokal ab und sind um ein bis drei Größenordnungen größer. Die Modellansätze leiten sich meist mit deutlichen Vereinfachungen aus mikroskaligen Gebieten ab. Die Parameter der Modelle müssen aber durch großräumige Eichung, meist am Gebietsauslass, an die natürlichen Gegebenheiten angepasst werden. Makroskalige Prozesse schließlich finden auf regionaler bis globaler Ebene statt und werden durch zusätzliche globale Effekte beeinflusst, wie z.B. Sonneneinstrahlung und Landmassenverteilung. Sie werden dadurch charakterisiert, dass mehrere Datensätze für die Beschreibung des Einzugsgebietes zu ermitteln sind, die aus der Kombination der Eingangsgrößen im mikroskaligen (gemessene bzw. physikalisch begründete Größen) und im mesoskaligen (kalibrierte Datensätze) Bereich abgeleitet werden müssen.

Je nach Untersuchungsgegenstand wird die konkrete Dimension der Skalen unterschiedlich festgelegt. Für stadthydrologische Prozesse gibt Plate (1992) als Größenordnung für die Mikroskala  $< 0,1 \text{ km}^2$ , die Mesoskala  $0,1 - 1.000 \text{ km}^2$  und die Makroskala  $> 10^4 \text{ km}^2$  an. Dagegen werden für hydrologische Modelle auf der Ebene von Landschaften die Klassen entsprechend der LAWA (2002) wie folgt gebildet: Mikroskala  $< 100 \text{ km}^2$ , Mesoskala  $100 - 1.000 \text{ km}^2$  und Makroskala  $> 10.000 \text{ km}^2$ . Die Unterschiede betreffen vor allem die Abgrenzung der Mikroskala von der Mesoskala. Der in dieser Arbeit vorgestellte Modellansatz ist für ganze Flussgebiete konzipiert und ist somit nach beiden Definitionen der Meso- bis Makroskala zugeordnet.

Unabhängig von der betrachteten Skala können Modelle entsprechend der räumlichen Repräsentation des betrachteten Systems, wie z.B. Kleinparzelle, Einzelhang oder Einzugsgebiet, in gegliederte Modelle (*distributed models*) und Blockmodelle (*lumped models*) unterteilt werden (Krysanova *et al.* 1999). Gegliederte Modelle erlauben die räumliche bzw. horizontale Unterteilung des Systems in weitgehend homogene Teilgebiete, für die jeweils die entsprechenden Eingangsdaten zur Verfügung stehen. Blockmodelle hingegen betrachten das physikalische System als Einheit und vernachlässigen die interne Variabilität.

### 2.2.4 Folgerungen für die Modellkonzeption

Das Modell ArcEGMO-URBAN soll die Nährstoffeinträge aus urbanen Quellen auf der Ebene von Flussgebieten berechnen und so einen Beitrag zur Vorbereitung von

Entscheidungen im Bereich des Stoffstrommanagements in Flussgebieten liefern. Dazu muss es nach der Forderung der BfG (2002) unterschiedliche Änderungsszenarien aus den Bereichen Klima (Klimaänderung), Landnutzung (Versiegelung, Vegetationsschäden) Sozioökonomie (Migration), Industrie (Wasserbedarf, Abwasser) und Politik (Wasser-/Abwassergebühren, Abgaben) hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Wasserverfügbarkeit und Wasserbeschaffenheit untersuchen können. Um diese Ziele zu erfüllen, sollte das Modell ein räumlich differenziertes, flächengegliedertes Modell mit möglichst physikalisch begründeten Algorithmen sein (BfG 2002).

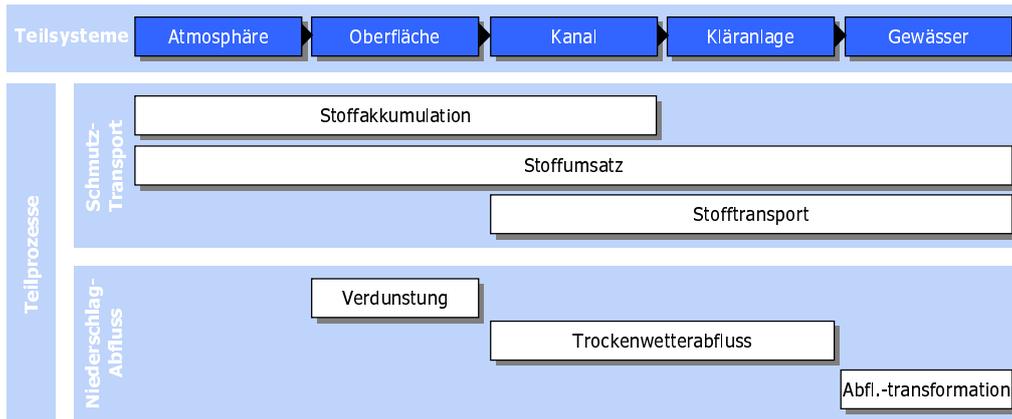
Aufgrund der abzubildenden räumlichen Dimension ist ein meso- bis makroskaliger Modellansatz notwendig. Entsprechend der Komplexität der zu simulierenden Teilprozesse und der unterschiedlichen Skalen der zu beschreibenden Systeme ist ein modularer Modellaufbau mit unterschiedlichen Niveaustufen der Prozessbeschreibung notwendig. Dies wird auch durch die in Kapitel 1 aufgestellte Forderung begründet, dass das Modell mit einfach verfügbaren Daten sowie bei unterschiedlicher Datenverfügbarkeit angewendet werden kann. Um zur Langzeitsimulation geeignet zu sein, müssen die Prozesse überwiegend deterministisch-analytisch beschrieben werden, da neben der Datenverfügbarkeit auch die Rechenzeit ein entscheidendes Kriterium der Modellanwendbarkeit ist.

### 2.3 Systemanalyse

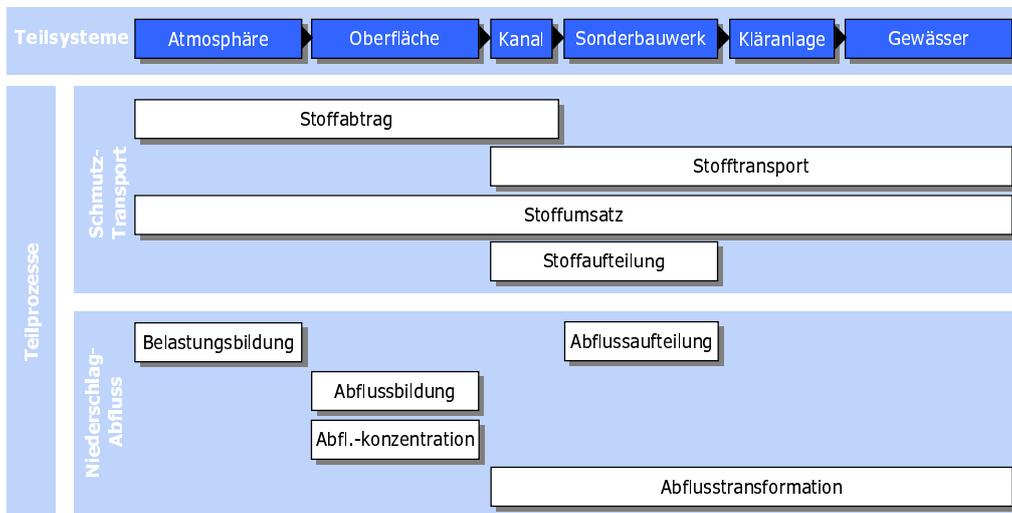
Die physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge, die den Wasser- und Stoffkreislauf in den urbanen Einzugsgebieten beschreiben, sind so komplex, dass sie nicht in allen Einzelheiten erfasst werden können. Ein Hilfsmittel zur abstrahierenden Darstellung und Modellierung von komplizierten Vorgängen ist die Systemtheorie (Dyck 1980). Der Grundgedanke hierbei ist die Abgrenzung von Systemen aus der komplexen Umwelt und deren Reduzierung auf wenige Elemente, die und deren Wechselwirkungen für die gestellte Aufgabe wesentlich sind. Für jedes System kann ein Eingang, an dem eine Ursache (Eingangsgröße) auf das System einwirkt und einen Ausgang, an dem sich die zugehörige Wirkung (Ausgangsgröße) zeigt, beschrieben werden. Elemente des Systems sind Subsysteme, denen jeweils maßgebende Teilprozesse zugeordnet werden (Haberlandt 1996). Unter einem Prozess wird hier eine quantitative oder qualitative Veränderung mit der Zeit verstanden (Dyck 1980).

Übertragen auf die Vorgänge, die zum Transport von Schmutzfrachten von der Oberfläche zum Gewässer führen, können die in Abbildung 2.2 dargestellten Teilsysteme mit den zugeordneten Teilprozessen abgegrenzt werden (vgl. ATV 1986, Euler *et al.* 1988, Durchschlag 1989). Die Teilprozesse können generell in Niederschlag-Abfluss-Prozesse und Schmutz-Transport-Prozesse unterteilt wer-

**In niederschlagsfreien Zeiten:**



**Bei Niederschlag:**



**Abbildung 2.2:** Der Niederschlag-Abfluss- und Schmutz-Transport-Prozess mit Teilsystemen und Teilprozessen modifiziert nach ATV (1986)

den, wobei für beide in niederschlagsfreien Phasen und bei Niederschlag unterschiedliche Teilprozesse abgrenzbar sind, wie in Abbildung 2.2 schematisch dargestellt. Während des Abflussprozesses kommt es zu Zustandsänderungen innerhalb der Teilsysteme und der Stoffströme zwischen den Teilsystemen. Die einzelnen Teilsysteme wirken als Speicher, deren Inhalt in verschiedenen Teilprozessen Veränderungen unterworfen ist.

### 2.3.1 Teilsysteme

Die sechs Teilsysteme, in welchen sich die Prozesse des Wasser- und Stofftransportes abspielen, sind in verschiedenen Arbeiten schon ausführlich beschrieben worden (vgl. Göttle 1978a, Durchschlag 1989, Schmitt 1997, Seyfried 1999, Leinweber 2002). Sie werden hier in einer kurzen Übersicht dargestellt.

#### 2.3.1.1 Atmosphäre

Im Teilsystem Atmosphäre findet eine Anreicherung von Schmutzstoffen statt. Die Emissionen entstehen zum größten Teil aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe, bei der industriellen Verarbeitung von Rohstoffen und in der Landwirtschaft. Ein Teil der atmosphärischen Verunreinigungen ist Staub. Photochemische Reaktionen, Reaktionen der Schadstoffe untereinander sowie mit der Luft und dem Niederschlag führen zu weiteren Belastungen. In der Trockenphase lagert sich Staub auf der Oberfläche an. Während der Niederschlagsphase werden die Schmutzstoffe, die in gelöster oder ungelöster Form vorliegen, aus der Atmosphäre "gewaschen" (Göttle 1978a, Durchschlag 1989, Grünwald & Schröder 1990, Zierath 1990, Heinzmann 1993).

#### 2.3.1.2 Oberfläche

Die Schadstoffe der Atmosphäre überlagern sich im Teilsystem Oberfläche mit den Verschmutzungen auf der Oberfläche. Dazu zählen zum einen verkehrsbedingte Verunreinigungen wie Emissionen aus dem Kraftverkehr oder dem Winterdienst (Brunner 1977, Dannecker *et al.* 1988). Zum anderen können nicht verkehrsbedingte Einflüsse abgegrenzt werden, zu denen vor allem vegetationsbedingte Ablagerungen (Blütenstaub, Pollen, Laub etc.) und alle Arten von Abfällen, vor allem Tierexkremate, zählen (Göttle 1978a, Durchschlag 1989, Heinzmann 1993).

#### 2.3.1.3 Kanalisation

Im Teilsystem Kanal kommt es zur Vermischung unterschiedlich belasteter Wasserströme. Neben dem Niederschlagswasser können Schmutz- und Fremdwasser sowie industrielle Einleitungen unterschieden werden. In der Kanalisation kommt

es je nach Größe und Struktur der Kanalisation zu Ablagerung bzw. Remobilisierung und Abbau bzw. Umbau von Schmutzstoffen (Durchschlag 1989, Schmitt 1997, Krebs 2000c, Huisman 2001, Macke *et al.* 2002).

### 2.3.1.4 Sonderbauwerke

Als Sonderbauwerke werden hier alle Konstruktionen bezeichnet, welche innerhalb des Kanalisationsnetzes die Aufgabe haben, den Abwasserabfluss passiv oder aktiv zu verändern. Dazu zählen alle Arten von Rückhaltebecken, welche die Aufgabe haben, den Abfluss auf einen vorgegebenen Zielwert zu drosseln und die nicht abgeführten Wassermengen zwischenspeichern bzw. zu entlasten und damit einen gewissen Anteil der Schmutzfracht vorübergehend zurückzuhalten bzw. abzubauen. Sind Steuerorgane vorgesehen, so lassen sich die Wasser- und Stoffströme in der Kanalisation regeln (Durchschlag 1989). Außerdem zählen in dieser Arbeit auch alle Arten von Pumpen zu Sonderbauwerken.

### 2.3.1.5 Kläranlagen

Das nicht über Sonderbauwerke direkt in das Gewässer eingeleitete Wasser wird zur Kläranlage weitergeleitet und dort behandelt. Prinzipiell kann man die Abwasserreinigung in eine mechanische Vor- und Nachklärung und eine biologische Reinigung unterteilen. Die Reinigungsleistung der Kläranlage hängt vor allem von der eingesetzten Klärtechnologie, aber auch von der Zusammensetzung, Menge und Dynamik des Abwasseranfalls und den klimatischen Verhältnissen ab (Seyfried & Thöhle 1999, Durth 2000, Leinweber 2002, Erbe 2004).

### 2.3.1.6 Gewässer

Die verschiedenen (Ab-)Wasserströme, welche in einem Siedlungsgebiet entstehen, werden in der Regel punktuell in das nächstliegende Gewässer eingeleitet. Dort führen sie zusammen mit den vielfältigen diffusen Einträgen zu einer hydraulischen und chemisch/biologischen Beeinflussung bzw. Veränderung des Gewässerzustandes. Gleichzeitig werden die eingeleiteten Nährstoffe aufgrund der komplexen Vorgänge im Gewässer in vielfältiger Form verändert (Koppe & Stozek 1986, Reichert *et al.* 2001). Da die Vorgänge im Gewässerkörper selbst in dieser Arbeit keine Rolle spielen, wird auf sie im Folgenden nicht weiter eingegangen.

## 2.3.2 Teilprozesse

Die Prozesse des Niederschlag-Abflusses sind vielfach beschrieben worden und werden hier nicht weiter charakterisiert (Figlus 1988, Durchschlag 1989, Akan 1993, Glugla & Krahe 1995). Zu den Prozessen gehören die von stochastischen

meteorologischen Randbedingungen bestimmten Prozesse Niederschlag und Verdunstung und die davon abhängige Abflussbildung und -konzentration im Einzugsgebiet. Das in die Kanalisation gelangte Niederschlagswasser vermischt sich mit dem Trockenwetterabfluss, welcher sich aus dem Schmutzwasser- und dem Fremdwasserabfluss zusammensetzt. Der Abwasserstrom wird durch Abflusstransformations- und -konzentrationsprozesse im Kanal verändert und an Sonderbauwerken in Teilströme aufgeteilt und dort oder über die Kläranlage in ein Gewässer eingeleitet.

Die Prozesse des Schmutz-Transport-Prozesses können verschiedenen Prozessphasen zugeordnete werden (vgl. Abbildung 2.2). Im Folgenden werden diese kurz charakterisiert, umfassende Darstellungen finden sich z.B. in Göttle (1978b), Grottker (1987) und Durchschlag (1989).

### 2.3.2.1 Stoffakkumulation

Aufgrund von Staubbiederschlag, Verkehrsverschmutzungen, Vegetationsabfällen und Exkrementen akkumuliert ständig Schmutz auf Oberflächen. Dieser Schmutz wird gleichzeitig durch Windturbulenzen und teilweise durch Straßenreinigung von der abflusswirksamen Oberfläche abgetragen (Xanthopoulos & Hahn 1992). Die einzelnen Phänomene sind unter anderem von Brunner (1975), Göttle (1978b), Alley & Smith (1981), Paulsen (1986, 1987) und Heinzmann (1993) in verschiedenen Messkampagnen untersucht und beschrieben worden. Aufgrund der verschiedenen Einflüsse auf der Oberfläche stellt sich ein Gleichgewicht ein, wodurch der Schmutz auf der Oberfläche nach einer bestimmten Trockenzeit einen maximalen Wert erreicht (ATV 1986, De Vries 1993). Die Zusammensetzung des Gesamtschmutzes auf der Oberfläche unterliegt regelmäßigen jahreszeitlichen Schwankungen, z.B. durch Herbstlaub oder den Winterdienst. Zusätzlich bestimmen unsystematische Vorgänge die Verschmutzung, wie z.B. Rasen mähen oder die Straßenreinigung Göttle (1978b). Bei der Annahme eines maximalen Schmutzpotenzials muss zusätzlich beachtet werden, dass der Akkumulationsprozess und auch das maximale Schmutzpotenzial selbst jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen sind. Dies kann mit dem jahreszeitlich veränderlichen Windeinfluss und der Effektivität des Mineralisierungsprozesses organischer Stoffe in Abhängigkeit von Temperatur und Feuchte erklärt werden (van Wensen 2001).

### 2.3.2.2 Stoffabtrag

Die an der Oberfläche akkumulierten Schmutzpartikel werden während der Niederschlagszeiten mit dem durch das Auswaschen von atmosphärischen Verunreinigungen schon vorbelasteten Regenwasser abgespült. Der Schmutzstoffabtrag hängt dabei vom aktuellen Schmutzvorrat, dem abflusswirksamen Niederschlag, dem Geländegefälle, der Rauheit, der Oberflächenstruktur und der Netzstruktur

ab (Durchschlag 1989). Dabei kann man den Abtrag der Schmutzstoffe infolge Lösung im Niederschlagsabfluss und infolge des hydrodynamischen Transports der partikulären Fraktionen unterscheiden (Hahn & Xanthopoulos 1992). Die Parameter zur Beschreibung des Prozesses sind der Effektivniederschlagsverlauf, die Oberflächenbeschaffenheit und die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Schmutzstoffe. Nach den Untersuchungen von Paulsen (1986) wird das Stoffpotenzial auf der Oberfläche mit zunehmendem Niederschlag erschöpft, wodurch die abgetragene Schmutzfracht und die sich daraus ergebenden Schmutzpotenziale mit anhaltender Niederschlagsdauer geringer werden. Diesen Effekt können allerdings nicht alle Untersuchungen uneingeschränkt bestätigen (Hahn & Xanthopoulos 1992). Die auf der Oberfläche verbleibende Restverschmutzung stellt das Grundpotenzial für die erneute Stoffakkumulation in der Trockenphase dar (Durchschlag 1989).

### 2.3.2.3 Stofftransport

Der Schmutzstoffeintrag von der Oberfläche überlagert sich im Mischkanalisationsnetz mit den tageszeitlichen Schwankungen der Schmutzstoffe im Trockenwetterabfluss (Durchschlag 1989). Während des Stofftransportprozesses im Kanalnetz befinden sich die Stoffe je nach Abflussverhältnissen in Schwebelage, werden in Bodennähe fortbewegt oder setzen sich ab. Die physikalischen Eigenschaften der Schmutzstoffe und die Transportgeschwindigkeit beeinflussen Sedimentation bzw. Resuspension. Größe und Gefälle des Kanals sind dabei die statischen Randbedingungen. Bei Trockenwetterabfluss können sich in kurzer Zeit große Mengen von Kanalablagerungen bilden, die bei Niederschlagsabfluss ausgespült werden (Geiger 1984, Grottker 1987). Im Regenwasserkanal der Trennentwässerung spielen Kanalablagerungen oft eine untergeordnete Rolle (Paulsen 1987).

### 2.3.2.4 Stoffaufteilung

In den Entlastungsbauwerken werden die Volumenströme aufgeteilt. Je nach Typ des Bauwerkes werden die ankommenden Schmutzstoffe zwischengespeichert, abgesetzt, abgeschlagen oder weitergeleitet. Die zeitlich variabel verteilten Zulaufkonzentrationen zur Kläranlage werden durch die Füll-, Speicher- und Entleerungsprozesse der Becken verändert und Spülstöße werden ausgeglichen (Durchschlag 1989).

### 2.3.2.5 Stoffumsatz

Die biologischen Umsetzungsprozesse im Kanalnetz finden an der Grenzfläche zwischen der Sielhaut und dem Abwasser sowie im Abwasser selbst statt. Die meisten Umsetzungen erfolgen in der Kläranlage. Dort hängt der Abbau organischer Stoffe von der Beschickung, d.h. von dem Zufluss und der Zuflusskonzentration, ab und korrespondiert mit der Auslegung und Betriebsweise der biologischen

Reinigungsstufe. Der Abbauprozess lässt sich durch reaktionskinetische Prozessgrößen wie Substratabbau, Zellwachstum und Nährstoffkonzentration, die in einem nicht-linearen Verhältnis zueinander stehen, beschreiben (Huisman 2001).

## 2.4 Modellkonzepte

Die Stoffeinträge aus urbanen Gebieten in Oberflächengewässer werden vor allem aufgrund rechtlicher bzw. umweltschutzrelevanter Auflagen schon seit langem untersucht und über Modelle abgebildet. Dabei standen anfangs Stoffeinträge aus der Mischkanalisationsentlastung im Vordergrund, später kamen Untersuchungen der Einträge über den Niederschlagsabfluss hinzu. In jüngster Zeit stehen Untersuchungen über den Einfluss der Abfluss- und Stoffdynamik auf den Ablauf der Kläranlage im Vordergrund, d.h. integrierte Betrachtungen des gesamten Systems Kanalisation, Kläranlage und Gewässer.

In diesem Abschnitt sollen die häufigsten Modellkonzepte für die in dieser Arbeit interessierenden Teilsysteme Atmosphäre, Oberfläche, Kanalnetz, Entlastungsbauwerke und Kläranlage auf der Ebene von urbanen Einzugsgebieten vorgestellt werden. Diese dienen als Grundlage für die Auswahl der Ansätze für das in dieser Arbeit vorgestellte neue Modell ArcEGMO-URBAN. Dabei wird zunächst der Niederschlag-Abfluss-Prozess beschrieben, welcher als Auslöser für den nachfolgend charakterisierten Schmutz-Transport-Prozess verstanden werden kann.

### 2.4.1 Modellansätze für den Niederschlag-Abfluss-Prozess

In den derzeit verwendeten Modellen sind zahlreiche unterschiedliche Algorithmen zur Nachbildung des Niederschlag-Abfluss-Prozesses implementiert. Im Folgenden sollen die wichtigsten Teilprozesse für die einzelnen Teilsysteme kurz beschrieben werden. Abbildung 3.1 auf Seite 48 im nächsten Kapitel gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Konzepte, welche zur Beschreibung der einzelnen Prozessphasen derzeit überwiegend zur Anwendung kommen.

#### 2.4.1.1 Teilsystem Atmosphäre

Als Eingangsgröße für die Modellierung stadthydrologischer Prozesse werden lange, räumlich und zeitlich hochaufgelöste Zeitreihen von Niederschlagsmessungen (vgl. Schilling 1991) und eventuell anderen meteorologischen Größen benötigt. Dabei ist sowohl die Bereitstellung ausreichend langer und damit repräsentativer als auch flächenhafter Daten problematisch. Zum einen wurde daher z.B. von Drechsel (1991) und Haberlandt (1996) versucht, durch künstliche bzw. repräsentative Regenreihen die schlechte Datenverfügbarkeit auszugleichen bzw. durch die Ableitung von „Lastfällen“ die Rechenzeiten zu verringern. Zum anderen wurde

die Frage der Übertragung von Punktmessungen auf die Fläche in zahlreichen Untersuchungen thematisiert (Haberlandt 1996, Berne *et al.* 2004).

#### 2.4.1.2 Teilsystem Oberfläche

Die Prozesse auf der Oberfläche können in Abflussbildung und Abflusskonzentration unterschieden werden. Dabei kann die Abflussbildung auf befestigten (d. h. zum Teil versiegelten) Flächen mit einfachen Abflussbeiwertansätzen oder unter Berücksichtigung der Interzeption, der Infiltration, der Muldenspeicherung und des Bodenwasserhaushaltes beschrieben werden.

**Abflussbildung** Für die Berechnung des Effektivniederschlages werden entweder nur die versiegelten Flächenanteile oder zusätzlich noch die durchlässigen Flächen berücksichtigt. Paulsen (1987) ermittelt in seiner Arbeit nur einen geringen Einfluss durchlässiger Flächen auf das Simulationsergebnis der Schmutzfracht, empfiehlt aber, sie für Langzeitsimulationen zu berücksichtigen, da Einzelereignisse einen großen Einfluss haben können.

Die Interzeption fasst alle Prozesse zusammen, welche das Wasser auf der Oberfläche zeitweilig speichert. Unterschieden werden kann je nach Fragestellung zwischen Benetzungs-, Mulden- und Verdunstungsverlusten. Die Größe der Benetzungsverluste hängt von der mikro- und makroskopischen Beschaffenheit der Oberfläche ab. Wie Xanthopoulos & Hahn (1992) schreiben, ist der Übergang zu den über die gesamte Ereignisdauer wirkenden Muldenverlusten fließend und nicht eindeutig identifizierbar. Die früheren Arbeiten im Bereich der Stadtentwässerung berücksichtigen meist nur Gesamtanfangsverluste als Summe aus Benetzungs- und Muldenverlust. Pecher (1970) ermittelt in seiner Arbeit 2,5 mm, Haug (1970) nach Literaturrecherchen 0,17 – 2,0 mm, in ATV (1986) werden Mindestwerte für den Anfangsverlust zwischen 0,2 – 1,5 mm genannt und Paulsen (1987) ermittelt Werte zwischen 1,55 – 2,3 mm. Neuere Arbeiten unterscheiden zwischen Anfangsverlusten und Dauerverlusten, welche mit abnehmender Intensität über die gesamte Ereignisdauer wirken. Schmitt-Heiderich (1995) verwendet für einen Modellvergleich Anfangsverluste von 1,0 mm. Denselben Wert schlagen auch Glugla & Krahe (1995) vor, skalieren ihn aber monatsabhängig. Nach Lang (1991) bewegen sich die Dauerverluste zwischen 0,25 – 2,5 mm und Xanthopoulos & Hahn (1992) finden bei ihren Messungen Anfangsverluste zwischen 0,6 – 1,8 mm und Dauerverluste zwischen 1,0 – 3,0 mm mit Spitzenwerten von bis zu 9 mm. Die hohen Werte wurden im Herbst gemessen, wo der Laubfall das Rückhaltevermögen der Oberfläche signifikant erhöht.

Die Berechnung der Verdunstung bzw. der Abtrocknung der Oberflächen beinhaltet große Unsicherheiten, da die meisten empirischen Verdunstungsansätze für natürliche Flächen abgeleitet wurden (Paulsen 1987, Lang 1991). Diese unter-

scheiden sich hinsichtlich ihrer klimatischen Bedingungen von bebauten Gebieten. Insbesondere erfolgt wegen der weitgehend fehlenden Transpiration eine sehr viel größere Erwärmung der bei Straßenflächen vorwiegend dunklen Oberflächen und der bodennahen Luftschichten, welche zu grundsätzlich anderen Werten der potentiellen Evapotranspiration führt als auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, wie Lang (1991) in seiner Arbeit nachweist. Paulsen (1987) schlägt daher z.B. bei der Verwendung der HAUDE-Formel (Dyck & Peschke 1995, vgl.) einen zusätzlichen Parameter „Spritzwasserverluste“ in der Höhe von 0,072 mm/h vor, um die Muldentleerung schneller und damit realistischer im Modell abzubilden. Dieser Ansatz wird von Lang (1991) in Frage gestellt, der eher eine Korrektur der sommerlichen Tagesverdunstungswerte vorschlägt. Xanthopoulos & Hahn (1992) verwenden in ihrer Arbeit eine Grenztrockendauer von 180 Minuten, nach der wieder alle Oberflächenverluste voll angesetzt werden. Diese Annahme ist aber nur für Lufttemperaturen über 15°C gerechtfertigt, wie die Untersuchungen von Lang (1991) zeigen. Ostrowski *et al.* (1998) verwenden einen festen Tagesverdunstungsgang, welcher die nach der Formel von Brandt (1979) berechnete Tagesverdunstung skaliert. Glugla & Krahe (1995) schlagen eine Skalierung der tatsächlicher Verdunstung entsprechend unterschiedlichen Materialien vor. Dazu nutzten sie die BAGROV-Beziehung (Glugla 1971), welche einen Zusammenhang zwischen Niederschlag, potentieller Verdunstung und tatsächlicher Verdunstung mit einem so genannten Effektivitätsparameter erfasst. Lang (1991) untersucht verschiedene physikalisch begründete und empirische Ansätze und stellt fest, dass nur durch eine zeitlich hochaufgelöste Berücksichtigung der Wechselwirkung zwischen Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit eine zutreffende Nachbildung des Verdunstungsprozesses auf versiegelten Oberflächen möglich ist. Zur Verbesserung der empirischen Formeln schlägt er vor, durch eine Skalierung die sommerlichen Verdunstungswerte zu erhöhen und die winterlichen zu verringern.

Die Berechnung der Schneeschmelze findet in den meisten Modellen nur wenig Beachtung. Der einfachste Ansatz ist das Tagesgradverfahren (Dyck & Peschke 1995), welches für natürliche Gebiete geeignet ist, deren Einsatz für urbane Flächen aber sehr problematisch ist, wie Valeo & Ho (2004) in ihrer Arbeit feststellen. Detailliertere Ansätze beruhen auf der mehr oder weniger detaillierten Auswertung des Wärmehaushaltes der Schneedecke (Dyck & Peschke 1995, Valeo & Ho 2004). Eine an die spezifischen Verhältnisse in urbanen Räumen angepasste Modellierung wie sie von Valeo & Ho (2004) vorgestellt wird, erreicht zwar im Vergleich mit den im SWMM-Modell implementierten einfachen Ansätzen signifikant bessere Ergebnisse, benötigt aber auch wesentlich aufwendigere Eingangsdaten.

Zur zeitlichen Verteilung der Verluste während eines Niederschlagsereignisses wird vielfach die Grenzwertmethode verwendet, wie sie z.B. Paulsen (1987) beschreibt. Für diese genaue Abbildung des zeitlichen Verlaufs sind zeitlich hochaufgelöste Niederschlagsmessungen notwendig. Schmitt-Heiderich (1995) stellt fest,

dass eine zu genaue Beschreibung der nur wenige Milimeter Niederschlag betragenden Verluste eine Genauigkeit vortäuschen würde, die sich in der Größenordnung der Fehler der Niederschlagsmessung und der Übertragung von Punkt- auf Flächenwerte bewegt.

**Abflusskonzentration** Bei der Abflusskonzentration werden zwei grundsätzliche Prozesse unterschieden: erstens die Abflusskonzentration auf natürlichen, meist unbefestigten Flächen und deren Aufteilung in Oberflächenabfluss, hypodermischer Abfluss und Grundwasserabfluss; zweitens die Abflusskonzentration auf kanalisiertem, befestigten Flächen, bei der nach einer kurzen Fließzeit auf der Oberfläche die größte Fließstrecke bis zum Gewässer im Kanal zurückgelegt wird. Ersterer Prozess spielt bei der Modellierung der über die Kanalisation abfließenden Wasser- und Stoffmengen normalerweise keine Rolle. Allerdings ist es bei Starkregenereignissen möglich, dass es auch von nicht kanalisiertem natürlichen Flächen zu einem ungewollten Abfluss in die Kanalisation kommt (Göttle 1978b).

Die Fließzeit  $t_c$  im Einzugsgebiet kann als Kombination aus Oberflächenfließzeit  $t_o$  und Kanalfließzeit  $t_f$  aufgefasst werden, wie z. B. von Euler (1978) oder Akan (1993) beschrieben:

$$t_c = t_o + t_f \quad (2.1)$$

Dem liegt die Vorstellung zugrunde, dass in einem normalen kanalisiertem Einzugsgebiet das Regenwasser über die Oberfläche dem nächstgelegenen „Gully“ in der Oberflächenfließzeit  $t_o$  zufließt. Diese Fließzeit wird als die Zeit definiert, welche das Regenwasser maximal bis zum nächsten „Gully“ benötigt. Ab da fließt das Regenwasser im Kanalsystem entsprechend dem Gefälle bis zum nächsten relevanten Bauwerk, der Kläranlage oder einer Pumpstation in der Zeit  $t_f$ .

Die Oberflächenfließzeit  $t_o$  kann unter Berücksichtigung der Form des Einzugsgebietes und hydrodynamischer Ansätze wie z.B. bei Akan (1993) oder Williams *et al.* (1984) bestimmt werden. Da diese Ansätze sehr detaillierte Gebietsinformationen benötigen, wird stattdessen oft von konstanten Fließzeiten ausgegangen, welche sich nur nach dem Gefälle und der Bebauungsstruktur richten. Nach ASCE (1970) wird für dicht besiedelte Gebiete mit großer Kanalnetzdicke mit einer Oberflächenfließzeit von 5 Minuten gerechnet, bei normal besiedelten Gebieten mit flachem Gefälle 10 – 15 Minuten und bei flachen Gebieten mit geringer Kanalnetzdicke 20 – 30 Minuten. Deutlich kürzere Zeiten beschreibt Euler (1978) mit 1 Minute für steiles, 2 – 3 Minuten für mittleres und 3 – 5 Minuten für flaches Gefälle.

Eine andere Möglichkeit der Beschreibung der Abflusskonzentration stellen hydrologische Übertragungsfunktionen dar, wie z.B. die lineare Speicherkaskade (Dyck

1980, Engel 1994). Hierbei wird die Einzugsgebietsfläche als Kaskade hintereinander geschalteter, untereinander gleicher linearer Speicher aufgefasst. Voraussetzung dafür ist, dass zwischen effektivem Niederschlag und dem Direktabfluss unabhängig von der Niederschlagshöhe eine lineare Übertragungsfunktion besteht (Linearität) und dass sich die Form der Einheitsganglinie während eines Regenereignisses und bei weiteren Regenereignissen nicht verändert (Zeitinvarianz). Dies ist nur bei kleineren Einzugsgebieten der Fall (Durchschlag 1989).

Die Speicherparameter  $n$  und  $K$  können über die zeitlichen Schwerpunkte der abflusswirksamen Niederschläge und der daraus resultierenden Abflüsse bestimmt werden. Das erste zentrale Moment entspricht der Schwerpunktlaufzeit  $t_L$ .

$$t_L = n \cdot K \quad (2.2)$$

Wenn keine Niederschlag-Abflussmessungen vorliegen, lassen sich Speicherkaskadenparameter anhand empirischer Gleichungen bestimmen. In zahlreichen Untersuchungen haben z.B. Euler (1978) und Paulsen (1987) nachgewiesen, dass eine Speicherzahl von  $n = 3$  sinnvoll erscheint. Nach Euler (1978) lassen sich die Speicherparameter wie folgt bestimmen: Die Anzahl der Speicher wird mit  $n = 3$  vorgegeben, während  $K$  aus der empirischen Beziehung

$$K = 0,25t_c \quad (2.3)$$

berechnet wird. Dabei ist  $t_c$  die längste Fließzeit im Einzugsgebiet, die sich nach Gleichung 2.1 ergibt. Die Abhängigkeit der Speicherkonstante von der Einzugsgebietsgröße wird auch von Wanielista (1990) beschrieben.

Anhand von Messungen in Hildesheim ermittelte Paulsen (1987) für die Schwerpunktlaufzeit  $t_L$  folgende empirische Abhängigkeit:

$$t_L = 0,78 + t_f \quad (2.4)$$

### 2.4.1.3 Teilsystem Kanalisation

Grundsätzlich kann man bei der Beschreibung des Abflussgeschehens in der Kanalisation zwischen hydrodynamischen, hydrologischen und Black-Box-Modellen unterscheiden, wobei die beiden letztgenannten oftmals gemeinsam als hydrologische Verfahren bezeichnet werden. Sie unterscheiden sich im Wesentlichen im Detaillierungsgrad der Gebiets- und Kanalnetzbeschreibung (Engel 1994, Haberlandt 1996).

Die hydrodynamischen Methoden verwenden das aus Bewegungs- und Kontinuitätsgleichung bestehende Gleichungssystem von Saint Venant. Damit ist eine sehr detaillierte Prozessbeschreibung möglich, die dem Anwender erlaubt, beliebige Belastungen und beliebige Kanalnetzkonfigurationen zu simulieren (Engel

1994). Es werden physikalisch begründete Parameter verwendet, darum erübrigt sich zumeist eine Kalibrierung dieser Verfahren (Haberlandt 1996).

Die hydrologischen Modellkonzepte stützen sich in der Regel nur auf die Kontinuitätsgleichung

$$\frac{dS}{dt} = Q_{zu} - Q_{ab} \quad (2.5)$$

und als Ersatz für die Bewegungsgleichung auf eine Beziehung  $Q_{ab} = f(Q_{zu}, S)$ , die den Ausfluss  $Q_{ab}$  aus einem Teilsystem in Beziehung zum Speicherinhalt  $S$  und/oder Systemzufluss  $Q_{zu}$  setzt (Dyck & Peschke 1995, Eberl 1998). Es werden also Abflüsse, aber keine Wasserstände beschrieben. Die Verfahren benötigen meist nur wenige Parameter, die noch einer gewissen physikalischen Interpretation zugänglich sind. Der Ansatz von Figlus (1988) erlaubt z.B. die Ableitung hydrologischer Parameter für ein Kanalnetz aus der Fließzeit von allen Knoten im System zum Auslass. Für normalabflussähnliche Zustände liefern solche hydrologischen Ansätze ausreichend genaue Ergebnisse (Euler 1983, Figlus 1988, Drechsel 1996). Je mehr die tatsächlichen Verhältnisse vom Normalabfluss abweichen, desto unzutreffender werden die Ergebnisse vor allem bei Fliessumkehr und Druckabfluss (Figlus 1988, Drechsel 1996). Engel (1994) versucht daher in seiner Arbeit durch Erweiterungen des Kalinin-Miljukov-Ansatzes eine bessere Anpassung zu erreichen, was teilweise gelingt. Eberl (1998) versucht erfolgreich, die linearen Ansätze mit nichtlinearen zu erweitern, um eine bessere Prozessbeschreibung zu erreichen. Ein ganz anderer Ansatz wird von Lhomme *et al.* (2004) vorgestellt. Sie verwenden mittels GIS aus geomorphologischen Daten abgeleitete Parameter zur Berechnung der Abflusskonzentration und können ähnlich gute Ergebnisse wie mit einem hydrodynamischen Modell erzielen.

Bei den so genannten Black-Box-Modellen (z.B. Einheitsganglinienverfahren) wird auf die Berücksichtigung jeglicher physikalischer Eigenschaften des Systems verzichtet. Die Systemidentifikation erfolgt rein auf der Basis der Analyse von Ein- und Ausgängen des Systems. Die Modelle sind aufgrund der theoretisch unbegrenzten Zahl von Parametern sehr anpassungsfähig (Haberlandt 1996). Neben Black-Box-Modellen mit hydrologischem Systemverständnis existiert eine Vielzahl empirischer Ansätze. Williams *et al.* (1984) beschreiben beispielsweise die Abflusskonzentrationszeit als Funktion von Kanallänge, Gefälle, Einzugsgebietsfläche und Kanalrauhigkeit. Die von Rödder & Geiger (1996) nach der Auswertung von 180 Kanalnetzen abgeleitete Beziehung bestimmt die maximale Fließzeit nur aufgrund der angeschlossenen undurchlässigen Einzugsgebietsflächen und der Geländeneigung und ist somit besonders für die Anwendung bei großen Einzugsgebieten mit schlechter Datenlage geeignet. Zech & Escarmelle (1999) beschreiben einen Ansatz, bei dem nur ausgehend von hochaufgelösten digitalen Landnutzungs- und Höhendaten die Abflusskonzentrationszeit in städtischen Einzugsgebieten mittels GIS abgeleitet werden kann.

Neben dem Regenwasserabfluss wird bei der Modellierung auch der Trockenwetterabfluss bestehend aus Schmutzwasser- und Fremdwasserabfluss berücksichtigt. Die Abflussmodellierung erfolgt durch Superposition der einzelnen ermittelten Regenwasserganglinien mit den mehr oder weniger dynamisch angenommenen anderen Abflusskomponenten des Schmutz- und Fremdwasserabflusses.

Der Schmutzwasserabfluss wird meist als periodischer Prozess betrachtet, der sowohl qualitativ als auch quantitativ tages- und wochenzyklischen Schwankungen unterliegt. Er ist vorwiegend häuslichen, gewerblichen und industriellen Ursprungs und wird meist mit aus Messungen gewonnenen Standardkurven (vgl. Imhoff 1999) berücksichtigt.

Fremdwasser wird in Deutschland sowohl unter technischem als auch unter juristischem Blickwinkel sehr unterschiedlich definiert (Pecher 2003, Brombach 2004). Nach der Definition der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe ES-1.3 „Fremdwasser“ umfasst Fremdwasser das in der Kanalisation abfließende Wasser, welches nicht in seinen Eigenschaften verändert wurde und nicht gezielt abgeleitet wird (ATV-DVWK 2003). Es stammt aus verschiedenen Quellen, hauptsächlich aber aus dem Grundwasser (Pecher 2003). Der Fremdwasserabfluss wird im Gegensatz zu Regenwasser- und Schmutzwasseranfall bei der Modellierung meist als konstant angenommen (Decker 1998). Dabei unterliegt der Fremdwasserabfluss meist saisonalen und zusätzlich ortsspezifischen Schwankungen in Abhängigkeit von der Lage der Grundwasseroberfläche sowie von Ausführung und Alter der Abwasserkanäle (Decker 1998, ATV-DVWK 2003, Brombach 2004). Der Grund ist der erhebliche Anteil des Grundwassers am Fremdwasseranteil, welcher so wie die Grundwasserneubildung schwankt (Wittenberg & Brombach 2002, Pecher 2003).

### 2.4.1.4 Teilsystem Sonderbauwerke

Für die Beschreibung der Sonderbauwerke (Becken, Drosseln, Pumpen) gilt dasselbe wie für das Kanalnetz. Grundsätzlich kann man bei der Beschreibung zwischen hydrodynamischen, hydrologischen und Black-Box-Ansätzen unterscheiden.

Die hydrodynamischen Ansätze können die Prozesse sehr detailliert beschreiben und damit alle auftretenden Effekte abbilden. Bei hydrologischen Ansätzen werden zumeist aus Systemkenngrößen unter Vorgabe von bestimmten hydraulischen Randbedingungen hydrologische Parameter abgeleitet, die dann für alle Abflussereignisse als konstant angenommen werden. Wie Drechsel (1996) in einer vergleichenden Untersuchung feststellt, ist dieses Vorgehen für die Simulation von Becken durchaus geeignet. Für Regenüberläufe werden von ihm jedoch weitergehende Verfahren wie der dort beschriebene parabolische Trennschärfeansatz empfohlen. Black-Box-Ansätze beschreiben das Systemverhalten auf der Basis der Analyse von gemessenen Input- und Outputgrößen ohne physikalischen Hintergrund.

#### 2.4.1.5 Teilsystem Kläranlage

Das hydraulische Verhalten von Kläranlagen wird nur in seltenen Fällen berücksichtigt. Normalerweise wird mit einfachen Massebilanzen und Speicheransätzen gerechnet und somit werden keine Strömungsvorgänge in den einzelnen Becken berücksichtigt.

### 2.4.2 Modellansätze für den Schmutz-Transport-Prozess

Die Schmutz-Transport-Prozesse sind in den letzten Jahrzehnten intensiv in deutschen (Geiger 1984, Paulsen 1987, Durchschlag 1989, Brombach 1993, Schmitt 1994, Xanthopoulos & Hahn 1995) und internationalen (US Environmental Protection Agency 1983, Gent *et al.* 1996) Forschungsvorhaben untersucht worden. Aufgrund der stochastischen Prozesse und der vielen Einflussgrößen ist eine befriedigende Beschreibung von Einzelereignissen nach wie vor schwierig.

Die bekannten Schmutzfrachtberechnungsmethoden können in zwei Gruppen unterteilt werden: Verfahren und Modelle. Die Verfahren arbeiten mit konstanten Eingabegrößen, sind nicht anhand von Naturmessdaten kalibrierbar und führen meistens direkt zu Bemessungsgrößen (ATV 1988). Sie sind für eine Simulation nicht geeignet und werden deshalb hier nicht weiter betrachtet.

Demgegenüber können Modelle zeit- und ortsvariable Eingangsgrößen verarbeiten und kalibriert werden. Im nächsten Abschnitt werden die derzeit am häufigsten verwendeten Algorithmen zur Beschreibung der Prozesse dargestellt. Da die Vorgänge beim Stofftransport eng mit den Ergebnissen der Niederschlag-Abfluss-Berechnungen verknüpft sind bzw. zum Teil erst durch den Niederschlagsabfluss ausgelöst werden (vgl. Abbildung 2.2), erfolgt die Beschreibung analog für die gleichen Teilsysteme. Tabelle 3.1 auf Seite 48 gibt wiederum einen generellen Überblick über die Konzepte, welche zur Beschreibung der einzelnen Prozessphasen derzeit überwiegend zur Anwendung kommen.

#### 2.4.2.1 Atmosphäre

Die Verschmutzung des Niederschlages infolge der Lösung und Auswaschung atmosphärischer Gase bzw. Partikel wird normalerweise als konstant angenommen und oftmals zusammen mit der Verschmutzung der Oberfläche berücksichtigt. Eine räumlich differenzierte Berücksichtigung der Einträge kann für große Untersuchungsgebiete sinnvoll sein, da zwischen ländlichen und städtischen Gebieten teilweise große Konzentrationsunterschiede festgestellt werden können. Bisher gibt es aber nur wenige Arbeiten, welche diesen Effekt berücksichtigen, wie z.B. Behrendt *et al.* (1999a). Die flächendifferenzierte Berücksichtigung erfordert eine entsprechende Übertragung der Punktmessungen, welche derzeit noch mit großen

Problemen verbunden ist, wie die Untersuchungen von Walther *et al.* (2002) zeigen.

### 2.4.2.2 Oberfläche

Die Vorgänge von Stoffakkumulation und -abtrag wurden in umfangreichen Verbundvorhaben, wie z.B. dem deutschen Projekt „Niederschlag“ (Hahn *et al.* 2000) oder dem amerikanischen „Nationwide Urban Runoff Program“ (Pitt *et al.* 1995) untersucht. Für die Beschreibung der Vorgänge auf befestigten Flächen werden bisher vorwiegend empirische Ansätze verwendet, da die Einflussfaktoren zum Teil stochastischer Natur sind und bisher deterministisch nicht erfasst werden können (Marr 1985, Xanthopoulos & Hahn 1992). Die Ansätze können hinsichtlich des Stoffabtragsansatzes in drei Gruppen eingeteilt werden (Euler *et al.* (1992) zitiert in van Wensen (2001)):

- Stoffabtrag ereignisabhängig, getrennt für Oberfläche und Kanal
- Stoffabtrag ereignisabhängig, zusammengefasst für Oberfläche und Kanal
- Stoffabtrag ereignisunabhängig, zusammengefasst für Oberfläche und Kanal

Die Modelle mit ereignisabhängiger Simulation gehen davon aus, dass mit zunehmender Trockenperiode eine Zunahme des Stoffpotenzials auf der Oberfläche einhergeht, wobei in der Regel eine obere Grenze dieses Stoffpotenzials angenommen wird (Akkumulation-Abtrag-Ansatz). Der Stoffabtrag wird abhängig vom Niederschlagsvolumen und/oder dessen Intensität beschrieben (ATV 1989). Aufbau und Abtrag der Stoffe werden also für beide Teilsysteme mit unterschiedlichen Modellansätzen nachgebildet. Die Sedimentations- und Erosionsvorgänge im Kanal werden unabhängig simuliert (van Wensen 2001). Iossifidis (1985) hat eine Vielzahl von Literaturstellen zur Anwendung des Akkumulations-Abtrag-Ansatzes in Modellen zusammengetragen. Der ursprünglich von Alley & Smith (1981) vorgeschlagene Ansatz wurde inzwischen mehrfach durch Modifikationen zu verbessern versucht (Marr 1985, Paulsen 1987, Deyda & Sieker 1996). In der Literatur der letzten Jahre sind nur wenige neue Ansätze veröffentlicht. Umfangreiche Untersuchungen von Grottker (1987) und Heinzmann (1993) sowie durch das Forschungsvorhaben „Niederschlag“ (Xanthopoulos & Hahn 1992) konnten keine grundlegend neuen Modellansätze ableiten. Bryant *et al.* (2000) schlagen als Verbesserung vor, das unterschiedliche Verhalten verschiedener Kornfraktionen durch Einführung eines so genannten „availability factor“ zu berücksichtigen.

Die Bestimmung der notwendigen Modellparameter für den Ansatz ist sehr schwierig (vgl. Marr 1985) und gelingt bei Paulsen (1987) mit einer Parameteroptimierung nicht. Durch Alley & Smith (1981) und Grottker (1987) wurden ebenfalls Parameteruntersuchungen vorgenommen, welche aber in sehr großen Bereichen streuen (vgl. Tabelle 3.4). Die große Bandbreite deutet auf einen starken Einfluss der Gebietscharakteristik hin. Aber auch undokumentierte Abweichungen bei der

Umsetzung der Berechnungsalgorithmen in EDV-Programme oder unterschiedliche Einheiten können für die große Bandbreite der ermittelten Ergebnisse nicht ausgeschlossen werden (Jakobs *et al.* 1997). Die Koeffizienten können also nur sehr eingeschränkt Hinweise auf die Einstellung der Eichparameter im Rahmen einer Modellkalibrierung geben. Aufgrund dieser Schwierigkeiten verzichten viele Untersuchungen trotz der theoretischen Vorteile auf die Anwendung des Ansatzes (Deyda & Sieker 1996, Erbe 2004).

Bei zusammengefasster Betrachtung von Oberfläche und Kanal werden die Vorgänge im Kanal gedanklich auf die Oberfläche verlagert und als Anteil der Stoffakkumulations- und Abtragsberechnung angesehen. Der Kanal wird als reines Transportsystem betrachtet, etwaige Sedimentations- bzw. Erosionsvorgänge werden vernachlässigt. In der Regel wird die abspülbare Stoffmenge auf der Oberfläche um einen Anteil erhöht, der die Ablagerungen im Kanal in Trockenperioden berücksichtigen soll, wie z.B. von Macke *et al.* (2002) vorgeschlagen. Dieser Zuschlaganteil muss aufgrund von Erfahrungen abgeschätzt werden (Schmitt 1998) und führt in der Regel zur Unterschätzung der ausgetragenen Gesamtfracht und zu weniger ausgeprägten Spülstößen, wie Iossifidis (1985) feststellt.

Die Modelle mit ereignisunabhängigem Stoffabtrag vernachlässigen den zeitabhängigen Vorgang der Stoffakkumulation vollständig. Sie gehen von mittleren Stoffkonzentrationen im Regenabfluss aus, die meist konstant über den Simulationszeitraum angesetzt werden. Sieker *et al.* (1986) begründet diese Annahme damit, dass es nicht zufriedenstellend gelingt, den Verlauf der Regenwasserkonzentration zu ermitteln und sich, wie Schmitt (1994) schreibt, die Fehleinschätzungen bei den Einzelereignissen im Mittel pro Jahr im relativen Vergleich aufheben. Der Mischwasserabfluss ergibt sich bei der so genannten Komponenten-Methode aus einer Überlagerung der Komponenten Trockenwetter- und Regenwasserabfluss und ist somit nur vom Mischungsverhältnis abhängig (Sieker 1987).

Dabei wird angenommen, dass der ständig abfließende Trockenwetterabfluss vor allem regelmäßigen tageszeitlichen Schwankungen des Abflusses und der Stoffkonzentration unterliegt, welche sich aus vergleichsweise kurzen Messungen relativ zuverlässig bestimmen lassen (Imhoff 1999, Durchschlag & Harms 1988). Die Verschmutzung des Niederschlagsabflusses dagegen lässt sich nicht zuverlässig ermitteln und wird daher als Mittelwert der Verschmutzungen aller Einzelereignisse eines Zeitraumes berechnet. Zur Ableitung dieser mittleren Verschmutzung wurden umfangreiche Messkampagnen durchgeführt. Grottker (1987) versucht, die Belastung des Regenwassers aus einem Schmutzpotenzial an der Oberfläche abzuleiten, da er davon ausgeht, dass langfristig gesehen alle in die Kanalisation eingetragenen Stoffe auch wieder ausgetragen werden. Nach Beelitz (1996) kann die zugehörige Regenwasserkonzentration aus der Jahreswassermenge und der Jahrestrockenwetterfracht berechnet werden, wenn die Jahresschmutzfracht

aus Messungen bekannt ist. Nach De Vries (1993) muss ein repräsentativ beprobtes Regenspektrum oder die Kenntnis über Zusammenhänge des Stoffabtrages als Funktion von niederschlagspezifischen Kenngrößen vorhanden sein, da die Hochrechnung auf andere Niederschlagsverhältnisse oder andere Einzugsgebiete mit großen Unsicherheiten behaftet ist. Denn höhere Jahresniederschläge können sowohl einen erhöhten Stoffabtrag als auch geringere Stoffkonzentrationen verursachen (De Vries 1993).

Bei der ursprünglich von Sieker *et al.* (1986) vorgeschlagenen Zweikomponenten-Methode wird von den zwei Abflusskomponenten Trockenwetterabfluss und Niederschlagswasser ausgegangen, welche mit konstanten Konzentrationen der Stoffparameter belegt werden. Spätere Varianten unterscheiden den Trockenwetterabfluss noch in Schmutzwasser- und Fremdwasserabfluss, wie z. B. bei der Arbeit von Durchschlag (1989) oder empfehlen die Verwendung von variablen Konzentrationen der Stoffparameter (Macke & de Vries 1990). Die Grundidee der Komponentenmethode ist dabei unabhängig davon, welche Methode zur Berechnung der Abflüsse eingesetzt wird. Anwendungen der Komponentenmethode liegen z.B. mit Arbeiten von Durchschlag & Harms (1988), Durchschlag (1989), van Wensen (2001), Leinweber (2002) und Erbe (2004) vor.

Setzt man bei den Schmutzfrachtberechnungsansätzen voraus, dass dieselben jährlichen Frachtpotenziale von der Oberfläche abgeschwemmt werden, so liegt der Unterschied zwischen den ereignisabhängigen und den ereignisunabhängigen Ansätzen in der ungleichen Verteilung der abgetragenen Schmutzfrachtpotenziale (Durchschlag 1989). Dabei ist bei der Akkumulations-Abtrags-Methode die Jahresschmutzfracht dem maximalen Schmutzpotenzial an der Oberfläche proportional. Bei der Komponenten-Methode besteht zwischen der Jahresschmutzfracht und der Regenwasserkonzentration ein linearer Zusammenhang (Beelitz 1996). Wie Schmitt (1998) feststellt, können ausgehend von einer gleichen mittleren Verschmutzung des Niederschlagsabflusses bei Einzelereignissen deutliche Unterschiede bei den Entlastungskennwerten ermittelt werden. Dabei führt der Ansatz einer konstanten Verschmutzung des Niederschlagsabflusses tendenziell bei Starkregenereignissen nach langen Trockenperioden (Sommerereignis) zu einer Unterschätzung der Abflussverschmutzung. Demgegenüber resultieren bei volumenstarken Niederschlagsereignissen aus der Vorgabe konstanter Konzentrationen in der Tendenz zu hohe rechnerische Abflussverschmutzungen, weil das nur begrenzt verfügbare Stoffpotenzial nicht berücksichtigt wird (Durchschlag 1989, van Wensen 2001). Damit eignet sich der Ansatz in erster Linie für die Betrachtung von Stoffströmen über lange Zeiträume (Schmitt 1994), für die einzelereignisbezogene Analyse ist jedoch die Akkumulations-Abtrags-Methode prinzipiell geeigneter (Erbe 2004).

Eine Simulation mit der Akkumulations-Abtrags-Methode setzt eine sehr gute

Datengrundlage voraus, um das Modell kalibrieren zu können. Wenn die Messdaten nicht ausreichend sind, sollte auf den Ansatz mit konstanter Regenwasserkonzentration zurückgegriffen werden (van Wensen 2001). Beelitz (1996) zeigt z.B., dass die Variabilität der Modellergebnisse, die durch die Variabilität der Niederschläge verursacht wird, größer ist, als die durch die Verwendung unterschiedlicher aber verifizierter Modelle. Die Akkumulations-Abtrags-Methode liefert bei gleicher Niederschlagsinformation zwar eine höhere Aussagesicherheit, aber selbst mit der Komponenten-Methode kann mit Niederschlagsreihen von zehn Jahren bei einer Aussagesicherheit von 90 % ein relativer Fehler von nur 12,5 % erreicht werden (Beelitz 1996).

### 2.4.2.3 Kanalisation

Bei der Betrachtung des Stofftransportes und Stoffumsatzes in der Kanalisation können prinzipiell folgende Prozesse berücksichtigt werden (Erbe 2004):

- Stofftransport gelöster bzw. nicht sedimentierfähiger Stoffe
- Stoffakkumulation partikulärer Stoffe bei niedrigen Durchflüssen
- Stoffrücklösung aus der Sedimentphase während hoher Durchflüsse
- Stoffumsatz in der abfließenden Welle und an der Sielhaut

Wie im vorangegangenen Abschnitt beschrieben, berücksichtigen nur Modellansätze, welche den Stoffabtrag ereignisabhängig getrennt für Kanal und Oberfläche betrachten, die Sedimentations- und Erosionsvorgänge im Kanal. In der Praxis der Schmutzfrachtmodellierung werden insbesondere die Ablagerungsprozesse nur in Einzelfällen differenziert beschrieben (ATV 1989, Frehmann & Geiger 2000), obwohl dies insbesondere bei flachen, ablagerungsbehafteten Kanalnetzen von großer Bedeutung ist (Macke *et al.* 2002). In den meisten Anwendungsfällen erfolgt die Berücksichtigung der Kanalablagerungen pauschal über eine Erhöhung der mittleren Konzentration des Niederschlagsabflusses (bei Verwendung der Komponenten-Methode) oder über eine Erhöhung des Stoffpotenzials auf der Oberfläche (bei Verwendung der Akkumulations-Abtrags-Methode), wie im vorangegangenen Abschnitt beschrieben.

Das stoffliche Verhalten in der Kanalisation wurde in Deutschland u.a. von Krauth (1979), Geiger (1984), Hahn & Xanthopoulos (1992), De Vries (1993) und Macke *et al.* (2002) mithilfe von Messprogrammen nachvollzogen und die Zusammenhänge aufgezeigt. Ähnliche Untersuchungen fanden im Rahmen umfangreicher Forschungsprogramme z.B. in Großbritannien (Ashley *et al.* 1992, Gent *et al.* 1996) und den USA (US Environmental Protection Agency 1983, Pitt *et al.* 1995) statt. Einen ausführlichen Überblick über die ablaufenden Prozesse geben z.B. Bertrand-Krajewski *et al.* (1993) und Ashley *et al.* (1999). Einige der ablaufenden Prozesse, wie z.B. die tägliche oder jahreszeitliche Variabilität der Sedimente

im Kanalnetz, können nach wie vor noch nicht befriedigend modelltechnisch beschrieben werden (Jack *et al.* 1996, Ashley *et al.* 1999). Dies liegt auch daran, dass einige der Phänomene durch stochastische Prozesse bestimmt werden (Ashley *et al.* 1999).

Im Vordergrund der Untersuchungen zum Transportverhalten in Mischwasserkanälen standen lange Zeit die partikulären Stoffe (Wotherspoon 1992, Xanthopoulos & Hahn 1995, Krauth & Müller 1999). Erst in den letzten Jahren wurde auch das Verhalten gelöster, sog. schmutzwasserbürtiger Stoffe näher untersucht. Es wird davon ausgegangen, dass als Folge einer stoßartigen Belastung des Entwässerungssystems durch ein Niederschlagsereignis eine Verdrängung gelöster Stoffe, die vorwiegend aus dem Schmutzwasser stammen, stattfindet (Krebs *et al.* 1999, Krebs 2003b).

Durch die zeitlich stark variierenden Einflussgrößen - Niederschlag, Mischverhältnis, vorangegangene Trockenperiode - ist es bereits in einem einzelnen Einzugsgebiet relativ schwierig, den Verlauf der Schmutzstoffgangline allgemeingültig zu beschreiben, wie z. B. die Untersuchungen von Dohmann & Weyand (1991) und Macke *et al.* (2002) zeigen. Die maßgebende Einflussgröße ist dabei die Niederschlagscharakteristik (Xanthopoulos & Hahn 1992). Trotzdem wird häufig von der Modellvorstellung einer ausgeprägten Konzentrationsspitze zu Beginn der Abflusswelle ausgegangen, welche z. B. von Göttle (1978b) und Paulsen (1984) beschrieben wurde. Neuere Untersuchungen von Xanthopoulos & Hahn (1992), Brombach *et al.* (1992), De Vries (1993) und Krebs *et al.* (1999) konnten dies teilweise bestätigen.

Der Stofftransport im Kanalnetz wird modelltechnisch bezogen auf alle Schmutzstoffparameter zumeist entweder als Pfropfenströmung simuliert oder die Transportstrecke wird als voll- oder teildurchmischer Reaktor aufgefasst (ATV 1988).

Es existieren eine Vielzahl mathematischer Ansätze zur Beschreibung der Ablagerungs- und Remobilisierungsprozesse (Crabtree *et al.* 1994, Gent *et al.* 1996, Beichert *et al.* 1996, Jakobs *et al.* 1997, Skipworth *et al.* 2000). Häufig wird bei der Regenwettersimulation von der Vorstellung ausgegangen, dass sich je nach vorliegenden Fließverhältnissen und Partikeleigenschaften die einem Systemelement zugeführten Feststoffe auf verschiedene Partikelfractionen aufspalten (Bertrand-Krajewski 1992, Jakobs *et al.* 1997). Die Erkenntnisse werden in wenigen Schmutzfrachtmodellen wirklich umgesetzt (u.a. Iossifidis 1985, Jakobs *et al.* 1997), wobei die hydrodynamische Abflussberechnung eine wesentliche Voraussetzung dazu ist. Dabei existieren wenige Untersuchungen wie die von Mark *et al.* (1998), in denen gezeigt wurde, dass die Ergebnisse der Modellierung von Ablagerungs- und Remobilisierungsprozessen die Beobachtungen widerspiegeln. Es muss hierbei bedacht werden, dass nur bei der Verwendung unterschiedli-

cher Transportarten für gelöste Stoffe und Feststoffe (unterteilt in verschiedene Kornfraktionen) Verdrängungseffekte gelöster Stoffe und Spülstöße organischer partikulärer Stoffe sowie mineralischer Partikel grundsätzlich nachgebildet werden können.

Obwohl die Umsetzungs- und Abbauprozesse innerhalb der Kanalisation bekannt sind und mit verschiedenen Messprogrammen untersucht wurden, fand eine Berücksichtigung der Vorgänge in den meisten früheren Modellansätzen nicht statt (Vollertsen & Hvitved-Jacobsen 2000). Ursache sind die Schwierigkeiten, die komplexen Wechselwirkungen abzubilden, welche bisher noch nicht vollständig verstanden sind und deren weitergehende Untersuchung dringend notwendig scheint (Kühn & Gebhard 1998, Ashley *et al.* 1999). In jüngerer Zeit wurden verschiedene Modellansätze z. B. von Crabtree *et al.* (1994), Vollertsen & Hvitved-Jacobsen (2000) und Huisman (2001) vorgestellt, welche eine weitergehende Beschreibung der Vorgänge ermöglichen. Nach wie vor werden in Deutschland aber fast ausschließlich Modelle verwendet, die von einem konservativen Stoffverhalten ausgehen (Leinweber 2002). Ähnliches stellen Ahyerre *et al.* (1998) in Frankreich und Jack *et al.* (1996) in Großbritannien fest. Langeveld *et al.* (2002) stellen in ihrer Arbeit die Notwendigkeit der Berücksichtigung von Umsetzungsprozessen prinzipiell in Frage, wenn die Interaktion mit der Kläranlage untersucht werden soll.

#### 2.4.2.4 Sonderbauwerke

Die Modellansätze zur Nachbildung der stofflichen Prozesse in Entlastungsbauwerken haben sich in den letzten Jahren nicht signifikant verändert. In den Bauwerken (Regenüberläufe, Regenüberlaufbecken) wird weitgehend von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen, d.h. die Konzentration im Ablauf entspricht derjenigen im Zulauf. Innerhalb des Bauwerks tritt damit weder ein Konzentrationsunterschied in vertikaler noch in horizontaler Richtung auf (KOSIM 1999, Mehler & Leichtfuss 1997). Zwar wurde das Verhalten der Schmutzstoffe in verschiedenen Untersuchungen detailliert untersucht, z.B. von Schmitt (1997) für Durchlaufbecken und von Kasting (2004) für Regenbecken. Auch die Bedeutung der Retentions- und Remobilisierungsprozesse während und nach einem Regenereignis, z.B. auf die Reinigungsleistung der Kläranlage, ist von Krauth & Schwentner (1992), Bruns (1999) und Grüning & Althoff (2000) genau dargestellt worden. Trotzdem finden die Erkenntnisse nur langsam Eingang in die aktuellen Modellansätze.

Im einfachsten Fall wird mithilfe empirischer Formeln in Durchlaufbecken eine Absetzwirkung berücksichtigt. Hierbei wird entweder ein Zusammenhang zwischen der Aufenthaltszeit und der Reduzierung der Verschmutzung verwendet (Schmitt 1985) oder es wird eine prozentuale Verringerung der Klärüberlaufkon-

zentration in Abhängigkeit der Beckengestaltung und der hydraulischen Belastung vorgenommen (Mehler & Leichtfuss 1997, KOSIM 1999). Bessere Prozessbeschreibungen berücksichtigen die Absetzgeschwindigkeit und Beckentiefe, wie z.B. bei Bryant *et al.* (2000).

### 2.4.2.5 Kläranlage

Bei der Modellierung der Kläranlagenprozesse kann grundsätzlich zwischen den Ansätzen zur Beschreibung der Vorklärung, der Belebung und der Nachklärung unterschieden werden.

Für die Vorklärung wurde bisher eine einfache Berechnung als ausreichend angesehen und es gibt nur sehr wenige Modelle, welche die Prozesse detailliert nachbilden. Die Ansätze lassen sich in drei Klassen einteilen (van Wensen 2001): Erstens einfache empirische Beschreibungen, welche unter stationären Bedingungen eine Abscheideleistung mit der Oberflächenbeschickung koppeln. Zweitens empirische Ansätze, welche eine spezifische Absetzgeschwindigkeit der partikulären Stoffe oder eine Abhängigkeit der Abscheideleistung von der Oberflächenbeschickung festlegen (Otterpohl 1995). Der Wirkungsgrad wird in Abhängigkeit von der Verweilzeit definiert und vom Kurvenverlauf des empirisch gewonnenen Zusammenhanges abgeleitet. Die dritte Modellklasse beschreibt die Absetzvorgänge unter Berücksichtigung strömungsmechanischer Vorgänge (Advektion und Dispersion) und gibt Geschwindigkeitsfeld und Feststoffkonzentration innerhalb des Volumens an. Damit können auch Verdrängungseffekte in den Vorklärbecken bei Regenereignissen berücksichtigt werden. Darüber hinaus werden in einigen Ansätzen unterschiedliche Absetzeigenschaften in Abhängigkeit von Regen- und Trockenwetter, das Auswaschen partikulärer Stoffe oder eine Hydrolyse der schwer abbaubaren Stoffe berücksichtigt (Seyfried 1999).

Erste Ansätze für die Beschreibung der Belebung dienten zur Berechnung von Belebtschlamm-, Substrat- und Sauerstoffkonzentrationen. Sie basierten meist auf der klassischen Monod-Hypothese, welche das Schlammwachstum als einen Prozess nullter oder erster Ordnung in Abhängigkeit vom Substratangebot beschreibt. Der Substratabbau wird dann nach der Michaelis-Menten-Beziehung über den Ertragskoeffizienten ermittelt (Schilling & Hartwig 1988). Spätere Entwicklungen unterscheiden zwischen aktiven und inerten Schlammanteilen, schnell und langsam abbaubarem Substrat und berücksichtigen die Kinetik der biologischen Nitrifikation sowie deren Wechselwirkung mit Prozessen des Kohlenstoffabbaus. Heute beruht die Simulation der Belebung zumeist auf den Ansätzen des von Henze *et al.* (1987) entwickelten „Activated Sludge Model No.1“ (ASM1) und dessen Weiterentwicklung ASM2, ASM2d und ASM3 (Henze *et al.* 2000). Die Ansätze werden für die Berechnung mindestens 13 in hohem Maße gekoppelte und nicht lineare Differentialgleichungen aus, deren Anwendung eine numerische

Integration erfordert. Das ASM1 gilt heute als Stand der Technik (Vanrolleghem *et al.* 1999). Grundsätzlich gibt es neben diesen CSB-basierte Ansätze noch BSB-basierte Ansätze, wie z.B. im Modell auf Basis des Ansatzes der Hochschulgruppe (HSG 1993), welche Substratabbau und die Stickstoffumwandlung vereinfacht beschreiben und keine Hydrolyseprozesse berücksichtigen.

Die Nachklärung wird je nach Genauigkeitsanforderungen entweder mit einem einfachen Ansatz beschrieben, welcher die vollständige Trennung von Wasser und Schlamm abbildet. Oder es werden bei detaillierteren Untersuchungen Schichtmodelle eingesetzt, die die Absetzwirkung nach der Flux-Theorie berechnen (van Wensen 2001). Hierbei wird zu jeder Schicht eine Massen-Sinkgeschwindigkeit ermittelt. Die Ansätze variieren von einfachen eindimensionalen Modellen bis zu Zehn-Schichten-Nachklärmodellen, welche teilweise verschiedene Schlammfraktionen unterscheiden (Seyfried 1999).

## 2.5 Bestehende Modelle

Generell kann man bei der rechnerischen Erfassung der Auswirkung von Stoffeinträgen aus punktuellen Quellen in die Gewässer drei verschiedene Modellgruppen unterscheiden, welche die Prozesse in den einzelnen Teilsystemen beschreiben. Die erste Gruppe beschreibt mit der so genannten „Schmutzfrachtberechnung“ die Abflussprozesse auf der Oberfläche und in der Kanalisation und die mit dem Abfluss transportierten Schmutzstoffe und berücksichtigt dabei Prozesse in den Teilsystemen Atmosphäre, Oberfläche, Kanalnetz und Entlastungsbauwerk. Die zweite Gruppe befasst sich mit der Modellierung vor allem der stofflichen (Umsetzungs)-Prozesse in der Kläranlage und die dritte mit der Abflusskonzentration und den bio-chemischen Prozessen im Gewässer. Seit Anfang der Neunziger Jahre wurde mit zunehmend komplexeren Modellen und Fragestellungen versucht, alle Teilsysteme im Hinblick auf die Gesamtemission gemeinsam zu betrachten. Aktuelle Arbeiten dazu wurden z. B. von van Wensen (2001), Leinweber (2002), Seggelke (2002) und Erbe (2004) veröffentlicht.

Schon 1985 konnte Euler *et al.* in seiner Veröffentlichung eine Vielzahl verschiedener Modellansätze zur Schmutzfrachtberechnung vorstellen. Obwohl seitdem sehr viele Arbeiten in diesem Bereich erfolgten, fällt auf, dass die meisten derzeit in der Praxis verwendeten Modelle vergleichsweise einfache Modellansätze enthalten. Bei den Programmen, welche mit detaillierteren Ansätzen arbeiten, findet in Deutschland eine Fokussierung auf einige wenige Modellansätze statt (Leinweber 2002). Ähnliches finden auch Jack *et al.* (1996) in Großbritannien und Ahyerre *et al.* (1998) in Frankreich, wo spezialisierte Modellansätze kaum Anwendung in der Praxis finden.

Die Modellierung der Kläranlagenprozesse hat eine lange Tradition und begann in den 1930iger Jahren mit Berechnungen von Substrat-, Belebtschlamm- und Sauerstoffkonzentrationen (Leinweber 2002). Die aktuellen Modelle berücksichtigen zum Teil sehr viele Prozessparameter und sind deutlich komplexer als viele Schmutzfrachtmodelle. Im Gegensatz zu diesen Modellen hat sich mit den „Activated Sludge Model“ (Henze *et al.* 2000) ein einziger Modellansatz weitestgehend durchgesetzt.

Für die Modellierung der komplexen Wechselwirkungen der gewässerinternen Prozesse existiert eine Vielzahl verschiedener Modelle (Billen & Garnier 2000, Reichert *et al.* 2001). Im Rahmen dieser Arbeit ist die Modellierung der Gewässergüte nicht vorgesehen, weshalb im Folgenden nicht weiter darauf eingegangen wird.

Unabhängig von den in der Stadthydrologie üblichen Modellansätzen wurden auf der Ebene von Flussgebieten Bilanzierungsmethoden entwickelt, welche im letzten Teil dieses Abschnitts vorgestellt werden. Man kann dabei zwischen Modellen unterscheiden, welche primär zur Ermittlung der diffusen Einträge entwickelt wurden und solchen Ansätzen, die sich dezidiert mit den punktuellen Einträgen auseinandersetzen.

### 2.5.1 Schmutzfrachtmodelle

Schon 1985 finden sich bei der vergleichenden Darstellung von Methoden der Schmutzfrachtberechnung durch Euler *et al.* sehr viele unterschiedliche Modellansätze. Dabei fällt auf, dass „empirische“ Verfahren, wie z.B. GAAP, in der neueren Literatur nicht mehr zu finden sind, während sich „deterministische“ Ansätze durchgesetzt haben. Stochastische Ansätze wurden von Euler *et al.* (1985) nicht beschrieben und sind auch heute nur selten dokumentiert. Beispiele finden sich z.B. bei Scholz (1995) und Grum (1998). Allgemeine Übersichten zu Schmutzfrachtberechnungen in Deutschland geben Jacobi (1988) oder ATV (1988). Eine gute Übersicht der Untersuchungen und Modellentwicklungen in den USA findet sich bei Tsihrintzis & Hamid (1997).

Seit den 1990iger Jahren kommen in Deutschland fast ausschließlich Schmutzfrachtprogramme mit vergleichsweise einfachen Modellansätzen und wenigen Modellparametern zum Einsatz. Diese Tendenz ist eng verbunden mit dem Erscheinen des ATV-Arbeitsblattes A 128 (ATV-DVWK 1992), welches bei Nachweisverfahren für Entwässerungssysteme Modellansätze für Akkumulation und Abtrag von Ablagerungen, Absetzwirkung von Kanälen und Speicherräumen sowie Ansätze für Spülstöße nur mit Einschränkungen zulässt (Leinweber 2002).

Zu den Programmen, welche den Schmutzabtragsprozess vereinfacht mit der

Komponentenmethode berechnen, gehören HYDRAS (Macke & de Vries 1990) und SMUSI (Ostrowski *et al.* 1998). Bei den Programmen, welche mit detaillierteren Ansätzen arbeiten, werden die Akkumulations- und Abtragsprozesse meist mit Modifikationen der von Alley & Smith (1981) vorgeschlagenen Exponentialgleichungen berechnet. Diese Gleichungen werden z.B. in den Schmutzfrachtprogrammen KOSMO (Leinweber 2002), KOSIM (KOSIM 1999), FLUTPOL (Bujon *et al.* 1992) und HAuSS (Jakobs *et al.* 1997) verwendet. Andere Programme, wie z.B. das von Crabtree *et al.* (1994) beschriebene Modul MOUSETRAP des Programmpaketes MOUSE und die von Bryant *et al.* (2000) modifizierte Form des Modells SWMM, erlauben eine detailliertere Modellierung. Es werden zwei Sedimentfraktionen auf der Oberfläche unterschieden - eine feine, in der Menge begrenzte und eine gröbere, unbegrenzte - sowie Akkumulations- und Abtragsprozesse für gelöste Schmutzstoffe in den Straßeneinläufen.

Die Beschreibung der Abflusskonzentration in der Kanalisation erfolgt entweder hydrologisch wie bei dem Programm KOSIM und ist damit nicht für die Beschreibung von Rückstau oder Fließumkehr geeignet (Hahn & Schäfer 1998) oder es werden detaillierte hydrodynamische Ansätze verwendet, wie z.B. bei den Modellen HAuSS, SWMM, MOUSETRAP oder KOSMO.

Zur Schmutzfrachtberechnung fassen viele Programme wie KOSIM, SMUSI oder KOSMO den Kanal als volldurchmischten Reaktor auf und vernachlässigen Ablagerungs- sowie Remobilisierungsprozesse oder beschreiben sie mit sehr vereinfachten Ansätzen wie z.B. FLUTPOL (Bujon *et al.* 1992). Von Ashley *et al.* (1999) und Leinweber (2002) wird als Grund dafür die bisher nur ungenügende Erforschung der Prozesse im Kanalnetz genannt. Allerdings liegen mit den umfangreichen Studien im Rahmen des Projektes „Niederschlag“ (Hahn *et al.* 2000) durch Schmitt (1997) und im Rahmen des Projektes „Hydrologie bebauter Gebiete“ (Beichert *et al.* 1996) aktuelle Untersuchungen der Phänomene vor. Die Erkenntnisse flossen zum Beispiel in das Programm HAuSS (Jakobs *et al.* 1997) ein, welches mit hydrodynamischer Abflussberechnung die Sedimentations- und die Remobilisierungsvorgänge im Kanal mit hydraulischen Kriterien zu beschreiben versucht. Es betrachtet, wie auch das Modell der amerikanischen „Environmental Protection Agency“ SWMM (Huber & Dickinson 2004), das Kanalnetz als Summe hintereinander geschalteter volldurchmischter Reaktoren und berücksichtigt den Beitrag der Kanalablagerungen zur Mischwasserverschmutzung mit zusätzlichen Rechenalgorithmen. Dabei baut das Modell HAuSS auf dem von Iossifidis (1985) entwickelten Modell THALIA auf. Auch MOUSETRAP und HYPOCRAS (Bertrand-Krajewski 1992) berücksichtigen verschiedene Kornfraktionen und Ablagerungsprozesse, wobei HYPOCRAS die Kanalisation mit einem „äquivalenten“ Kanalrohr beschreibt, welches die mittleren Eigenschaften des Kanalnetzes besitzt.

Die Umsatzprozesse im Kanal werden selten berücksichtigt. Huisman (2001) verwendet eine modifizierte Form des Modellansatzes des ASM3 (Gujer *et al.* 1999), um die biologischen Prozesse im Kanal unterschieden nach Abwasser und Schlamm abzubilden. Das Simulationsprogramm MOUSE verfügt mit der Erweiterung MOUSETRAP über Modellansätze, mit denen der Abbau organischer Substanzen (CSB oder BSB), der bakterielle Umsatz, der Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre und der Sauerstoffverbrauch der Sedimente grundsätzlich nachgebildet werden kann (Crabtree *et al.* 1994).

### 2.5.2 Kläranlagenmodelle

Grundsätzlich können in der Literatur stationäre und dynamische Modelle unterschieden werden. Stationäre Ansätze, welche keine Zustandsänderung über die Zeit abbilden und z.B. Schwankungen im Tagesverlauf mittels empirischer Faktoren erfassen, kommen seit Jahren zur Bemessung von Kläranlagen zur Anwendung. Beispielhaft seien hier die Ansätze des ATV-Arbeitsblattes A 131 (ATV-DVWK 2000) und der Hochschulgruppe (HSG 1993) genannt. Dynamische Kläranlagenmodelle beschreiben das zeitvariante Verhalten einer Kläranlage und beruhen meist auf detaillierten Ursache-Wirkungsbeziehungen.

Die meisten Programme wie z.B. ARASIM, AQUASIM, AQUASYSTEM, ASIM, KSIM, MODEST, SPEED UP, BIOSEDI oder SIMBA sind modular aufgebaut und bieten mehrere unterschiedlich aufwendige Modellbausteine für Vorklärung und Nachklärung an. Dabei findet im Allgemeinen die Beschreibung der Vorklärung wenig Beachtung und wird mit einfachen empirischen Ansätzen durchgeführt, während für die Nachklärung auch aufwendige Mehrschichtenansätze zur Auswahl stehen. Für die Beschreibung der Belebung als zentralen Teil der Kläranlagensimulation hat sich im Gegensatz zur Schmutzfrachtmodellierung im Wesentlichen eine Variante durchgesetzt. Alle genannten Modellen verwenden einen der ASM-Ansätze (Henze *et al.* 2000).

### 2.5.3 Modellkopplungen

Nicht erst seit der Veröffentlichung der WRRL (EG 2000) findet in den letzten Jahren eine Umorientierung auf eine immissionsorientierte Betrachtungsweise auch in der Siedlungswasserwirtschaft statt (Krebs 2000a). Inzwischen hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass eine getrennte Betrachtung und Optimierung von Teilen des Abwassersystems nicht zwangsläufig zur aus Gewässersicht besten Lösung führt (Erbe 2004). Daher wird verstärkt versucht, die für die Bedürfnisse der einzelnen Bereiche der Siedlungswasserwirtschaft entwickelten Modelle miteinander zu koppeln (vgl. Erbe *et al.* 2002). Diese „Integrierte Modellierung“, wie sie z.B. von Seyfried (1999), Leinweber (2002) und Erbe (2004) durchgeführt wurde, versucht auf der Ebene von einzelnen städtischen Einzugsgebieten das

komplexe Zusammenspiel der einzelne Komponenten zu beschreiben.

Eine umfassende Übersicht der bisher veröffentlichten Untersuchungen zu diesem Thema gibt Erbe (2004). Dort stellt er fest, dass für die Modellkopplung überwiegend detaillierte Modelle von Kanalnetz und Kläranlage verwendet werden, wobei jedoch selten Rückkopplungseffekte bzw. Wechselwirkungen zwischen Kanalnetz und Kläranlage Berücksichtigung finden.

Ausgehend von den für einzelne Stadtgebiete gekoppelten Modellen versuchen z.B. Muschalla (2004) und Muschalla & Schröter (2004) ein Modellsystem für größere Einzugsgebiete zu entwickeln, welches auch die im folgenden Abschnitt thematisierten mesoskaligen Fragestellungen untersuchen kann.

#### **2.5.4 Modelle für große Einzugsgebiete**

Um die Einträge aus punktuellen Quellen für große Einzugsgebiete zu ermitteln, können zwei Entwicklungen unterschieden werden. Auf der einen Seite existieren eine Reihe von Modellen, welche für die Modellierung der Einträge aus diffusen Quellen entwickelt wurden, wie z.B. SWIM (Krysanova *et al.* 1998), STOFF-BILANZ (Gebel *et al.* 2001) oder SWAT bzw. ESWAT (van Griensven & Bauwens 2001). Diese Modelle berücksichtigen die Einträge aus punktuellen Quellen meist als konstante Quellen im Untersuchungsgebiet und behandeln sie als eine Art Hintergrundbelastung. Die Größe der Einträge wird über statistische Daten zu den Kläranlagen im Einzugsgebiet abgeschätzt. Einträge über die Misch- und Trennkanalisation werden meist nicht oder ebenfalls über statistische Daten berücksichtigt. Die bisher differenzierteste Beschreibung der punktuellen Einträge erfolgt in dem von Behrendt *et al.* (1999a) entwickelten Bilanzierungsmodell MONERIS. Es ermittelt die jährlichen Stoffeinträge getrennt für acht verschiedene Pfade. Dies sind die atmosphärische Deposition, Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen, urbane Flächen, kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter. Dabei werden für urbane Flächen Einträge von Haushalten ohne Kanalisations- und Kläranlagenanschluss, von Haushalten und versiegelten Flächen ohne Kläranlagenanschluss, von Trennkanalisationen und von Mischkanalisationsüberläufen getrennt berücksichtigt.

Für kleine Einzugsgebiete wurden durch Rode (1995) und Fuchs *et al.* (2003) genaue Untersuchungen in vorwiegend ländlich geprägten Einzugsgebieten vorgenommen, bei denen die punktuellen Einträge teilweise differenzierter als durch Behrendt *et al.* (1999a) berücksichtigt werden.

Auf der anderen Seite wurden Bilanzmethoden für Einzugsgebiete entwickelt, die explizit die punktuellen Einträge thematisieren. Ein umfangreiches Vorhaben der letzten Jahre in Deutschland war das Projekt „Niederschlag“ (Hahn *et al.*

2000). Nach einer Reihe mehrjähriger Grundlagenuntersuchungen zum Verhalten und Transport von Schmutzstoffen im Niederschlag durch Schmitt (1997), Hahn & Schäfer (1998), Xanthopoulos (1998) und Seyfried (1999) wurde eine Bilanzierungsmethodik für punktuelle Einträge entwickelt, welche z.B. von Krebs & Franz (2002) erfolgreich angewandt wurde. Die Jahresbilanz auf der Ebene von Teileinzugsgebieten wird mittels statistischer Jahreswerte, Wirkungsgrade für verschiedene technische Einrichtungen und spezifischer Stofffrachten, welche aus umfangreiche Messungen abgeleitet wurden, erstellt.

Durch Nafó (2004) wurde ein Konzept entwickelt, welches die Abschätzung der Auswirkung von Niederschlagswassereinleitungen auf die Gewässergüte und damit die Ableitung von Gewässerschutzmaßnahmen im Einzugsgebiet ermöglicht. Er ermittelt die über die Mischwasserentlastung eingeleiteten Frachten über konstante Mischwasserkonzentrationen und die entlasteten Mischwassermengen. Diese leitet er aus der Differenz zwischen der auf den Kläranlagen behandelten Jahreswassermenge und der abgeflossenen Regenwassermenge ab.

Ullrich (2002) ermittelt für das Einzugsgebiet der Mulde räumlich differenzierte Jahresfrachten der punktuellen Einträge. Sie unterscheidet Einträge über häusliches Schmutzwasser, Fremdwasser, industrielle Direkteinleitungen und Niederschlagsabfluss. Dabei schätzt sie die über die Mischwasserentlastung eingeleitete Fracht über ein vereinfachtes Verfahren auf Basis der ATV A128 (ATV-DVWK 1992) ab. Der Ansatz berücksichtigt den Jahresniederschlag, die Regenabflusspende und das Speichervolumen der Regenentlastungsbauwerke und ermittelt daraus die jährlich über die Mischwasserentlastung eingeleitete Wassermenge.

Zur Umsetzung der WRRL wurden eine Reihe von Forschungsprogrammen zum Flusseinzugsgebietsmanagement initiiert, zu dem auch das Verbundvorhaben Havelmanagement (Bronstert *et al.* 2005) gehört, die sich zur Aufgabe gestellt haben, Handlungsoptionen auf Grundlage einer einzugsgebietsbezogenen Analyse der Stoffströme abzuleiten. Während mit der vorliegenden Arbeit die punktuellen Einträge detailliert modelliert wurden, erfolgte die Berücksichtigung dieses Eintragspfades über statistische Jahreswerte, wie z.B. in den Projekten „Flusseinzugsgebietsmanagement für die Werra“ (Schumann *et al.* 2005), „Integriertes Flussgebietsmanagement am Beispiel der Saale“ (Rode 2001) und „Nutrient management in the Danube Basin and its impact on the Black Sea“ (Kroiss 2005).

Alle Untersuchungen haben gemeinsam, dass teilweise sehr detaillierte und GIS-gestützte Berechnungen einzelner Verschmutzungspfade auf Jahresbasis vorgenommen werden. Eine innerjährliche Differenzierung und auch eine programmtechnische Umsetzung der Berechnungsvorschriften erfolgt aber nicht.

## 2.6 Fazit

Die Modellierung der Stoffeinträge über Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und Trennkanalisationsabflüsse in Oberflächengewässer ist seit vielen Jahren ein wichtiges Forschungsfeld. Die Modellansätze sind teilweise schon lange bekannt und werden in vielen Modellen angewandt. In den letzten Jahren lag der Schwerpunkt vor allem auf der integrierten Betrachtung aller an der Gewässerimmission beteiligten Teilsysteme, um auf der Ebene von städtischen Einzugsgebieten zu ganzheitlichen Aussagen in Bezug auf die Nährstoffeinträge und deren Ursachen und Wirkungsmechanismen zu kommen.

Um den Anforderungen der WRRL gerecht zu werden, wurden daneben in jüngster Zeit eine Reihe von Ansätzen veröffentlicht, welche auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten die Einträge aus Siedlungen abschätzen. Diese Ansätze beruhen meist auf einer Bilanzierung einzelner Eintragspfade auf der Grundlage von Jahreswerten.

Eine modelltechnische Umsetzung der Erkenntnisse für große Einzugsgebiete und die Berücksichtigung innerjährlicher Prozesse bzw. einzelner Regenereignisse ist bisher nicht versucht worden. Hier setzt diese Arbeit an, welche ausgehend von den bekannten Beschreibungen des Schmutz-Transport-Prozesses und der Erkenntnisse der großräumigen Bilanzierung ein Modell entwickelt, welches für Flusseinzugsgebiete die Prozesse in einer höheren räumlichen und zeitlichen Auflösung abbildet als bisher.



# Kapitel 3

## Modellkonzeption

Im folgenden Kapitel wird das Modell ArcEGMO-URBAN ausführlich beschrieben. Ausgehend von den Erkenntnissen in Kapitel 2 werden die ausgewählten und implementierten Algorithmen vorgestellt und diskutiert.

### 3.1 Grundsätzliches

Das zu entwickelnde Modell hat zum Ziel, die punktuellen Nährstoffeinträge Gesamtphosphor (TP) und Gesamtstickstoff (TN) von Kläranlagen und Kanalisationsanlagen aus urbanen Räumen für Flusseinzugsgebiete ab  $10^3$  km<sup>2</sup> unter besonderer Berücksichtigung der innerjährlichen Dynamik und des Einflusses des Niederschlagsgeschehens zu bestimmen.

Für die Umsetzung dieser Zielstellung wurde zunächst der Stand der Modellierung des Eintrags der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff in Gewässer aus punktuellen Quellen ausgewertet. In Kapitel 2 ist der bisherige Kenntnisstand zu Herkunft, Transport und Verhalten von Nährstoffen in urbanen Einzugsgebieten zusammengefasst. Durch die gewonnenen Erkenntnisse bezüglich der Einflussfaktoren und Größenordnungen der verschiedenen Stoffbelastungen sowie der verbesserten Datenverfügbarkeit durch Fernerkundungsergebnisse und digitale Flächendaten ist der Aufbau eines Modells zur Analyse der punktuellen Einträge auf der Ebene von Flussgebieten möglich.

Die Beschreibung der punktuellen Verschmutzungsquellen erfolgt durch ihre Charakterisierung auf der Basis der Eigenschaften des Einzugsgebietes. Dabei nimmt die Ermittlung und Beschreibung der Urbanisierung (z.B. Bevölkerungsdichte) und Oberflächenversiegelung eine wesentliche Rolle ein. Mit Hilfe digitaler Flächendaten werden zahlreiche Eigenschaften der Teileinzugsgebiete bestimmt. Mit diesen Informationen soll versucht werden, die Auswirkungen gezielter Maßnahmen zu einer Frachtreduzierung in einzelnen Teileinzugsgebieten abzuschätzen.

Für die Beschreibung der Niederschlag-Abfluss- und der Schmutz-Transport-Prozesse werden die in Kapitel 2.4.2 zusammengefassten Erkenntnisse der Modellierung für kleine urbane Einzugsgebiete mit urban-hydrologischen Ansätzen für große Einzugsgebiete kombiniert. Es werden Algorithmen genutzt, welche mit den derzeit zur Verfügung stehenden Daten und technischen Möglichkeiten eine Anwendung für die Mesoskala erlauben. Dabei musste eine Balance zwischen einer sehr detaillierten Modellstruktur mit einer hohen Datendichte zur Kalibrierung auf der einen Seite und einer groben Modellstruktur mit nur wenigen Daten zur Anpassung der wesentlichen Prozesse an die Realität auf der anderen Seite gefunden werden. Für die Modellentwicklung ließen sich dabei in Anlehnung an Schmitt (1997) folgende Forderungen in Bezug auf die Modellarchitektur ableiten:

- modularer Aufbau
- definierte Schnittstellen zwischen Modellmodulen
- definierte Schnittstellen für die Datenein- und -ausgabe
- Nutzung von GIS
- Verwendung unterschiedlich genauer räumlicher und zeitlicher Daten
- Berechnung mit und ohne Kenntnis der Kanalnetzstruktur

Diese Forderungen erfüllt grundsätzlich die Modellarchitektur des Modellsystems ArcEGMO<sup>®</sup> (Pfützner 2002, Becker *et al.* 2002), welches als Grundlage für die Entwicklung von ArcEGMO-URBAN ausgewählt wurde. Es ermöglicht eine GIS-basierte, flächendifferenzierte, multiskalige hydrologische Modellierung beliebiger Landflächeneinheiten, einschließlich Flußgebieten. Neben der umfassenden GIS-Anbindung zeichnet sich ArcEGMO<sup>®</sup> durch eine variable Flächenuntergliederung aus. Durch die Bereitstellung des Quellcodes war die Nutzung bestehender Programmelemente, die problemadäquate Änderung und die reibungslose Einbindung neu programmierter Programmteile möglich.

Bei der Realisierung von ArcEGMO-URBAN wurden die oben genannten Forderungen für die Modellarchitektur umgesetzt. Das Modell wurde so gestaltet, dass nur ein Minimum an Berechnungsparametern erforderlich ist. Um die Anwendbarkeit bei unterschiedlich genauen Eingangsdaten zu ermöglichen, wurden für die Schmutz-Transport-Prozesse zwei Modellkonzepte implementiert, welche daten- und nutzerspezifisch ausgewählt werden können. Abbildung 3.1 gibt einen Überblick über die aus den möglichen Konzepten ausgewählten Ansätze in ArcEGMO-URBAN. Das Modell kann bei entsprechender Datenlage in die Modellgruppe eingereiht werden, welche den Stofftransport mit einem Mischungsansatz und den Stoffabtrag ereignisabhängig und gemeinsam für Oberfläche und Kanal und die Kläranlage statisch entsprechend der Anlagenkonfiguration berechnet.

Einige der modellierten Prozesse können mit dem heutigen Stand der Wissenschaft noch nicht vollständig beschrieben werden. Durch die gewählte offene Programmstruktur soll eine Anpassung an zukünftige Entwicklungen der Prozessbeschreibung möglich bleiben, wie es bei vielen modularen Modellentwicklungen beabsichtigt ist (vgl. Becker *et al.* 2002, Erbe 2004).

## 3.2 Teilsystem Atmosphäre

Die atmosphärische Deposition kann in nasse und trockene Deposition unterschieden werden (Werner & Wodsack 1994). Bei der nassen erfolgt der Stoffeintrag über die verschiedenen Niederschlagsformen, bei der trockenen durch Partikel und Gase. Während die Frachtanteile von nasser und trockener Deposition bei Stickstoff etwa gleich groß sind (Göttle 1978b, Werner & Wodsack 1994), sind die Phosphorfrachten der trockenen Deposition wesentlich größer als die der nassen (Göttle 1978b, Malmqvist 1983, Hahn & Xanthopoulos 1989). Maßgebend für den Phosphorgehalt im Niederschlagsabfluss ist demzufolge die Oberflächenverschmutzung (Brombach & Michelsbach 1998). Daher wird nur für Stickstoff der Pfad „nasse Deposition“ im Modell abgebildet, während der für diesen Pfad angegebene geringe Phosphorwert von ca. 0,05 mg TP/l (z.B. Hamm 1989) bei der Berechnung über die Oberflächenverschmutzung (siehe nächster Abschnitt) berücksichtigt wird.

Die nasse Stickstoff-Deposition kann entweder ebenfalls als zusätzliche Oberflächenverschmutzung oder aber unabhängig davon berücksichtigt werden. Dazu besteht im Modell die Möglichkeit, die Stickstofffracht der nassen Deposition als TN-Konzentration im Niederschlagswasser vorzugeben. Dies hat den Vorteil, dass die vor allem von der Luftverschmutzung abhängige nasse Deposition regional differenziert berücksichtigt werden kann. Dazu müssen möglichst flächendeckend Messdaten zur Deposition verfügbar sein. Über eine GIS-Abfrage wird für jede Gemeinde eine mittlere jährliche Stickstoff-Niederschlagskonzentration bestimmt. Diese wird pro Zeitschritt mit dem ermittelten Effektivniederschlag multipliziert, um so die Niederschlagsfracht zu ermitteln.

## 3.3 Teilsystem Oberfläche

Bei der Simulation der Prozesse auf der Oberfläche wird nach befestigten und unbefestigten Flächen sowie urbanen und ländlichen Gebieten unterschieden. Beide Angaben werden durch den Nutzer im Vorfeld der Modellierung über die Landnutzung vorgegeben. Als befestigte Flächen gelten alle Flächen, die zum Teil versiegelt sind (z.B. Parkanlagen). Als urbane Flächen werden solche definiert, welche aufgrund der Landnutzung bewohnt sein können (z.B. Wohnbebauung)

### 3. Modellkonzeption

Teilprozesse/ Teilsysteme		Auswahl möglicher Modellkonzepte				
Niederschlag-Abfluss-Prozesse	Verdunstung	Oberfläche	nicht berücksichtigt	mit konstanten Werten	f(Monat)	f(Temperatur, Feuchte, Wind)
	Belastungsbildung	Atmosphäre	Einzelregen	Regenserien	Regenspektren	Jahresreihen
	Abflussbildung	Oberfläche	mit konstanten Verlusten	mit variablen Verlusten	berücksichtigt Vorgeschichte	
	Abflusskonzentration	Oberfläche	Isochronenmethode	Einheitsganglinie	Einzellinearspeicher	Linearspeicherkaskade
	Abflusstransformation	Kanal	Isochronenmethode	Linearspeicherkaskade	Saint-Venant-Gl. vereinfacht	Saint-Venant-Gl. vollständig gelöst
		Sonderbauwerk	nicht berücksichtigt	Kontinuitätsgl. vereinfacht	hydraulische Berechnung	
	Trockenwetterabfluss	Kläranlage	nicht berücksichtigt	Kontinuitätsgl. vereinfacht	hydraulische Berechnung	
		Kanal	zeitlich konstant	zeitlich variabel		
Abflussaufteilung	Sonderbauwerk	konstanter Regelafluss	Trennschärfe	Kennlinie	hydraulische Berechnung	
Schmutz-Transport-Prozesse	Stoffakkumulation	Atmosphäre	nicht berücksichtigt	Mittelwert	f(Gebiet, Jahreszeit)	
		Oberfläche	nicht berücksichtigt	Mittelwert	f(Trockendauer, Gebiet)	f(Trockendauer, Gebiet, Jahreszeit)
		Kanal	nicht berücksichtigt	Mittelwert	f(Stoffe, Abflussdynamik)	
	Stoffabtrag	Atmosphäre	nicht berücksichtigt	Mittelwert	f(Gebiet, Jahreszeit)	
		Oberfläche	Ereignisunabhängig für Oberfläche & Kanal zusammen	Ereignisabhängig für Oberfläche & Kanal zusammen	Mittelwert	f(Abflussdynamik, Stoffmenge, Gebiet)
	Kanal			Mittelwert	f(Stoffe, Abflussdynamik)	
	Stoffumsatz	Atmosphäre	nicht berücksichtigt			
		Oberfläche	nicht berücksichtigt			
		Kanal	nicht berücksichtigt	f(Kanalisation, Abwasserart)		
		Sonderbauwerk	nicht berücksichtigt	Wirkungsgrad	f(Bauwerktyp, Abflussdynamik)	
		Kläranlage	nicht berücksichtigt	Wirkungsgrad	f(Technologie, Abwasserart, Temp.)	„ASM“-Ansatz
	Stofftransport	Kanal	mit Mischungsansatz	als Pfropfenströmung		
		Sonderbauwerk	mit Mischungsansatz	f(Stoffe, Abflussdynamik)		
		Kläranlage	mit Mischungsansatz	f(Stoffe, Abflussdynamik)		
		Kanal	mit Mischungsansatz	f(Stoffe, Abflussdynamik)		
	Stoffaufteilung	Sonderbauwerk	mit Mischungsansatz	f(Stoffe, Abflussdynamik)		
					Implementiert in ArcEGMO-URBAN	

**Abbildung 3.1:** Auswahl möglicher Modellkonzepte zur Nachbildung der Niederschlag-Abfluss- und Stoff-Transport-Prozesse, wobei in ArcEGMO-URBAN implementierten Konzepte hervorgehoben sind

oder über eine Kanalisation verfügen (z.B. Industriegebiete). Nur für die als „urban“ ausgewiesenen Flächen erfolgt auch die Stofftransportmodellierung. Für die übrigen (ländlichen) Gebiete wird nur der Niederschlags-Abfluss-Prozess berechnet, um eine geschlossene Wasserbilanz zu erhalten. Im Folgenden werden Prozesse der Abflussbildung, Abflusskonzentration und Oberflächenverschmutzung beschrieben, wie sie für die als „urban“ definierten Flächen berücksichtigt werden.

### 3.3.1 Abflussbildung

Für die Modellierung der Abflussbildung werden die schon im Modell ArcEGMO<sup>®</sup> bestehenden Ansätze übernommen (Pfützner 2002, Becker *et al.* 2002) und angepasst. Die Ansätze gehören zur Gruppe der deterministisch-hydrologischen Modelle, da sie das Abflussgeschehen auf der Oberfläche hydrologisch herleiten und die Grundlagen der Modellansätze aus physikalischen Gesetzmäßigkeiten abgeleitet sind.

Die nachfolgend erläuterten Modellkomponenten beschreiben die Abflussbildung auf befestigten und unbefestigten Flächen unter Berücksichtigung der Interzeption, der Infiltration und des Bodenwasserhaushalts. Sie werden beginnend mit der Interzeption nacheinander abgearbeitet und stellen jeweils die Eingangsgrößen für das nachgeschaltete Modell dar. Zu Beginn eines jeden Berechnungszeitschrittes werden die meteorologischen Eingangsgrößen ermittelt. Das Niederschlagsdargebot  $R$  in mm ergibt sich dabei als Differenz aus gemessenem Niederschlag  $RM$  und potentieller Verdunstung  $e_p$ :

$$R = RM - e_p \quad (3.1)$$

Als Anfangsschätzung der realen Verdunstung  $e_r$  wird diese gleich der potentiellen gesetzt. In den nachfolgend beschriebenen Teilmodellen werden in Abhängigkeit von  $R$  Ansätze aktiviert, die entweder das Auffüllungs- ( $R > 0$ ) oder Ausschöpfungsverhalten beschreiben ( $R < 0$ ). Sofern  $R > 0$  ist, wird die Anfangsschätzung für  $e_r$  beibehalten, für  $R < 0$  findet eine Reduktion dieser Verdunstung entsprechend den aktuellen Feuchtebedingungen statt.

#### 3.3.1.1 Ableitung zeitbezogene Eingangsgrößen

Durch bestehende Algorithmen im Rahmenprogramm ArcEGMO<sup>®</sup> werden für jede Flächeneinheit im Flussgebiet und für jeden Zeitschritt das Niederschlagsdargebot als flüssiges Wasserangebot an der Boden- bzw. Vegetationsoberfläche sowie die potentielle Verdunstung bereitgestellt. Dazu wird zum einen der gemessene Niederschlag zum Ausgleich von Windfehlern und Benetzungsverlusten korrigiert und für Schneeniederschläge die Schmelzwasserabgaben aus der Schneedecke nach einem Grenztemperaturansatz von Weise & Wendling (1974) berechnet.

Zum anderen wird aus den gemessenen klimatischen Grundgrößen die potentielle Verdunstung ermittelt, da diese nicht direkt gemessen werden kann.

Für die flächendetaillierte Modellierung der Abflussbildung ist es erforderlich, die meteorologischen Eingangsgrößen, die i. d. R. punktuell, d.h. an Stationen gemessen werden, auf die zu modellierenden Flächeneinheiten zu übertragen. Die Übertragung erfolgt aufgrund der räumlichen Verteilung der Messstationen und der geographischen Situation wie folgt:

1. Ermittlung der (max.) 4 nächstgelegenen zugeordneten Stationen mit dem Quadrantenverfahren oder aufgrund der Entfernung.
2. Ermittlung von Übertragungsfaktoren für jede der ausgewählten Stationen, welche umgekehrt proportional ihrer Entfernung zur Fläche im Raum sind (d.h. unter Einbeziehung der Höhendifferenz).
3. Übertragung der Stationswerte entsprechend dieser Übertragungsfaktoren auf eine fiktive Einzelfläche, deren Höhenlage dem Mittelwert der Höhenlagen der berücksichtigten Stationen entspricht.
4. Übertragung auf die konkrete Einzelfläche unter Berücksichtigung der Höhenabhängigkeit der einzelnen Klimagrößen.

Eine vollständige Beschreibung der Algorithmen gibt Pfützner (2002).

#### **3.3.1.2 Verdunstung**

Wie im Kapitel 2 dargelegt, ist die Berechnung der Verdunstung in urbanen Gebieten mit grundsätzlichen Problemen verbunden. Die Ableitung der empirischen Ansätze zur Berechnung der Verdunstung wurde fast ausschließlich für landwirtschaftliche Zwecke und somit in unbebauten Gebieten vorgenommen. Diese unterscheiden sich hinsichtlich ihrer klimatischen Bedingungen deutlich von bebauten Gebieten. Eine an die spezifischen städtischen Verhältnisse angepasste Beschreibung wäre aber erst bei genaueren und zeitlich höher aufgelösten Niederschlagsdaten sinnvoll. Die potentielle Verdunstung wird daher im Modell mit klassischen Verdunstungsansätzen berechnet. Eine Skalierung der Verdunstungswerte entsprechend dem von Lang (1991) vorgeschlagenen Ansatz ist möglich, wurde aber bisher noch nicht umgesetzt.

Je nach Verfügbarkeit der notwendigen Eingangsdaten wird alternativ mit dem so genannten HAUDE-, PENMAN- oder TURC/IVANOV-Verfahren gerechnet. Die Anforderungen an die Datenbasis zeigt Tabelle 3.1. Weitergehende Beschreibungen der Verfahren finden sich in Dyck (1980), Schrödter (1985) sowie Wendling (1986). Die ermittelte potentielle Verdunstung  $e_p$  reduziert nach Gleichung 3.1 das

Niederschlagsdargebot  $R$ , welches für die nachfolgenden Prozesse zur Verfügung steht.

**Tabelle 3.1:** Eingangsgrößen für die Berechnung der potentiellen Verdunstung nach Pfützner (2002)

Eingangsdaten	Haude	Turc/Ivanov I	Turc/Ivanov II	Penman
Luftdruck	■	□	□	□
Dampfdruck	□		■	□
Relative Feuchte	□		□	■
Windgeschwindigkeit				□
Windstärke				■
Relat. Sonnenscheindauer		■		■
Extraterrestr. Strahlung		■		■
Globalstrahlung		□		■
Strahlungsbilanz				□

■ notwendige bzw. bevorzugte Größe

□ Ersatzgröße zur Berechnung

### 3.3.1.3 Interzeption

Die Interzeptionsverluste werden im Modell differenziert nach Benetzungs- und Muldenverlusten behandelt. Die Benetzungsverluste werden als konstanter Anfangsverlust berücksichtigt, während die Muldenverluste in Abhängigkeit vom Gefälle und der Niederschlagsmenge berechnet werden. Diese differenzierte Berücksichtigung der nur wenige Millimeter betragenden Verluste ist problematisch, da die derzeit für eine flächendeckende Anwendung des Modells zur Verfügung stehenden Niederschlagsmessungen nur täglich und in großem räumlichen Abstand voneinander vorliegen. Damit täuscht die detaillierte Berechnung der Interzeptionsverluste eine Genauigkeit vor, die in der Größenordnung der Fehler der Niederschlagsmessung und der Übertragung von Punkt- auf Gebietsniederschläge liegt (Schmitt-Heiderich 1995). Trotzdem wurde im Modell der von Paulsen (1987) vorgeschlagene Ansatz nach der Grenzwertmethode implementiert. Er geht von der Vorstellung aus, dass sich die Verluste in einen konstanten Anfangsverlustanteil und einen sich kontinuierlich verringernden Muldenverlustanteil aufteilen lassen. Der Vorteil gegenüber einem Ansatz mit konstanten Muldenverlusten ist der, dass es auch bei kleinen Niederschlagsereignissen zur Abflussbildung kommt, auch wenn der Muldenspeicher noch nicht vollständig gefüllt ist.

Zur Umsetzung der Modellvorstellung werden in ArcEGMO-URBAN für jede Land-

nutzung zunächst spezifische Benetzungs- bzw. Anfangsverluste definiert, welche als „abflussloser Einzelspeicher mit Überlauf“ modelliert werden. Dazu wird die aktuelle Füllung des Speichers für die Benetzungsverluste  $W_B$  in mm am Tag  $i$  ermittelt, wobei  $R$  das Niederschlagsdargebot nach Gleichung 3.1 ist.

$$W_{B,i} = W_{B,i-1} + R_i \quad (3.2)$$

In Auffüllungsperioden, also positivem  $R$ , ergibt sich unter Berücksichtigung von  $WX_B$  als maximaler Größe der Benetzungsverluste folgender Zusammenhang:

$$RB_i = \text{MAX}(0, W_{B,i} - WX_{B,i}) \quad \text{und} \quad W_{B,i} = \text{MIN}(W_{B,i}, WX_{B,i}) \quad (3.3)$$

Solange der Speicher  $W_B$  also nicht gefüllt ist, gelangt kein Niederschlag  $RB$  zur Bodenoberfläche. In Ausschöpfungsperioden gilt

$$RB_i = \text{MIN}(0, W_{B,i}) \quad \text{und} \quad W_{B,i} = \text{MAX}(W_{B,i}, 0) \quad (3.4)$$

$RB$  kann also in Ausschöpfungsperioden auch negative Werte annehmen und stellt dann ein Verdunstungsdefizit (in mm) dar.

Übersteigt das Niederschlagsangebot die Speicherkapazität  $WX_B$ , ist also  $RB > 0$ , so wird der aktuelle Muldenverlust  $W_M$  ermittelt. Entsprechend den dargestellten Überlegungen ist dieser Verlust stets kleiner als die abfließende Niederschlagswassermenge  $RB$ . Somit kommt es auch schon zu Beginn der Muldenfüllungsphase zu Oberflächenabfluss. Der aktuelle Muldenverlust  $W_M$  wird als Anteil  $\varepsilon$  am Muldenspeicher  $WX_M$  berechnet.

$$W_M = \varepsilon \cdot WX_M \quad (3.5)$$

Dieser Muldenspeicheranteil  $\varepsilon$  ergibt sich entsprechend dem Ansatz von Paulsen (1987) in Abhängigkeit von der um die Interzeptionsverluste verringerten Niederschlagsmenge  $RB$ , dem Versiegelungsgrad der Oberfläche  $VG$ , der Größe des Muldenspeichers  $WX_M$  und dem Anfangsabflussbeiwert  $VG_0$ , welcher das Abflussverhalten zu Beginn des Regenereignisses charakterisiert.  $\varepsilon$  wird rekursiv entsprechend Gleichung 3.6 aus dem Muldenfüllungsgrad des vorangegangenen ( $\varepsilon_{i-1}$ ) und des aktuellen Zeitschritts ( $\varepsilon_i$ ) ermittelt. Zu Beginn der Berechnung wird  $\varepsilon_{i-1}$  mit 0 vorgegeben.

$$\varepsilon = \varepsilon_i - \varepsilon_{i-1} \quad \varepsilon_i = 1 - (1 - \varepsilon_{i-1}) \cdot e^{-\frac{(VG - VG_0) \cdot RB_i}{WX_M}} \quad (3.6)$$

In Trockenperioden wird der Muldenspeicher  $W_M$  durch Verdunstung wieder geleert. Die Größe des Muldenspeichers  $WX_M$  wird als gefälleabhängig angenommen (Paulsen 1987). Im Modell wird die Größe des Muldenspeichers nach Literatúrauswertung (vgl. Abschnitt 2.4.1.2) für die vier ATV-Gefällestufen entsprechend Tabelle 3.2 vorgegeben.

**Tabelle 3.2:** Muldenverlustpotenzial  $WX_M$  für die vier ATV-Neigungsgruppen

Neigungsgruppe	Gefälle [%]	$WX_M$ [mm]
I	< 1	1,5
II	1 - 4	1,0
III	4 -10	0,5
IV	> 10	0,5

### 3.3.1.4 Infiltration

Die Infiltration spielt zusammen mit dem Bodenwasserhaushalt bei stark befestigten Flächen nur eine untergeordnete Rolle für die Abflussbildung. Die Beschreibung für den unversiegelten Anteil der Flächen erfolgt mit dem für ArcEGMO<sup>®</sup> entwickelten Konzept, welches nicht alle Teilprozesse abbildet, aber den Effektivniederschlag als Zielgröße richtig berechnet (Pfützner 2002). Es berücksichtigt vereinfacht linear die flächenhafte Verteilung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit innerhalb der jeweiligen Bezugsfläche und berechnet für jeden Zeitschritt ein aktuelles Infiltrationsvermögen  $F_{pot}$  des Bodens. Übersteigt das Wasserangebot an der Bodenoberfläche  $RB$  das aktuelle Infiltrationsvermögen, so entsteht Effektivniederschlag  $R_{eff}$ . Dabei gilt die Bilanzgleichung:

$$R_{eff} = \text{MAX}(0, RB - F_{pot}) \quad (3.7)$$

Der bodenwirksame Input  $RI$  (bzw. die aktuelle Infiltration) ergibt sich zu:

$$RI = RB - R_{eff} \quad (3.8)$$

Der Effektivniederschlag wird bei unversiegelten Flächen in einem Muldenspeicher zwischengespeichert, dessen Kapazität analog wie bei den versiegelten Flächen vom Gelände abhängig ist. Beim Überlaufen dieses Speichers entsteht Landoberflächenabfluß  $R_o$ . Das Wasser im Muldenspeicher wird im nächsten Berechnungszeitschritt erneut zur Infiltration angeboten.

### 3.3.1.5 Abflussbildung an der Bodenoberfläche

Ausgehend vom Effektivniederschlag  $R_{eff}$  wird für jede Fläche der Oberflächenabfluss berechnet. Dabei wird zwischen den vier Möglichkeiten Wasserfläche, vollständig versiegelte Fläche bzw. Felsen, befestigte Fläche und unbefestigte Fläche unterschieden.

Während für Wasserflächen keine Abflussbildung berechnet wird, erfolgt bei vollständig Flächen bzw. Felsen die Berechnung des Oberflächenabflusses  $R_o$  (in mm) nur

durch Reduktion des Niederschlagsdargebotes infolge Verdunstung und Interzeptionsverlusten.

$$R_o = RB - W_M \quad (3.9)$$

Bei befestigten und unbefestigten Flächen wird zusätzlich die Reduktion durch die Infiltrationsverluste auf dem unversiegelten Flächenanteil berücksichtigt.  $R_o$  ergibt sich somit aus dem berechneten Effektivniederschlag  $R_{eff}$ , dem Versiegelungsgrad  $VG$  und dem Muldenverlust  $W_M$  entsprechend folgender Gleichung:

$$R_o = R_{eff} \cdot (1 - VG) + RB \cdot VG - W_M \quad (3.10)$$

Die genaue Bestimmung des Versiegelungsgrades ist für die Berechnung der Abflussbildung besonders wichtig und sehr schwierig, wie verschiedene Untersuchungen zeigen (Schueler 1994, Xanthopoulos 1998). Die Berechnung des Oberflächenabflusses  $R_o$  lässt noch keinen direkten Rückschluss auf den Kanalisationsabfluss zu. Denn  $R_o$  ist in Gleichung 3.10 vor allem vom Versiegelungsgrad abhängig, welcher aber nicht direkt proportional der angeschlossenen (kanalisierten) Fläche ist. Lee & Heaney (2003) zeigen exemplarisch in ihrer Arbeit die Wichtigkeit der genauen Ableitung der direkt angeschlossenen befestigten Flächen auf, indem sie die Güte der Abflussberechnung mit verschiedenen genauen Datensätzen untersuchen. Eine direkte Ableitung des an die Kanalisation angeschlossenen Anteils der befestigten Fläche ist mittels Fernerkundung aber nicht möglich (Lee & Heaney 2003).

Einen empirischen Zusammenhang zur Ermittlung des angeschlossenen Flächenanteils aus dem gesamten Siedlungs- und Verkehrsflächenanteil stellt Nafo (2004) vor. Dieser wurde im Einzugsgebiet der Wupper abgeleitet, wird aber zur Anwendung von Nafo (2004) nur eingeschränkt empfohlen. Im Modell wird daher der z.B. von Behrendt *et al.* (1999a), Hahn *et al.* (2000) und Krebs & Franz (2002) vorgeschlagene Ansatz verwendet, welchen auch Nafo (2004) bei schlechter Datenlage empfiehlt. Entsprechend dem Anschlussgrad der Bevölkerung an die Kanalisation wird die befestigten Flächen für jede Gemeinde proportional in kanalisiert und nicht kanalisiert eingeteilt. Der Abfluss auf dem nicht kanalisierten Flächenanteil wird nicht dem Kanalisationsabfluss sondern dem Oberflächenabfluss zugeteilt, wie in Abschnitt 3.4 beschrieben. Liegen detailliertere Informationen zum Anschlussgrad der befestigten Flächen vor, können diese direkt berücksichtigt werden.

#### 3.3.2 Abflusskonzentration

Bei der Abflusskonzentration kann man wie in Kapitel 2 dargestellt die normalerweise unabhängig voneinander ablaufenden Prozesse der Abflusskonzentration auf natürlichen Flächen und auf kanalisierten Flächen unterscheiden. Nur bei

Starkregenereignissen kommt es auch von nicht kanalisiertem natürlichen Oberflächen zu einem maßgeblichen, aber ungewollten Abfluss in die Kanalisation (Göttle 1978b).

Da diese Situation normalerweise von den verantwortlichen Netzbetreibern nach Möglichkeit durch entsprechende bauliche Maßnahmen unterbunden wird, wird im Modell nur der „Normalfall“ abgebildet. Die Abflusskonzentration wird daher getrennt für an die Kanalisation angeschlossene und unangeschlossene Flächen berechnet. Die Abflussbildung auf unangeschlossenen Flächen spielt unter der obigen Annahme für die Modellierung der punktuellen Stoffeinträge keine Rolle, da das abfließende Wasser per Definition nicht in die Kanalisation gelangt. Die entsprechenden Algorithmen zur Berechnung werden deshalb hier nicht behandelt, sondern es wird auf die ausführliche Beschreibung bei Pfützner (2002) verwiesen. Dagegen wird bei angeschlossenen Flächen das nur bei Starkregenereignissen von dem unversiegelten Flächen oberflächlich abfließende Wasser berücksichtigt.

Die Beschreibung der Abflusskonzentration auf angeschlossenen und befestigten Flächen erfolgt nicht getrennt von der Beschreibung der Abflusskonzentration im Kanalnetz. Stattdessen wird eine integrierte Fließzeit aus Oberflächenabfluss und Kanalabfluss angenommen. Die Berechnung der Abflusskonzentration erfolgt im Modell mittels Isochronenverfahren, d.h. für jeden Punkt im Einzugsgebiet wird eine spezifische Fließzeit in Abhängigkeit von der Entfernung bis zum Gebietsauslass und der maximalen Fließzeit im Gebiet berechnet (Dyck 1980). Damit ist die Fließzeit z.B. nicht von der aktuellen Füllung der Kanalisation abhängig, was eine starke Vereinfachung der tatsächlichen Verhältnisse bedeutet (Bollrich 1996).

Zur Ermittlung der maximalen Fließzeit wird der Ansatz von Rödder & Geiger (1996) verwendet, welcher die maximale Fließzeit  $t_c$  in kanalisiertem Einzugsgebieten als eine Funktion der angeschlossenen undurchlässigen Einzugsgebietsfläche  $A$  und der Geländeneigung auffasst.

$$t_c = a \cdot A^b \quad (3.11)$$

Dabei werden die beiden Faktoren  $a$  und  $b$  entsprechend der Geländeneigung wie in Tabelle 3.3 bestimmt. Zur Ableitung dieses Zusammenhangs wurden von Rödder & Geiger (1996) 180 Teileinzugsgebiete untersucht und bei der dargestellten Potenzregression eine Korrelation von besser als 0,97 gefunden.

**Tabelle 3.3:** Parameter zur Beschreibung des statistischen Zusammenhangs zwischen Fließzeit und undurchlässiger Fläche nach Rödder & Geiger (1996)

ATV-Neigungsgruppe	1	2	3	4
Parameter a	1,0784	0,8718	0,7996	0,5533
Parameter b	0,9407	0,9006	0,8655	0,9206

### 3.3.3 Oberflächenverschmutzung

Das Teilmodell der Oberflächenverschmutzung dient zur Beschreibung der Vorgänge auf der Oberfläche. Es ist damit möglich, das Verhalten von Stoffen bei Trockenwetter- und Niederschlagsabfluss darzustellen und Aussagen über den Stoffeintrag in die Kanalisation zu treffen. Durch den modularen Aufbau ist gewährleistet, dass grundsätzlich auch andere Stoffe als TN und TP betrachtet werden können, wenn deren Transportverhalten mit den nachfolgenden Modellansätzen beschrieben werden kann und entsprechende Informationen zur Parametrisierung der Ansätze vorliegen.

In ArcEGMO-URBAN sind die beiden derzeit vorwiegend verwendeten Ansätze zur Berechnung der Schmutz-Transport-Prozesse implementiert. Während die Akkumulations-Abtrag-Methode teilweise auf physikalischen Prozessvorstellungen beruht, geht die Komponentenmethode von gemessenen mittleren Frachten aus. Wie in Kapitel 2 beschrieben, sind beide Modellansätze in den 1980iger Jahren entwickelt wurden und werden in verschiedenen Modellen eingesetzt. Sie unterscheiden sich vor allem in der Detailliertheit und damit der Parametermenge. Über eine Steuerdatei kann je nach Nutzeranforderungen und verfügbaren Daten jeweils ein Ansatz für die Modellierung ausgewählt werden.

#### 3.3.3.1 Komponentenmethode

Bei der so genannten Komponentenmethode wird die Oberflächenverschmutzung über eine mittlere Niederschlagswasserkonzentration  $\bar{c}_r$  berücksichtigt. Das Niederschlagswasser wiederum wird als ein Teilstrom des Mischwasserabflusses  $Q_m$  aufgefasst, der sich durch Mischung der Teilströme Schmutzwasserabfluss  $Q_s$ , Fremdwasserabfluss  $Q_f$  und Niederschlagswasserabfluss  $Q_r$  zusammensetzt (vgl. Sieker 1987). Mittels Mischungsrechnung im Kanal ergeben sich dann die resultierenden Mischwasserkonzentrationen entsprechend Gleichung 3.12.

$$c_m(t) = \frac{c_f(t) \cdot Q_f(t) + c_s(t) \cdot Q_s(t) + \bar{c}_r \cdot Q_r(t)}{Q_s(t) + Q_f(t) + Q_r(t)} \quad (3.12)$$

Für die Ermittlung der Niederschlagskonzentrationen gibt es zwei Ansätze. Bei der ersten Variante wird eine flächenspezifische über das Jahr konstante Regenwasserkonzentration angenommen, welche nur von der Oberflächenart, nicht aber von der Jahresniederschlagsmenge abhängt. Dann gibt es keine maximale Schmutzfracht auf der Oberfläche, sondern je nach Niederschlagsmenge wird mehr oder weniger Schmutz abgespült. Bei der zweiten Variante wird von einem spezifischen maximalen Stoffpotenzial auf der Oberfläche ausgegangen, welches pro Jahr abgespült wird (Mehler & Leichtfuss 1997). Die Niederschlagskonzentration ergibt sich aus der Division des Schmutzpotenzials durch die abgeflossene Regenmenge. Im Modell ist derzeit standardmäßig die erste Variante vorgesehen.

Die Anwendung der zweiten Variante wäre ebenfalls möglich, würde aber wesentlich mehr Datenvorverarbeitung erfordern. Für die Berechnung der Niederschlagskonzentration in Abhängigkeit von einem maximalen Schmutzpotenzial ist im Vorfeld die Kenntnis der abfließenden Niederschlagsmenge notwendig. Da diese jahres- und ortsabhängig schwankt, ist eine iterative Berechnung notwendig. Es muss zunächst der Niederschlags-Abfluss-Prozess allein berechnet werden. Im Ergebnis erhält man für jedes Einzugsgebiet eine mittlere Niederschlagsabflussmenge für den Berechnungszeitraum. Damit kann je nach räumlicher Heterogenität eine mittlere Abflussmenge für das gesamte Einzugsgebiet oder aber für charakteristische Gebiete abgeleitet werden. So ergibt sich die spezifische Niederschlagskonzentration für das Einzugsgebiet oder Teilgebiete, welche dann für den Modelllauf mit der Schmutz-Abtrags-Berechnung genutzt wird.

### 3.3.3.2 Akkumulations-Abtrags-Methode

In dem zuerst von Alley & Smith (1981) veröffentlichten Ansatz wird die Akkumulation von Schmutzstoffen auf der Oberfläche während der Trockenperioden und ihr Abtrag während der Niederschlagsereignisse detaillierter, d.h. ereignisspezifisch berücksichtigt. Dem Ansatz liegt die Vorstellung zugrunde, dass die auf der Oberfläche angesammelte Schmutzmenge mit der Dauer der Trockenheit zunimmt, ihre maximale Größe aber begrenzt ist. Diese so genannte Akkumulations-Abtrags-Methode ist seitdem in vielen Arbeiten untersucht, weiterentwickelt und angewandt worden (Iossifidis 1985, Marr 1985, Paulsen 1987, Durchschlag 1989, Beelitz 1996, van Wensen 2001, Leinweber 2002).

**Stoffakkumulation** Der Ansatz geht davon aus, dass die Schmutzstoffproduktion eine nichtlineare Funktion der effektiven Trockendauer ist und einen gebiets- und schmutzstoffabhängigen Maximalwert besitzt. Dieser Ansatz einer zweiparametrischen Exponentialfunktion nach Alley & Smith (1981) führt dazu, dass sich nach 8-14 Tagen je nach Landnutzung und Schmutzstoff ein Sättigungswert einstellt. Die Grundgleichung stellt sich mit der Akkumulationsrate  $M_{zu}$  und der Verfrachtungsrate  $M_{ab}$  in  $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{d})$  wie folgt dar (vgl. auch Iossifidis 1985, Paulsen 1987, Durchschlag 1989, Beelitz 1996):

$$\frac{dM}{dt} = M_{zu} - M_{ab} \quad (3.13)$$

Es wird von einer konstanten Ablagerung ausgegangen. Das angesammelte Stoffpotenzial  $M$  wird durch den Verfrachtungsprozess vermindert, der proportional zum bereits angesammelten Potenzial angenommen wird ( $M_{ab} = K_1 \cdot M$ ). Damit ergibt sich:

$$\frac{dM}{dt} = M_{zu} - M \cdot K_1 \quad (3.14)$$

Erreicht die Verfrachtung während langer Trockenperioden den Wert der Akkumulation, bildet sich ein Gleichgewicht aus. Es ist das maximal mögliche Schmutzpotenzial  $M_{max}$  erreicht:

$$M_{max} = \frac{M_{zu}(t)}{K_1} \quad (3.15)$$

Die Akkumulationsrate  $M_{zu}$  und das maximale Schmutzpotenzial  $M_{max}$  (in kg/ha) werden als Modellparameter verwendet. Der Akkumulationsparameter  $K_1$  [1/d] ergibt sich aus Gleichung 3.15. Die Lösung der Differentialgleichung 3.14 führt auf die rekursiv lösbare Gleichung 3.16, mit der das Stoffpotenzial an der Oberfläche  $M$  nach einer Regendauer  $\Delta t$  [d] aus dem Potenzial  $M_{rest}$  des letzten Ereignisses und den Parametern  $K_1$  und  $M_{max}$  berechnet werden kann:

$$M = M_{max} - (M_{max} - M_{rest}) \cdot e^{-K_1 \cdot \Delta t} \quad (3.16)$$

Für die Kalibrierung der Stoffakkumulation stehen die Parameter maximales Schmutzpotenzial  $M_{max}$  sowie der Akkumulationskoeffizient  $K_1$  zur Verfügung, wobei  $K_1$  Werte zwischen 1 und 0 annehmen kann.

**Stoffabtrag** Der Grundansatz zur Beschreibung der Schmutzstoffabspülung von der Oberfläche stellt die abgetragenen Stoffmengen als Funktion der noch auf der Oberfläche verbleibenden Schmutzstoffmengen  $M$  [kg/ha] und der Abflussintensität  $R_i$  [mm/h] dar. Unter Annahme eines linearen Zusammenhanges ergibt sich die Differentialgleichung des Abtragsprozesses mit einer stoffspezifischen Abtragsrate  $K_2$  [1/mm] wie folgt:

$$\frac{dM}{dt} = -K_2 \cdot R_i \cdot M \quad (3.17)$$

Die schrittweise Lösung der Differentialgleichung ergibt die Abnahme des Potenzials  $\Delta M_i$  durch Diskretisierung in  $\Delta t$  als Funktion des Potenzials  $M_{i-1}$  zu Beginn des Regenintervalls entsprechend folgender Gleichung (Iossifidis 1985):

$$\Delta M_i = M_{i-1} \cdot (1 - e^{-K_2 \cdot R_i \cdot \Delta t}) \quad (3.18)$$

Diese allgemeine Abtragungsgleichung beinhaltet die Unzulänglichkeit, dass die höchsten Konzentrationswerte jeweils zu Beginn eines Schmutzfrachtereignisses auftreten. Da dies nicht den physikalischen Gegebenheiten entspricht wurde von Paulsen (1987) aufgrund von Messungen von u. a. Göttle (1978b) der Formfaktor  $\omega$  entsprechend Gleichung 3.19 eingeführt. Mit Hilfe dieses Faktors ohne physikalischen Hintergrund, der als Exponent der Abflusspende eingeht, kann eine bessere

Anpassung an gemessene Konzentrationsganglinien des Oberflächenabflusses erzielt werden. Durch Deyda & Sieker (1996) wurden weitere Modifikationen des Ansatzes untersucht, welche aber zu keiner Verbesserung führten.

$$\Delta M_i = M_{i-1} \cdot (1 - e^{-K_2 \cdot R_i^\omega \cdot \Delta t}) \quad (3.19)$$

Sinnvolle Größen für den Formfaktor  $\omega$  gibt Iossifidis (1985) mit Werten zwischen 0,8 und 2,0 und Leinweber (2002) mit 1,2 an. Die Bestimmung der notwendigen Modellparameter  $K_1$ ,  $K_2$  und  $M_{max}$  ist sehr schwierig und muss möglichst durch eine Modellkalibrierung erfolgen. Durch Alley & Smith (1981) und Grottker (1987) werden Werte für die Parameter angegeben, welche aber in sehr großen Bereichen streuen, wie Tabelle 3.4 zeigt.

**Tabelle 3.4:** Literaturwerte für die Parameter der Akkumulations-Abtrags-Methode für TN und TP

Quelle	K1 [1/d]	K2 [1/mm]	$M_{max}$ [kg/ha]
Paulsen (1987)	0,018 – 0,088		
Leinweber (2002)	0,12	0,04	
van Wensen (2001)	0,16 – 0,17	0,5	
Alley (1980) zitiert bei Paulsen (1987)	0,051	0,17 – 0,95	1 – 12

## 3.4 Teilsystem Kanalnetz

In der Kanalisation vermischen sich die Abwasserteilströme von Schmutzwasser, Regenwasser, Fremdwasser und industriellen Einleitungen. Die Prozesse werden wie folgt berücksichtigt.

### 3.4.1 Abflussbildung

Das Abwasser setzt sich aus verschiedenen Komponenten zusammen, die in unterschiedlichem Maß zeitlichen Schwankungen von Qualität und Menge unterworfen sind. Im Modell wird jede Abwasserkomponente getrennt berücksichtigt und kann je nach Datenverfügbarkeit und Bedarf unterschiedlich genau abgebildet werden.

#### 3.4.1.1 Häusliches Schmutzwasser

Das häusliche Schmutzwasser ist vom Wasserverbrauch der Bevölkerung und der jeweiligen Siedlungsdichte abhängig (Koppe & Stozek 1999). Der Wasserverbrauch ist Schwankungen unterworfen und wird von Lebensgewohnheiten, Wohn-

kultur, Lebensansprüchen und nicht zuletzt vom Preis bestimmt. Normalerweise kann man von einem typischerweise täglich und jährlich schwankenden Schmutzwasseranfall ausgehen.

Die täglichen Schwankungen sind in kleinen Kanalnetzen in ländlichen Gebieten am größten und werden immer geringer, je mehr Anwohner an der Kanalisation angeschlossen sind und je städtischer das Gebiet geprägt ist. Die bei wenigen angeschlossenen Einwohnern hochgradig variablen Abflüsse (Butler *et al.* 1995, Friedler & Butler 1996) werden mit zunehmender Einwohnerzahl gleichmäßiger, so dass mittlere Tagesganglinien abgeleitet werden können (ATV 1994). Liegen keine entsprechenden Messungen vor, so kann im Modell ausgehend von der an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnerzahl ein spezifischer Tagesgang nach ATV (1994) vorgegeben werden.

Die jährlichen Schwankungen des Abwasseranfalls werden vor allem durch Fremdenverkehr und jahreszeitlich verändertem Wasserverbrauch verursacht. Diese Schwankungen sind selten stark und können nicht verallgemeinert werden. Im Modell wird daher von einem jährlich konstanten Abwasseranfall ausgegangen. Dieser wird in Abhängigkeit von der Anzahl der an die KA angeschlossenen Einwohner ( $EWZ_{an}$ ) ermittelt. Ist der Trinkwasserverbrauch  $Q_{TW}$  für eine Gemeinde bekannt, so berechnet sich der Schmutzwetterabfluss  $Q_S$  folgendermaßen:

$$Q_S = Q_{TW} \cdot EWZ_{an} \quad (3.20)$$

Liegen keine Informationen vor, wird der Schmutzwetterabfluss entsprechend mit einem durchschnittlichen Tagesverbrauch  $\bar{Q}_{TW}$  berechnet. Der tägliche Schmutzwetterabfluss kann ausgehend von dem vorgegebenen Tagesgang proportional auf die einzelnen Zeitschritte aufgeteilt werden, wenn dies aufgrund des gewählten Zeitschrittes sinnvoll ist.

Die Zusammensetzung des Abwassers wird ausgehend von einem spezifischen TN- und TP-Anfall pro Einwohner berechnet. Die Größe vor allem des TP-Anfalls hat sich in den letzten Jahren immer weiter verringert, was vor allem auf die Verwendung phosphatfreier Waschmittel zurückzuführen ist (Hamm 1989). Auch zwischen ländlich und städtisch geprägten Einzugsgebieten können Unterschiede festgestellt werden (Leinweber & Schmitt 2000). Die tägliche TP- und TN-Fracht wird ausgehend von dem festgelegten spezifischen Nährstoffanfall durch Multiplikation mit der Einwohnerzahl ermittelt. Im Modell wird standardmäßig von einem TN-Anfall von 11 g/(d · E) und eine TP-Anfall von 1,7 g/(d · E) ausgegangen (vgl. Hamm 1989, Beudert 1997, Behrendt *et al.* 1999a, Kühn 2000).

### 3.4.1.2 Industrielles und gewerbliches Schmutzwasser

Der Schmutzwasseranfall aus Gewerbe und Industrie schwankt in weiten Bereichen, da sich Volumenstrom, Kontinuität und Zusammensetzung des Abwassers je nach Industriezweig und Produktionsmethode unterscheiden. Soweit Daten zu den angeschlossenen Einwohnerequivalenten (EGW) bzw. der Jahresabflussmenge vorliegen, sollten diese Daten zur Abschätzung des Schmutzwasseranteils herangezogen werden. Dabei wird die Fracht der zusätzlich angeschlossenen EGW mit  $7,0 \text{ g TN}/(\text{d} \cdot \text{EGW})$  angenommen. Besonders große Einleitungen an industriellem Schmutzwasser, welche die Abwasserzusammensetzung und Dynamik stark beeinflussen, können als „industrielle Direkteinleitung“ (siehe Abschnitt 3.5.4) im Modell abgebildet werden.

### 3.4.1.3 Fremdwasser

Standardmäßig wird im Modell der Fremdwasserabfluss  $Q_F$  als konstanter Fremdwasserzuschlag  $FWZ$  berücksichtigt, welcher sich auf den Schmutzwasserabfluss  $Q_S$  wie folgt bezieht:

$$FWZ = \frac{Q_F}{Q_S} \quad (3.21)$$

Der mögliche Stickstoffeintrag über Nitrat im Grund- und damit auch Fremdwasser, welcher unter Umständen einen wichtigen Anteil an der Gesamtfracht ausmachen kann, wird über die Angabe der Grundwassernitratkonzentration berücksichtigt. Ein Phosphoreintrag über das Grundwasser wird vernachlässigt, da gelöste Phosphorverbindungen vor allem durch Reaktionen mit Eisenverbindungen zum größten Teil in der Bodenmatrix zurückgehalten werden (Bernhardt 1978, Behrendt *et al.* 1996).

Da der Fremdwasseranfall prinzipiell über das Jahr schwankt und stark mit dem Niederschlagsgeschehen und dem Grundwasserspiegel gekoppelt ist, ist eine bessere Berücksichtigung der Fremdwasserdynamik anzustreben. In der bisherigen Modellversion ist dies noch nicht umgesetzt, allerdings sind zwei Möglichkeiten programmtechnisch realisierbar und vorgedacht. Entweder es wird eine standardisierte jährliche Dynamik des Fremdwasseranfalls über eine Steuerdatei vorgegeben oder der Fremdwasseranfall wird in Abhängigkeit von der Grundwasserbildung bzw. dem Grundwasserstand ermittelt. Die Grundwasserdaten wären durch die modellinterne komplette Wasserhaushaltsmodellierung verfügbar. Allerdings kann der theoretisch zu erwartende Zusammenhang zwischen Fremdwasseranfall, Kanalisationsparametern und Grundwasserstand bisher nicht allgemeingültig abgeleitet werden (Karpf & Krebs 2004).

#### 3.4.1.4 Niederschlagswasser

Der niederschlagsbedingte Oberflächenabfluss  $R_o$  und die Stofffrachten  $N_R$  und  $P_R$  stehen als Eingangsgrößen aus der Niederschlags-Abfluss- und Schmutz-Transport-Modellierung im Teilsystem Oberfläche zur Verfügung (siehe 3.3).

#### 3.4.1.5 Trockenwetterabfluss

Der Trockenwetterabfluss  $Q_T$  wird durch die Addition der Abflusskomponenten häusliches Schmutzwasser  $Q_{HS}$ , industrielles und gewerbliches Schmutzwasser  $Q_{IS}$  sowie Fremdwasser  $Q_F$  ermittelt.

$$Q_T = Q_{HS} + Q_{IS} + Q_F \quad (3.22)$$

Die Fracht des Abwassers wird analog durch Addition der einzelnen Frachtkomponenten ermittelt.

$$N_T = N_{HS} + N_{IS} + N_F \quad (3.23)$$

$$P_T = P_{HS} + P_{IS} + P_F \quad (3.24)$$

#### 3.4.1.6 Regenwetterabfluss

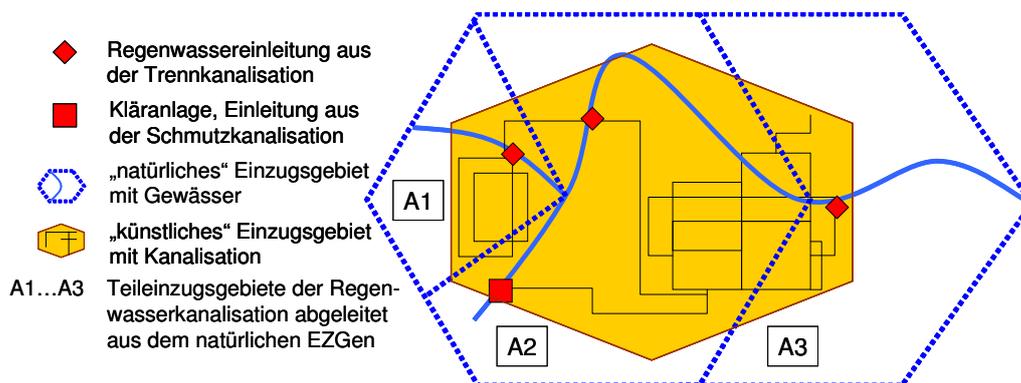
Der Regenwetterabfluss und die dazugehörige Nährstofffracht berechnet sich durch die Addition der Volumen der Abflusskomponenten Niederschlagswasserabfluss  $R_o$  und Trockenwetterabfluss  $Q_T$  bzw. deren Frachten  $N_R$  und  $P_R$  sowie  $N_T$  und  $P_T$ . Der Niederschlagswasserabfluss wird proportional entsprechend dem prozentualen Anteil von Mischkanalisation  $MK\%$ , Trennkanalisation  $TK\%$ , Kanalisation ohne Kläranlagenanschluss  $DK\%$  und Kleinkläranlagen  $KK\%$  nach den Gleichungen 3.26 bis 3.31 aufgeteilt auf die Abflusskomponenten:

- Mischkanalisationsabfluss  $Q_{MK}$
- Schmutzwasserabfluss im Schmutzwasserkanal des Trennsystems  $Q_{TK}$
- Niederschlagswasserabfluss im Regenwasserkanal des Trennsystems  $Q_{RK}$
- Direktzufluss zur Kläranlage  $Q_{KA}$
- Direktzufluss zu Kleinkläranlagen  $Q_{KK}$
- Oberflächenabfluss  $Q_{RO}$

Mit dem Faktor  $AF\%$  kann der Anteil der an einen Kanalisationstyp angeschlossenen befestigten Fläche genau vorgegeben werden, wenn dazu Informationen vorliegen. Es gilt allgemein die Annahme:

$$MK\% + TK\% + DK\% + KK\% = 1 \quad (3.25)$$

Für den Anteil der Mischkanalisationssysteme erfolgt zu jedem Zeitschritt die Addition der entsprechenden Anteile von Schmutz- und Regenwasser an jedem Sonderbauwerk bzw. an den Kläranlagen.



**Abbildung 3.2:** Schema zum Modellverständnis der Regenwassereinleitung

$$Q_{MK} = (AF_{\%} \cdot R_o + Q_T) \cdot MK_{\%} \quad (3.26)$$

Für den im Trennsystem entwässerten Gebietsanteil wird davon ausgegangen, dass ein Teil des Regenwassers in die Schmutzwasserkanalisation über Schachtabdeckungen u.ä. eindringt. Daher werden bei Niederschlag pauschal 5 % des abfließenden Niederschlagswassers pro Zeitschritt zum Trockenwetterabfluss addiert (Gleichung 3.27). Das Gleiche erfolgt bei den Stofffrachten. Die verbleibenden 95 % des Regenwassers werden nach Gleichung 3.28 dem Regenwasserkanal zugerechnet. Modellintern werden keine Angaben zu der realen Regenwasserkanalisation verwendet. Stattdessen wird für jedes natürliche Einzugsgebiet eine fiktive Regenwasserkanalisation aufgebaut. Dem liegt die Vorstellung zugrunde, dass die Trennkanalisation so geplant ist, dass sie das Wasser dem natürlichen Gefälle folgend dem nächsten Gewässer zuleitet. In Abbildung 3.2 ist diese Idee schematisch dargestellt. Unabhängig vom Schmutzwasser, welches aus einem Kanalisationsnetz bzw. „künstlichen“ Einzugsgebiet der Kläranlage zugeleitet wird, orientieren sich die Regenwassereinleitungen am „natürlichen“ Einzugsgebiet. Im dargestellten Fall gibt es 3 natürliche Teileinzugsgebiete A1, A2 und A3. Das in jeweiligen Teileinzugsgebiet abfließende Niederschlagswasser wird innerhalb des Gebietes aufsummiert und unabhängig von den tatsächlich vorhandenen Einleitestellen (in der Abbildung rote Romben) am Teilgebietsauslass bilanziert.

$$Q_{TK} = Q_T \cdot TK_{\%} + 0,05 \cdot AF_{\%} \cdot R_o \cdot TK_{\%} \quad (3.27)$$

$$Q_{RK} = 0,95 \cdot AF_{\%} \cdot R_o \cdot TK_{\%} \quad (3.28)$$

Für die Gebietsanteile, welche nur an eine Kanalisation oder an KKA angeschlossen sind, wird der Trockenwetterabfluss direkt der zugeordneten KA oder aber einer gemeinsamen fiktiven KKA pro Gemeinde zugeordnet.

$$Q_{KA} = Q_T \cdot DK_{\%} \quad (3.29)$$

$$Q_{KK} = Q_T \cdot KK_{\%} \quad (3.30)$$

Der Niederschlagswasserabfluss, welcher nicht über die Mischkanalisation oder die Regenwasserkanalisation abfließt, erhöht den natürlichen Oberflächenabfluss  $Q_{RO}$ . Dieser wird durch das Rahmenprogramm weiterbearbeitet und gelangt entweder ins Gewässer oder wird im nächsten Zeitschritt zur Verdunstung bzw. zur Infiltration angeboten (Pfützner 2002).

$$Q_{RO} = R_o \cdot (1 - AF_{\%} \cdot (MK_{\%} + TK_{\%})) \quad (3.31)$$

Die Nährstofffrachten werden nach dem selben Prinzip wie die Wassermengen aufgeteilt. Bei Annahme vollständiger Durchmischung der einzelnen Komponenten ist die Frachtmenge der Wassermenge jeweils direkt proportional.

#### 3.4.2 Abflusskonzentration

Das Kanalnetz wird in einer generalisierten Form modelliert und orientiert sich an dem Vorschlag von Beichert & Hahn (1996), bei einer vereinfachten Netzbeschreibung Anfangshaltungen und Sammler getrennt zu berücksichtigen. Je nach Datenverfügbarkeit werden daher einzelne Kanalteilsysteme oder auch ganze Kanalisationsnetze integral betrachtet und Sammler als Verbindungsstrecken dazwischen. Die Abflusskonzentration innerhalb eines Kanalteilsystems errechnet sich mit dem schon für das Teilsystem Oberfläche eingeführten empirischen Ansatz zur Ermittlung der Fließzeit nach Rödder & Geiger (1996) entsprechend Formel 3.11. Das heißt, dass hierfür nur Informationen über das Gefälle und die Größe der versiegelten Fläche des Teilgebietes vorliegen müssen, welche über das GIS-Datenmodell abgerufen werden. Zusätzliche Informationen über die Kanalisation werden nicht benötigt. Aus der Gebietsgröße und dem mittleren Gefälle wird die maximale Fließzeit  $t_c$  im Teilgebiet nach Gleichung 3.11 ermittelt. Jedes Teilgebiet ist nochmals in Untereinheiten, sogenannte Elementarflächen (EFL) unterteilt, deren Erzeugung in Abschnitt 4.3.1.4 beschrieben wird. Für jede EFL wird in Abhängigkeit ihrer Entfernung vom Gebietsauslass  $s_{EFL}$  und dem längsten Fließweg  $s_{max}$  im Einzugsgebiet die Fließzeit  $t_{EFL}$  berechnet.

$$t_{EFL} = \frac{t_c \cdot s_{EFL}}{s_{max}} \quad (3.32)$$

Die Sonderbauwerke werden als volldurchmischte Reaktoren aufgefasst, wie im nächsten Abschnitt beschrieben. Das von den einzelnen Teileinzugsgebieten zuströmende Wasser  $Q_{TG,i}$  wird zusammen mit dem über die Sammler von oberhalb liegenden Bauwerken zufließenden Wasser  $Q_{SWB,i}$  für jeden Zeitschritt am Sonderbauwerk bilanziert.

$$Q(t) = \sum_i Q_{SWB,i}(t) + \sum_i Q_{TG,i}(t) \quad (3.33)$$

Im Trennkanalisationssystem werden keine Sonderbauwerke berücksichtigt. Die Abflusskonzentration im Regenwasserkanal wird im Modell nicht innerhalb des Kanalisationsnetzes sondern innerhalb des natürlichen Einzugsgebietes modelliert. Dem liegt die im vorhergegangenen Abschnitt beschriebene Vorstellung der Konstruktion der Regenwasserkanalisation zugrunde. Somit fließt das Regenwasser auf kürzestem Weg zum nächsten Gewässerabschnitt. Die Berücksichtigung der Abflusskonzentration im Regenwasserkanal ist bei den derzeitigen denkbaren Modellanwendungen prinzipiell nicht notwendig. Um aber bei größeren Einzugsgebieten auch bei Tagesschritten plausible Ergebnisse zu erzielen, wird der beschriebene Abflusskonzentrationsansatz in der Mischkanalisation auf das Trennkanalisationsnetz übertragen, wobei als Einzugsgebiet dann das natürliche Einzugsgebiet verwendet wird.

Kanalisationsstrecken, welche einzelne Teilgebiete oder Becken verbinden (Sammeler), werden bei der Modellierung extra berücksichtigt. Im GIS-Datenmodell werden dazu alle bekannten siedlungswasserwirtschaftlichen Bauwerke verwaltet, welche mit Angaben von Oberlieger- und Unterliegerbeziehungen logisch verknüpft sind. Damit ergeben sich mehr oder minder komplexe Netzstrukturen. Die Verbindungen zwischen zwei Punkten stellen modellintern Sammler dar, für die über die Koordinaten der Anfangs- und Endpunkte ein Gefälle und eine Länge berechnet werden können. Für die Modellierung der Abflusskonzentration in den Sammlern wird eine reine Translation angenommen. Da normalerweise davon ausgegangen werden muss, dass keine zusätzlichen Informationen über die Sammler vorliegen, wird entweder eine konstante mittlere Fließgeschwindigkeit für das gesamte Einzugsgebiet angenommen oder eine Fließgeschwindigkeit unabhängig vom Füllstand in Abhängigkeit vom Gefälle aufgrund von Annahmen modellintern bestimmt. Liegen genauere Informationen vor, so kann eine mittlere Fließzeit für jeden Sammler über eine Steuerdatei vom Nutzer direkt vorgegeben werden.

Die modellinterne Bestimmung der Fließzeit zwischen den einzelnen Bauwerken erfolgt mit der Formel (3.34) von Gauckler-Mannig-Strickler (Bollrich 1996). Unter der Annahme eines stationären Fließens wird mit ihr eine konstante Fließgeschwindigkeit  $v$  berechnet. Dazu wird ein mittlerer Manning-Strickler-Beiwert  $k_{St} = 75$  und ein konstanter hydraulischer Radius sowie das Gefälle  $I$  des Sammlers, abgeleitet aus den Lagekoordinaten der verbundenen Bauwerke, vorgegeben. Für das Untersuchungsgebiet der Havel (siehe Kapitel 5) wurde der hydraulische Radius mit 0,4 m angenommen.

$$v = k_{St} \cdot r_{hy}^{\frac{2}{3}} \cdot I^{\frac{1}{2}} \quad (3.34)$$

Neben den Vereinfachungen und dem damit verbundenen grundsätzlichen Einschränkungen der erreichbaren Genauigkeit der Formel von Gauckler-Mannig-Strickler (vgl. Bollrich 1996) ist das eigentliche Problem bei der vorgestellten Variante die Annahme eines konstanten hydraulischen Radius für alle Sammler. Da

dieser direkt vom Rohrdurchmesser und dem Füllstand abhängig ist, beeinflussen unzutreffende Annahmen das Ergebnis der Berechnung maßgeblich. Prinzipiell ist es möglich, für jeden Sammler zumindest den Durchmesser für die Berechnung zu berücksichtigen. Da jedoch die Verfügbarkeit von Angaben zu Rohrdurchmessern nicht vorausgesetzt werden kann und zudem eine exaktere Berechnung des Abflusses in einzelnen Rohrleitungen für den vorgesehenen Modellmaßstab nicht sinnvoll erscheint, wurde dieser einfache Ansatz implementiert. Vorzugsweise sollte für wichtige Sammler eine zuvor berechnete mittlere Fließgeschwindigkeit und für alle anderen Sammler eine gebietstypische konstante mittlere Fließgeschwindigkeit verwendet werden.

#### **3.4.3 Stofftransport und Umsatz im Kanalnetz**

Im Kanalnetz vermischen sich verschiedene Teilströme des Abwassers. Der erste Teilstrom, der ständig abfließende Trockenwetterabfluss, unterliegt vor allem tageszeitlichen Schwankungen von Abfluss und Stoffkonzentration und wird im Tagesmittel als konstant angenommen. Der zweite Teilstrom ist der Regenwasserabfluss, welcher den Trockenwetterabfluss zeitweilig verdünnt. Beide Teilströme vermischen sich, wobei die Kanalisation als vollständig durchmischt angenommen wird. Prozesse von Stoffakkumulation, Stoffabtrag und Stoffumsatz werden nicht berücksichtigt, da die Parameter der Kanalisation und das Transportverhalten für ein Einzugsgebiet im Detail nicht bekannt sind. Aus diesem Grund verändern sich Abfluss und Stofffracht auf dem Fließweg zwischen zwei Bauwerken nicht.

Die Annahme wird damit begründet, dass die Verluste durch die Umsetzungsprozesse klein sind und mittelfristig alle in die Kanalisation eingetragenen Schmutzstoffe wieder ausgespült werden (Grottker 1987). Die Abbildung einzelner Niederschlagsereignisse ist somit aber nur beschränkt möglich und erscheint außerdem nur bei Kanalisationen mit geringen Ablagerungen sinnvoll. Da man aber davon ausgehen kann, dass es in Deutschland normalerweise keine längeren Trockenphasen gibt, können monatliche Frachtbilanzen als plausibel betrachtet werden.

### **3.5 Teilsystem Sonderbauwerke und Kläranlage**

An jedem siedlungswasserwirtschaftlichen Bauwerk wird für jeden Zeitschritt die zufließende und die abfließende Wassermenge bilanziert. Mögliche Zuflüsse sind der Trockenwetterabfluss von einem oder mehreren urbanen Teileinzugsgebieten, der Niederschlagswasserabfluss von allen Elementarflächen der urbanen Teileinzugsgebiete und die Zuflüsse von Bauwerken. Alle Zuflüsse werden für jedes Bauwerk pro Zeitschritt addiert. Dabei kann das Regenwasser entsprechend den Anteilen der vorhandenen Kanalisationstypen verschiedenen Bauwerken zugeteilt werden. Jedes Bauwerk wird als vollständig durchmischter Reaktor angesehen, so dass auch die Frachtmengen addiert werden.

Bei einer Mischkanalisation werden die Abfluss- und Frachtanteile von Trockenwetterabfluss und Niederschlagsabfluss zunächst zu einem Abwasserstrom zusammengefasst und am zugeordneten Bauwerk bilanziert. Je nach Anlagentyp wird, wie im Folgenden beschrieben, dann das Mischwasser unterschiedlich behandelt. Je genauere Angaben zu den Bauwerken vorliegen, umso genauer erfolgt die weitere Berechnung der Füll-, Speicher- und Entleerungsprozesse. Für die Simulation ist es erforderlich, mindestens das Volumen  $V$  und einen Wert für den Drosselabfluss  $Q_{ab}$  zu kennen. Grundlage der Speicherberechnung ist die Kontinuitätsgleichung (vgl. Durchschlag 1989):

$$\frac{dV}{dt} = Q_{zu} - Q_{ab} \quad (3.35)$$

Unter der vereinfachten Annahme, das  $Q_{ab}$  keine Funktion des Volumens bzw. des Wasserstandes ist, wird die Volumenänderung mit der folgenden Gleichung berechnet:

$$V_{i+1} = V_i + (Q_{zu, i} - Q_{ab, i}) \Delta t \quad (3.36)$$

Je nach vorhandener Datenbasis und angestrebter Genauigkeit können die Bauwerke im Kanalisationssystem unterschiedlich genau berücksichtigt werden. Für jedes Mischkanalisationssystem muss mindestens eine Kläranlage und ein Entlastungsbauwerk definiert werden. Sollten keine Informationen über Entlastungsbauwerke vorliegen, so kann ein fiktives Bauwerk kurz vor der Kläranlage definiert werden. Dieses Vorgehen ist nach den Ergebnissen von Rödder & Geiger (1996) geeignet, unbekannte Bauwerke in großen Einzugsgebieten modelltechnisch zu berücksichtigen. Über eine Steuerdatei können vom Nutzer für jeden Bauwerkstyp ein Drosselabfluss, ein Speichervolumen und ein Reinigungsgrad zugeordnet werden, wie Tabelle 3.5 zeigt.

**Tabelle 3.5:** Parameterisierungsmöglichkeit für Standardbauwerkstypen

	Speicher- volumen	Drossel- abfluss	Reinigungs- leistung
KA	entsprechend Vorgaben	maximaler Zufluss	Wirkungsgrad
RRB	entsprechend Vorgaben	entsprechend Vorgaben	keine
RÜB	entsprechend Vorgaben	entsprechend Vorgaben	Wirkungsgrad oder keine
Pumpen	keins	maximale Förderleistung	keine

#### 3.5.1 Aufteilungs- und Speicherbauwerke

Da Kläranlagen in der Regel nur auf den zweifachen Schmutzwasserabfluss zuzüglich des Fremdwassers ausgelegt sind, müssen im Mischsystem Speicherbauwerke angeordnet werden, die aus Gründen des Gewässerschutzes einen Teil des bei Regen sonst über Aufteilungsbauwerke (Regenüberläufe) in die Gewässer eingeleiteten überschüssigen Anteils zwischenspeichern und nach Regenende zeitlich verzögert der Kläranlage zuführen (Beichert *et al.* 1996). Dazu werden in der Praxis verschiedenen Typen von Aufteilungs- und Speicherbauwerken in der Kanalisation angeordnet (ATV-DVWK 1992), wobei bei Speicherbauwerken zwischen Regenrückhaltebecken (RRB) und Regenüberlaufbecken (RÜB) unterschieden werden kann. Während RRB vor allem in ihrer hydraulischen Funktion wichtig sind und eine Dämpfung der Zuflussswelle für nachfolgende Kanalabschnitte bewirken, sollen RÜB eine qualitative Verbesserung des in den Vorfluter abgeschlagenen Mischwassers erreichen. Es können dabei je nach Gestaltung Fangbecken und Durchlaufbecken bzw. je nach Anordnung Becken im Haupt- und im Nebenschluss unterschieden werden. Der Absetzvorgang und damit die Reinigungsleistung bei Durchlaufbecken ist sehr gering und nicht mit Absetzwirkungen bei Klärtechnik vergleichbar (Geiger 1984). Auch die Reinigungsleistung von Fangbecken ist in Bezug auf N und P sehr gering (Ostrowski *et al.* 1998). Darum wird im Modell standartmäßig für Sonderbauwerke keine Reinigungswirkung angenommen. Der Nutzer kann jedoch für jedes Bauwerke einen spezifische Wirkungsgrad der Reinigungsleistung vorgeben.

Obwohl in den letzten Jahren zunehmend versucht wird, die Gewässergüte auch durch eine Regenwasserbehandlung zu verbessern (Heinzmann 1993, Pfeifer 1998), spielen Regenklärbecken als Sonderbauwerke in der Regenkanalisation in Deutschland derzeit kaum eine Rolle (Brombach 2002). Aus diesem Grund ist dieser Beckentyp im Modell bisher nicht berücksichtigt. Es muss für die Regenkanalisation keine entsprechend hierarchische Kanalnetzstruktur mit verschiedenen Bauwerken wie bei der Mischkanalisation aufgebaut werden. Stattdessen wird der Niederschlagswasserabfluss jeweils innerhalb eines natürlichen Einzugsgebietes bilanziert und am Gebietsauslass dem entsprechenden Gewässerabschnitt zugeleitet.

Alle typischerweise vorkommenden Aufteilungs- und Speicherbauwerke können im Modell wie in Tabelle 3.5 dargestellt individuell über Kenngrößen berücksichtigt werden. Es ist allerdings anzunehmen, dass flächendeckende und detaillierte Informationen zu diesen Bauwerken, wie z. B. die Lage innerhalb eines Teileinzugsgebietes, nicht verfügbar sind. Um die Wirkung der Bauwerke trotzdem zu berücksichtigen, kann ein virtuelles Bauwerk vor der Kläranlage angeordnet werden, dessen Speichervolumen und Drosselabfluss der Summe aller Einzelanlagen im Einzugsgebiet entspricht. Diesen Ansatz schlagen Rödder & Geiger (1996) in ihrer Studie vor und erreichen damit zufriedenstellende Ergebnisse auf regionaler Ebene.

Alle Bauwerke haben bezüglich der Speicherung und Aufteilung einer Zuflusswelle die gleiche Wirkung, d.h. bei gegebenen Drosselabfluss  $Q_{ab}$  und Speichervolumen  $V$  ist die entlastete Wassermenge unabhängig davon, ob das Becken im Haupt- oder Nebenschluss errichtet wurde und wie der Überlauf konstruiert ist. Im Modell erfolgt die Abflussaufteilung unter der vereinfachten Annahme, dass der zweite Ablauf erst ab einem kritischen Zufluss beaufschlagt wird, bei dem der erste Ablauf (Drossel) seinen Maximalwert erreicht hat und das vorhandene Speichervolumen entsprechend Gleichung 3.36 komplett gefüllt ist.

Während sich die Becken in ihrer hydraulischen Wirkung nicht unterscheiden, ist die vorgenommene Differenzierung im Hinblick auf die Schmutzfrachtberechnung prinzipiell von Bedeutung. Der Konzentrationsverlauf in Becken, Drosselabfluss und Überlauf ist unterschiedlich und wird bei Schmutzfrachtmodellen differenziert berücksichtigt (vgl. Durchschlag 1989, Ostrowski *et al.* 1998). Bei dem derzeit für ArcEGMO-URBAN möglichen Zeitschritt von einem Tag ist eine derartige Betrachtung nicht sinnvoll. Daher wird wie beschrieben die tägliche Fracht ausgehend von dem Verhältnis zwischen Drosselabfluss und entlasteter Wassermenge proportional aufgeteilt. Bei der Vorgabe einer Reinigungswirkung wird die Fracht noch entsprechend verringert.

Die Programmstruktur von ArcEGMO-URBAN erlaubt es aber prinzipiell, bei kleineren Zeitschritten die Becken in ihrer Wirkung detaillierter zu beschreiben. Dabei gelten unter der Annahme einer vollständigen Durchmischung in den Becken folgenden Annahmen:

**Durchlaufbecken im Hauptschluss** Die Ablaufkonzentration  $c_{ab}$  des Beckens ist gleich der Konzentration im Becken  $c_{DB}$ . Aus der Kontinuitätsgleichung erhält man die Konzentration  $c_{K\ddot{U}}$  im Klärüberlauf.

$$c_{K\ddot{U},t+1} = \frac{V_{DB,t} \cdot c_{DB,t} + [Q_{zu,t} \cdot c_{zu,t}] \cdot \Delta t}{[Q_{ab,t+1} + Q_{K\ddot{U},t+1}] \cdot \Delta t + V_{DB,t+1}} \quad (3.37)$$

Für die Füllphase gilt für die Konzentration im Becken  $c_{DB}$ :

$$c_{DB,t+1} = \frac{V_{DB,t} \cdot c_{DB,t} + [Q_{zu,t} \cdot c_{zu,t}] \cdot \Delta t}{[Q_{ab,t+1}] \cdot \Delta t + V_{DB,t+1}} \quad (3.38)$$

Bei Vollfüllung ist die Konzentration im Becken gleich der Konzentration im Klärüberlauf, wenn keine Absetzwirkung angenommen wird. Ist die Kapazität des Klärüberlaufs erschöpft, springt der Beckenüberlauf an. Die Konzentration im Beckenüberlauf ist dann gleich der Zulaufkonzentration zur Entlastungsanlage.

$$c_{B\ddot{U},t} = c_{zu,t} \quad (3.39)$$

Die Überlaufkonzentration  $c_{\ddot{U}}$  setzt sich aus den Frachtanteilen des Klär- und Beckenüberlaufs zusammen.

$$c_{\ddot{U},t} = \frac{Q_{K\ddot{U},t} \cdot c_{K\ddot{U},t} + Q_{B\ddot{U},t} \cdot c_{B\ddot{U},t}}{Q_{K\ddot{U},t} + Q_{B\ddot{U},t}} \quad (3.40)$$

Ist der Zufluss kleiner als der Drosselabfluss, wird das Becken entleert. Die Menge, die sich aus der Differenz von Zulauf und maximalem Ablauf ergibt, wird dem Becken entnommen. Die Ablaufkonzentration  $c_{ab}$  in der Entleerungsphase entspricht der Beckenkonzentration.

$$c_{ab,t+1} = \frac{V_i \cdot c_{DB,i} + [Q_{zu,t} \cdot c_{zu,t}] \cdot \Delta t - V_{DB,t+1} \cdot c_{DB,t+1}}{Q_{ab,t+1}} \quad (3.41)$$

**Durchlaufbecken im Nebenschluss** Beim Durchlaufbecken im Nebenschluss wird der Drosselabfluss vor der Entlastungsanlage vom Volumenstrom des Mischwassers abgetrennt. Der Frachteintrag in das Durchlaufbecken wird um die Menge des Drosselabflusses reduziert. Die Konzentrationsgleichungen gelten auch hier, die im Umlauf abgeführten Frachtraten bleiben unberücksichtigt. Die Zulaufkonzentration des Trockenwetterabflusses am Ende des Mischwasserereignisses hat keinen Einfluss auf die Beckenkonzentration.

$$c_{ab,t+1} = \frac{[Q_{zu,t} \cdot c_{zu,t} + (Q_{ab,t} - Q_{zu,t}) \cdot c_{DB,t+1}] \cdot \Delta t}{Q_{ab,t+1} \cdot \Delta t} \quad (3.42)$$

**Fangbecken** Im Unterschied zum Durchlaufbecken besitzt das Fangbecken keinen Klärüberlauf. Ein Teil der Abflussmenge wird zu Beginn eines Regenereignisses zwischengespeichert und am Ende des Regenereignisses wieder abgeführt. Während der Beckenfüllung kann die Beckenkonzentration in Analogie zur Konzentration im Durchlaufbecken berechnet werden. Nach Beckenfüllung springt der Beckenüberlauf an. Die Überlaufkonzentration ist dann gleich der Zulaufkonzentration. Die Ablaufkonzentration im Hauptschluss ergibt sich zu:

$$c_{ab,t+1} = \frac{V_{FB,t} \cdot c_{FB,t} + [Q_{zu,t} \cdot c_{zu,t}] \cdot \Delta t - V_{FB,t+1} \cdot c_{FB,t+1}}{Q_{ab,t+1} \cdot \Delta t} \quad (3.43)$$

Die Ablaufkonzentration im Nebenschluss ergibt sich zu:

$$c_{ab,t+1} = \frac{[Q_{zu,t} \cdot c_{zu,t} + (Q_{ab,t+1} - Q_{zu,t}) \cdot c_{FB,t+1}] \cdot \Delta t}{Q_{ab,t+1} \cdot \Delta t} \quad (3.44)$$

Die Beckenkonzentration des Fangbeckens in der Füllzeit wird wie die eines Durchlaufbeckens berechnet.

### 3.5.2 Kläranlage

Auf die Implementierung eines vollständigen Kläranlagenmodells wurde bisher verzichtet. Die Anwendung selbst von einfachen Modellansätzen erfordert mehr Daten als auf der Ebene von Flussgebieten bisher verfügbar sind. Außerdem ist die bisherige zeitliche Auflösung der hydrologischen Prozesse von einem Tag für die meist in Minutenschritten rechnenden Kläranlagenmodelle nicht geeignet.

Aufgrund dieser Überlegungen wurde das folgende Konzept im Modell implementiert. Prinzipiell wird jeder Kläranlage in Abhängigkeit der Kläranlagentechnologie ein aus theoretischen Überlegungen abgeleiteter maximal erreichbarer Reinigungsgrad (vgl. Tabellen A.2 und A.3 im Anhang) zugeordnet. Dieser kann für jede Anlage aufgrund von vorhandenen Messungen an die tatsächlichen mittleren Verhältnisse angepasst werden.

Diese festen Reinigungsgrade werden nun im Modell für Stickstoff in Abhängigkeit von der Abwasserzusammensetzung und der Temperatur variiert. Bei Phosphor erfolgt dies bisher nicht. Dies liegt daran, dass es im Gegensatz zur Stickstoffelimination weder eine signifikante Temperaturabhängigkeit noch eine deutliche Abhängigkeit von der Abwasserzusammensetzung gibt. Letzteres gilt vor allem für die erweiterte Phosphorelimination, welche meist durch Fällmittelzugabe auf chemischem Weg reguliert wird. Dadurch ist von einer relativ konstanten Reinigungsleistung auszugehen.

Für Stickstoff wird demgegenüber angenommen, dass die theoretisch vorgegebene Reinigungsleistung ein bestimmtes Verhältnis zwischen den Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen im Abwasser voraussetzt, da in einer Kläranlage mit einstufiger Belebungsanlage aufgrund der biologischen Abbauvorgänge eine direkte Abhängigkeit zwischen der Stickstoffelimination und der CSB-Elimination besteht (Kühn 2000). Dieses Verhältnis wird entsprechend dem sich aus den spezifischen Einwohnerabgaben im häuslichen Schmutzwasser ergebenden Verhältnis zwischen CSB und TKN mit 120:11 im Modell vorgegeben. Die Reduktion von Stickstoffverbindungen, welche zusätzlich zum häuslichen Schmutzwasser anfallen, erfolgt im Modell entsprechend dem Reinigungsgrad nur dann, wenn auch Kohlenstoffverbindungen im selben Verhältnis wie im häuslichen Schmutzwasser vorhanden sind. Als Bilanzierungsgröße wird der CSB verwendet, obwohl er keinen Rückschluss auf die tatsächlich vorhandene Art und Menge der Kohlenstoffverbindungen zulässt. Er ist aber im Gegensatz zum BSB<sub>5</sub> und TOC für eine Bilanzierung geeignet und wird im Gegensatz zum DOC oder TC in der Siedlungsentwässerung normalerweise gemessen (Kroiss 1997, Kühn 2000).

Im Modell wird entsprechend Gleichung 3.45 aufgrund der verfügbaren Gesamtfracht von  $CSB_{ges}$  und  $N_{ges}$  der potentiell abbaubare Anteil  $N_{pot}$  ermittelt. Dar-

aus ergibt sich nach Gleichung 3.46 der in der KA abbaubare Anteil  $N_{abb}$ . Durch Reduktion dieses abbaubaren Frachtanteils entsprechend dem Reinigungsgrad der KA  $\eta_{N,KA}$  ergibt sich die TN-Ablauffracht der Kläranlage  $N_{KA}$  aus Gleichung 3.47.

$$N_{pot} = \frac{11 \text{ CSB}_{ges}}{120} \quad (3.45)$$

$$N_{abb} = \text{MIN}(N_{pot}, N_{ges}) \quad (3.46)$$

$$N_{KA} = N_{ges} - \eta_{N,KA} \cdot N_{red} \quad (3.47)$$

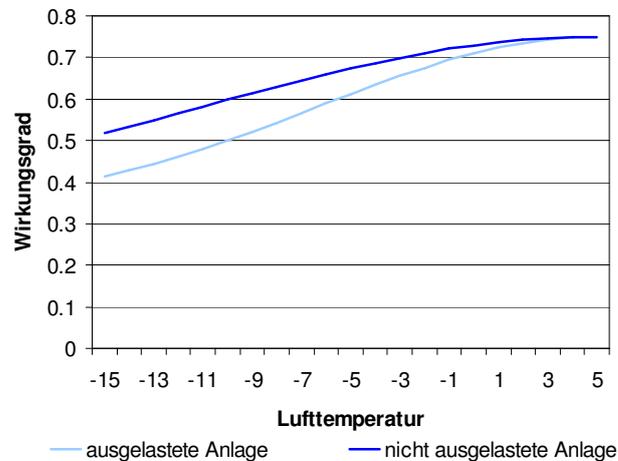
Dieser sehr vereinfachte Ansatz geht davon aus, dass die biologischen Prozesse der Kläranlage und die erreichbaren Reinigungsgrade für eine typischerweise vorhandene Abwasserzusammensetzung optimiert sind. Eine Veränderung der Abwasserzusammensetzung hat einen direkten Einfluss auf die Reinigungsleistung, wobei hier vereinfacht angenommen wird, dass ein verringerter CSB-Anteil im Abwasser die Elimination von Stickstoff gleichfalls reduziert. Mit diesem Ansatz wird prinzipiell berücksichtigt, dass bei einem kleineren CSB/N Verhältnis – z.B. durch zusätzliche industrielle Einleitungen, einem großen Fremdwasseranfall oder einer entsprechenden Regenwasserzusammensetzung – die Reinigungsleistung der Kläranlage abnimmt.

Bei Anlagen mit Nitrifikation wird der Reinigungsgrad in Bezug auf TN zusätzlich noch temperaturabhängig verringert. Dabei wird die in Deutschland derzeit gültige Praxis berücksichtigt, Anlagen mit Nitrifikation so zu bemessen, dass bei einer Abwassertemperatur von 12°C die geforderten gesetzlichen Ablaufwerte eingehalten werden können. Unterhalb dieser Temperatur gibt der Gesetzgeber keine Grenzwerte mehr vor (Bundesgesetzblatt 2004).

Die bei sinkender Temperatur abnehmende Reinigungsleistung der biologischen Abwasserreinigung hat ihre Ursache in dem aufgrund biochemischer Gesetzmäßigkeiten abnehmenden Bakterienwachstum. Dabei stellt die Nitrifikation den temperaturempfindlichsten Prozessabschnitt dar, da die Nitrifikanten langsamer wachsen und empfindlicher auf niedrige Temperaturen reagieren als die heterotrophen Bakterien (ATV-DVWK 2000).

Um die abnehmende Reinigungsleistung im Modell zu berücksichtigen, erfolgt ab einer Lufttemperaturen unter 5°C eine Reduktion der Reinigungsleistung nach einem im Untersuchungsgebiet empirisch ermittelten Zusammenhang, wie in Abbildung 3.3 dargestellt. Die Festlegung der Grenztemperatur von 5°C erfolgte nach Analyse der vorhandenen Kläranlagendaten. Inwiefern diese Temperatur und der angenommen Rückgang der Reinigungsleistung auf andere Gebiete in Deutschland übertragbar ist, müssen spätere Untersuchungen zeigen.

Da Durth (2000) in ihren Untersuchungen feststellt, dass bei voll ausgelasteten



**Abbildung 3.3:** Rückgang des Nitrifikations-Wirkungsgrades bei niedrigen Temperaturen ausgehend von einem Wirkungsgrad von 75%

Anlagen die Abnahme der Reinigungsleistung bei tiefen Temperaturen wesentlich deutlicher ausgeprägt ist, wird im Modell zwischen voll ausgelasteten und nicht ausgelasteten Anlagen unterschieden. Das Kriterium ist dabei die Zahl der angeschlossenen EGW. Ist diese kleiner als der Ausbaugrad der Anlage, wird eine weniger starke Abnahme der Reinigungsleistung vorgegeben.

Die Aufenthaltszeit in der Kläranlage kann über die Angabe eines spezifischen Speichervolumens definiert werden. Der maximale Zufluss zur Kläranlage wird über die Angabe des Drosselzuflusses vorgegeben. Dass darüber hinaus der Kläranlage zufließende Wasser wird ohne Behandlung direkt dem Vorfluter zugeleitet. Die entsprechende Parametrisierung der Kläranlagen zeigt Tabelle 3.5.

Eine Berücksichtigung der veränderten Reinigungsleistung bei Mischwasserzufluss erfolgt bisher nur ansatzweise über das Verhältnis der Nährstoffe in Bezug auf den CSB, wie oben beschrieben. Die vor allem aufgrund der hydraulischen Belastung und veränderten Stoffkonzentrationen ablaufenden Prozesse und Effekte werden nicht berücksichtigt. Seggelke (2002) gibt einen Überblick über mögliche Effekte des Mischwasserzuflusses, wobei dessen Auswirkung auf die Reinigungsleistung der KA aufgrund der komplexen Wechselwirkungen nicht einfach zu beschreiben ist. Seyfried & Thöhle (1999) kommen in ihrer Arbeit zu dem Schluss, dass nur eine dynamische Kläranlagensimulation mit Berücksichtigung aller Verfahrensstufen dazu in der Lage ist. Die Schwierigkeiten einer Quantifizierung der Effekte zeigen die unterschiedlichen Schlussfolgerungen verschiedener Untersuchungen. So beschreibt van Wensen (2001) in ihrer Arbeit eine Verschlechterung der P-Elimination und Denitrifikation, während ein Einfluss auf die Nitrifikation von

ihr kaum festgestellt wird. Dagegen finden Krauth & Schwentner (1992) vor allem einen deutlich negativen Effekt auf die Reinigungsleistung der Nitrifikation, was auch von Seyfried & Thöhle (1999) und Krebs (2000c) bestätigt wird. Auch Seggelke (2002) findet negative Auswirkungen auf die Nitrifikation, allerdings erst bei sehr großen Zuflüssen. Eine vereinfachte Berücksichtigung der Effekte im Modell ist vor allem auch aufgrund der unterschiedlichen Verläufe einzelner Niederschlagsereignisse schwer möglich. Eine Verringerung der Reinigungsleistung in Abhängigkeit des Zuflusses nach dem Prinzip der temperaturabhängigen Nitrifikation wäre als erste Annäherung an das Problem denkbar, ist aber aufgrund der unklaren Abhängigkeiten noch nicht umgesetzt worden.

#### 3.5.3 Pumpwerke

Im derzeitigen Entwicklungsstand ist kein Modul für Pumpen implementiert, eine Erweiterung der bestehenden Modellansätze ist aber prinzipiell möglich. Dazu würden die Ein- und Ausschaltpunkte einer Kreiselpumpe entsprechend der Wasserstände über das Speichervolumen als Kriterium für das Anspringen der Pumpe interpretiert. Die Pumpenkennlinie würde über eine Drosselkennlinie abgebildet werden.

#### 3.5.4 Industrielle Direkteinleiter

Industrielle Direkteinleiter sowie bekannte gewerbliche oder industrielle Schmutzwasserindirekteinleitungen können über die Vorgabe der charakteristischen Größen Abwasseranfall, TN- und TP-Fracht sowie Einleitstellen direkt berücksichtigt werden. Aufgrund der sehr spezifischen Verhältnisse einer jeden Direkteinleitung und deren normalerweise geringen Anzahl wird hier keine Modellierung vorgenommen, sondern es werden recherchierte Daten vorausgesetzt.

### 3.6 Ergebnissausgabe

Jedes siedlungswasserwirtschaftliche Bauwerk hat einen definierten Eintrittspunkt in das Gewässersystem. Die anfallenden Frachten und Wassermengen werden am Ende jedes Zeitschrittes für jeden Gewässerabschnitt ermittelt. Ein Sonderfall sind Einleitungen, welche nicht direkt ins Gewässer erfolgen, sondern indirekt über das Grundwasser, wie dies bei KA und KKA ohne Gewässeranschluss der Fall ist. Hier wird angenommen, dass sich die Fracht bei der Bodenpassage weiter reduziert. Die ablaufenden Prozesse und die Zeitverzögerung des Stoffeintrags in das Gewässer werden jedoch nicht berücksichtigt. Stattdessen wird die ermittelte Fracht entsprechend dem Vorgehen von Behrendt *et al.* (1999a) um 50 % reduziert und dem nächstliegenden Gewässerabschnitt des Einzugsgebietes zugeordnet. Wie viel bei der Bodenpassage tatsächlich zurückgehalten wird, muss

weiter untersucht werden. Behrendt *et al.* (2002) nehmen z. B. in einer aktuelleren Studie für Brandenburg mit 90 % einen viel höheren Rückhalt an.

Die Niederschlagswassereinleitungen aus der Trennkanalisation werden nicht raumkonkret verortet, sondern innerhalb jedes natürlichen Einzugsgebietes programmintern addiert. Pro Zeitschritt wird dann die anfallende Wassermenge dem untersten Gewässerabschnitt des Einzugsgebietes zugeordnet.

Die Ergebnisse des Modells können für verschiedene Zeitschritte und Raumbezüge aggregiert ausgegeben werden. Für die Bilanzierung größerer Einzugsgebiete ist eine Addition der einzelnen Eintragungspunkte möglich.

### 3.7 Diskussion

Die Zielstellung des Modellkonzeptes ist es, die Prozesse des Nährstoffeintrags aus punktuellen Quellen auf einer sehr großen räumlichen Skala von einigen tausend Quadratkilometern und für lange Zeiträume von mehreren Jahren abzubilden. Dazu müssen viele der sehr detailliert bekannten Prozesse stark vereinfacht werden. Während dies für großräumige hydrologische Prozesse wie der Abflussbildung auf der Oberfläche aufgrund langjähriger Erfahrungen gut gelingt, stößt die Berechnung der Abflusskonzentration in der Kanalisation sowie die Modellierung der stofflichen Prozesse in der Kanalisation und den Kläranlagen an Grenzen. Diese liegt sowohl am Mangel geeigneter Ansätze für große räumliche und zeitliche Skalen als auch an der begrenzten Datenverfügbarkeit.

Die für das Modell verwendeten Algorithmen wurden maßgeblich aufgrund der derzeit möglichen und für die Pilotstudie notwendigen zeitlichen Diskretisierung von einem Tag ausgewählt. Da die Prozesse in der Kanalisation und der Kläranlage typischerweise wesentlich schneller ablaufen, ist eine prozessadäquate Beschreibung nur sehr beschränkt möglich. Es wurde daher auf der einen Seite versucht, im Hinblick auf die Ableitung von monatlichen Bilanzen plausible aber auch einfache Algorithmen einzusetzen. Auf der anderen Seite sollte bei einer zukünftig besseren Verfügbarkeit der meteorologischen Eingangsdaten eine höhere zeitliche Diskretisierung möglich bleiben. Die Programmstruktur ist daher so angelegt, dass prinzipiell viele Prozesse, wie z.B. die Abflusskonzentration, detaillierter beschrieben werden können, ohne dass umfangreiche Änderungen notwendig wären.

Die Frage der Implementierung von aufwendigeren Modellelementen, welche eine bessere Beschreibung der Prozessphasen ermöglichen, ist aber nicht nur von der Verfügbarkeit der Eingangsdaten abhängig. Auch die Anwendbarkeit eines Modellansatzes wird immer schwieriger, je komplexer dieser ist, denn detailliertere Prozessbeschreibungen erfordern auch eine größere Anzahl von Parametern.

Je mehr Parameter ein Modell benötigt, desto schwieriger wird aber die objektive Bestimmung und desto geringer ist ihre Zuverlässigkeit (BfG 2002). Eine denkbare Grenzsituation wäre, wenn die Anzahl der Modellparameter und der Systembeobachtungen gleich ist. Dann ist das Problem der Parameterbestimmung lediglich ein mathematisches, nämlich die Lösung eines Gleichungssystems mit eben so vielen Unbekannten wie Gleichungen. In diesem Fall wäre es außerordentlich unwahrscheinlich, dass die so bestimmten Modellparameter plausibel und übertragbar sind (Paulsen 1987).

Ein weiteres Ziel, welches bei der Entwicklung des Modellansatzes berücksichtigt wurde, war dessen relativ einfache Anwendbarkeit für Anwender in der Praxis. Viele der existierenden Modelle sind so komplex, dass ihre Anwendung in der Praxis stark eingeschränkt oder gar nicht möglich ist (Ahyerre *et al.* 1998, BfG 2002).

# Kapitel 4

## Umsetzung des Modellkonzeptes

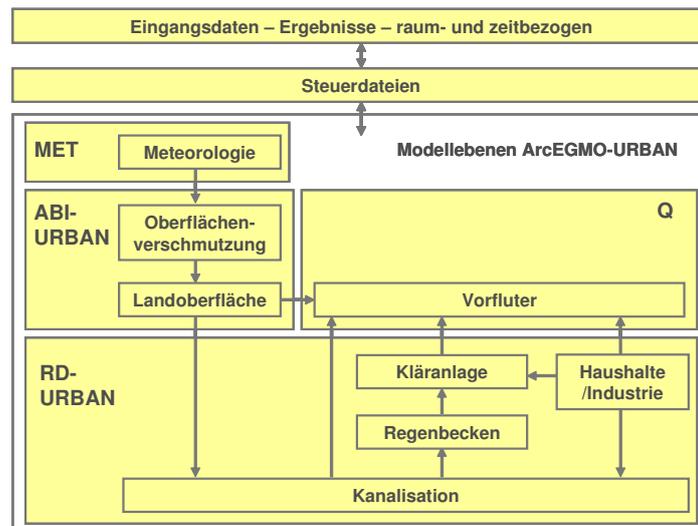
Im folgenden Kapitel wird die programmtechnische Umsetzung des im vorangehenden Abschnitt beschriebenen Modellkonzeptes für ArcEGMO-URBAN dargestellt. Das Modell ist in der Programmiersprache C geschrieben und auf Personalcomputern unter Windows sowie auf UNIX-Plattformen lauffähig. Um die Lauffähigkeit auf verschiedenen Plattformen zu gewährleisten, besitzt das Modell keine Nutzeroberfläche. ArcEGMO-URBAN generiert sich entsprechend den zur Verfügung stehenden raum- und zeitbezogenen Eingangsdaten weitgehend selbst, so dass der auf ein Minimum reduzierte Nutzerdialog über Steuerdateien im ASCII-Format stattfinden kann.

### 4.1 Programmstruktur

Aufbauend auf dem Modellsystem ArcEGMO<sup>®</sup> (Pfützner 2002, Becker *et al.* 2002) wurde das Modell ArcEGMO-URBAN so gestaltet, dass es mit der vorhandenen Programmstruktur problemlos zusammenarbeitet. Das Modellsystem gestattet auf der Grundlage einer definierten GIS-Datenbasis eine informations-, problem- und prozessadäquate Verarbeitung der Informationen. Die Organisation der Datenflüsse zwischen den einzelnen Modellkomponenten, die Modellparameterermittlung aus raumbezogenen Informationen wie auch die Verwaltung der Modellergebnisse als raumbezogene Informationen erfolgen GIS-gestützt.

Der Anwender kann je nach Aufgabenstellung und verfügbarer Datenbasis mit unterschiedlich detaillierten Modellen und verschiedenen Raum- und Zeitdiskretisierungen arbeiten. Das Konzept ist weitgehend modular und offen angelegt, so dass Modellentwickler jederzeit weitere Modellkonzepte ergänzen können. ArcEGMO<sup>®</sup> besteht aus einer Reihe von Komponenten, die sich wie folgt bezüglich ihres Inhaltes unterscheiden:

- Programmkomponenten, die Schnittstellen zu den raum- und zeitbezogenen Eingangsdaten und Modellergebnissen darstellen



**Abbildung 4.1:** Prinzipskizze der Modellebenen von ArcEGMO-URBAN

- Modellkomponenten, die Prozesse innerhalb einer Modellebene beschreiben
- Module, die jeweils genau einen Teilprozess beschreiben

Abbildung 4.1 gibt eine schematische Übersicht über das Programmsystem. Den Kern bildet das Modell URBAN, welches in das hydrologische Modell ArcEGMO<sup>®</sup> eingebettet ist und über die verwendeten prozessbeschreibenden Module, die Art und die Detailliertheit der GIS-Datenbasis sowie über die räumliche Auflösung in den einzelnen Modellebenen definiert wird.

In ArcEGMO-URBAN werden für die Beschreibung der Niederschlags-Abfluss- und Schmutz-Transport-Prozesse die Einzelprozesse in Modellebenen strukturiert, welche entsprechend den maßgeblichen prozessbeeinflussenden Prozessen eine spezifische Diskretisierung der Raumelemente besitzen. In den Modellebenen sind die Prozesse wie folgt organisiert:

- Bereitstellung der meteorologischen Eingangsdaten ▷ [MET]
- Abflussbildung und Stofftransport auf der Oberfläche ▷ [ABI-URBAN]
- Abflusskonzentration und Stofftransport im Kanalnetz ▷ [RD-URBAN]
- Abflusskonzentration im Gewässernetz ▷ [Q]

## 4.2 Programmsteuerung

Dem Modell und jeder Komponente ist jeweils eine Steuerdatei zugeordnet, die entweder die schrittweise Abarbeitung des Modells in den verschiedenen Modellebenen steuert oder der Beschreibung von Datentabellen dient. Jede Steuerdatei

```

#####
#####
MODELL_VERSION          NA_Mod      /* NA_Mod oder WH_Mod */
STARTDATUM              01 01 1999 /* Tag Monat Jahr */
STARTZEIT               0 0
ENDDATUM                31 12 2000 /* Tag Monat Jahr */
+++++
STARTWERTE_AUS_SIMULATION?      Nein
*ERWEITERTER_TESTDRUCK?        Ja
+++++
PROJEKT                      d:\Arc_Egmo\AE_Urban_Havel
+++++
RAUMBEZUEGE_MODELLIERUNG
METEOR                       efl /* EFL, KAS, TG oder GEB
ABFLUSSBILDUNG                efl /* EFL, KAS, TG oder GEB */
ABFLUSSKONZENTRATION_RD      tg /* KAS, TG oder GEB */
ABFLUSSKONZENTRATION_GW      tg /* FE, KAS, TG oder GEB */
GESAMTABFLUSS                 fgw /* FGW, TG oder GEB */
+++++
RAUMBEZUEGE_ERGEBNISSE
METEOR                       geb /* EFL, KAS, TG oder GEB */
ABFLUSSBILDUNG                geb /* EFL, KAS, TG oder GEB */
+++++
MODUL_MET                    met_mod1 /* met_mod1 */
MODUL_ABI                     URBAN /* URBAN Bam01 efl_mod3 SiWaE, EGMO_WH */
MODUL_RD                       RD_SIMP /* KINWAVE, RD_SIMP */
MODUL_GW                       EGMO_GW /* EGMO_GW , GW_Kopp */
MODUL_Q                         Q_ELS /* Q_ELS, FALTUNG */
+++++
BERECHNUNGS_VARIANTE      Rathenow_Validierung_4 /* Ergebnisverzeichnis */
+++++
#####

```

**Abbildung 4.2:** Beispiel für eine Steuerdatei von ArcEGMO-URBAN

setzt sich aus einem oder mehreren Anweisungsblöcken zusammen. Jeweils in der ersten Zeile eines Anweisungsblockes befindet sich ein definiertes und damit obligatorisches Schlüsselwort. Die Schlüsselworte sind weitgehend in Klarschrift verfasst und lassen damit direkt auf den Inhalt der zugehörigen Anweisung schließen. Das Hauptprogramm initialisiert den Speicherplatz für die Modellsteuerung und organisiert den Aufruf des abzuarbeitenden Modells. Zu Beginn eines Simulationslaufes wird die Programmsteuerdatei `arc_egmo.ste` eingelesen, die als Beispiel für die verwendeten Steuerdateien in Abbildung 4.2 dargestellt ist. In dieser Steuerdatei werden neben der Modellauswahl und der Definition des Simulationszeitraumes festgelegt, auf welche Raumbezüge die Modellrechnungen in den einzelnen Modellebenen bezogen und auf welche Geometrien die Modellierungsergebnisse aggregiert werden sollen.

## 4.3 Datenorganisation

Alle für die Modellierung benötigten Daten werden in einem Projektverzeichnis verwaltet, in dem eine definierte Struktur von Unterverzeichnissen angelegt wird. In diesen werden die Steuerdateien für Modellkomponenten, für die raumbezogenen und die zeitbezogenen Daten sowie die Ergebnisse abgelegt (vgl. Pfützner 2002).

### 4.3.1 Raumbezogene Eingangsinformationen

Grundlage für die Anwendung des GIS-gestützten Modellierungskonzeptes ist die Aufbereitung der raumbezogenen Eingangsinformationen, durch die eine definierte Datenstruktur entsteht, die alle raumbezogenen Informationen für die Modellierung enthält. Im Modell werden für die Beschreibung der Nährstoffeinträge aus punktuellen Quellen die Einzelprozesse in den in Abschnitt 4.1 beschriebenen Modellebenen strukturiert.

Jede Modellebene besitzt eine spezifische Diskretisierung in Raumelemente entsprechend der räumlichen Variabilität der maßgeblichen, prozessbeeinflussenden Raumeigenschaften. Jedem Raumelement können so adäquate Teilprozesse und Teilprozessmodelle zugeordnet werden. Eine Übersicht der Raumelemente für ArcEGMO-URBAN gibt Tabelle 4.1.

**Tabelle 4.1:** Definition der von ArcEGMO-URBAN verwendeten Raumelemente

Raumelement	Definition/Inhalt	Geometrie
Meteorologische Station	Lagekoordinaten der meteorologischen Station	Punkt
Elementarfläche	Polygone oder Raster mit homogenen Systemeigenschaften	Fläche
urbanes/natürl. Einzugsgebiet	oberirdisches Einzugsgebiet eines Punktes im Untersuchungsgebiet	Fläche
FGW-Abschnitt	Gewässerstrecke oder Teil einer Tallinie mit hinreichender Homogenität der Charakteristika	Linie
Sonderbauwerk bzw. KA	Lagekoordinaten und Angaben zu Reinigungsgrad, Volumen und Verweilzeit	Punkt

Der Struktur liegt die Vorstellung zugrunde, dass das urbane Entwässerungssystem sich wie ein natürliches Einzugsgebiet beschreiben lässt. Dem natürlichen Gewässersystem steht somit ein „urbanes Gewässersystem“ in Form der Kanalisation gegenüber. Entsprechend kann man ein natürliches Einzugsgebiet und ein „urbanes Einzugsgebiet“ abgrenzen, wobei sich sowohl die Gewässersysteme als auch die Einzugsgebiete überschneiden können. Die Verwaltung der entsprechenden Raumelemente findet jeweils in einem eigenen Coverage statt, in dem die GIS-Datenbasis aus Geometrie- und Sachdaten (Relate- und Attribut-Tabellen) organisiert ist. Nur das „urbane Einzugsgebiet“ wird indirekt über Verschneidung mit den Elementarflächen abgebildet, wie im Abschnitt Elementarflächen beschrieben.

Zur Beschreibung der Mengenflüsse zwischen den Raumelementen werden die räumlichen Zuordnungen der einzelnen Modellierungseinheiten zueinander er-

mittelt. Tabelle 4.2 gibt einen Überblick über die notwendigen Modellierungs-Coverages, ihre Verweise aufeinander und auf die Relate-Tabellen. Diese Coverages werden durch verschiedene GIS-Operationen, in erster Linie Verschneidungen, erzeugt. Für alle Punkt-Coverages und die Elementarflächen werden die xy-Koordinaten der Geometrien auf Basis eines planimetrischen Koordinatensystems (z.B. Gauß-Krüger, UTM) benötigt. Diese werden für die Polygoneometrien als Koordinaten des Flächenschwerpunktes den Attribut-Tabellen angefügt.

**Tabelle 4.2:** Übersicht über die GIS-Datenbasis und ihre Verknüpfungen

Coverage	Verweis auf Coverage bzw. Relate-Tabellen
Teileinzugsgebiete	-
Fließgewässer	Teileinzugsgebiete
Bauwerke & Kanalisation	Fließgewässer
Elementarflächen	Teileinzugsgebiete Ortsteile Landnutzung Boden DHM GW-Flurabstand

Die Relate-Tabellen beinhalten, nach inhaltlichen Gesichtspunkten geordnet, Eigenschaften bzw. Attribute der Geometrien der Coverages, auf die über Verweise oder Schlüssel zugegriffen werden kann. Da zwischen den meisten Attributen und den Coverages „one to many“-Beziehungen existieren, sind Relate-Tabellen zur Vermeidung von Redundanzen eine effektive Form der Verwaltung.

#### 4.3.1.1 Teileinzugsgebiet - Coverage

Die natürlichen Teileinzugsgebiete (im Gegensatz zu den „urbanen Einzugsgebieten“) können als Eingangsdaten von den entsprechenden Landesämtern zur Verfügung gestellt werden oder aber mit GIS-Algorithmen aus dem Digitalen Geländemodell (DGM) abgeleitet werden. Allerdings sind dann hohe Anforderungen an die Detailliertheit des DGM zu stellen, insbesondere bei wenig strukturierten Gebieten im Tiefland.

Im Zuge der Modellierung wird auf Basis der Nachbarschaftsbeziehungen des Fließgewässersystems auch eine Hierarchie für die Teileinzugsgebiete ermittelt. Normalerweise sind keine weiteren Informationen für die Teilgebiete notwendig, es können ihnen aber z.B. Lagekoordinaten zugeordnet werden, die für eine teilgebietsbezogene Flächenübertragung der Klimagrößen benötigt werden.

### 4.3.1.2 Fließgewässer - Coverage

Zur Abbildung des „natürlichen Gewässernetzes“ wird die Fließgewässerstruktur in einem eigenen Coverage aufgebaut. Die Anforderungen und Verfahrensweisen bei der Erzeugung des Fließgewässer-Coverages (FGW-Coverage) hängen weitgehend von der Zielstellung der Modellierung an sich ab. Alle mit ArcEGMO-URBAN modellierten Einträge werden auf FGW-Abschnitte bezogen. Je nachdem, wie detailliert der Zufluss zum Gewässernetz bzw. bei einer Weiterbearbeitung auch der Transport im Gewässersystem beschrieben werden soll, muss das FGW-Netz im Zuge der Datenaufbereitung in relativ homogene mehr oder weniger große Abschnitte untergliedert werden. Ausgangspunkt für die Erzeugung des FGW-Coverages ist ein Coverage, das die wichtigsten dauerhaft wasserführenden Fließgewässer beinhaltet.

Das Linien-Coverage muss dann derart aufbereitet werden, dass jedem Linienelement ein Oberlieger und ein Unterlieger zugeordnet ist. Weiterhin werden die Länge des Abschnitts, eine ID des zugehörigen Teileinzugsgebietes und die Höhe von Anfangs- und Endpunkt bzw. das Gefälle des Abschnitts während der Datenaufbereitung ermittelt.

Bisher wird das FGW-Netz nur zur Zuordnung der Ergebnisse der Modellierung benötigt. Eine weitergehende Modellierung der Abflusskonzentration im Gewässernetz ist über die bestehenden Modellansätze in ArcEGMO® möglich. Die Frachtkomponenten werden dabei bisher ohne Berücksichtigung von gewässerinternen Prozessen und ohne Retention mit der abfließenden Welle transportiert.

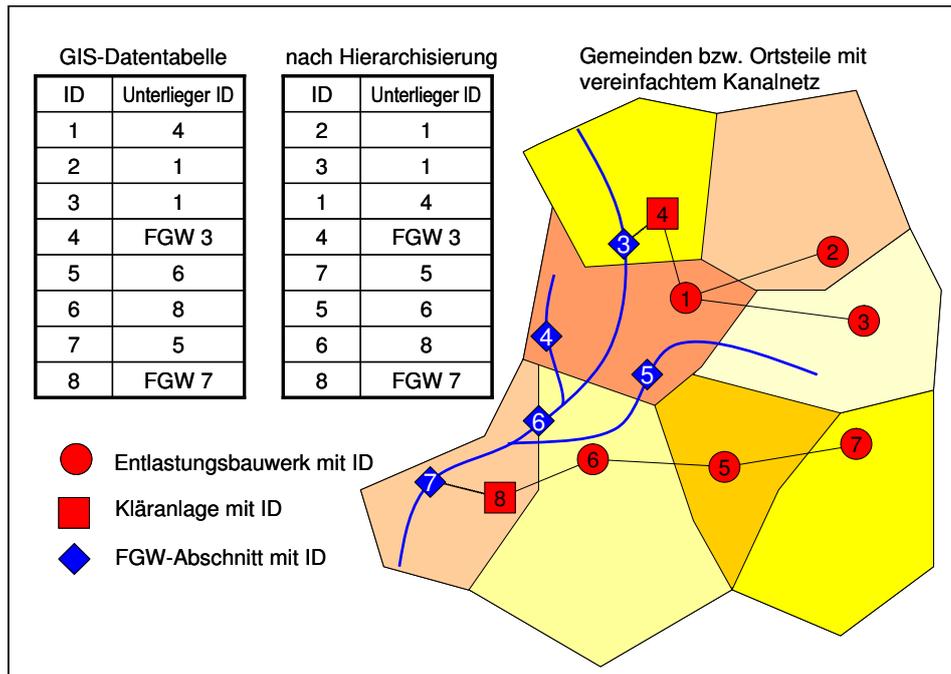
### 4.3.1.3 Bauwerke & Kanalisation - Coverage

In Analogie zum „natürlichen Gewässernetz“ der Bäche und Flüsse bilden die Kanalisationsstränge ein „urbanes Gewässernetz“, welches ein eigenes „urbanes Einzugsgebiet“ - den „Ortsteil“ - hat. Allerdings wird das urbane Einzugsgebiet nicht direkt in einem Coverage verwaltet, sondern indirekt über das Elementarflächen-Coverage, wie im Weiteren beschrieben.

Die modelltechnische Abbildung der Kanalisation und der darin vorhandenen Kläranlagen und Sonderbauwerke, wie z.B. Rückhaltebecken, erfolgt wie beim Fließgewässer-Coverage über den Aufbau einer Baumstruktur. Für die bekannten Bauwerke wird eine Hierarchie mit Oberlieger- und Unterliegerbeziehungen entwickelt. Einzelne Kanalisationsteilgebiete werden nicht explizit berücksichtigt, sondern deren Verhalten wird integral jeweils an dem tatsächlichen oder einem virtuellen zugeordneten Sonderbauwerk über Elementarflächen (siehe nächster Abschnitt) erfasst. Große Sammler als Verbindung zwischen Sonderbauwerken bzw. Kläranlagen werden wie bei einem Fließgewässerabschnitt über deren Anfangs-

und Endpunkte und daraus programmintern abgeleitet über Länge und Gefälle beschrieben.

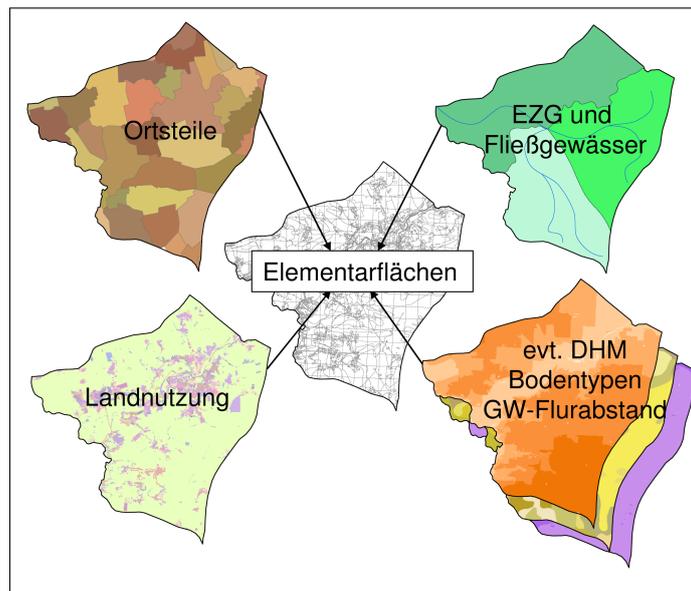
Für das letzte Bauwerk innerhalb eines Kanalnetzes (normalerweise die Kläranlage) wird als Unterlieger ein Fließgewässerabschnitt definiert. In dieser Weise können beliebig viele unabhängige Kanalisationssysteme definiert werden. Eine schematische Darstellung der Zusammenhänge gibt Abbildung 4.3.



**Abbildung 4.3:** Schematische Darstellung der programminternen Beschreibung der Kanalisationsnetze über wichtige Bauwerke und deren Beziehung untereinander

#### 4.3.1.4 Elementarflächen - Coverage

Das Elementarflächen-Coverage (EFL-Coverage) stellt das zentrale Coverage für die Modellierung der Abflussbildung dar. Zur Erzeugung werden bis zu 6 digitale Karten mittels GIS-Operationen verschnitten. Der Mindestdatenbedarf zur Erstellung des EFL-Coverage besteht aus je einem Landnutzungs-, Einzugsgebiets- und Ortsteil-Coverage, denen über Tabellen hydrologisch und siedlungswasserwirtschaftlich relevante Kennwerte und Verweise auf das Fließgewässernetz und die Kanalisationsnetze zugeordnet werden. Zusätzlich können Informationen zum Grundwasserflurabstand, zum Gefälle und zum Boden mit einbezogen werden. Eine schematische Darstellung zur EFL-Erzeugung gibt Abbildung 4.4.



**Abbildung 4.4:** Übersichtsschema zur EFL-Erzeugung

Das Ziel bei der Erzeugung des EFL-Coverage ist es, Flächen zu erhalten, die bzgl. der entscheidenden Systemausgänge quasi homogen reagieren. Die Art und Weise der Erzeugung ist deshalb abhängig von der zur Verfügung stehenden Datenbasis und von den Genauigkeitsanforderungen und dem Maßstabsbereich, in dem modelliert wird. Bestimmte Flächeneigenschaften werden als dominierend betrachtet und werden deshalb für die Geometriebildung genutzt, während andere nur als „repräsentativer“ Wert berücksichtigt werden.

Für die Geometriebildung werden die Coverages von Flächennutzung, Teileinzugsgebieten und Gemeinden miteinander flächenscharf verschnitten. Fakultative Informationen zum Boden, Gefälle und Grundwasserflurabstand werden durch „repräsentative“ Mittelwerte den entstandenen Flächen zugewiesen. Dazu werden das DGM, die Bodenkarte und der Grundwasserflurabstand innerhalb jeder Elementarfläche ausgewertet, ohne dass eine weitere Verschneidung stattfindet. Die hier entstehenden Elementarflächen sind also Flächen mit homogenen Nutzungsverhältnissen und eindeutiger Gemeinde- und Einzugsgebietszuordnung, denen jeweils ein repräsentativer Wert für den Boden, den Grundwasserflurabstand und das Gefälle zugeordnet ist (vgl. Tabelle 4.2). Im Folgenden werden die einzelnen Coverages beschrieben.

**Ortsteile** Entsprechend den natürlichen Einzugsgebieten der Gewässer werden die „urbanen Einzugsgebiete“ der einzelnen Kanalisationen als die Gebiete verstanden, in denen das gesamte abfließende Wasser an einem gemeinsamen Punkt zusammenfließt. Dies bedeutet, dass auch mobil entsorgte Gebiete zu einem „ur-

banen Einzugsgebiet“ gehören, auch wenn keine Kanalisation verlegt ist. Die Daten dazu werden in dem Ortsteil-Coverage verwaltet.

Im einfachsten Fall enthält das Coverage die Gemeindegrenzen und die statistischen Daten zu Einwohnerzahl, Kanalisationstyp und Trinkwasserverbrauch sowie einen Verweis zu einem Bauwerk des Coverages „Künstliches Gewässernetz“ (z.B. eine Kläranlage). Dabei wird davon ausgegangen, dass Kanalisationsnetze normalerweise für einzelne Gemeinden gebaut und konzipiert werden. Sollten mehrere unabhängige Netze mit unabhängigen Endpunkten existieren, so müssen diese Gemeinden in einzelne Ortsteile separiert und jedem Teilgebiet die entsprechenden Daten zugewiesen werden.

**Landnutzung** Das Landnutzungs-Coverage beinhaltet die Informationen der hydrologisch relevanten und für die Berechnung der Oberflächenverschmutzung notwendigen Eigenschaften unterschiedlicher Landnutzungen. Jeder im Untersuchungsgebiet vorkommenden Flächennutzung wird ein Kennwert zugeordnet, welcher im EFL-Coverage verwaltet wird.

Es müssen mindestens Informationen zum Versiegelungsgrad und der Interzeptionskapazität vorgegeben werden. Dies kann unter Angabe von Minimal- und Maximalwerten erfolgen, welche im Sinne eines Toleranz- oder Fehlerbereichs zu interpretieren sind. Über eine Steuerdatei kann für die Modellierung festgelegt werden, ob das Minimum oder das Maximum oder aber der Mittelwert aus beiden für die Modellierung verwendet werden soll. Daneben können für jede Landnutzung stoffspezifische Faktoren für die Komponentenmethode bzw. für die Akkumulations-Abtragsmethode angegeben werden. Für die Zuordnung werden Literaturangaben verwendet (vgl. Abschnitt 5.3).

**Boden** Für die hydrologische Modellierung der Direktabflussbildung, der Infiltration und des Bodenwasserhaushaltes von unversiegelten und teilversiegelten Flächen werden Bodeninformationen in ihrer räumlichen Verteilung benötigt, und zwar die  $k_f$ -Werte der Bodenschichten innerhalb der wechselfeuchten Bodenzone und die Bodenkapillarwasserspeicherkapazität. Die Bodenkapillarwasserspeicherkapazität wird aus der nutzbaren Feldkapazität, bezogen auf die Mächtigkeit aller Bodenschichten innerhalb der wechselfeuchten Bodenzone ermittelt. Die Mächtigkeit der wechselfeuchten Bodenzone wird als das Minimum aus effektiver Wurzeltiefe, Grundwasserflurabstand und Bodenmächtigkeit an sich geschätzt. Letztere Bedingung wird wirksam, wenn oberflächennah Fels ansteht bzw. bei geringmächtigen Lockergesteinsschichten.

Die Verwendung von detaillierten Bodendaten ist nicht zwingend notwendig, da die für Siedlungsgebiete maßgeblichen Prozesse auf den versiegelten Flächen statt-

finden. Zudem ist die Angabe von Bodeninformationen für Stadtgebiete mit noch größeren Unsicherheiten als im ländlichen Raum behaftet (Haase *et al.* 2004). Trotzdem ist die Berücksichtigung der Prozesse auf den unversiegelten Flächen in einer sehr einfachen Form im Modell implementiert. Vor allem bei Starkregenereignissen kommt es auch von diesen Flächen zu einem Direktabfluss, der so bei der Berechnung berücksichtigt werden kann.

**Digitales Geländemodell** Die Verwendung eines Digitalen Geländemodells erleichtert die Ableitung der Höheninformationen vor allem für das Kanalisationsnetz und das Fließgewässernetz. Zusätzlich können die Informationen zur Berechnung der meteorologischen Größen (über Messstellenhöhe und Exposition) oder in Verbindung mit Grundwasserhöhenkarten zur Berechnung des Grundwasserflurabstandes verwendet werden.

**Grundwasserflurabstand** Daten zum Grundwasserflurabstand werden bisher schon im Modell ArcEGMO<sup>®</sup> zur Steuerung der Verdunstungsreduktion und der Sättigungsflächenbildung bei der Modellierung benutzt. Es wäre darüber hinaus auch noch eine Anwendung in ArcEGMO-URBAN denkbar. Bei der zunehmenden Verfügbarkeit von GIS-Daten zu Kanalisationsnetzen können die Informationen zur Tiefe der Kanalisation zusammen mit dem Grundwasserflurabstand zur Abschätzung der Ex- oder Infiltration und damit zur Größe des Fremdwasseranfalls verwendet werden.

### 4.3.2 Zeitbezogene Eingangsdaten

Die wichtigsten zeitbezogenen Eingangsdaten sind die der meteorologischen Stationen. Darüber hinaus können bei Bedarf auch siedlungswasserwirtschaftliche Zeitreihen integriert werden, wie gemessene bzw. genehmigte Einleitungen aus Industriekläranlagen oder Trinkwasserverbrauchsdaten sowie hydrologische Messwerte von Gewässerpegeln und Grundwasserzuflüssen.

#### 4.3.2.1 Niederschlagsdaten

Die Verwaltung der meteorologischen Zeitreihen und ihre Übertragung auf die zu modellierenden Flächen erfolgt unter Nutzung der von ArcEGMO<sup>®</sup> bereitgestellten Programmkomponente METEOR. Die Ermittlung der eigentlichen Modelleingangsgrößen Niederschlagsdargebot und Verdunstung geschieht im so genannten MET\_MODUL (vgl. Pfützner 2002). Aus den punktbezogenen Stationswerten werden flächenbezogene Werte des Niederschlagsdargebotes und der potentiellen Verdunstung berechnet (vgl. Abschnitt 3.3.1.1). Für die Flächenübertragung werden das Quadrantenverfahren zur Stationsauswahl und Entfernungsgewichte in der Übertragungsfunktion genutzt. Insbesondere für die Ermittlung der Verdunstung können je nach Datenlage und verwendetem Verfahren (PENMANN,

HAUDE, TURC-IVANOW) weitere Zusammenhänge Berücksichtigung finden.

In METEOR wird davon ausgegangen, dass die meteorologischen Daten punkt- bzw. stationsbezogen gewonnen wurden. Angaben zu den Stationen, ihre Lage und die zugeordneten Datentabellen werden in einer Stationstabelle verwaltet. Die Steuerung der Aktivitäten von METEOR durch den Nutzer erfolgt wiederum über eine Steuerdatei. Diese Steuerdatei besteht aus Anweisungsblöcken zur Datenkorrektur, zur Flächenübertragung der meteorologischen Daten und zur Beschreibung der Tabellenstrukturen der Stationstabellen und der Datentabellen.

Die Stationstabelle enthält Angaben zu Lage und Typ der Messstation, der zeitlichen Auflösung der Messungen und zu stationsbezogenen Korrekturfaktoren. Die eigentlichen Datentabellen beinhalten jeweils für eine bestimmte Station die Zeitreihen mit Angabe des Datums und der gemessenen Größen. Alle Tabellen können im ASCII oder INFO Format vorliegen.

### 4.3.2.2 Einleitungen und Entnahmen

Zusätzliche Einleitungen und Entnahmen als anthropogene, bilanzbeeinflussende Maßnahmen in einem Flussgebiet können im Rahmen der hydrologischen Modellierung ebenfalls berücksichtigt werden. Dazu müssen die Einleitungen bzw. Entnahmen als Zeitreihen vorgegeben und über ihren Raumbezug an die Modellierungs-Coverage gebunden werden (vgl. Pfützner 2002).

### 4.3.2.3 Hydrologische Daten

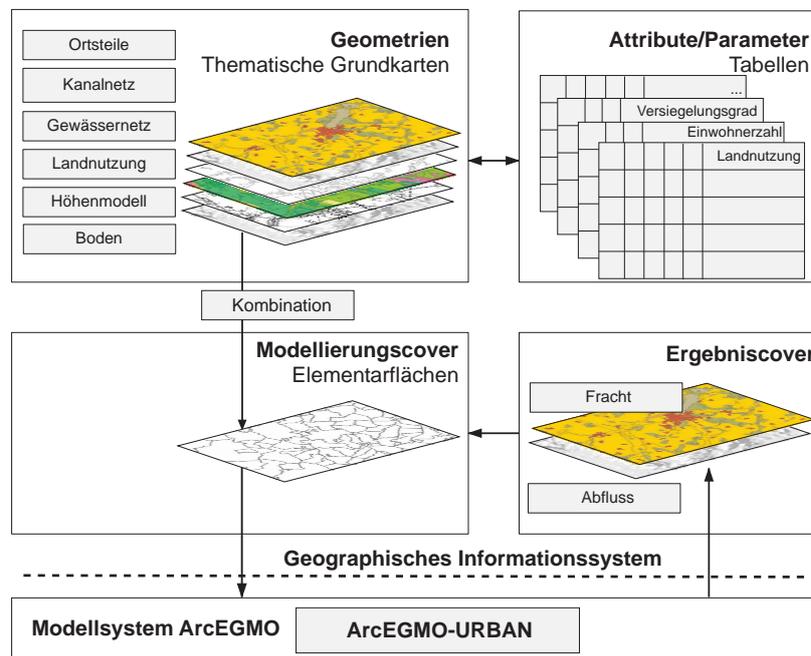
Zeitreihen von Gewässerpegeln und Grundwasserzuflüssen können ebenso wie Einleitungen und Entnahmen über das Rahmenprogramm berücksichtigt werden. Für die Anwendung von ArcEGMO-URBAN hat dies jedoch keine Bedeutung.

## 4.4 Programmablauf und Ergebnisausgabe

Der Programmablauf gliedert sich, wie in Abbildung 4.5 schematisch dargestellt, in einen datenvorbereitenden Abschnitt, welcher im Wesentlichen mittels GIS-Werkzeugen bearbeitet wird und die eigentliche Modellrechnung.

Im ersten Schritt müssen die beschriebenen notwendigen Eingangsdaten entsprechend den Anforderungen in einem *Preprocessing* aufbereitet werden. Dabei werden die in unterschiedlicher Form (Polygone oder Raster) und räumlicher Auflösung zur Verfügung stehenden digitalen Basiskarten durch Verschneidungsoperationen mittels GIS zu Elementarflächen mit homogenen Eigenschaften zusammengefasst, um die Daten möglichst ohne Informationsverlust nutzen zu

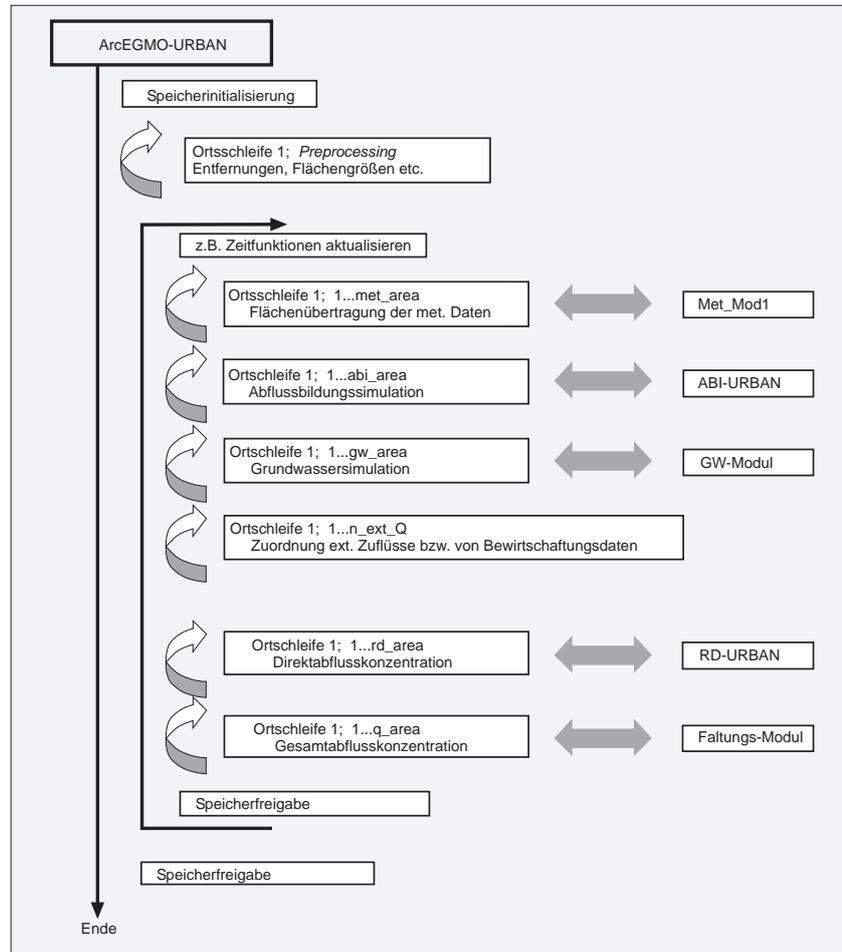
#### 4. Umsetzung des Modellkonzeptes



**Abbildung 4.5:** Interaktion von ArcEGMO-URBAN und den GIS-Daten

können. Außerdem müssen das Fließgewässernetz und die siedlungswasserwirtschaftlichen Bauwerke hierarchisiert werden. Das heißt, jedem Fließgewässerabschnitt und jedem Bauwerk werden ein Oberlieger und ein Unterlieger zugeordnet. Damit entsteht ein eindeutiges Fließgewässernetz und ein oder mehrere unabhängige Kanalisationsnetze. Die Kanalisationsnetze sind dabei nur virtuell vorhanden, d.h. in der GIS-Datenbasis müssen normalerweise keine Verbindungen zwischen den einzelnen Bauwerken vorhanden sein.

Anschließend erfolgt der eigentliche Programmaufruf. Zuerst wird der notwendige Speicherplatz für alle vorhandenen bzw. verwendeten Raumelemente und Variablen angelegt, wie schematisch in Abbildung 4.6 dargestellt. Danach werden für jeden Zeitschritt mehrere Ortsschleifen abgearbeitet, die entsprechend den pro Zeitschritt ablaufenden Prozessen nacheinander angeordnet sind. Ausgehend von der Bereitstellung der meteorologischen Daten werden die Niederschlags-Abflussbildung, die Grundwasserneubildung, die Abflusskonzentration in der Kanalisation und schließlich die Abflusskonzentration im Gewässer modelliert. In jedem dieser Abflussmodule werden auch die jeweiligen Stoffprozesse berücksichtigt. Die Ergebnisse werden je nach Nutzervorgabe pro Zeitschritt direkt in einer Ergebnisdatei gespeichert oder aber aggregiert nach mehreren Zeitschritten - z.B. monatlich - ausgegeben. Das Programm endet nach Abarbeitung aller Zeitschritte und Freigabe des verwendeten Speicherplatzes.



**Abbildung 4.6:** Programmablaufübersicht modifiziert nach Pfützner (2002)

Je nach gewählter räumlicher und zeitlicher Diskretisierung fallen im Zuge der Modellrechnungen zum Teil beträchtliche Datenmengen an, die in geeigneter Form für weitere Auswertungen gespeichert werden müssen. Eine direkte Einspeisung in ein GIS ist nur bedingt möglich, da diese Systeme die Zeit als 4. Dimension nicht unterstützen. Deshalb werden die Modellierungsergebnisse prinzipiell in ASCII- oder Excel-Tabellen gespeichert. Als primäre Ergebnisgrößen werden die Fracht für TN und TP und der Abfluss für jeden Gewässerabschnitt berechnet. Darüber hinaus können noch weitere hydrologische Daten ausgegeben werden.

Prinzipiell können alle Daten für die Raumbezüge, für die sie berechnet werden, in quasi beliebiger zeitlicher Auflösung gespeichert werden. Dies kann allerdings zu

nicht mehr handhabbaren Datenmengen führen. Deshalb werden vom Rahmenprogramm ArcEGMO<sup>®</sup> verschiedene Möglichkeiten der zeitlichen und räumlichen Selektion und Aggregation bereitgestellt. In Kombination mit den Möglichkeiten von GIS und Tabellenkalkulationsprogrammen sind mit diesen Selektions- und Aggregierungsmechanismen effektive Datenanalysen durchführbar. Für weitere Ausführungen dazu wird auf Pfützner (2002) verwiesen.

# Kapitel 5

## Pilotstudie und Ergebnisse

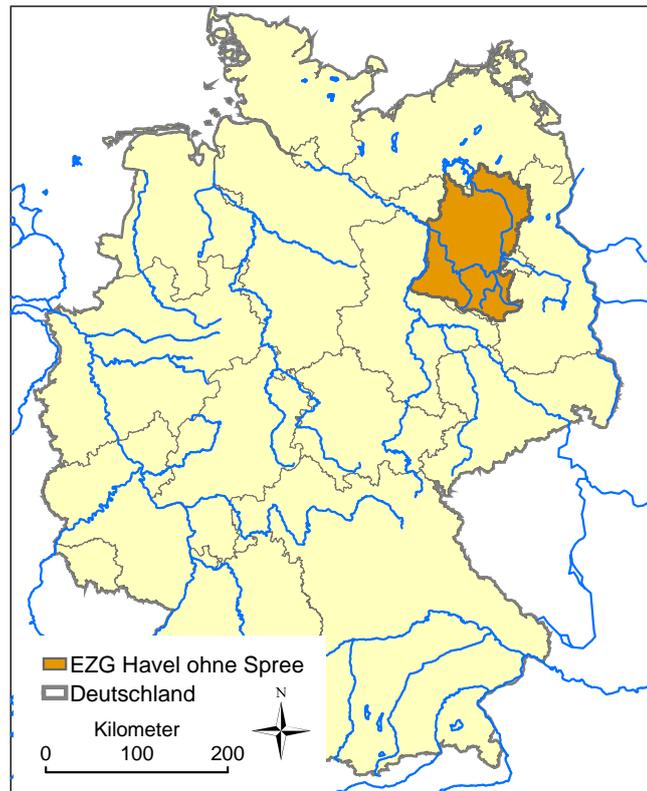
Das Modell ArcEGMO-URBAN wurde im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ entwickelt (Schanze *et al.* 2005). Das Einzugsgebiet wurde aufgrund seiner äußerst komplexen hydrologischen und landschaftsökologischen Struktur und den nicht minder komplexen Nutzungsanforderungen ausgewählt. Innerhalb des Verbundvorhabens wurden Untersuchungs- und Bewirtschaftungsmethoden entwickelt, die den Untersuchungsraum in seiner gesamten naturräumlichen und sozioökonomischen Ausstattung erfassen.

Zur Berechnung der Einträge von Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) aus punktuellen Quellen für den Istzustand und verschiedene Szenarien wurde ArcEGMO-URBAN verwendet. In dieses Kapitel werden zunächst das Untersuchungsgebiet und die verwendeten Eingangsdaten und anschließend die Modellvalidierung und die erzielten Ergebnisse dargestellt.

### 5.1 Untersuchungsgebiet

#### 5.1.1 Naturraum und Hydrologie

Die Havel ist mit einem Gesamteinzugsgebiet von rund 24.000 km<sup>2</sup> der größte rechtsseitige Zufluss der Elbe und einer der wichtigsten Tieflandflüsse in Deutschland (LUA 1995). Das Havel-Gebiet liegt im Naturraum des pleistozänen Jungmoränengebietes mit dem dafür typischen flachen Geländenniveau (sehr niedriges Gefälle, geringe Fließgeschwindigkeiten) und weiträumigen Feuchtgebieten. Die Landnutzung wird dominiert von Nadelwald (32,6 %), Ackerflächen (37,7 %) und häufig staubewässerten Wiesen (11,1 %). Das stark verzweigte Gewässersystem, die große Zahl durchflossener Seen und seenartiger Erweiterungen sowie gestaute, kanalisierte und eingedeichte Abschnitte sind markante Kennzeichen dieses Tieflandgewässers. Die hydrologischen Verhältnisse sind durch starke Beeinflus-



**Abbildung 5.1:** Lage des Havel-Einzugsgebietes (ohne Spree) innerhalb Deutschlands

sungen des Abflussprozesses infolge von Nutzungen und Stauhaltungen sowie ein Grabensystem hoher Dichte in den Niederungen gekennzeichnet. Die Abflüsse und Abflussspenden zeigen in der Havel, wie auch in den anderen Fließgewässer Brandenburgs, relativ geringe Werte. Trotz der vielen Gewässer ist Brandenburg eines der wasserärmsten Gebiete Deutschlands. Während die Havel bei Ketzin eine Abflussspende von  $4,6 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{km}^2)$  aufweist, besitzt beispielsweise der Rhein bei Kaub  $15,1 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{km}^2)$  und die Oder bei Eisenhüttenstadt immerhin noch  $6,1 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{km}^2)$  (LUA 1995).

Das für das Verbundvorhaben ausgewählte und in Abbildung 5.1 dargestellte Einzugsgebiet umfasst das gesamte Einzugsgebiet der Havel ( $24.069 \text{ km}^2$ ) ausschließlich der Spree ( $10.137 \text{ km}^2$ ), welche schon im Rahmen vorausgegangener Projekte, vor allem GLOWA-Elbe Oppermann *et al.* (2003) detailliert untersucht wurde. Das verbleibende Flussgebiet hat somit eine Größe von  $13.932 \text{ km}^2$ . Die Quellseen der Havel liegen östlich der Müritz im Land Mecklenburg-Vorpommern. Aus einer Höhe von  $63 \text{ m üNN}$  legt das Wasser bis zur Mündung in die Elbe bei einer Lauflänge von insgesamt  $325 \text{ Kilometern}$  nur eine Höhendifferenz von  $41 \text{ m}$  zurück. Damit ist die Havel ein ausgesprochener Tieflandfluss. Nach ca.  $3.500 \text{ km}^2$

Einzugsgebiet übernimmt die Havel kurz unterhalb von Spandau ihren größten Nebenfluss, die Spree. Diese hat bis Spandau ein fast dreimal größeres Einzugsgebiet durchflossen als die Havel und deshalb sowie wegen ihres Ursprungs im Gebirge der Oberlausitz beim Zusammenfluss mit der Havel eine höhere Wasserführung.

Der Untersuchungsraum zeichnet sich durch sehr unterschiedliche naturräumliche Bedingungen aus. Zum einen findet man Gebiete mit intensiver Grundwasserneubildung, oligotrophen und mesotrophen Seen und potenziell natürlich mesotrophen Bächen. Zum anderen gibt es breite Flusstäler (z.B. Berliner Urstromtal), welche durch negative klimatische Wasserbilanzen und natürlich eutrophe Gewässer u.a. durch das aufsteigende nährstoff- und elektrolytreiche Tiefenwasser charakterisiert sind (LUA 1995).

### 5.1.2 Politische Gliederung und Sozioökonomie

Am Einzugsgebiet der Havel - ohne Spree - haben insgesamt vier Bundesländer Anteil, welche in Tabelle 5.1 zusammengefasst sind. Da die Daten zur Siedlungswasserwirtschaft normalerweise nur auf Gemeindeebene vorliegen, wurde zur Ermittlung der siedlungswasserwirtschaftlichen Einträge das Untersuchungsgebiet auf alle Gemeinden erweitert, welche einen Anteil am Einzugsgebiet der Havel haben (vgl. Abbildung 5.2). Damit vergrößerte sich das zu untersuchende Gebiet auf ca. 17.250 km<sup>2</sup>. Im Folgenden wird dieses erweiterte Gebiet „Untersuchungsgebiet“ und das Einzugsgebiet der Havel - ohne Spree - als „Flussgebiet“ bezeichnet. Die Anteile der einzelnen Bundesländer am Untersuchungsgebiet zeigt ebenfalls Tabelle 5.1.

**Tabelle 5.1:** Flächenanteil der einzelnen Bundesländer am Untersuchungsgebiet

Bundesland	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Fläche [%]
Brandenburg	13.243	77
Sachsen-Anhalt	1.982	11
Mecklenburg-Vorpommern	1.507	9
Berlin	511	3
$\sum$ Untersuchungsgebiet	17.243	100

Da auf Brandenburg 77 % des Untersuchungsgebietes entfallen und eine direkte Zusammenarbeit mit den Landesämtern Brandenburgs für das Verbundvorhaben vereinbart wurde, stand bei der Datenrecherche dieses Bundesland im Mittelpunkt. Alle Daten wurden zunächst hier erhoben. Anschließend wurde versucht, adäquate Daten für die übrigen Bundesländer zu erhalten. Dies war in vielen Fällen nicht in der gleichen räumlichen bzw. inhaltlichen Auflösung möglich.

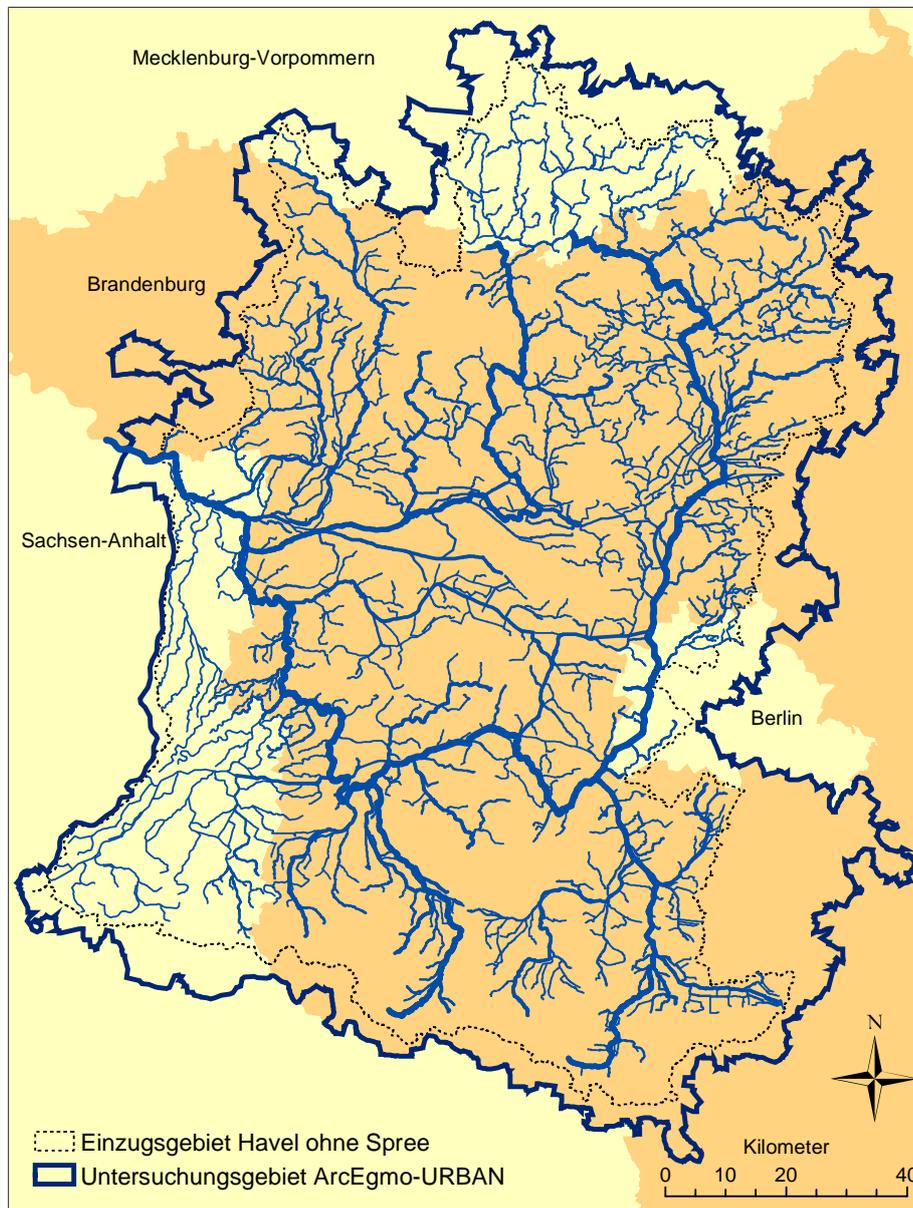


Abbildung 5.2: Flussgebiet der Havel ohne Spree und Untersuchungsgebiet

Ein besonderes Charakteristikum des Untersuchungsgebietes ist die sehr ungleichmäßige Verteilung der Bevölkerung. Insgesamt ist das Land nur sehr dünn besiedelt, wobei der im Untersuchungsgebiet liegende Teil Berlins als Siedlungsgebiet gegenüber allen anderen Städten dominiert. Hier leben ca. 500.000 und damit etwa 35 % aller Einwohner auf ca. 3 % der Gesamtfläche. Die weiteren wichtigen Städte im Untersuchungsgebiet zeigt Tabelle 5.2.

**Tabelle 5.2:** Städte mit mehr als 10.000 Einwohner im Untersuchungsgebiet (Stand 2001)

Stadt	Einwohnerzahl
Berlin	3.388.000
Potsdam	130.000
Brandenburg	76.000
Neuruppin	32.000
Rathenow	28.500
Neustrehlitz	23.600

Die geringe Besiedelung ist auch ein Zeichen für die geringe Industrialisierung des Untersuchungsgebietes mit Ausnahme des Berliner Raums. Die Erwerbsstruktur wird überwiegend von der Landwirtschaft dominiert. Industrielle Direkteinleiter spielen für den Nährstoffeintrag so gut wie keine Rolle. Eine Übersicht der bekannten Einleiter gibt Tabelle A.8 im Anhang.

### 5.1.3 Siedlungswasserwirtschaft

Bei den siedlungswasserwirtschaftlichen Einrichtungen, insbesondere den kommunalen Kläranlagen und Kanalnetzen zeigt sich vor allem aufgrund der historischen Ausgangslage und der Entwicklungen in den 1990iger Jahren folgendes Bild:

Ausgehend von der nur schlecht ausgebauten siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastruktur Anfang der 1990iger Jahre wurden im Untersuchungsgebiet in den letzten 15 Jahren enorme Anstrengungen unternommen, um den hohen Standard der Abwasserbehandlung der alten Bundesländer zu erreichen. Dazu wurden zahlreiche Kläranlagen neu errichtet bzw. grundlegend saniert. Durch den heute existierenden großen Anteil an Anlagen auf dem neuesten technischen Stand wird ein sehr hoher Nährstoffreinigungsgrad im Gesamtgebiet erreicht. Dieser beträgt für Kläranlagen der Größenklasse (GK) 4 und 5 für Gesamtstickstoff durchschnittlich 84 % und für Gesamtphosphor 95 % und liegt damit deutschlandweit mit an der Spitze (ATV-DVWK 2004). Besonders interessant ist, dass nicht nur die Anlagen der GK 4 und 5 mit einer erweiterten Phosphorelimination ausgestattet sind

(vgl. Tabelle 5.4), obwohl dies nur für diese Anlagen gesetzlich vorgeschrieben ist (Bundesgesetzblatt 2004).

**Tabelle 5.3:** Kläranlagen im Untersuchungsgebiet geordnet nach Größenklassen

GK	Anzahl der KA		angeschloss. EWZ	
	absolut	relativ [%]	absolut	relativ [%]
1	34	31,8	9.869	0,7
2	25	23,4	38.090	2,7
3	12	11,2	62.577	4,4
4	31	29,0	489.919	34,5
5	5	4,7	770.691	54,3
KKA			49.073	3,5
$\Sigma$	107	100,0	1.420.219	100,0

**Tabelle 5.4:** Kläranlagen im Untersuchungsgebiet geordnet nach Reinigungsart

Reinigungsverfahren	Anzahl der KA		ang. EWZ	
	absolut	relativ [%]	absolut	relativ [%]
Mechanisch	1	0,9	322	0,02
Mech.-biol.	32	29,9	24.372	1,7
Mech.-biol. mit N-Elimination	29	27,1	63.523	4,5
Mech.-biol. mit P/N-Eliminat.	45	42,1	1.282.929	90,3
sonstige KKA			49.073	3,5
$\Sigma$	107	100,0	1.420.219	100,0

Viele der errichteten Anlagen sind jedoch überdimensioniert, da während der Planung der Anlagen die Entwicklungen im Gebiet nicht richtig eingeschätzt wurden. Vor allem der heute viel geringere Wasserverbrauch und die zurückgehenden Bevölkerungszahlen gegenüber dem Stand von 1989 tragen zu einer schlechten Auslastung der Anlagen bei. Im Untersuchungsgebiet sind fast zwei Drittel aller Anlage nur zu maximal 75 % ausgelastet und mehr als ein Viertel sogar zu weniger als 50 %, wie Abbildung 5.4 zeigt.

Besonders charakteristisch für die Situation im Untersuchungsgebiet ist auch der relativ große Anteil an Haushalten, deren Abwasser mobil entsorgt wird bzw. die an eine Kleinkläranlage (KKA) angeschlossen sind (vgl. Tabelle 5.4). Vor allem in den nördlichen und südwestlichen Gebieten des Untersuchungsgebietes ist der Anteil der KKA sehr hoch, wie Abbildung 5.3 zeigt.

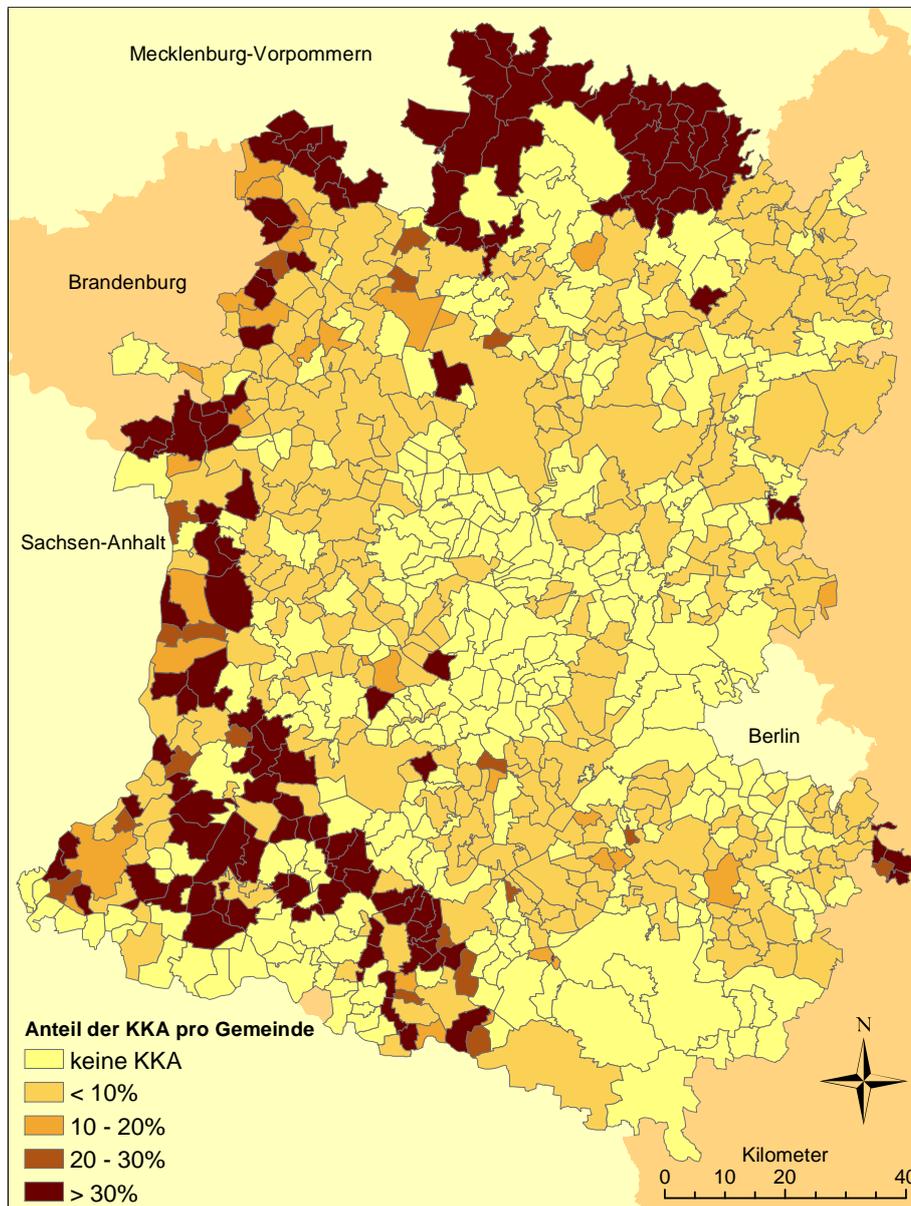


Abbildung 5.3: Übersicht über den Anteil an KKA pro Gemeinde

Ebenso wie die Kläranlagen wurde auch das Kanalisationsnetz seit 1990 erneuert und stark ausgebaut. Insgesamt vergrößerte sich dadurch allein das Kanalisationsnetz Brandenburgs von ca. 5.400 km auf 14.000 km um das 2,6-fache (MLUR 2004). Da traditionell im Norden Deutschlands Trennkanalisation vorherrscht (Brombach 2002) und der Neubau auch überwiegend als Trennkanalisation erfolgte, liegt der Anteil der Mischkanalisation im Untersuchungsgebiet bei etwa 5 % mit fallender Tendenz. Damit ist der Eintrag von Nährstoffen über Mischkanalisationsentlastungen auf wenige Teileinzugsgebiete beschränkt. Nur in den Städten Potsdam (14 %), Brandenburg (18 %) und Treuenbritzen (20 %) gibt es einen relevanten Kanalisationsanteil, welcher im Mischsystem ausgeführt ist. Entsprechend ist auch der Ausbaugrad der Misch- und Regenwasserbehandlung sehr gering. Die Recherche ergab insgesamt 6 Regenbecken für das gesamte Untersuchungsgebiet, zu denen aber keine näheren Informationen verfügbar waren (vgl. Tabelle 5.5).

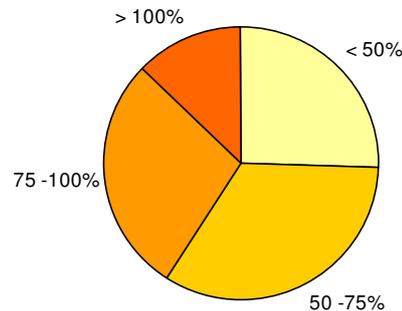
**Tabelle 5.5:** Übersicht über Gemeinden mit Mischkanalisationssystem

Gemeinde	Kanallänge	Anteil am Gesamtsystem	Anzahl Regenbecken
Potsdam	71 km	14 %	3
Brandenburg	60 km	18 %	3
Treuenbritzen	10 km	20 %	-

Die Stoffeinträge im Untersuchungsgebiet werden entscheidend von den Einträgen aus dem Land Berlin dominiert (Oppermann *et al.* 2003, Behrendt *et al.* 2002, 2001, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2001a). Viele der Berliner Großkläranlagen liegen auf Brandenburger Gebiet und behandeln sowohl Berliner als auch Brandenburger Abwasser mit. Die zwei direkt ins Untersuchungsgebiet einleitenden Kläranlagen Wansdorf und Schönerlinde behandeln die Abwässer von ca. 47 % aller Einwohner im Untersuchungsgebiet.

## 5.2 Datenverfügbarkeit

Zur Anwendung des Modells musste eine umfangreiche GIS-Datenbasis aufgebaut werden. Dazu wurden keine eigenen Daten erhoben, sondern nur allgemein verfügbare Daten verwendet. In einem ersten Arbeitsschritt wurde eine Vielzahl verschiedener Quellen abgefragt. Hauptsächlich betraf dies Landes- und Fachbehörden der vier Bundesländer sowie eine Reihe von Abwasserzweckverbänden in Brandenburg. Die Datenerhebung erstreckte sich insgesamt über etwa anderthalb Jahre, was vor allem an der verzögerten Bereitstellung digitaler Flächen-daten lag, welche teilweise erst parallel zur Projektbearbeitung erstellt wurden



**Abbildung 5.4:** Auslastung der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet bezogen auf die angeschlossenen Einwohnergleichwerte

(z.B. hydrologische Teileinzugsgebiete). Einige für die Validierung relevante Daten konnten erst wenige Monate vor Abschluss der Arbeit von den entsprechenden Stellen zur Verfügung gestellt werden.

### 5.2.1 Grundlagen

Eine Übersicht der für das Verbundvorhaben zur Verfügung stehenden Daten gibt Tabelle A.9 im Anhang. Durch die Lage des Untersuchungsgebietes in vier Bundesländern konnte nicht auf eine einheitliche Datenbasis zurückgegriffen werden. Manche Daten waren nicht für alle Bundesländer verfügbar, da sie entweder nicht oder noch nicht erhoben wurden oder weil die Beschaffung zu kostspielig geworden wäre. Da der größte Teil des Untersuchungsgebietes im Land Brandenburg liegt, wurden alle Daten zunächst hier erhoben. Anschließend wurde dann versucht, passfähige Daten für die übrigen Gebiete zu erhalten.

### 5.2.2 Beschreibung der Daten

#### 5.2.2.1 Zeitreihen

Für das Untersuchungsgebiet standen Zeitreihen von meteorologischen und hydrologischen Messungen sowie Gewässergütemessungen und Ablaufmessungen von Kläranlagen zur Verfügung. Die Daten lagen im ASCII- und Excel-Format vor. Der Beobachtungszeitraum der einzelnen Messungen war nicht gleich und ist in Tabelle A.10 im Anhang aufgeführt. Dies bedeutete, dass nur für einen geringen Zeitraum ein umfassender Datenpool zur Verfügung stand. Dies war vor allem für die Validierung (vgl. Kapitel 5.4) problematisch.

### 5.2.2.2 Flächennutzung

Für die Ableitung der Flächennutzung standen zwei verschiedene deutschlandweit verfügbare Datensätze zur Verfügung, welche im Zuge der Datenaufbereitung kombiniert wurden, wie im Abschnitt 5.3 beschrieben wird.

**ATKIS** Mit dem Ziel der länderübergreifenden Bereitstellung von Geobasisdaten mit bundeseinheitlichem Standard wurde Anfang der 1990iger Jahre von der Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV) das Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem (ATKIS) konzipiert. Entsprechend dem digitalen Landschaftsmodell (DLM) wird die reale Landschaftsoberfläche in einem codierten digitalen Modell abgebildet. Zur Anwendung kam ein DLM mit dem Maßstab 1:25.000.

Die Daten der drei Realisierungsstufen des Basis-DLM besitzen unterschiedliche Aktualität, diese variiert bundesweit. In Brandenburg dienen überwiegend topographische Karten und analog entzerrte Luftbildkarten im Maßstab 1:10.000 als Datenquelle für die erste Realisierungsstufe mit einer Datenaktualität zwischen 1992 und 1996. Die zweite Stufe basiert hauptsächlich auf digitalen Orthophotos aus dem Jahre 2001. Das DLM wird regelmäßig, in den meisten Bundesländern (darunter auch Brandenburg) in fünfjährigem Turnus, fortgeführt. Zusätzlich gibt es die Spitzenaktualität, im Rahmen derer beispielsweise in Brandenburg die Objektbereiche Verkehr, Gewässer und Grenzen jedes Jahr aktualisiert werden. Mit einer Lagegenauigkeit von  $\pm 3$  m für wesentliche lineare Objekte (Straßen, Bahnstrecken und Gewässer) sind die Daten auch für GPS-Anwendungen geeignet. Im Zuge der anstehenden Umsetzung der dritten Realisierungsstufe wird das ATKIS voraussichtlich auch neue Attribute für die Versiegelung enthalten (Weise 2003).

**CIR-BNK** Nach der Wiedervereinigung fanden in den neuen Bundesländern flächendeckende Color- Infrarot-(CIR)-Luftbildbefliegungen und -Interpretationen statt. Hintergrund war die wirtschaftliche Umstrukturierung mit dem einhergehenden verstärkten Flächenbedarf für Siedlungen, Gewerbe und Infrastruktur sowie der dringende Bedarf an einer aktuellen Datenbasis über Naturraumausstattung und reale Landnutzung. Einen Überblick über das methodische Vorgehen sowie die Anwendung und Grenzen der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung (BNK) gibt Weise (2003). Aufgrund ihrer lagegenauen Anpassung an die Topographische Karte im Maßstab 1:10.000 sind die Daten der CIR-BNK durch eine flächenscharfe Ausweisung der Kartiereinheiten gekennzeichnet.

Die durch die Bundesländer abgeleiteten Interpretationsschlüssel unterscheiden sich trotz der Existenz einer Bundessystematik. Diese empfiehlt neun Kategorien (Kartiereinheiten) auf oberster Hierarchieebene. Der Kartierschlüssel Brandenburg unterscheidet jedoch zwölf, der Sachsen-Anhalts sieben und der Mecklenburg-

Vorpommerns sechs Landschaftselementtypen. Der Kartierschlüssel Mecklenburg-Vorpommerns kombiniert Buchstaben und Ziffern, der Sachsen-Anhalts besteht nur aus Buchstaben-Codes und in Brandenburg werden sowohl Ziffern- als auch drei- bzw. vierstellige Buchstaben-Codes verwendet.

### 5.2.2.3 Bodenkarte

Die Bodeninformationen wurden der Bodenübersichtskarte (BUEK 1000) im Maßstab 1:1.000.000 entnommen. Obwohl für Sachsen-Anhalt eine Kartierung im Maßstab 1:200.000 und für Brandenburg eine Kartierung im Maßstab 1:300.000 vorlag, wurde als Grundlage die zwar wesentlich ungenauere, aber für das gesamte Untersuchungsgebiet vorliegende BUEK 1000 verwendet. Neben der Datenverfügbarkeit war auch die allgemein nur untergeordnete Rolle des Bodens für die stadthydrologischen Prozesse ausschlaggebend für die vereinfachte Parametrisierung.

### 5.2.2.4 Digitales Geländemodell

Ein digitales Geländemodell (DGM) lag nur für das Land Brandenburg vor. Dem brandenburgische DGM 25 liegt als Rasterdatensatz mit einer Rasterpunktgröße von 25 m vor. Es wurde durch Digitalisierung von Höhenlinien der TK 25 (10 m-, 5 m-, 2,5 m-, 1,25 m - Isolinien), markanten Höhenpunkten, Uferlinien und Böschungen > 3 m im offenen Gelände sowie durch photogrammetrische Stereoauswertung von Luftbildern erstellt. Das DGM 50 überragte die brandenburgische Landesgrenze um einige Kilometer, so dass auch für den Großteil des außerhalb Brandenburgs liegenden Untersuchungsgebietes Höheninformationen verfügbar waren. Das DGM 50 wird aus dem DGM 25 abgeleitet, indem nur jeder zweite Höhenpunkt in jeder zweiten Gitterzeile gespeichert wird. Innerhalb Brandenburgs wurde auf die genaueren Angaben des DGM 25 zurückgegriffen. Den Gebieten, für die keine Höheninformationen verfügbar waren, wurde die Höhe der angrenzenden Zellen zugewiesen.

### 5.2.2.5 Gewässernetz

Das Fließgewässernetz wurde für das Untersuchungsgebiet aus verschiedenen Teildatenbeständen zusammengesetzt. In detaillierter digitaler Form im Maßstab 1:25.000 stand das Gewässernetz für Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern zur Verfügung. Für Sachsen-Anhalt waren nur Daten im Maßstab 1:1.000.000 vorhanden, wodurch das Gewässernetz dort deutlich weniger differenziert ist. Für das Verbundvorhaben wurde von Pfützner (2005) eine gemeinsame vereinfachte Fließgewässerstruktur aus diesen Daten erstellt, wobei teilweise Lücken zwischen den Bundesländern manuell geschlossen werden mussten. Das fertige Modellgewässernetz besteht aus ca. 4.300 Gewässerabschnitten und bildet über die zugeordneten Oberlieger-Unterlieger-Beziehungen Baumstrukturen ab und gestattet so eine

Festlegung einer Berechnungsreihenfolge von den Quellen zur Mündung. Die genauen Arbeitsschritte für die Erstellung des Modellfließgewässers sind bei Pfütznner (2005) dokumentiert.

### 5.2.2.6 Teileinzugsgebiete

Vom LUA Brandenburg wurden die oberirdischen Teileinzugsgebiete der Stand- und Fliessgewässer für das gesamte Flussgebiet als Vektordatensatz bereitgestellt. Die EZG wurden auf der Basis der Topographischen Karte 1:10.000 anhand der Höhenlinien und des Anschlusses an das Gewässernetzes kartiert. Binneneinzugsgebiete wurden als Spezialform ausgewiesen. Damit sind die in Brandenburg liegenden Teileinzugsgebiete in einer Auflösung enthalten, wie sie für die Bearbeitung der WRRL benötigt wird. Für die außerhalb Brandenburgs liegenden, zu modellierenden Zuflussgebiete war die Detailliertheit bzw. die Auflösung etwas geringer. Da für die außerhalb Brandenburgs liegenden Gebiete das Gewässernetz aber ebenfalls nicht in der Qualität des Brandenburger Netzes zur Verfügung gestellt werden konnte, wurden für die Teilgebiete Zusammenfassungen von Pfütznner (2005) vorgenommen. Dabei wurde angestrebt, dass jedem Teileinzugsgebiet mindestens ein Gewässerabschnitt zugewiesen wurde, um die Gebietsentwässerung auch modelltechnisch abbilden zu können. Um im Modell eine eindeutige Zuordnung der Teileinzugsgebiete zu ihren Vorflutern zu erreichen, wurden sogenannte Binnenteileinzugsgebiete ohne Gewässeranschluss mit den ihnen zugeordneten Teileinzugsgebieten zusammengefasst. Die genauen Arbeitsschritte für die Erstellung des Teileinzugsgebiets-Coverage sind bei Pfütznner (2005) dokumentiert. Insgesamt wurden ca. 2.200 Teileinzugsgebiete abgeleitet.

### 5.2.2.7 Gemeindebezogene Daten

Für alle Bundesländer lagen sämtliche Gemeindegrenzen vor, allerdings mit unterschiedlichem Aktualisierungsstand. Auf die dadurch bedingte Problematik bei der Verwendung der statistischen Daten wird im Abschnitt (5.3) näher eingegangen. Auf Gemeindeebene lagen Angaben zur Bevölkerungszahl, dem Anschlussgrad an die Kanalisation, dem Kanalisationsverfahren und den zugehörigen Kläranlagen vor.

### 5.2.2.8 Siedlungswasserwirtschaftliche Daten

Für alle öffentlichen Kläranlagen größer 300 EGW lagen Informationen zur Lage, dem Aufbereitungsverfahren, der Ausbaugröße, der Jahresschmutzwassermenge und teilweise der Fremdwassermenge sowie den mittleren Ablaufkonzentrationen für TN und TP vor. Darüber hinaus war für Brandenburg eine Liste aller industriellen Direkteinleiter mit Branchen und jährlichen Einleitmengen vorhanden.

### 5.2.3 Verfügbarkeit in den Bundesländern

Wie schon in den vorangegangenen Abschnitten angedeutet, waren für das Verbundvorhaben die erforderlichen Daten nicht für alle Bundesländer in gleicher Weise zugänglich oder verwertbar. Nachfolgend soll kurz auf die wichtigsten Rahmenbedingungen in den einzelnen Bundesländern eingegangen werden. Die Verwendung der BUEK 1000 als Bodenkarte war für alle Bundesländer gleich.

#### 5.2.3.1 Brandenburg

Für Brandenburg lagen die meisten Daten vor, da durch die Beteiligung des LUA eine unkomplizierte Datenbeschaffung möglich war. Da Brandenburg einen Großteil des Untersuchungsgebietes abdeckt, lag auch der Schwerpunkt der Untersuchung in diesem Bundesland. Für die Flächennutzung standen sowohl CIR-BNK als auch ATKIS-Daten und als Höhenmodell ein DGM 25 zur Verfügung. Das Gewässernetz lag digital im Maßstab 1:25.000 vor. Für die Kläranlagen und industriellen Direkteinleiter waren jährliche Ablaufwerte sowie für die Gemeinden Angaben zur Einwohnerzahl, dem Kanalisationsanschlussgrad und dem Kanalisationstyp verfügbar. Für ausgewählte Kläranlagen lagen tägliche, wöchentliche bzw. 14-tägige Ablaufwerte vor.

#### 5.2.3.2 Berlin

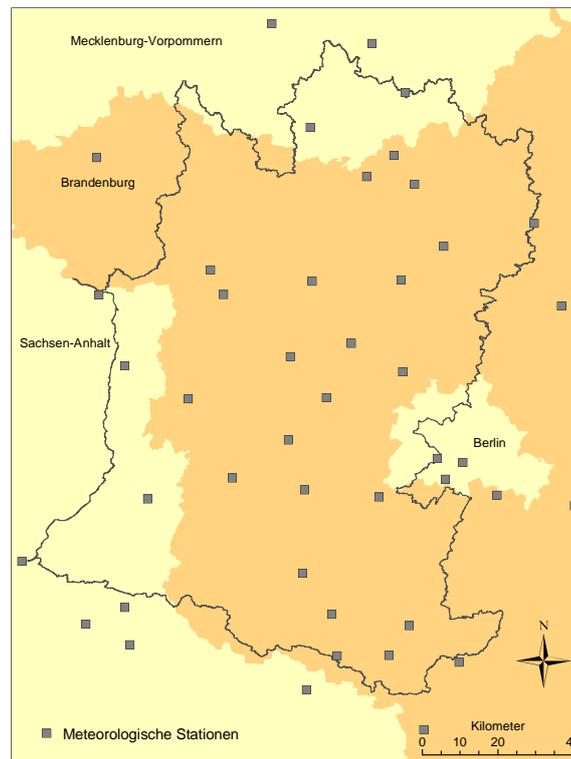
Für Berlin konnten für die Flächennutzung die ATKIS- und CIR-BNK-Daten Brandenburgs verwendet werden, da diese das Gebiet von Berlin einschließen. Dasselbe betraf das DGM, welches nicht extra für Berlin vorliegt. Für die Berliner Kläranlagen konnten nur Jahreswerte aus der Statistik verwendet werden, da von den Betreibern keine genaueren Ablaufwerte bereitgestellt wurden.

#### 5.2.3.3 Sachsen-Anhalt

Für Sachsen-Anhalt standen nur CIR-BNK aber keine ATKIS-Daten zur Verfügung. Höheninformationen lagen nicht vor und wurden so weit wie möglich aus dem DGM für Brandenburg übernommen. Das Fließgewässernetz war nur im Maßstab 1:1.000.000 verfügbar. Daten zu Kläranlagen lagen als Jahreswerte vor, Daten zur industriellen Einleitern waren nicht verfügbar. Gemeindeinformationen lagen in gleicher Weise wie in Brandenburg vor.

#### 5.2.3.4 Mecklenburg-Vorpommern

Die Datensituation in Mecklenburg-Vorpommern entsprach im Wesentlichen der von Sachsen-Anhalt. Nur das Gewässernetz lag in einer ähnlich detaillierten Form vor wie für Brandenburg.



**Abbildung 5.5:** Lage der meteorologischen Stationen

## 5.3 Datenaufbereitung

Die gesammelten Daten wurden für die Modellanwendung aufbereitet. Zeitreihen wurden in ein vorgegebenes Tabellenformat überführt, räumliche und statistische Daten in einem GIS zusammengeführt. Dazu wurde die Software EXCEL® und ArcGIS® verwendet.

### 5.3.1 Zeitreihen

#### 5.3.1.1 Meteorologische Daten

Für die meteorologischen Eingangsgrößen standen Zeitreihen von Klimastationen der Jahre 1988 bis 2000 im Elbeinzugsgebiet zur Verfügung. Diese Zeitreihen wurden im Rahmen des GLOWA-Elbe Projektes (Oppermann *et al.* 2003) aufbereitet und geprüft. Für das Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 44 Stationen ausgewählt, deren tägliche Messungen der Lufttemperatur, Niederschlagsmenge und relative Luftfeuchte als Eingangsdaten verwendet werden konnten. Die Lage der ausgewählten Stationen zeigt Karte 5.5. Die verwendeten Klimadaten wurden in ein vom Modell lesbares ASCII-Format überführt.

### 5.3.1.2 Hydrologische Daten

Für die eigentliche Modellierung sind keine Messdaten von Gewässerpegeln notwendig. Zur Validierung wurden aber Daten von mehreren Pegeln verwendet. Tabelle A.10 enthält die Pegel, welche aufgrund ihrer Eignung für die Validierung ausgewählt wurden.

### 5.3.1.3 Gewässergütedaten

Ebenso wie die hydrologischen Daten wurden die Messungen der Gewässergüte nur für die Modellvalidierung verwendet. Das Auswahlkriterium für die Pegel war dabei die Verfügbarkeit von hydrologischen Daten am selben Pegel und detaillierte siedlungswasserwirtschaftliche Daten der umliegenden Gemeinden. Genauer ist im Abschnitt Validierung beschrieben. Die verwendeten Daten zeigt Tabelle A.10 im Anhang.

### 5.3.1.4 Ablaufdaten Kläranlagen

Durch die Recherche bei ausgewählten Abwasserzweckverbänden lagen zeitlich unterschiedlich aufgelöste Daten der Ablaufwerte verschiedener Kläranlagen vor (vgl. Tabelle A.10 Seite 204). Die Daten mussten teilweise digitalisiert und mittels Tabellenkalkulation für die Validierung weiter aufbereitet wurden.

## 5.3.2 Flächennutzung

Für das Verbundvorhaben standen flächendeckend für Brandenburg und Berlin ATKIS-Daten zur Verfügung. CIR-BNK-Daten waren für Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern vorhanden. Durch die Kombination aller Daten mit einem von Weise (2003) entwickelten Verfahren (siehe nächster Abschnitt) wurde ein flächendeckender Datensatz für das ganze Flussgebiet erzeugt. Dabei mussten geometrische und inhaltliche Differenzen bereinigt werden.

Zu geometrischen Differenzen kommt es an den Landesgrenzen bei der Verschneidung der unterschiedlichen Datensätze aufgrund von Ungenauigkeiten bei der Digitalisierung zu Überlappungen und Lücken. Die Bereinigung erfolgte mittels GIS-Algorithmen nach zwei Regeln:

- ATKIS-Daten überschreiben CIR-BNK-Daten
- bei Fehlstellen wird der größte angrenzende Polygon auf diese ausgedehnt

Um eine einheitliche Landnutzungskarte für das gesamte Untersuchungsgebiet zu erhalten, mussten die verwendeten landesspezifischen Biotopkartierungen und der ATKIS-Datensatz kombiniert werden. Die inhaltlichen Differenzen der verschiedenen Kartierschlüssel wurden ausgeglichen, indem ein neuer einheitlicher

Schlüssel mit 28 Klassen gebildet wurde. Alle fünf verwendeten Schlüssel wurden anschließend in diese neuen Klassen eingeordnet. Die genaue Aufteilung der Schlüssel zeigt Tabelle A.4 im Anhang.

### 5.3.3 Bodenversiegelung

Für die Beschreibung des Niederschlag-Abfluss-Prozesses in urbanen Gebieten ist eine der wichtigsten Eingangsgrößen die Bodenversiegelung (Butz & Fuchs 2003), zu deren Bestimmung zunehmend Fernerkundungsdaten verwendet werden (Achen 1994, Schäfer 1999). Siedlungsflächen sind in der Regel durch kleinräumig strukturierte Nutzungen geprägt, das heißt, die Oberflächenbedeckung und demzufolge die Bodenversiegelung variieren kleinflächig relativ stark. Im Gegensatz zu Versiegelungsstudien, die sich auf der Ebene einzelner Stadtgebiete bewegen (vgl. Berlekamp & Pranzas 1992, Heber & Lehmann 1996, Wickop *et al.* 1998, Sandtner & Weber 1999, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2001b), erfordert die Untersuchung von urbanen Räumen ganzer Flusseinzugsgebiete skalenspezifische Ansätze.

Im Rahmen des Verbundvorhabens wurde von Weise (2003) ein Verfahren entwickelt, welches durch Kombination der vorhandenen digitalen ATKIS- und CIR-BNK-Daten eine deutlich differenziertere Darstellung der urbanen Flächennutzung auf der Ebene ganzer Flussgebiete ermöglicht, als dies bei der alleinigen Nutzung von CIR-BNK oder ATKIS-Daten möglich wäre.

ATKIS-Daten zeichnen sich gegenüber den CIR-BNK-Daten durch eine höhere geometrische Auflösung von urbanen Gebieten und eine deutschlandweit standardisierte Form aus. Aufgrund ihrer regelmäßigen Aktualisierung bilden sie eine geeignete Grundlage für die Versiegelungsbestimmung urbaner Räume, da sich damit auch zukünftige Änderungen der Siedlungsflächenstruktur und der Versiegelungssituation erfassen lassen. Die deutschlandweit nicht standardisierten CIR-BNK-Daten wurden Anfang der neunziger Jahre erhoben und enthalten in Brandenburg eine bessere inhaltliche Differenzierung der Wohnbebauung gegenüber den ATKIS-Daten.

Der entwickelte Algorithmus führt zu keiner geometrischen Veränderung der Daten, sondern überträgt für die Polygone der Wohnbaufläche Attributinformationen aus der CIR-BNK in das ATKIS, wenn daraus eine inhaltliche Differenzierung des ATKIS resultiert. Diese selektive Datenkombination erfolgt nur unter der Voraussetzung, dass die geometrische Übereinstimmung der betreffenden Flächen beider Datensätze mindestens 65 % beträgt. Dieser Grenzwert wurde auf Grundlage der Untersuchungen zur inhaltlichen und flächenhaften Übereinstimmung beider Datensätze festgelegt. Neubauten, die nur im ATKIS erfasst sind, bleiben durch diese Vorgehensweise unverändert. Den so spezifizierten ATKIS-

Nutzungen wurden aus der Fachliteratur recherchierten Versiegelungsgraden zugeordnet. Diese sind in Tabelle A.1 im Anhang zusammengestellt. Im Ergebnis der Kombination beider Datensätze wird eine differenziertere Darstellung der urbanen Flächennutzung erreicht. In Potsdam konnte beispielsweise für 70 % der Wohnbaufläche eine verbesserte Versiegelungszuordnung erreicht werden (Weise 2003).

### 5.3.4 Oberflächenverschmutzung

Für die Ermittlung der Stofffrachten im Niederschlagsabfluss wurde die Komponentenmethode verwendet. Das heißt, dass eine konstante Regenwasserverschmutzung unabhängig von Einzelereignissen angenommen wird (vgl. Kapitel 3.3.3.1).

Zur Bestimmung der Regenwasserverschmutzung bzw. des Schmutzpotenzials auf der Oberfläche wurden in den letzten Jahrzehnten umfangreiche Untersuchungen vorgenommen (vgl. Brombach & Fuchs (2002)). Die Ergebnisse schwanken in einem großen Bereich, wie die Zusammenstellung der für diese Arbeit ausgewerteten Literatur in den Tabellen A.5, A.6 und A.7 im Anhang zeigt. Bei Untersuchungen im Mitteleuropäischen Raum der Konzentrationen im Regenabfluss der Trennkanalisation beträgt die Spannweite der Mittelwerte bei Stickstoff etwa das 18-fache und bei Phosphor etwa das 8-fache. Dies zeigt die große Variabilität der Stofffrachten, welche offensichtlich räumlich und zeitlich sehr unterschiedlich verteilt sind und damit je nach Ort, Art und Umfang der Probenahme zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen. Es zeigt aber auch die großen Schwierigkeiten und die Unsicherheit bei der Abschätzung von Stofffrachten (Krebs & Franz 2002).

Da letztendlich die meisten Arbeiten zur Stoffbilanzierung auf die gleiche Datenbasis zurückgreifen und mit daraus abgeleiteten Mittelwerten rechnen, ist die Bandbreite der in jüngster Zeit verwendeten Schmutzpotenziale gering. Tabelle 5.6 zeigt eine Zusammenstellung der mittleren Schmutzpotenziale wie sie in neueren Arbeiten verwendet wurden. Davon ausgehend wurde für diese Arbeit ein jährliches Stoffpotenzial von 2,2 kg TP/(ha·a) und 16,0 kg TN/(ha·a) festgelegt. Bei einer mittleren Niederschlagsabflussmenge von 300 mm im Untersuchungsgebiet ergaben sich so mittlere Regenwasserkonzentrationen von 0,73 mg TP/l und 5,3 mg TN/l.

Da im Rahmen des Verbundvorhabens die Berechnung der atmosphärischen Deposition nicht über ArcEGMO-URBAN, sondern über das Teilprojekt zur Ermittlung der landwirtschaftlichen Einträge (Krysanova & Habeck 2005) erfolgte, wurde dieser Eintragspfad bei der Festlegung des Stoffpotenzials nicht berücksichtigt. Es bleibt also nur die Komponente der zusätzlichen Oberflächenverschmutzung durch Laub, Exkrementen, Reifenabrieb und Ähnlichem (trockene Deposition). Bei

Phosphoreinträgen überwiegt die trockene Deposition, weshalb der Mittelwert dem der anderen Untersuchungen gleicht. Bei Stickstoff stammt ein großer Teil der Stofffracht aus der atmosphärischen Deposition. Darum ist die verbleibende Restverschmutzung mit 4,0 kg TN/(ha·a) wesentlich geringer, als der Gesamtwert für Stickstoff (vgl. Behrendt *et al.* 1999a).

**Tabelle 5.6:** Stoffpotenziale aktueller Arbeiten zur Nährstoffbilanzierung

	TN [kg/(ha·a)]	TP [kg/(ha·a)]
Behrendt <i>et al.</i> (1999a)	14,0 - 34,0	2,5
Fuchs <i>et al.</i> (2003)	20	2,2
Hahn <i>et al.</i> (2000)	15,9	2,2
Krebs & Franz (2002)	15,9	2,2

Diese in Tabelle 5.6 ausgewiesenen Schmutzpotenziale stellen Mittelwerte für alle Arten von befestigten Flächen ohne Unterscheidung zwischen den einzelnen Landnutzungen dar. Die in Tabelle A.6 dargestellte Übersicht der umfangreichen Messprogramme der letzten Jahre zeigt aber, dass es deutliche Unterschiede zwischen einzelnen Landnutzungen gibt. So ist das Schmutzpotenzial auf Straßen höher als das von Hofflächen (Paulsen 1986). Aus diesem Grund wurden die festgelegten mittleren Schmutzpotenziale landnutzungsspezifisch skaliert. Ein ähnliches Vorgehen wurde schon von van Wensen (2001) beschrieben. Dort wurde eine Skalierung der Schmutzpotenziale für Dach und Straßenflächen vorgenommen. Das Ergebnis der Skalierung zeigt Tabelle A.1 im Anhang, wo für alle im Modell verwendeten Landnutzungsklassen die festgelegten spezifischen Schmutzpotenziale - ausgehend von den mittleren Schmutzpotenzialen - enthalten sind. Bei der Skalierung wurde angenommen, dass die für überwiegend städtische Gebiete abgeleiteten mittleren Stofffrachten in Tabelle 5.6 Maximalwerte darstellen, da das Untersuchungsgebiet überwiegend durch kleine Siedlungen und Dörfer geprägt ist, deren befestigten Flächen als insgesamt schwach belastet bewertet wurden. Daher wurden für stark belastete Landnutzungen (z.B. Straßen) der Mittelwert beibehalten und bei geringer belasteten Landnutzungen reduziert. Das für das Untersuchungsgebiet angenommen Schmutzpotenzial ist damit insgesamt etwas geringer als bei anderen Untersuchungen.

### 5.3.5 Gemeindebezogene Daten

Viele für die Bestimmung der siedlungswasserwirtschaftlichen Einträge relevante Daten liegen auf Gemeindeebene vor. Durch fortwährende Gemeindegebietsreformen in allen drei Flächenbundesländern kommt es zu einer Verringerung der Gemeindeanzahl und damit zu einer Vergrößerung des Bezugsraumes für die er-

hobenen Daten. Die Folge ist eine Verringerung der Aussagekraft statistischer Kenngrößen für eine Gemeinde. Gerade die Varianz siedlungswasserwirtschaftlich relevanter Angaben, wie der Anschlussgrad an die Kanalisation oder der Kanalisationstyp, ist meist für einzelne Dörfer oder Stadtteile noch sehr gering. Bei der integrativen Betrachtung mehrerer zu einer Gemeinde zusammengeschlossener Dörfer werden die spezifischen Verhältnisse immer unklarer.

Weiterhin erschwert die Veränderung der Gemeindestruktur auch die Nutzung von Datensätzen verschiedener Jahre. Da teilweise relevante Parameter nicht mehr für das Jahr 2001 vorlagen, musste ein Weg gefunden werden, auch ältere Datensätze, welche noch auf der Basis früherer Gemeindestrukturen erhoben wurden, auf den aktuellen Gemeindestand zu übertragen.

Daher wurde der Gemeindestand Brandenburgs von 1997 für den Aufbau des Datenmodells zugrunde gelegt. Gegenüber dem Stand von 2001 gibt es 117 Gemeinden im Untersuchungsgebiet mehr, insgesamt 634. Ausgehend von diesem Gemeindestand wurde versucht, möglichst alle verfügbaren Daten auf diese Gemeindestruktur zurückzuführen. Durch die Existenz von Gemeinden mit mehreren unabhängigen Gebieten (Exklaven) und durch Gebietsaustausch bei Gemeindezusammenlegungen war eine eindeutige Zuordnung nicht in jedem Fall sofort möglich. Eine aufwendige Recherche der Einzelfälle führte in der überwiegenden Zahl der Fälle aber zu einer Lösung.

Dadurch konnten auch den neuen Gemeindegebieten die älteren aber genaueren statistischen Daten zugeordnet werden. Dies waren:

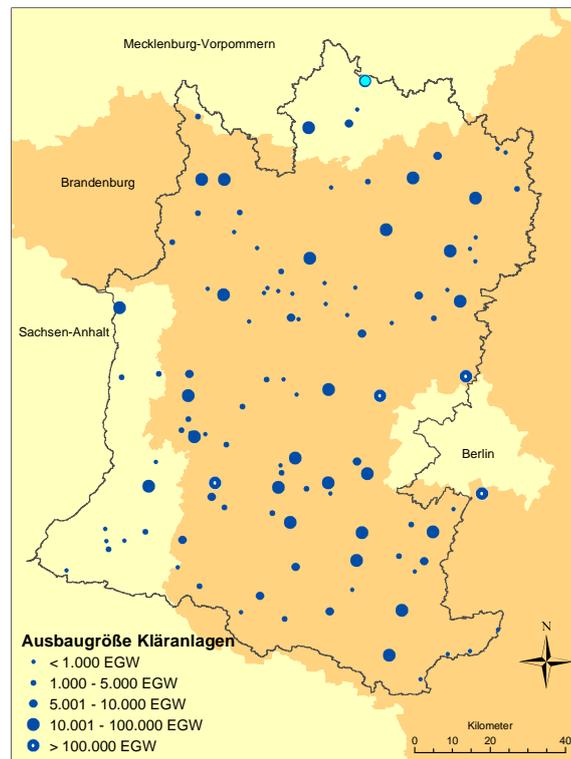
- Einwohneranzahl
- Einwohneranzahl, welche Abwasser zentral, dezentral und mobil entsorgt
- Kanalisationstyp (Misch- oder Trennkanalisation)
- öffentliche Kläranlage, in die das Abwasser entsorgt wird
- Trinkwasserverbrauch

Für die Einwohnerzahlen wurden die aktuellen Angaben des Jahres 2001 entsprechend der Bevölkerungsverteilung in den Ursprungsgemeinden prozentual nach Formel 5.1 aufgeteilt.

$$E_{OT_x,2001} = \frac{E_{OT_x,1997}}{\sum_1^n E_{OT_x,1997}} \cdot E_{O,2001} \quad (5.1)$$

Dabei bezeichnet  $E_{OT_x}$  die Einwohnerzahl in einem Ortsteil  $x$  und  $E_O$  die Einwohnerzahl im neugebildeten Ort nach der Gemeindereform mit  $n$  Ortsteilen.

Für die Stadt Potsdam, welche teilweise im Mischsystem und teilweise im Trennsystem entwässert wird, lagen zusätzlich Informationen zum Kanalisationstyp



**Abbildung 5.6:** Lage der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet

und der Einwohnerzahl auf Stadtteilebene vor. Die Gemeindefläche wurde entsprechend dem Kanalnetz in kleinere Einheiten aufgeteilt, so dass jede jeweils das gleiche Kanalisationssystem besitzt.

### 5.3.6 Siedlungswasserwirtschaftliche Daten

Für die Bearbeitung des Untersuchungsgebietes wurden von Seiten der Landesämter für die überwachten Kläranlagen und Direkteinleiter Jahresmittelwerte für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor sowie die Jahresabwasser- und die Jahresfremdwassermenge zur Verfügung gestellt. Insgesamt standen die Daten von 112 Kläranlagen zur Verfügung. Die Lage und Größenklasse der Kläranlagen zeigt Karte 5.6. Zur besseren Einschätzung der Gesamtsituation wurde während der Laufzeit des Verbundvorhabens eine weitergehende Erhebung von Daten bei ausgewählten Kläranlagen und Abwasserzweckverbänden vorgenommen. Einen Schwerpunkt bildete dabei die Stadt Potsdam, welche als Modellgebiet betrachtet wurde.

Eine Besonderheit stellte die Berücksichtigung der Einträge der Stadt Berlin dar. Die Vorgabe des Untersuchungsraums erfolgte bewusst unter Ausschluss Berlins, da durch vorausgegangene Projekte schon sehr detaillierte Untersuchungen für

Berlin vorlagen (Behrendt *et al.* 2000, Oppermann *et al.* 2003). Die Einträge der meisten Punktquellen Berlins erfolgt in das Untersuchungsgebiet indirekt über die Spree und den Teltowkanal. Nur drei Kläranlagen Berlins - Wansdorf, Schönerlinde und teilweise Waßmannsdorf - leiten ihr Abwasser in Teileinzugsgebiete des Untersuchungsgebietes ein. Eine isolierte Modellierung dieser drei Kläranlagen ist nicht möglich, da alle über das Berliner Kanalnetz auch mit den übrigen Kläranlagen Berlins verbunden sind und eine aktive Steuerung der Abwasserströme durch die Berliner Wasserbetriebe erfolgt. Durch die gezielte Bewirtschaftung des Kanalnetzes und durch die Umverteilung von Abwasserströmen innerhalb Berlins ist eine Modellierung des Berliner Gebietes nur als Gesamtsystem sinnvoll möglich. Da dies im Rahmen des Verbundvorhabens nicht vorgesehen war, wurden die verbliebenen Kläranlagen mit ihren mittleren Jahresablaufwerten berücksichtigt. Eine zusätzliche Vereinfachung stellt dabei die Annahme für die Kläranlage Waßmannsdorf dar. Diese Kläranlage leitet den Hauptteil ihres Abwassers in den Teltowkanal ein. Ein kleiner Teil des Abwassers wird über den Bewässerungsüberleiter in das Einzugsgebiet der Nuthe geleitet. Der Abfluss schwankt dabei bei Trocken- und Regenwetter. Als vereinfachte Annahme wurde die wasserrechtlich erlaubte Höchstmenge von 350 l/s bei Trockenwetter als konstanter Abflusswert angenommen. Der Stoffeintrag über Niederschlagswasser wurde mit ArcEGMO-URBAN modelliert, was aufgrund der vorherrschenden Trennkanalisation unabhängig möglich ist.

## 5.4 Validierung

### 5.4.1 Grundsätzliches zur Beurteilung der Modellgüte

Es ist nach Popper (2002) prinzipiell nicht möglich, die Gültigkeit einer Hypothese bzw. eines Modells endgültig zu verifizieren. Eine aufgestellte Behauptung kann nur eindeutig widerlegt und damit verworfen werden. Die Herangehensweise in der Modellierungspraxis, ein Modell zu verifizieren, indem eine Zeitreihe geteilt und ein Teil zur Kalibrierung und ein Teil zur Überprüfung der Modellgüte verwendet wird, ist daher grundsätzlich nur eingeschränkt aussagekräftig (Harremoës & Madsen 1999). Dies ist schon damit begründet, dass gemessene Zeitreihen immer nur einen Ausschnitt der Realität darstellen können, Extremereignisse also z.B. nicht enthalten sein müssen. Besonders problematisch ist zudem bei der Kalibrierung komplexer Modelle, dass eine gute Modellanpassung mit unterschiedlichen Parametersätzen erreicht werden kann (Harremoës & Madsen 1999). Grundsätzlich muss sich der Anwender eines Modells nicht nur der Folgen der bekannten statistischen Unsicherheiten bewusst sein, sondern sich auch vergewissern, welche Folgen seine Abschätzungen und Annahmen auf das Modellergebnis haben (Harremoës & Madsen 1999, Harremoës 2003) und welcher Grad an Unsicherheit damit verbunden ist.

Die Unsicherheit der Modellergebnisse ist ein generelles Problem der Modellierung. Sie resultiert aus dem Mangel an Informationen über den „wahren Naturzustand“ und lässt sich zumindest in der Theorie im Gegensatz zur natürlichen Variabilität der Prozesse durch zusätzliche Informationen beeinflussen (Schmitt-Heiderich 1995). Die Ergebnisunsicherheit hat verschiedene Ursachen. Es ist unsicher, ob die Modellstruktur valide ist, d.h. ob alle signifikanten Prozesse berücksichtigt werden, ob die mathematische Beschreibung aller Prozesse richtig ist, ob die Modellparameter richtig bestimmt sind und ob die Eingangsdaten fehlerfrei sind (Lei & Schilling 1996, Schmitt-Heiderich 1995). Bei einer Kombination mehrerer Teilmodelle, welche für verschiedene räumliche Skalen entwickelt wurden, stellt sich das Problem als besonders schwerwiegend dar (Schütze *et al.* 2003, Erbe 2004). Denn die Fehler des Modellkonzeptes selbst können kaum abgeschätzt werden (Lei & Schilling 1996). Damit wird die Modellvorhersageunsicherheit bei klassischen Fehlerbetrachtungen systematisch unterschätzt.

Schon bei der Anwendung von Modellen für Teilsysteme, wie z.B. Kanalisation oder Kläranlage, ist mit Unsicherheiten in den Simulationsergebnissen zu rechnen, die sich, wenn überhaupt, nur durch einen umfangreichen Kalibrierungsaufwand verringern lassen. Durch die Erweiterung der Systemgrenze auf Flussgebiete mit einer großen Anzahl von einzelnen Teilsystemen ist anzunehmen, dass sich die Unsicherheit in den Simulationsergebnissen weiter erhöht.

Es muss daher eine Balance zwischen einer sehr detaillierten Modellstruktur mit einer hohen Datendichte zur Kalibrierung auf der einen Seite und einer groben Modellstruktur mit nur wenigen Daten zur Anpassung der wesentlichen Prozesse an die Realität auf der anderen Seite gefunden werden.

Für Flussgebiete, wie sie mit dem vorgestellten Modellansatz untersucht werden, können die Modellergebnisse der Emissionen aus punktuellen Quellen nicht direkt validiert werden. Schon für einzelne urbane Einzugsgebiete ist die Bereitstellung geeigneter Daten für eine Kalibrierung und Verifizierung schwierig und nur mit hohem Kosten- und Personalaufwand realisierbar (Rode 1995, Fuchs & Hahn 1999, Schütze *et al.* 2003, Erbe 2004). Viele im Modell abgebildete Prozesse sind bisher sogar nur im Rahmen von speziellen Messprogrammen erfasst worden (vgl. Schmitt 1997, Xanthopoulos 1998, Seyfried 1999, Fuchs & Hahn 1999). Dies war während dieser Arbeit nicht möglich. Es konnten nur vorhandene Messungen genutzt werden, die im Rahmen von anderen Routinemessungen im Gebiet erhoben wurden. Die schlechte Datenverfügbarkeit zur Validierung des Modellansatzes stellt sich nicht nur in dieser Arbeit. Leinweber (2002) stellt fest, dass in der Literatur bisher keine vollständige Verifizierung integrierter Modellansätze beschrieben ist. Stattdessen werden nur Teilsysteme oder Abflussvorgänge kalibriert.

## 5.4.2 Validierungskonzept

Um die Validität der vorliegenden Ergebnisse abzusichern, wurde ein mehrstufiges Validierungskonzept umgesetzt. Als erster Schritt kann festgestellt werden, dass alle zur Prozessbeschreibung verwendeten Algorithmen bekannt sind und dem Stand der Forschung entsprechen. Die Algorithmen wurde in den letzten Jahren erfolgreich in verschiedenen Untersuchungen angewandt, so z.B. von Schäfer (1999), Hahn *et al.* (2000), van Wensen (2001), Krebs & Franz (2002) und Fuchs *et al.* (2003).

Als zweiter Schritt wurden einzelne Teilsysteme ausgewählt, für deren Modellvariablen genügend Messdaten zur Verfügung standen. Wenn Messwerte und Modell in diesen Variablen übereinstimmen, dann kann man folgern, dass das Modell relevante Aspekte der Wirklichkeit korrekt wiedergibt. Für diesen Schritt der Validierung wurden drei Teilsysteme ausgewählt. Das genaue Vorgehen wird in den folgenden Abschnitten beschrieben.

Im dritten Schritt wurden berechnete Nährstoffemissionen für ausgewählte Teilgebiete mit gemessenen Immissionen im Gewässer verglichen. Damit kann die Plausibilität der Ergebnisse überprüft werden.

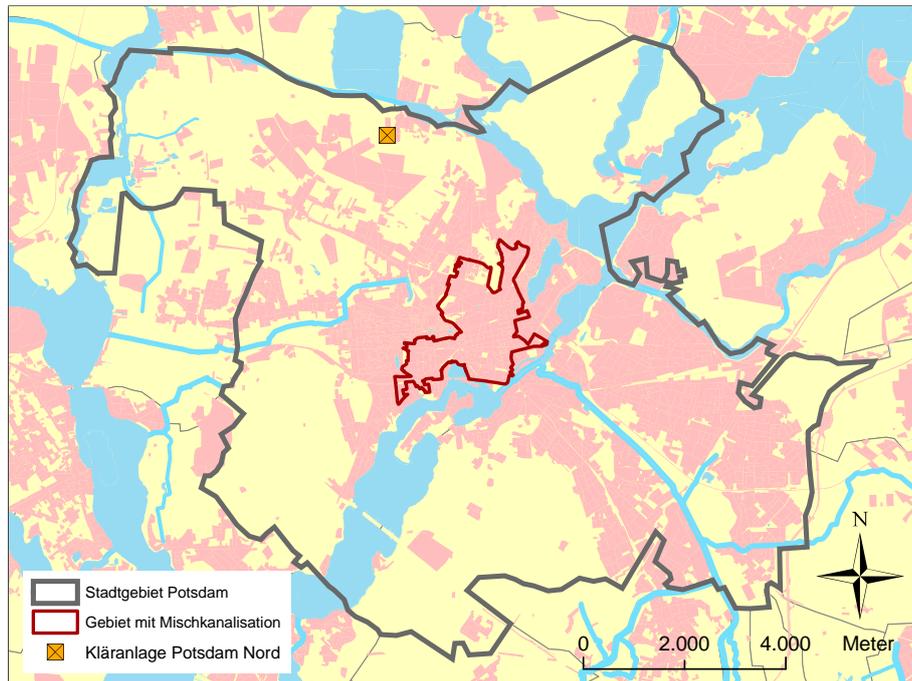
Im vierten Schritt wurden aggregierte Ergebnisse von zwei großen Teileinzugsgebieten (Rhin und Oberer Havel) mit anderen Modellergebnissen verglichen. Dazu wurden die von Behrendt *et al.* (2002) mit dem Modell MONERIS ermittelten Werte verwendet.

## 5.4.3 Teilsystem Mischwasserkanalisation

Ziel ist die Validierung der eingeleiteten Wassermengen aus einem Mischwasserkanalisationsnetz.

### 5.4.3.1 Validierungskonzeption

Die Frachtunterschiede bei großen Kläranlagen durch das zusätzlich abfließende Niederschlagswasser sind normalerweise gering und durch die nur täglich oder wöchentlich vorliegenden Messungen schwer nachvollziehbar. Zur Validierung des Niederschlag-Abfluss-Prozesses kann die tägliche Abflussmessung der Ablaufmenge aber verwendet werden. Die Einflüsse der verwendeten Eingangsdaten und vereinfachter Annahmen auf die Modellergebnisse werden so deutlich. Das betrifft vor allem die Ableitung der Versiegelung aus Landnutzungskarten, die vereinfachte Berücksichtigung von Regenbecken und die Nutzung täglicher Niederschlagsdaten aus entfernt liegenden Stationen.



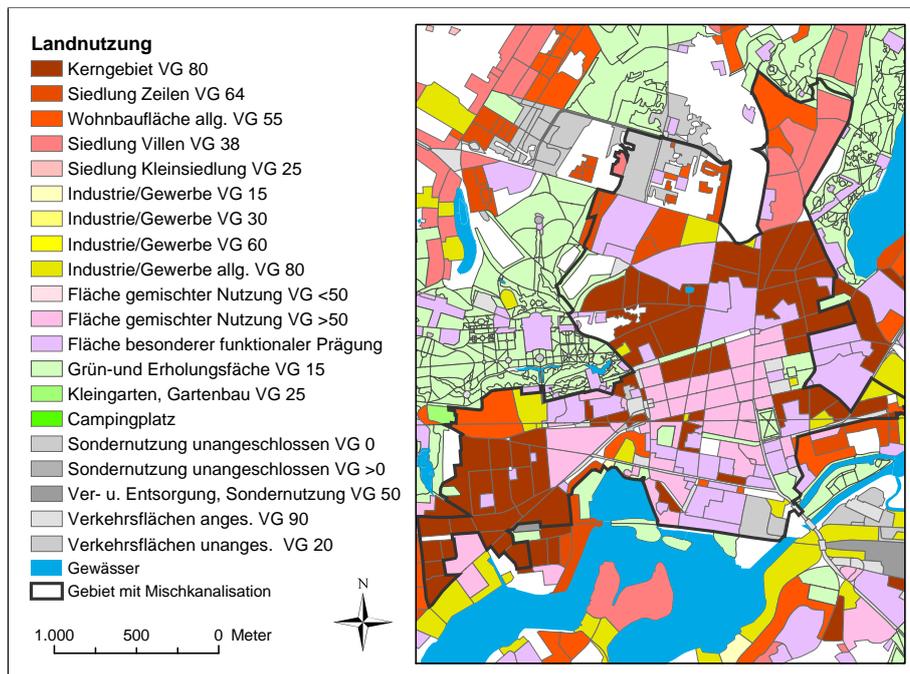
**Abbildung 5.7:** Übersichtsdarstellung der Stadt Potsdam und des im Mischsystem entwässerten Stadtteils

### 5.4.3.2 Fallbeispiel Potsdam

Die Stadt Potsdam besitzt das größte Mischkanalisationsnetz im Untersuchungsgebiet, welches etwa 4,3 km<sup>2</sup> der Innenstadt entwässert. Für dieses Gebiet liegen sehr genaue Angaben zu Versiegelung und Anschlussgrad vor. Von der Kläranlage Potsdam Nord waren tägliche Ablaufwerte der Jahre 2000 - 2002 und Angaben zu Überlaufereignissen der Mischkanalisation verfügbar. Die Lage des im Mischsystem entwässerten Gebietes zeigt Abbildung 5.7.

**Versiegelung und Anschlussgrad** Zunächst wurden die für das Modell abgeleiteten Landnutzungsdaten für das im Mischsystem entwässerte Gebiet der Stadt Potsdam überprüft. Dazu standen durch die Stadtwerke Potsdam GmbH - im Folgenden kurz „Stadtwerke Potsdam“ genannt - erhobene Daten zum Versiegelungs- und Anschlussgrad auf der Grundstücksebene zur Verfügung. Diese Daten wurden zur Ermittlung der Abwassergebühren erfasst und stellen die derzeit genauesten verfügbaren Daten der Versiegelungs- und Anschlussgrade in Potsdam dar.

Da die Daten grundstücksbezogen vorliegen, wurden mit Hilfe eines Stadtplans alle Straßen ermittelt, welche im Bereich der Mischkanalisation liegen. Informationen zu der Lage der einzelnen Grundstücke an einer Straße waren nicht verfügbar. Darum wurde bei Straßen, welche nur zum Teil im Bereich der Mischkanalisa-



**Abbildung 5.8:** Detaildarstellung der Landnutzung des im Mischsystem entwässerten Stadtteils von Potsdam

tion liegen, der Grundstücksanteil geschätzt. Der Vergleich der so ermittelten Flächen zeigt Tabelle 5.7. Die Fläche des Mischkanalisationsgebietes beträgt im GIS-Modell  $3,97 \text{ km}^2$  und bei der Ableitung aus den Grundstücksdaten  $4,34 \text{ km}^2$ . Der Unterschied von 8 % lässt sich auf die beschriebenen Ungenauigkeiten bei der Flächenbestimmung zurückführen, da viele Grundstücke, die nicht genau zugeordnet werden konnten, sehr groß waren.

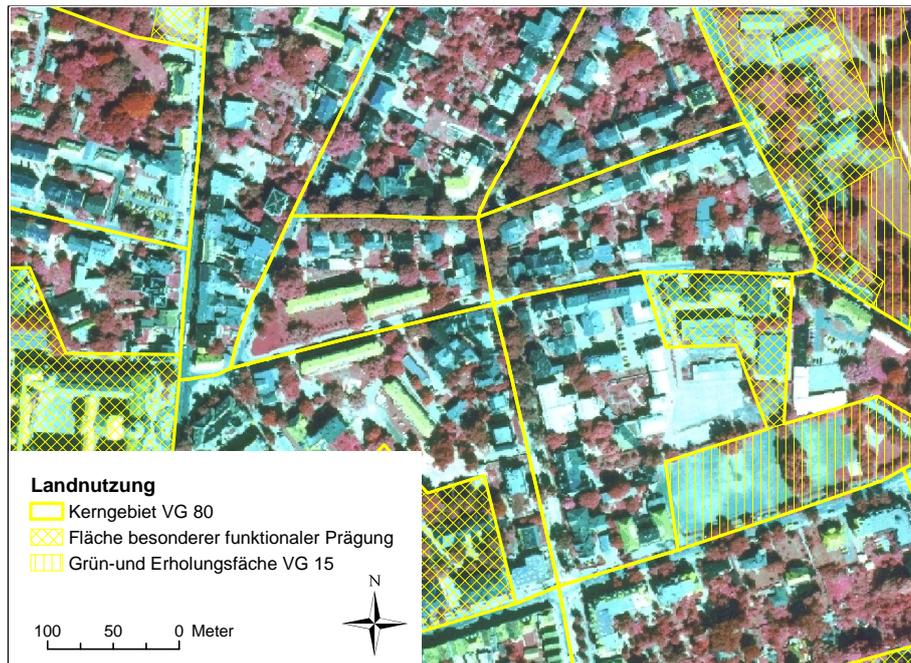
Ausgehend von der Gesamtfläche wurde für beide Datensätze die befestigte Fläche ermittelt. Für den Datensatz der Stadtwerke Potsdam wird dabei zwischen Dach und Hofflächen unterschieden (Tabelle 5.7). Die gesamte versiegelte Fläche beträgt etwa  $1,9 \text{ km}^2$ . Die versiegelte Fläche im GIS-Modell wurde durch Multiplikation der Fläche eines Landnutzungstyps mit dessen spezifischem Versiegelungsgrad (siehe Tabelle A.1) ermittelt und beträgt  $2,0 \text{ km}^2$ . Der geringe Unterschied von 7 % bestätigt die gute Eignung des in Kapitel 5.3.3 beschriebenen Ansatzes zur Ableitung der versiegelten Flächen. Tendenziell wird jedoch der Versiegelungsgrad überschätzt, wie der Vergleich der mittleren Versiegelungsgrade für das gesamte Gebiet zeigt. Mit den genauen Daten der Stadtwerke Potsdam beträgt er 44 %, mit den Daten des GIS-Modells 51 %. Diese Abweichungen zeigen die Grenzen des angewandten Verfahrens, mit dem lokale Besonderheiten nur ungenügend berücksichtigt werden können.

Im Fall von Potsdam wird dies z.B. bei der Landnutzung „Kerngebiet“ deutlich. Wie Abbildung 5.8 zeigt, werden etwa ein Drittel des Mischkanalisationsgebietes als „Kerngebiet“ ausgewiesen. Für diese Landnutzung ergibt sich aus der Kombination der ATKIS- und CIR-BNK-Daten ein Versiegelungsgrad von 80 %. Diesen hohen Versiegelungsgrad erreichen in Potsdam jedoch nur sehr wenige der als „Kerngebiet“ ausgewiesenen Flächen, da die Stadt selbst im Innenstadtbereich locker bebaut ist und viele Hof- und Grünflächen aufweist. Anschaulich zeigt sich dies bei einem Vergleich mit einer Luftaufnahme in Abbildung 5.9. Der überwiegende Teil des Kartenausschnittes ist als „Kerngebiet“ ausgewiesen und besitzt trotzdem eine relativ lockere Bebauungsstruktur. Stichprobenartige Untersuchungen vor Ort bestätigen den geringen Versiegelungsgrad, da viele Hofflächen nicht befestigt sind. Auch der sich aus den Daten der Stadt Potsdam abgeleitete Kanalisationsanschlussgrad an befestigten Flächen von 50 %, der für das Modell übernommen wurde, ist sehr gering. Als Ursache konnten vor allem nicht angeschlossene Dachflächen identifiziert werden, deren Abfluss oft direkt versickert. Trotzdem ist der hohe Anteil der nicht an die Kanalisation angeschlossenen Flächen für ein innerstädtisches Kerngebiet untypisch.

**Tabelle 5.7:** Vergleich der Landnutzungsdaten abgeleitet aus ATKIS/CIR und der Erhebung der Stadtwerke Potsdam GmbH

	Stadtwerke	ATKIS/CIR	Differenz
Grundstücksfläche	4.335.032 m <sup>2</sup>	3.974.000 m <sup>2</sup>	-8,3 %
davon			
- Dachfläche	1.058.780 m <sup>2</sup>		
- Hofffläche	856.605 m <sup>2</sup>		
∑ befestigte Fläche	1.915.385 m <sup>2</sup>	2.040.167 m <sup>2</sup>	+6,9 %
Versiegelung	44 %	51 %	+7,0 %

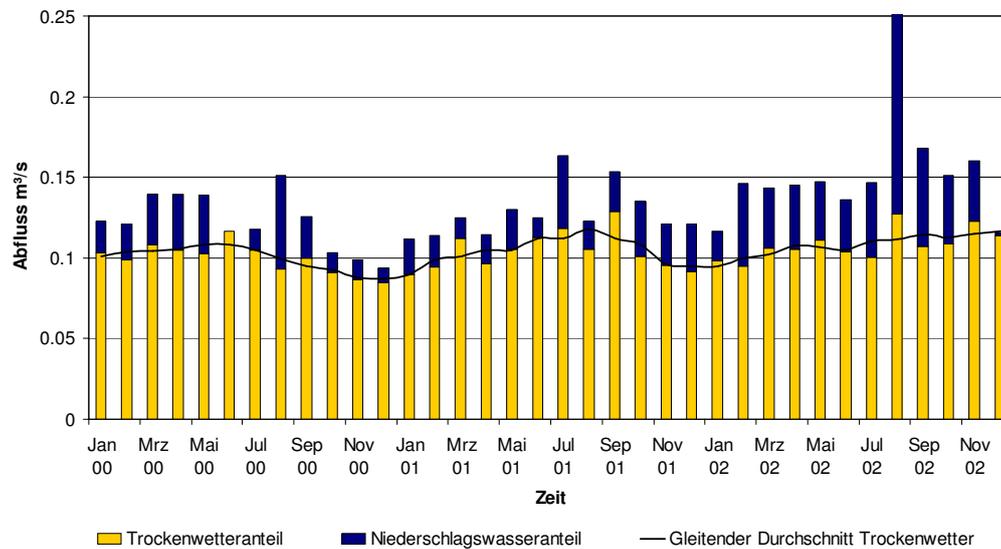
**Ablaufdaten Kläranlage Potsdam** Die von der Kläranlage zur Verfügung gestellten täglichen Abflussmessungen für die Jahre 2000-2002 wurden analysiert. Es zeigte sich eine starke saisonale Schwankung der mittleren Trockenwetterabflüsse, die vor allem auf den Tourismus zurückgeführt werden kann. Der Einfluss des Fremdwassers kann dagegen vernachlässigt werden, da dieses nach Auskunft des Betreibers kaum anfällt (Töpfer 2004). Für die Unterscheidung von Trockenwetter- und Niederschlagsabfluss wurden die monatlichen mittleren Abflüsse an Tagen ohne Niederschlag ermittelt und dieser spezifische monatliche Trockenwetteranteil an Tagen mit Niederschlag von der Gesamtablaufmenge subtrahiert. Das Ergebnis zeigt Abbildung 5.10. Die so ermittelte Ganglinie des Niederschlagsabflusses wurde für den Vergleich mit den Modellergebnissen verwendet.



**Abbildung 5.9:** Luftaufnahme eines als Kerngebiet definierten Bereichs der Innenstadt von Potsdam

Im Mischkanalisationsnetz Potsdams gibt es drei Mischwasserüberläufe in die Havel, von denen aber nur der Mischwasserüberlauf „Wall am Kiez“ nach Auskunft der Betreiber bei Regenereignissen anspringt. In den Jahren 1998 bis 2003 wurden insgesamt nur zehn Überlaufereignisse registriert, die Hälfte allein in dem sehr niederschlagsreichen Jahr 2002 (siehe Tabelle B.1). Durch die Messung des Prozessleitsystems wird nur der Zeitpunkt eines Überlaufereignisses registriert. Das Abflussvolumen wird nicht korrekt gemessen und kann nur zur Bewertung der Größenordnung des Ereignisses genutzt werden (Zühlke 2004).

Ein Vergleich mit den an der Station Potsdam gemessenen Niederschlagsmengen für die Überlaufereignisse zeigt bei drei Ereignissen unplausible Werte, da nur sehr geringe bzw. gar keine Niederschläge gemessen wurden. Die wahrscheinlichste Ursache ist die zeitliche Diskretisierung der Messwerte in Tagen. Die zeitliche Auflösung des Modells von einem Tag ist für die meisten Regen- und Überlaufereignisse, welche wesentlich kürzer als 24 Stunden dauern, nicht adäquat. Erschwerend kommt dazu, dass die täglichen Niederschlagssummen immer zwischen 6.50 Uhr und 6.50 Uhr des Folgetages gebildet werden (vor 2001 jeweils 7.30 Uhr). Dadurch kann der für ein Überlaufereignis verantwortliche Niederschlag teilweise oder ganz dem nächsten Tag zugerechnet werden. In Abbildung 5.11 ist exemplarisch der Effekt dargestellt. Der erhöhte Abfluss aufgrund eines Niederschlagsereignisses wird jeweils einen Tag nach dem gemessenen Nieder-

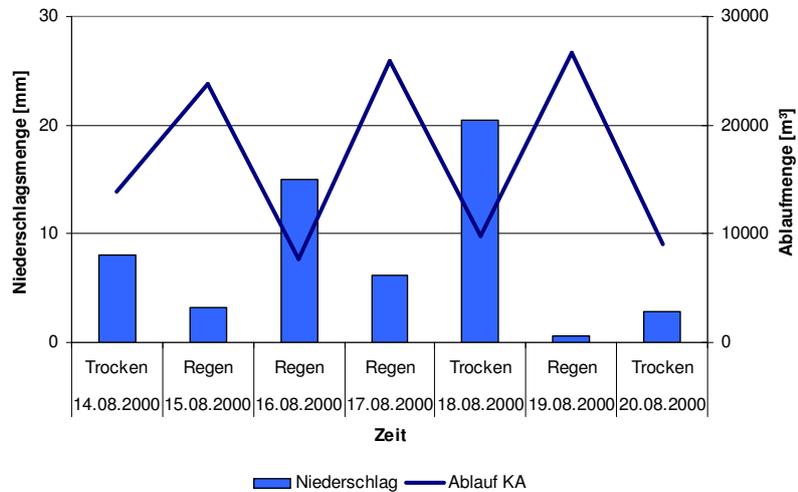


**Abbildung 5.10:** Mittlere monatliche Abflüsse der Kläranlage Potsdam Nord aufgeteilt in Trockenwetter- und Niederschlagswasseranteil

schlag registriert. Besonders interessant ist dabei auch die Wetteraufzeichnung der Kläranlage, welche z.B. für den 14.8. und 18.8. "Trockenes Wetter" angibt, während die Niederschlagsmessung einmal 8 mm und einmal 20 mm ergibt.

Neben diesem Problem kommen als Ursache für die Diskrepanz zwischen den Aufzeichnungen der Kläranlage und der Niederschlagsstation noch Messfehler, eine lange Abflusskonzentrationszeit und die räumliche Inhomogenität der Niederschlagsverteilung in Frage. Messfehler können im konkreten Fall wahrscheinlich ausgeschlossen werden, da sich mit dem Niederschlag am Vortag jeweils ein plausibles Bild ergibt. Die Abflusskonzentrationszeit würde sich erst bei einer Konzentrationszeit von mehr als 6,5 Stunden bemerkbar machen, was in Potsdam nicht der Fall ist. Die Inhomogenität der Niederschlagsverteilung kann im konkreten Fall vernachlässigt werden, da die Niederschlagsmessstation nur ca. einen Kilometer vom Untersuchungsgebiet entfernt ist.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es durch die tägliche Auflösung der Messungen im Einzelfall zu einer Verschiebung um einen Tag zwischen der Messung des auslösenden Niederschlagsereignisses und dem daraus folgenden Abfluss kommt. Durch Berücksichtigung des Vortages kann jedoch für alle Überlaufereignisse in Tabelle B.1 ein plausibler Wert gefunden werden.

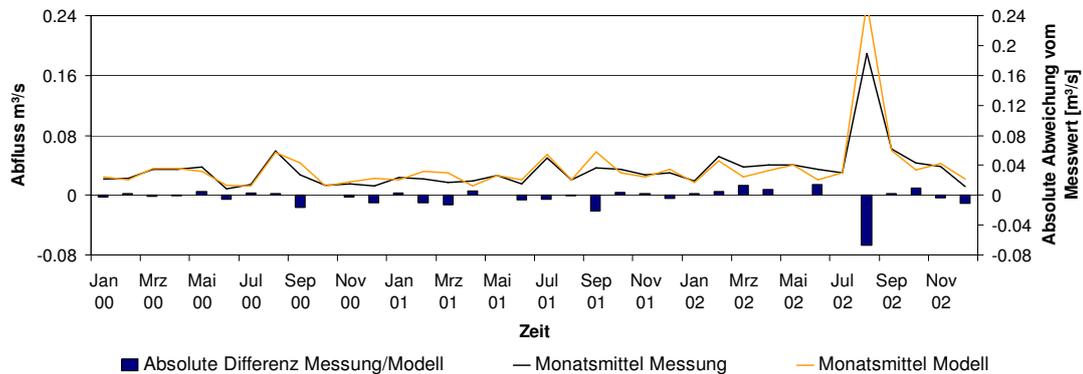


**Abbildung 5.11:** Beispiel für die Auswirkung der unterschiedlichen Messzeiträume der Niederschlags- und Abflussmessung mit Angabe der Wettersituation im Kläranlagenprotokoll (Trocken/Regen)

**Tabelle 5.8:** Registrierte Überlaufereignisse der Mischwasserentlastung „Wall am Kiez“ und gemessene Niederschlagssummen R der Station Potsdam

Jahr	Tag	Menge [m <sup>3</sup> ]	R [mm]	R Vortag [mm]
1998	-	-	-	-
1999	-	-	-	-
2000	17.08	34	3,2	8,1
	19.08	4	6,2	15,0
	28.08	229	26,5	
2001	17.06	55	12,4	
	28.09	95	0	21,2
2002	11.05	73	18,6	
	23.05	527	20,5	
	10.07	255	24,8	
	1.08	583	15,9	
	12.08	2.354	83,9	
2003	-	-	-	-

## 5. Pilotstudie und Ergebnisse



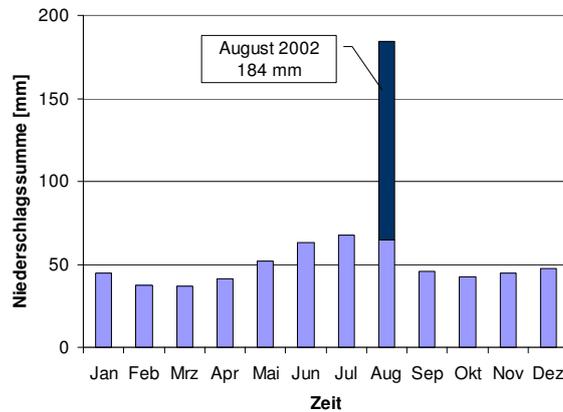
**Abbildung 5.12:** Vergleich des modellierten und gemessenen mittleren monatlichen Niederschlagswasserabflusses für die Kläranlage Potsdam Nord zwischen 2000 und 2001

### 5.4.3.3 Ergebnisse der Validierung

Für die Jahre 2000 bis 2002 wurden die vom Modell berechneten Abflusswerte mit den Messungen der KA Potsdam Nord verglichen. Die Ergebnisse der Tageswerte sind in Abbildung B.1 im Anhang dargestellt. Es zeigt sich, dass das Modell viele Einzelereignisse gut abbilden kann. Die Abflüsse werden dabei insgesamt eher überschätzt. Auffällig ist weiterhin, dass nicht alle gemessenen Abflussspitzen vom Modell nachvollzogen werden, da teilweise nur sehr wenig oder gar kein Niederschlag gemessen wurde. Weiterhin ist der Einfluss des saisonal schwankenden Trockenwetterabflusses erkennbar, welcher für diesen Vergleich im Modell nicht berücksichtigt wurde. Im Sommer unterschätzt das Modell den Abfluss, während es diesen im Winter teilweise stark überschätzt. Um unabhängig von den Trockenwitterschwankungen die Güte der Niederschlags-Abfluss-Modellierung betrachten zu können, wurden im Weiteren nur noch die Regenwasserabflüsse berücksichtigt (siehe Beschreibung im vorangegangenen Abschnitt). Der Vergleich der berechneten und modellierten Monatswerte ist in Abbildung 5.12 zu sehen.

Die Darstellung zeigt, dass die Abweichungen zwischen den gemessenen und modellierten Werten relativ gering sind. Es kann kein saisonaler Unterschied ausgemacht werden. Besonders auffällig ist der August 2002, welcher mit besonders großen Niederschlagsereignissen herausfällt. Die extremen Verhältnisse in diesem Monat werden vom Modell nur ungenügend nachvollzogen. Mit 184 mm fiel in diesem Monat mehr als 285 % der mittleren und damit die größte je gemessene Niederschlagsmenge (vgl. Abbildung 5.13).

Der Einfluss dieses Extremmonats zeigt sich auch in der Jahresbilanz. Wie Abbildung 5.14 zeigt, stimmen die berechneten Jahrsabflussmengen für 2000 und 2001



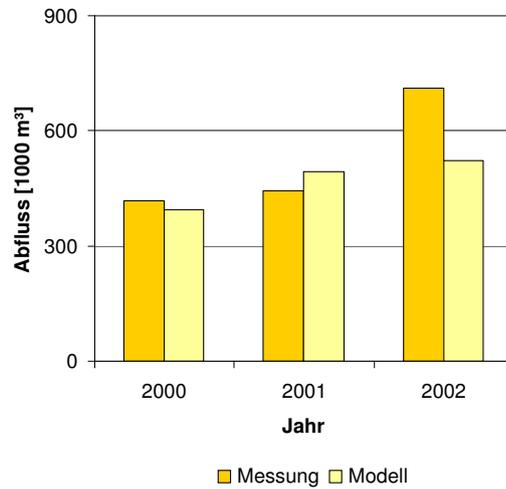
**Abbildung 5.13:** Mittlerer Jahresgang des Niederschlags der Station Potsdam (1893-2004) und Monatssumme vom August 2002 im Vergleich

mit den gemessenen gut überein. Allerdings unterschätzt das Modell im Jahr 2002 die Abflussmenge, was im Wesentlichen auf die modellierten Entlastungen im August zurückzuführen ist. Im Modell wird allein für den 12.8. mit 84 mm gemessenem Niederschlag eine Regenwasserentlastungsmenge von ca. 71.000 m<sup>3</sup> berechnet. Insgesamt werden vom Modell wesentlich mehr Entlastungsereignisse modelliert als gemessen wurden. Eine Übersicht gibt Tabelle B.1 im Anhang.

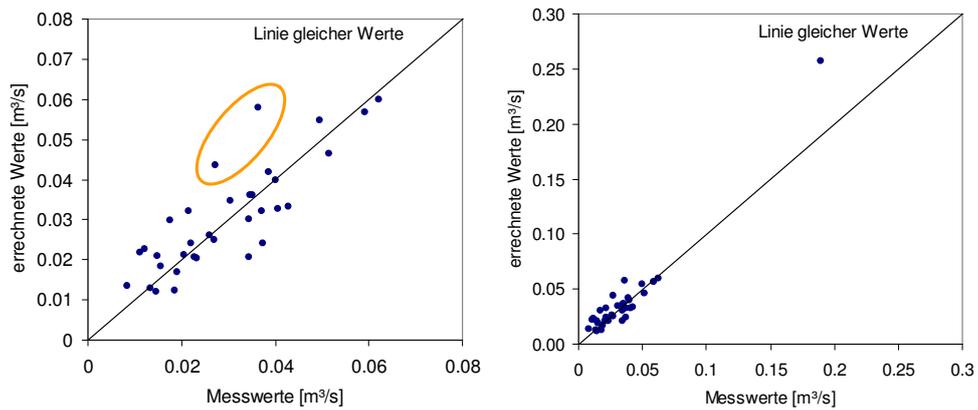
Die Analyse der modellierten Monatsmittelwerte von 2000 - 2002 in Abbildung 5.15 links zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen den berechneten und modellierten Monatsmittelwerten. Dabei wurde der August 2002 nicht berücksichtigt, da er als extremer Ausreißer die Darstellung stark beeinflusst, wie in Abbildung 5.15 rechts dargestellt. Neben diesem Monat fallen als deutlichste Abweichungen die zwei markierten Monatswerte auf. Diese stellen die Ergebnisse der Monate September 2000 und 2001 dar. Ebenso wie im August 2002 sind in beiden Monaten überdurchschnittlich viele Starkregenereignisse aufgetreten. Das Abflussvolumen wird dabei offensichtlich vom Modell überschätzt. Als Ursache kann vor allem die ungenügende Berücksichtigung der Niederschlagswasserentlastung identifiziert werden. Ein Teil der Abweichung kann aber auch mit der beschriebenen vereinfachten Ableitung des Niederschlagswasseranfalls auf der Kläranlage begründet werden.

#### 5.4.3.4 Diskussion

Die Untersuchung hat gezeigt, dass ArcEGMO-URBAN mit den verwendeten Eingangsdaten in der Lage ist, die innerjährliche Dynamik des Niederschlags-Abfluss-Geschehens zufriedenstellend abzubilden. Die Jahres- und Monatswerte stimmen gut mit den gemessenen Werten überein. Einzelereignisse können jedoch nur un-



**Abbildung 5.14:** Vergleich der gemessenen und modellierten jährlichen Abflussmengen der KA-Potsdam



**Abbildung 5.15:** Regressionsanalyse der modellierten und gemessenen monatlichen mittleren Niederschlagswasserabflüsse für die KA Potsdam Nord, links ohne Berücksichtigung des Augusts 2002

genügend abgebildet werden, wobei extreme Ereignisse zu großen Abweichungen zwischen Modell und Messung führen. Besondere Schwierigkeiten machen die Bestimmung von Zeitpunkt und Volumen von Überlaufereignissen. Dafür sind in Zukunft weitere Untersuchungen mit genaueren Messwerten notwendig.

#### **5.4.4 Teilsystem Kläranlage**

Ziel ist die Validierung der temperaturabhängigen Nitrifikation in der KA. Im Modell wird der normalerweise konstante Wirkungsgrad der Nitrifikation bei tiefen Temperaturen verringert.

##### **5.4.4.1 Validierungskonzeption**

Die Kläranlagenreinigungsleistung wird im Modell über einen mittleren Reinigungsgrad in Abhängigkeit von der Klärtechnologie und der Temperatur berücksichtigt. Die Temperaturabhängigkeit der Reinigungsleistung wird nur bei Anlagen mit Nitrifikation berücksichtigt. Ein Vergleich der Modellergebnisse für eine solche Anlage mit täglichen Messungen zeigt Potenziale und Grenzen des verwendeten Ansatzes auf.

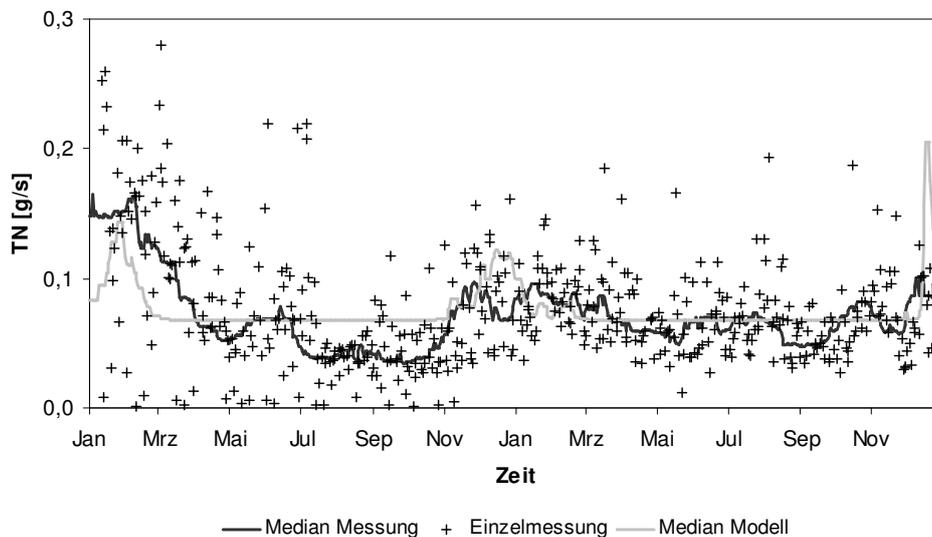
##### **5.4.4.2 Fallbeispiel Rathenow**

Die Kläranlage Rathenow ist mit einer Nitrifikationsstufe zur weitergehenden biologischen Reinigung des Abwassers ausgestattet. Sie hat einen Ausbaugrad von 36.000 EGW und derzeit etwa 30.000 angeschlossene EGW. Für die Anlage liegen tägliche Messwerte des Abflusses und der TN-Konzentration für die Jahre 1999 und 2000 vor.

Im Modell wird die Reinigungsleistung von Nitrifikationsanlagen in Abhängigkeit von der Temperatur mit einem empirisch ermittelten Zusammenhang berücksichtigt. Um den Effekt im Modell abzubilden, wird ab einer mittleren Lufttemperatur von 5°C die Reinigungsleistung der Nitrifikation entsprechend Abbildung 3.3 reduziert. Die Festlegung der Grenztemperatur erfolgte nach Auswertung der vorhandenen Kläranlagendaten.

##### **5.4.4.3 Ergebnisse der Validierung**

In Abbildung 5.16 sind die Medianwerte der Messungen und Modellergebnisse für TN im Ablauf der Kläranlage dargestellt. Bei den Messwerten erkennt man im Jahr 1999 einen wesentlich deutlicheren Unterschied zwischen den Sommer- und Wintermonaten als im Jahr 2000. Auch die Einzelwerte streuen im Jahr 1999 weit mehr als 2000 und erreichen Werte von 0,28 g TN/s im März, während sie vor allem im Sommer sehr oft unter 0,01 g TN/s fallen. Dies entspricht einer Ablaufkonzentration von unter 0,5 mg TN/l und würde eine Reinigungsleistung von

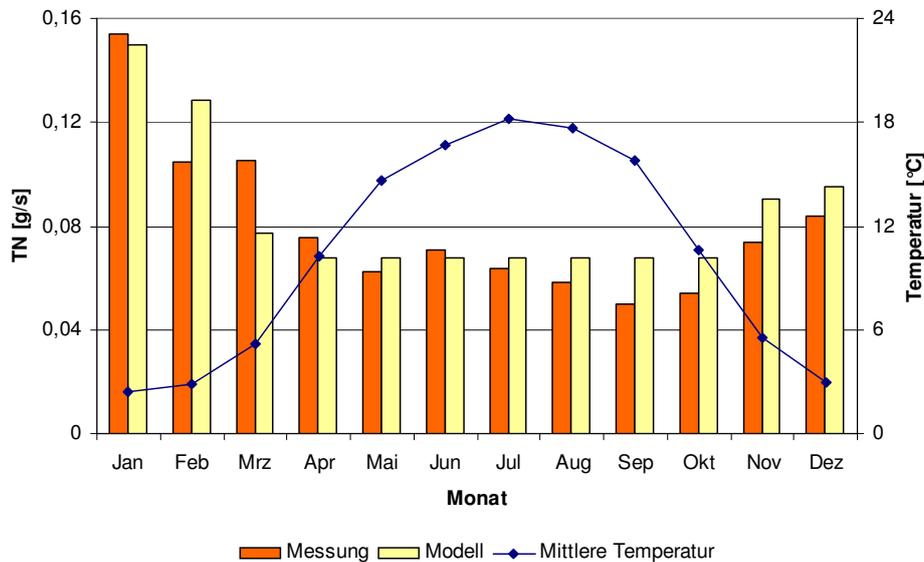


**Abbildung 5.16:** Vergleich der gemessenen und modellierten täglichen TN-Frachten im Ablauf der KA Rathenow für die Jahre 1999 und 2000

mehr als 99 % erfordern. Da dies technologisch nicht möglich ist, wurden Werte kleiner 0,5 mg TN/l bei der weiteren Berechnung ausgeschlossen.

Die berechnete Fracht TN bleibt in den Sommermonaten aufgrund der oberhalb einer Lufttemperatur von 5°C als konstant angenommen Reinigungsleistung der Kläranlage gleich. In den Wintermonaten vergrößert sich dagegen in Abhängigkeit der aktuellen Temperatur die Abauffracht der Kläranlage. Dabei ist zu erkennen, dass im Januar - März 1999 die Fracht eher unterschätzt wird, während zwischen November 1999 und März 2000 sowie Dezember 2000 die Fracht eher überschätzt wird.

Betrachtet man die gemittelten Monatssummen für die beiden Jahre, wie in Abbildung 5.16 dargestellt, so sind gegenüber den Wintermonaten deutlich geringere Frachten im Sommer zu erkennen, welche auch vom Modell gut wiedergegeben werden. Zwischen November und März sind die Frachten am höchsten mit einem Maximum im Januar, in dem doppelt so hohe Frachten als im Sommer gemessen wurden. Einen ähnlichen aber gegensätzlichen Verlauf zeigt die mittlere Monats-temperatur, welche ihr Minimum im Januar hat. Die Modellergebnisse stimmen im Januar gut mit den Messungen überein, überschätzen aber vor allem den Februar und November, während der März unterschätzt wird. Die mittlere Jahresfracht beider Jahre beträgt 2.518 Tonnen TN. Mit 2.671 Tonnen ermittelt das Modell insgesamt etwa 6 % mehr TN.



**Abbildung 5.17:** Gemessene und modellierte mittlere monatliche TN-Frachten für die Jahre 1999 und 2000 für den Ablauf der Kläranlage Rathenow

#### 5.4.4.4 Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass mit dem gewählten Ansatz die jahreszeitlich unterschiedliche Reinigungsleistung einer Kläranlage mit Nitrifikation abgebildet werden kann. Dabei ist es jedoch nur bedingt möglich, den Verlauf der täglichen Ablaufschwankungen abzubilden.

Es liegt nahe, dass aufgrund der im Modell nicht berücksichtigten komplexen Prozesse der biologischen Abwasserreinigung eine Modellierung der täglichen Ablaufschwankungen nicht gelingt. Trotzdem zeigen die mittleren monatlichen Ablaufwerte eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten, obwohl die Ableitung der Reinigungsleistung nur aufgrund der Lufttemperatur problematisch ist.

Zum einen wird statt der eigentlich prozessrelevanten Abwassertemperatur die Lufttemperatur berücksichtigt. Diese lässt nicht direkt auf die Temperatur des Abwassers in der Kläranlage schließen, da dabei Faktoren wie die Konstruktion und Länge des Kanalisationsnetzes sowie die Verweildauer und Technologie in der Kläranlage eine Rolle spielen. Im Modell wird aufgrund von Datenauswertungen angenommen, dass im Untersuchungsgebiet ab einer Lufttemperatur von 5°C eine Verringerung der Reinigungsleistung zu beobachten ist. Ab dieser Temperatur fällt auch die Abwassertemperatur im Mittel unter 12°C.

Zum anderen ist die direkte Temperaturabhängigkeit der Reinigungsleistung der

Nitrifikanten, wie sie für die Bemessung der Anlagen angenommen wird (vgl. ATV-DVWK 2000), nach Untersuchungen von Durth (2000) nicht allgemein gültig. Stattdessen haben auch die Anlagenkonstruktion und vor allem aber die Auslastung der Anlage einen signifikanten Einfluss. Um dies im Modell zu berücksichtigen, wird die Verringerung der Abbauleistung entsprechend dem Auslastungsgrad variiert.

Wie die Ergebnisse der Modellierung zeigen, beschreibt der verwendete Ansatz trotz der genannten einfachen Annahmen die realen Verhältnisse zufriedenstellend. Das mit dem Modellkonzept verfolgte Ziel, die in den Wintermonaten verringerte Reinigungsleistungen von Nitrifikationsstufen abzubilden, wird erreicht.

### 5.4.5 Teilsystem Trennkanalisation

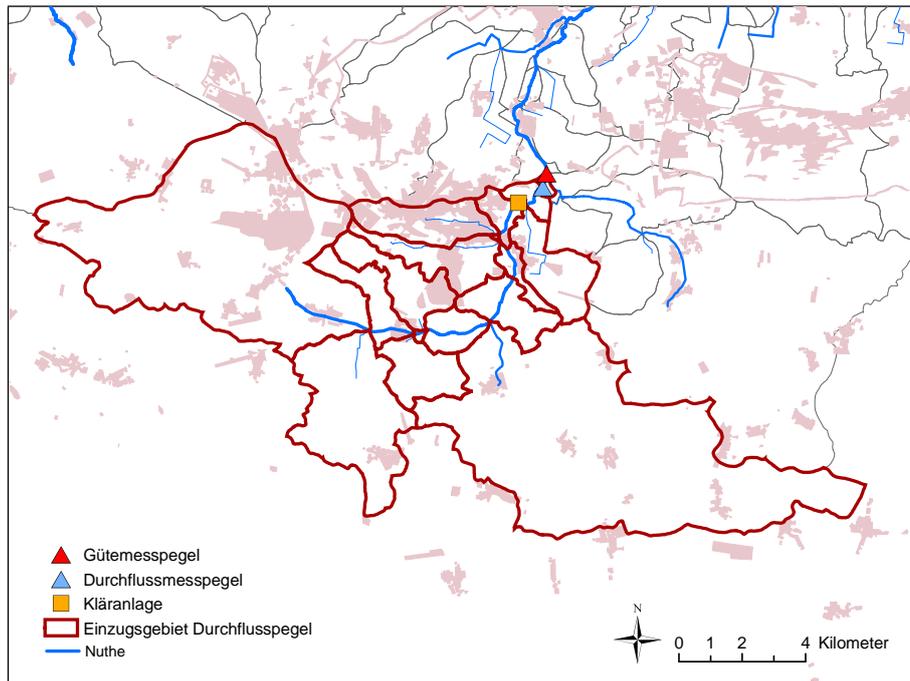
Ziel ist die Validierung der TN-Einleitungen über Schmutz- und Regenwasser aus einem in Trennkanalisation entwässerten Stadtgebiet.

#### 5.4.5.1 Validierungskonzeption

Für einen Gesamtvergleich der in ein Gewässer aus einem Stadtgebiet eingetragenen Emissionen können mit bestimmten Einschränkungen Immissionsmessungen im Gewässer genutzt werden (Lammersen 1997). Allerdings bleibt der Vergleich von Modellergebnissen mit Gütemessungen unvollständig, wenn die ruralen (diffusen) Einträge und die Umsetzungsprozesse im Gewässer fehlen. Bei kleinen Gewässern mit einem verhältnismäßig großen Abwasseranteil am Abfluss und unter Berücksichtigung von Modellergebnissen der diffusen Einträge ist prinzipiell ein Vergleich möglich. Allerdings sind Zusammenhänge zwischen Emission und Immission nicht immer eindeutig nachzuweisen, wie Lammersen (1997) in ihrer Arbeit feststellt, bei der sie dreijährige Gewässergütemessungen auf einer 11 Kilometer langen Fließstrecke durch eine Stadt untersucht. Im vorliegenden Fall wurde nur der Stickstoffeintrag untersucht, da für Phosphor keine entsprechenden Daten zur Verfügung standen und die Frachtermittlung bei Phosphor aufgrund von Retentionsprozessen im Gewässer besonders schwierig ist (Rode 1995).

#### 5.4.5.2 Fallbeispiel

Für die Validierung wurde die Stadt Jüterbog im äußersten Südosten des Untersuchungsgebietes ausgewählt. Für diese Stadt liegen wöchentliche Messungen des Kläranlagenablaufs vor, welcher das gereinigte Abwasser in die Nuthe einleitet. Die Kläranlage ist für 29.000 EGW ausgebaut und reinigt derzeit das Wasser von ca. 26.500 EGW. Da die gesamte Stadt im Trennsystem entwässert wird, fließt aus der Kläranlage ein relativ konstanter Abwasserstrom von ca. 35 l/s zur Nuthe, welche an dieser Stelle einen mittleren Abfluss von ca. 140 l/s hat. Die



**Abbildung 5.18:** Übersichtsdarstellung des Untersuchungsgebietes mit der Stadt und Kläranlage Jüterbog sowie den Messpegeln an der Nuthe

Nuthe selbst entspringt wenige Kilometer vor der Stadt Jüterbog und ist daher bis Jüterbog von keiner wesentlichen punktuellen Quelle geprägt.

Etwa 1,5 km hinter der Kläranlage liegen der Gütemesspegel Nuthe 0020 und kurz davor der Abflussmesspegel Jüterbog-Bürgermühle 5879500 (siehe Abbildung 5.18). Für die Pegel liegen 14-tägige Messungen der Konzentration von TN bzw. tägliche Durchflussmessungen vor.

Für den geplanten Vergleich der eingeleiteten Frachten mit den Gewässerfrachten muss aus den vorhandenen Messungen eine tägliche Gewässerfracht ermittelt werden. Diese Immissionsschätzung ist methodisch nicht trivial und birgt eine Reihe von Fehlerquellen (Klopp 1986, Symader 1988, Rode 1995, Keller *et al.* 1997, Behrendt *et al.* 1999a). Keller *et al.* (1997) vergleichen in ihrer Arbeit 5 verschiedene Methoden und kommen genauso wie Krebs & Franz (2002) zu dem Schluss, dass alle Verfahren ähnliche Ergebnisse erzielen und keinem ein Vorzug gegeben werden kann. Alle Verfahren treffen jeweils unterschiedliche Annahmen und benötigen bestimmte Voraussetzungen. Da weder eine Abfluss-Konzentrations- noch eine Transport-Abfluss-Beziehung im vorliegend Fall abgeleitet werden konnte, schieden zwei Verfahren von vornherein aus. Für die Ermittlung der Immission wurde das Verfahren der linearen Interpolation zwischen einzelnen Frachtmessungen verwendet, bei dem durch Multiplikation mit dem Abfluss die Konzentration

an allen Tagen berechnet wird. Die Fracht  $F$  an einem Tag  $i$  zwischen zwei Konzentrationsmessungen  $c_1$  und  $c_2$  ergibt sich damit entsprechend Formel 5.2, wobei  $n$  die Anzahl der Tage zwischen zwei Messungen ist.

$$F_i = \frac{(c_2 - c_1)}{n} \cdot i \cdot Q_i \quad (5.2)$$

Für die Jahresfracht ergibt sich dann die in Keller *et al.* (1997) beschriebene Formel mit der linear interpolierten Konzentration  $c_i$  am Tag  $i$  :

$$F = \frac{86400}{1000 \cdot 1000} \cdot \sum_{i=1}^n c_i \cdot Q_i \quad (5.3)$$

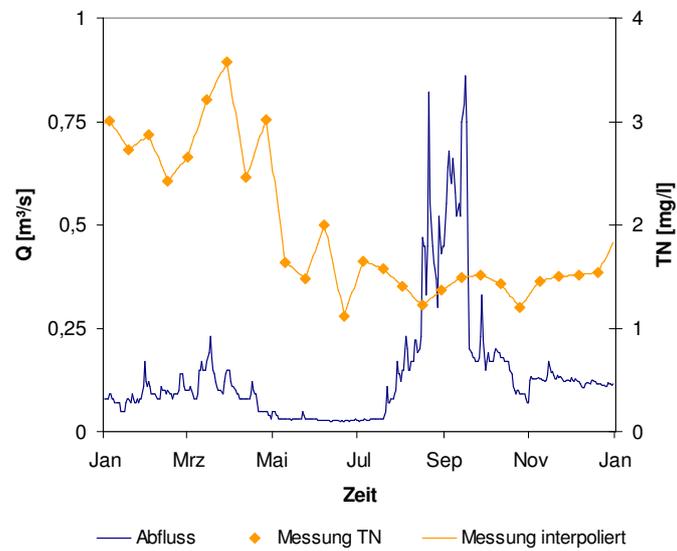
Eine Übersichtsdarstellung der Zeitreihen von gemessenem Abfluss und Konzentration sowie deren Interpolation auf alle Tage für das Jahr 2000 zeigt Abbildung 5.19. Die daraus berechnete tägliche Fracht zeigt 5.20. Zum Vergleich sind in dieser Abbildung auch die aus den Kläranlagenmessungen berechneten Frachten dargestellt, welche über das gereinigte Abwasser eingeleitet wurden. Dabei ist zu erkennen, dass zwischen Mai und Juli in einer Phase extremen Niedrigwassers in der Nuthe ( $< 30$  l/s) die im Kläranlagenablauf gemessenen Frachten teilweise die im Gewässer gemessenen Frachten übertreffen. Als Ursache dieser Differenz können die Umsetzungsprozesse im Gewässer vermutet werden, wie in der folgenden Diskussion dargestellt.

Für die Berücksichtigung der diffusen Einträge wurden Modellergebnisse des Modells SWIM verwendet (Krysanova & Habeck 2005). Die Ganglinien der berechneten diffusen und punktuellen Einträge für das Jahr 2000 zeigt Abbildung 5.21. Dargestellt ist auch die aus der Addition der täglichen Frachten beider Modelle ermittelte Gesamtfracht für den Untersuchungszeitraum.

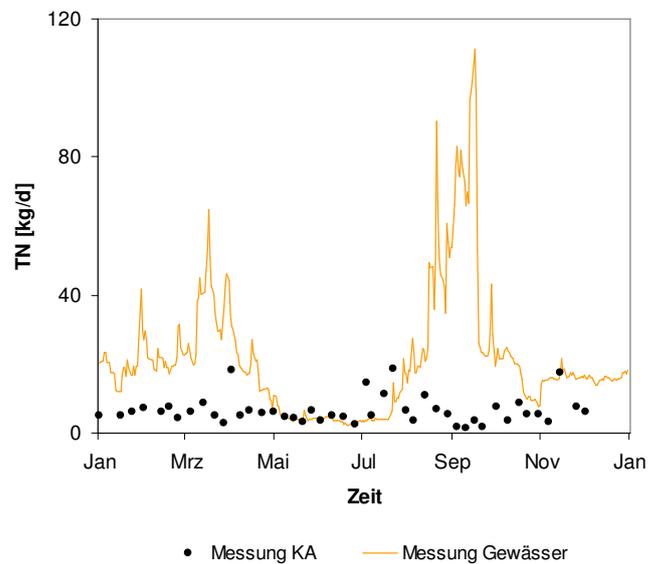
### 5.4.5.3 Ergebnisse der Validierung

Den Vergleich der gemessenen und modellierten Frachten für den Pegel Nuthe 0020 bzw. Jüterbog-Bürgermühle 5879500 im Jahr 2000 zeigt Abbildung 5.22. Insgesamt wird der Jahresverlauf gut wiedergegeben. Dominante Frachtspitzen werden erfasst, wobei vielfach eine Überschätzung von Einzelereignissen zu erkennen ist. Zwischen Mai und August ist die modellierte Fracht durchweg größer als die gemessene. Während der Hochwasserphase im August und September wird die tatsächliche Fracht leicht überschätzt. Die für November und Dezember modellierte Dynamik der Fracht wird von den Messungen nicht widerspiegelt.

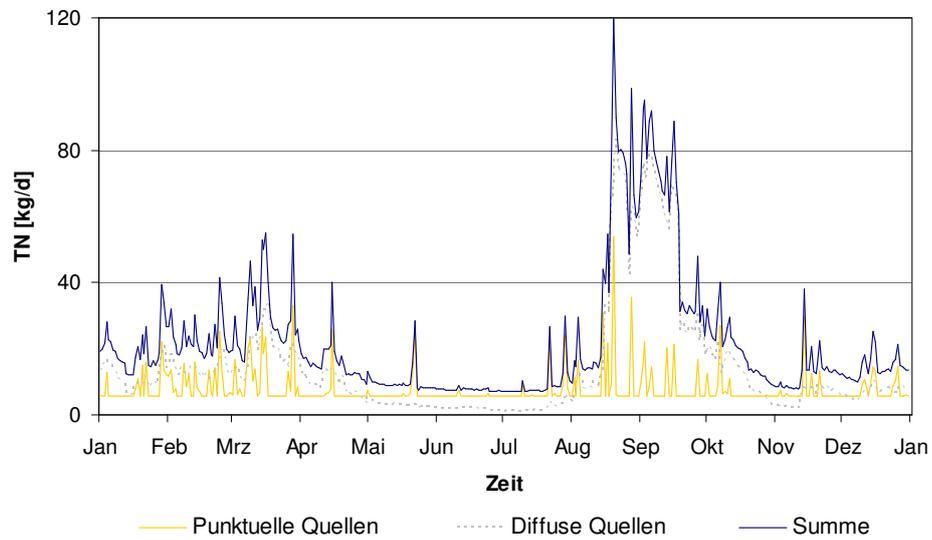
Vergleicht man die Monatssummen des Jahres, so zeigt sich eine gute Übereinstimmung der modellierten und berechneten Frachten in den ersten und letzten Monaten des Jahres, wie in Abbildung 5.23 zu sehen ist. Dagegen sind die Modellergebnisse im Mai, Juni und Juli teilweise doppelt so hoch und auch im August



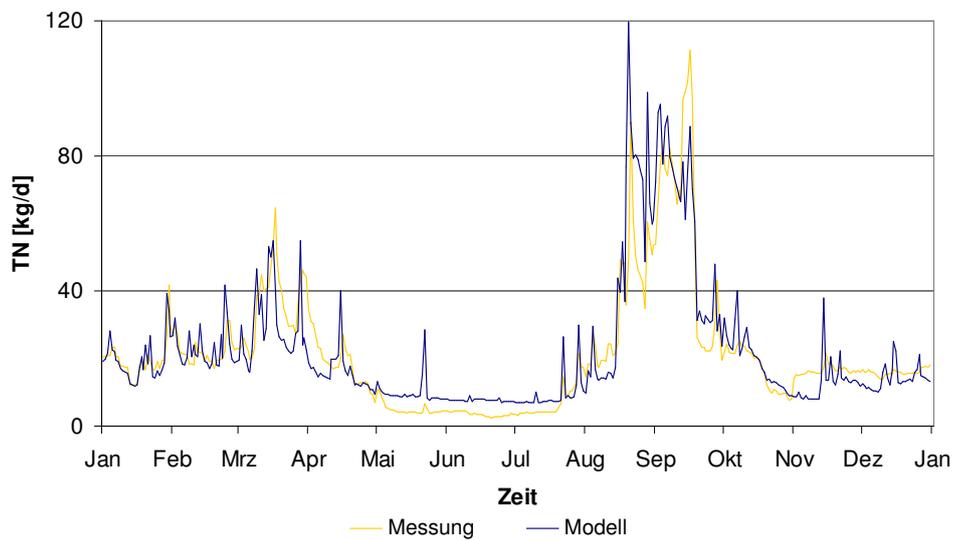
**Abbildung 5.19:** Darstellung der Abflussmessung am Pegel Jüterbog-Bürgermühle und der Gütemessung am Pegel Nuthe-0020 sowie deren Interpolation



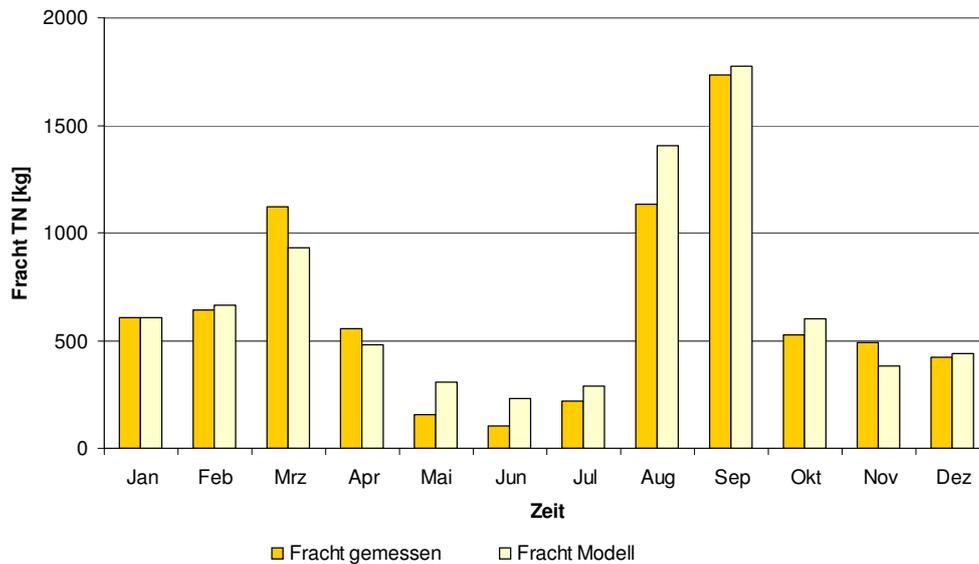
**Abbildung 5.20:** Darstellung der interpolierten Gewässermessung für TN und der Messung der Kläranlage



**Abbildung 5.21:** Darstellung der verwendeten modellierten Ganglinien der punktuellen und diffusen Quellen und deren Summe



**Abbildung 5.22:** Vergleich gemessene und modellierte Fracht TN für den Pegel Nuthe-0020 bzw. Jüterbog-Bürgermühle 5879500 im Jahr 2000



**Abbildung 5.23:** Vergleich gemessene und modellierte monatliche Fracht TN für den Pegel Nuthe-0020 bzw. Jüterbog-Bürgermühle 5879500 im Jahr 2000

noch deutlich über den gemessenen Werten. Die gemessene Jahresfracht von 7.720 kg TN wird um etwa 5 % bzw. 380 kg TN überschätzt.

#### 5.4.5.4 Diskussion

Eine direkte Validierung der Stofffrachten im Abfluss der Regenkanalisation ist nur schwer möglich, da Messungen für größere Einzugsgebiete sehr aufwändig sind und für das Untersuchungsgebiet keine derartigen Daten vorliegen. Daher wird versucht, modellierte Emissionen mit gemessenen Immissionen im Gewässer zu vergleichen.

Die Ergebnisse zeigen generell eine zufriedenstellende Übereinstimmung zwischen Messung und Modellergebnis. Allerdings werden im Sommer zu hohe Frachten und bei Einzelereignissen teilweise sehr hohe Frachtspitzen modelliert. Bei der Analyse dieser Probleme müssen die für die Validierung getroffenen Annahmen berücksichtigt werden.

Erstens fließen in den Vergleich verschiedene Modellergebnisse ein, da die Frachtermittlung für die diffusen Quellen bereits das Ergebnis einer Modellrechnung ist. Zweitens erfolgte die Bestimmung der Immissionen aufgrund der linearen Interpolation von 14-tägigen Messungen, weshalb Einzelereignisse nur ungenügend erfasst werden. Drittens werden die Umsetzungsprozesse im Gewässer selbst nicht berücksichtigt.

Die Überschätzung der sommerlichen Frachten im Modell ist wahrscheinlich auf Umsetzungsprozesse im Gewässer zurückzuführen. Da schon im Ablauf der Kläranlage größere Frachten als im Gewässer gemessen wurden, kann hier mit großer Wahrscheinlichkeit von Stickstoffverlusten durch Denitrifikation im Schönungsteich der Kläranlage und im Gewässer selbst ausgegangen werden. Dies ist trotz des geringen Abstandes zur Messstelle von 1,5 km plausibel, da die Aufenthaltszeit im Schönungsteich im Sommer etwa einen Tag beträgt und die Nuthe nur einen sehr geringen Abfluss aufweist. Die niedrigste gemessene Konzentration in diesem Zeitraum wurde erwartungsgemäß am heißesten Tag gemessen (20.6.2000, 35,7°C, 1,12 mg TN/l).

Die teilweise sehr hohen Frachtspitzen zeigen, dass die Modellierung von Einzelereignissen nur bedingt gelingt. Da mit der Zweikomponentenmethode gerechnet wurde, ist die Fracht eines Niederschlagsereignisses der Abflussmenge direkt proportional. Dies ergibt im Mittel sinnvolle Ergebnisse, kann aber im Einzelfall zu extrem überhöhten Werten führen.

Außerdem wird die Abflussmenge aus der Trennkanalisation wahrscheinlich noch überschätzt, da bisher angenommen wird, dass ein fester Anteil des abfließenden Wassers von versiegelten Flächen über die Kanalisation ins Gewässer geleitet wird. Der wirklich an die Regenwasserkanalisation angeschlossene Anteil ist insbesondere im ländlichen Gebiet nur schwer zu ermitteln. Die flächendifferenzierte Ableitung bedarf zukünftig noch weiterer Untersuchungen.

Schließlich wird ein einzelnes Regenereignis durch die 14-tägigen Gütemessungen im Gewässer meist nicht erfasst. Der tatsächliche Frachtverlauf im Gewässer ist also nicht bekannt und die modellierten Frachtspitzen bei größeren Regenereignissen müssten im Rahmen eines zeitlich hochaufgelösten Messprogramms validiert werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass trotz der umfangreichen Annahmen bei der Modellierung der Emissionen und der Schwierigkeiten eines Vergleichs mit Immissionsmessungen die jährlichen und monatlichen TN-Frachten mit dem Modellansatz gut abgebildet werden. Die Modellierung von Einzelereignissen ist in der Tendenz richtig, führt aber teilweise zu großen Überschätzungen.

### **5.4.6 Vergleich mit Immissionsmessungen**

#### **5.4.6.1 Validierungskonzeption**

Wie bereits im vorherigen Abschnitt zur Validierung des Teilsystems Trennkanalisation diskutiert, ist ein direkter Vergleich der vom Modell berechneten punktu-

ellen Nährstoffeinträge mit Immissionsmessungen im Gewässer nicht möglich, da dafür auch die Retentions- und Umbauprozesse im Gewässer sowie die diffusen Nährstoffeinträge berücksichtigt werden müssten. Trotzdem kann ein Vergleich der mit ArcEGMO-URBAN berechneten Jahresfrachten mit den im Gewässer gemessenen Frachten zeigen, ob die Größenordnung der Werte in einem typischen Verhältnis zueinander steht, d.h. ob die berechneten Werte plausibel sind.

#### 5.4.6.2 Fallbeispiel

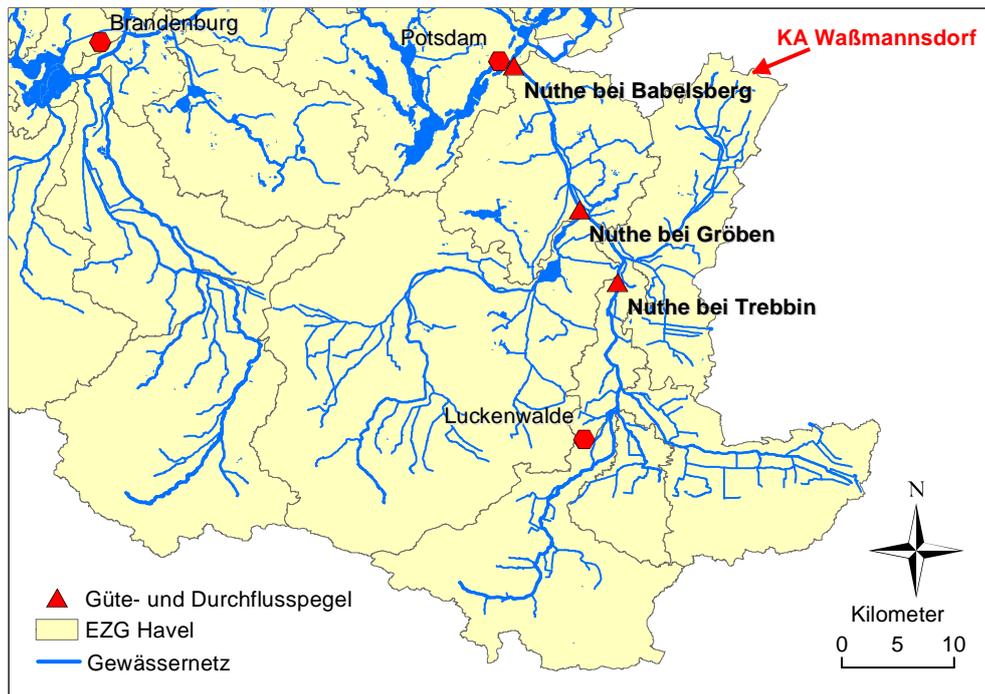
Aufgrund der verfügbaren Daten von Durchfluss- und Gewässergütemessungen wurden die drei Pegel Trebbin, Gröben und Babelsberg an der Nuthe als Fallbeispiele ausgewählt. Karte 5.24 zeigt die Lage dieser Pegel und gibt einen Überblick über die dazugehörigen Einzugsgebiete. Bei der Ermittlung der jährlichen Gewässerfracht gilt das Gleiche, was im Abschnitt 5.4.5.2 zur Problematik der Frachtermittlung diskutiert wurde. Für jeden der drei Pegel wurden analog zu Abschnitt 5.4.5.2 aus den Abfluss- und Gütemessungen für die Jahre 1996 - 1999 die jährlichen TP- und TN-Frachten berechnet. Diese wurden den berechneten jährlichen punktuellen Frachteinträgen aus den dazugehörigen Einzugsgebieten gegenübergestellt. Wie in der Karte 5.24 zu erkennen ist, vergrößert sich angefangen vom Pegel Trebbin über den Pegel Gröben bis zum Pegel Babelsberg das dazugehörige Einzugsgebiet und damit auch die jährliche Fracht.

Obwohl teilweise auch Güte- bzw. Abflussmessungen von vor 1996 vorlagen, wurden nur die Daten ab 1996 für den Vergleich herangezogen. Grund dafür sind die sich im Laufe der Zeit verändernden Einträge vor allem wegen des Ausbaus der Kläranlagen und der Bevölkerungsentwicklung. Da die Eingangsdaten im Modell den Stand von 2000 darstellen, ist ein Vergleich mit Messungen länger zurückliegender Jahre wenig sinnvoll. Ein Ergebnisvergleich für das Jahr 2000 konnte aufgrund der unvollständigen Daten nicht erfolgen.

Eine Besonderheit für das Einzugsgebiet der Nuthe stellt die Einleitung von Abwasser aus der KA Waßmannsdorf dar, welche mit ca. 1.200.000 angeschlossenen EWG die bedeutendste KA im gesamten Untersuchungsgebiet ist. Die KA liegt außerhalb des Einzugsgebietes und leitet den Großteil des gereinigten Abwassers in den Teltowkanal ein. Ein geringer Teil wird über den sogenannten „Bewässerungsüberleiter“ dem Einzugsgebiet der Nuthe zugeleitet, wobei der Abfluss nicht konstant ist. Da jedoch keine Angaben zur Dynamik des Abflusses vorlagen, wurde im Modell ein konstanter Abfluss angenommen.

#### 5.4.6.3 Ergebnisse

In Abbildung 5.25 sind für die drei ausgewählten Pegel jeweils die berechneten jährlichen TP- und TN-Frachten der punktuellen Quellen sowie der KA Waß-

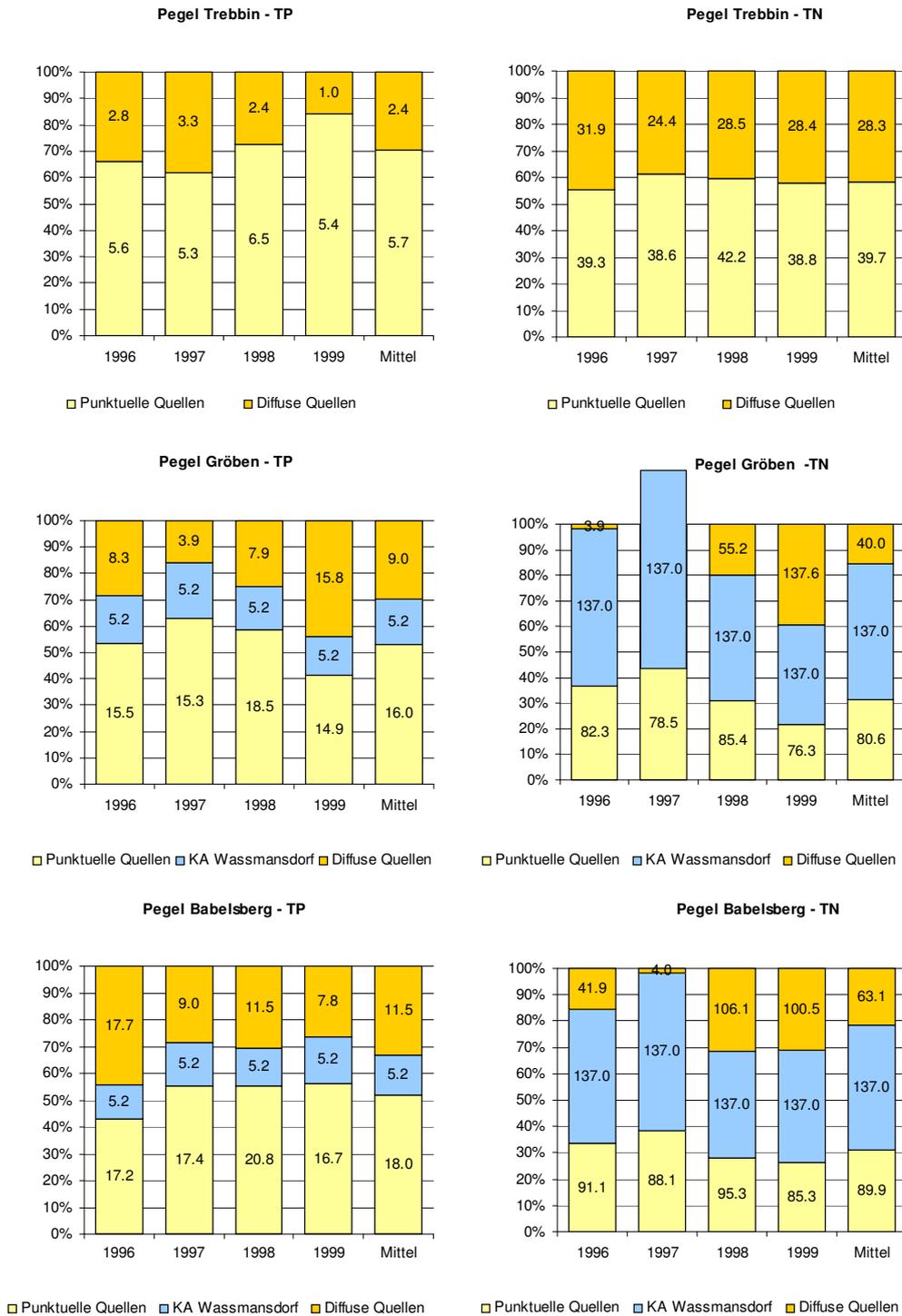


**Abbildung 5.24:** Darstellung der Lage der verwendeten Pegel für den Vergleich der Modellergebnisse mit Immissionsmessungen im Gewässer

mannsdorf den gemessenen Frachten im Gewässer gegenübergestellt. Die Diagramme zeigen jeweils den prozentualen Anteil der berechneten Frachten an der gemessenen Gewässerfracht. Da die Einträge aus der KA Waßmannsdorf einen sehr großen Anteil der berechneten Frachteinträge ausmachen, wurde sie extra dargestellt.

Bei Phosphor liegt der Anteil der punktuellen Quellen an allen drei Pegeln im Mittel bei etwa 70 %. Er variiert jedoch mit minimal 43 % und maximal 84 % für einzelne Jahre relativ stark. Der Anteil der KA Waßmannsdorf beträgt im Mittel knapp 20 % der gemessenen jährlichen Gewässerfracht.

Bei Stickstoff ist die Situation an den drei Pegeln uneinheitlicher. Während am ersten Pegel der Stickstoffanteil im Mittel noch bei 59 % liegt, erreicht er beim Pegel Gröben 84 %. Dabei wird für das Jahr 1997 sogar mehr Stickstoff berechnet, als im Gewässer gemessen wurde. Am Pegel Babelsberg verringert sich der Anteil der Punktquellen wieder und beträgt dort nur noch 78 %, wobei auch hier im Jahr 1997 das Modell fast genau so viel TN-Emissionen berechnet, wie als Immissionen gemessen werden. Die Einleitung der KA Waßmannsdorf hat den größten Anteil an der gemessenen Jahresfracht.



**Abbildung 5.25:** Anteil der berechneten jährlichen Frachten in t/a aus punktuellen Einträgen und der KA Waßmansdorf im Verhältniss zu den als 100 % angenommenen gemessenen Gewässerfrachten, der Restbetrag wird als Anteil diffuser Quellen dargestellt

### 5.4.6.4 Diskussion

Betrachtet man die Ergebnisse für TP so zeigt sich, dass der Anteil der berechneten punktuellen Einträge an der Gewässerfracht nur in einem relativ geringen Bereich schwankt. Er liegt mit etwa 70 % konstant auf relativ hohem Niveau verglichen mit Ergebnissen anderer Einzugsgebiete. Typischerweise findet man in den Flussgebieten in Deutschland einen Anteil von 30 - 65 % (vgl. Behrendt *et al.* (1999a)). Bei der Beurteilung müssen vor allem zwei Punkte berücksichtigt werden:

Erstens kann grundsätzlich nicht davon ausgegangen werden, dass die gemessene TP-Fracht genau so groß ist wie die Summe der Einträge im EZG. Die Ursache sind verschiedene Effekte im EZG, die in ihrer Gesamtwirkung schwer zu beurteilen sind. In den Seen des Einzugsgebietes kommt es im Sommer zu einer Phosphorfreisetzung, im Winter zu einer Phosphorzehrung. Wie Kneis (2002) in seiner Arbeit zeigt, muss man zumindest in einigen Seen im Jahresmittel von einer TP-Freisetzung ausgehen. Zu einer TP-Zehrung kommt es dagegen vor allem im Oberlauf der Nuthe, wenn im Sommer die starken Verkrautungen im Zuge der Gewässerpflege entfernt werden.

Zweitens wird im Modell der Eintrag durch die KA Waßmannsdorf aufgrund fehlender Angaben als konstant angenommen. Zugrundegelegt wird die infolge der Einleiterlaubnis zugelassene maximal mögliche Abwassermenge. Da die Einleitung nicht kontinuierlich erfolgt, muss man davon ausgehen, dass deren TP- bzw. TN-Fracht überschätzt wird.

Aufgrund der genannten Punkte ist es nicht sicher, ob die ermittelten Verhältnisse eher über- oder unterschätzt werden. Die Größenordnung der berechneten Frachten bewegt sich aber in einem realistischen Bereich.

Die Ergebnisse für TN sind insgesamt schwieriger zu interpretieren. Die direkte Gegenüberstellung der Emissionen und Immissionen lässt auf den ersten Blick vermuten, dass ein Großteil des Stickstoffeintrags punktuellen Quellen zuzuordnen ist. Dem widerspricht die typischerweise in Deutschland anzutreffende Situation, bei der der größere Teil des Stickstoffs aus diffusen Quellen stammt. Behrendt *et al.* (1999a) geben bei ihrer Untersuchung z.B. einen Anteil von 15 % bis 55 % an. Die Ursache dieser Diskrepanz ist bei den gewässerinternen Umsetzungsprozessen zu suchen. Es kann davon ausgegangen werden, dass ein Teil des eingetragenen Stickstoffs durch Denitrifikationsprozesse bzw. Makrophytenwachstum umgesetzt und, durch Ausgasung bzw. Beseitigung der Pflanzen, aus dem Gewässer entfernt wird. Die Größenordnung der Verluste ist ohne eine entsprechend genaue Untersuchung bzw. Modellierung des Gewässers schwer einzuschätzen. Somit ist der Vergleich zwischen den punktförmigen TN-Einträgen und der im Gewässer gemessenen TN-Fracht wesentlich weniger aussagekräftig

als bei Phosphor. Er zeigt aber, dass auch für Stickstoff insgesamt realistische Werte berechnet werden, wenn man von Verlusten im Gewässer ausgeht.

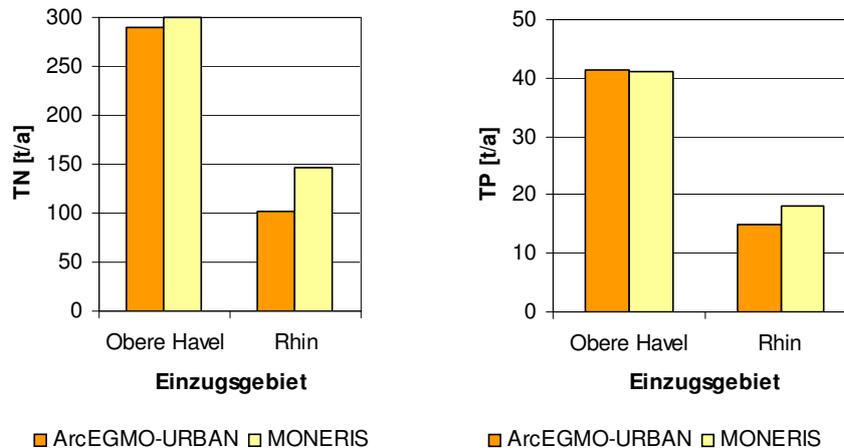
Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Gegenüberstellung trotz der eingeschränkten Vergleichbarkeit zwischen den vom Modell berechneten punktförmigen Nährstoffeinträgen und den im Gewässer gemessenen Nährstofffrachten einen Hinweis auf die Plausibilität der Ergebnisse gibt. Unter Berücksichtigung der diskutierten Einschränkungen kann man folgern, dass das Modell Ergebnisse in einer realistischen Größenordnung berechnet.

### 5.4.7 Vergleich mit anderen Modellergebnissen

Im vorangegangenen Abschnitt wurde gezeigt, dass ein Vergleich der Modellergebnisse mit Gewässermessungen nur eingeschränkt Aussagekraft besitzt, da die diffusen Einträge und die gewässerinternen Prozesse dabei nicht berücksichtigt werden können. Aufgrund des Mangels an passenden Messdaten wurden daher im vierten Schritt der Validierung verschiedene berechnete Frachten mit den Ergebnissen des Modells MONERIS verglichen, von welchem für verschiedene Teile des Untersuchungsgebietes Angaben aus früherer Studien vorliegen (vgl. Behrendt *et al.* 1999a, 2000, 2002, Oppermann *et al.* 2003). Dabei ist ein Vergleich nur eingeschränkt möglich, da die Abgrenzung des Untersuchungsraums bei den meisten Studien nicht genau nachvollzogen werden kann und die Definition von punktförmigen Quellen unterschiedlich ist.

Aus den vorliegenden Untersuchungen wurden die von Behrendt *et al.* (2002) ausgewählt, weil darin für Teileinzugsgebiete der Havel Angaben für alle der vom Modell MONERIS berücksichtigten Pfade enthalten sind. Für den Vergleich werden die Ergebnisse für die Teileinzugsgebiete von Oberer Havel und Rhin herangezogen, da in diesen kein Eintrag aus dem Berliner Gebiet erfolgt. Die Abgrenzung des Einzugsgebietes der oberen Havel erfolgt bei Behrendt *et al.* am Pegel Hennigsdorf und schließt damit Einträge aus der KA Schönerlinde nicht mit ein. Diese Einträge wurden von den mit ArcEGMO-URBAN ermittelten Eintragsfrachten für dieses Gebiet abgezogen.

Da das Modell MONERIS sowohl diffuse als auch punktuelle Einträge berechnet, werden für den Vergleich nur die Frachtanteile berücksichtigt, welche in ArcEGMO-URBAN als punktuelle Einträge aufgefasst werden. Diese Einträge entsprechen den beiden Eintragspfaden „Kläranlagen“ und „urbane Flächen“ von MONERIS. Dabei umfassen die „urbanen Flächen“ Einträge aus Kanalisationen und Kleinkläranlagen. Beide Pfade zusammen beinhalten damit alle Einträge über bestimmbar Punkte ins Gewässersystem, wie „punktuelle Quellen“ in dieser Arbeit definiert wurden.



**Abbildung 5.26:** Modellergebnisse von mittleren jährlichen Frachten TN und TP für ausgewählte Teileinzugsgebiete berechnet mit ArcEGMO-URBAN und MONERIS

#### 5.4.7.1 Ergebnisse und Diskussion

Der Vergleich in Abbildung 5.26 zeigt im Einzugsgebiet der Oberen Havel eine gute Übereinstimmung der berechneten Frachten. Im Einzugsgebiet des Rhin sind die Ergebnisse von MONERIS sowohl für TN als auch für TP deutlich höher. Dies ist vermutlich auf die unterschiedliche Datenbasis für die Kläranlagen zurückzuführen. Behrendt *et al.* verwenden in den Untersuchungen statistische Angaben von 1995, während diese Studie Angaben von 2001 nutzt. Damit berücksichtigen die Ergebnisse von Behrendt *et al.* beispielsweise die im Jahre 1999 im Einzugsgebiet „Rhin“ neu errichtete KA Neuruppin nicht. Die Differenz der Modellergebnisse spiegelt somit vor allem die seit 1995 erreichten Verbesserungen der Reinigungsleistung der KA im Einzugsgebiet wieder.

Grundsätzlich ist die Aussagekraft des Vergleiches zweier Modelle nur eingeschränkt. Die tatsächliche Güte der Ergebnisse kann damit nicht beurteilt werden. Gleichwohl ist es durch den relativen Vergleich möglich, bei zu großen Abweichungen prinzipiell Hinweise auf unterschiedliche Prozessbeschreibungen, Modellannahmen oder Eingangsdaten zu erhalten. Da das Modell MONERIS derzeit in Deutschland in vielen Studien erfolgreich angewandt und verifiziert wurde, kann davon ausgegangen werden, dass die berechneten Ergebnisse auf der betrachteten Skala eine gute Näherung der tatsächlichen Verhältnisse darstellen. Die Übereinstimmung mit den eigenen zu Jahreswerten aggregierten Ergebnissen kann daher als Beleg dienen, dass in ArcEGMO-URBAN die relevanten Prozesse in ähnlicher Weise wie in MONERIS berücksichtigt werden und die aggregierten Ergebnisse eine gleichwertige Genauigkeit erreichen.

### 5.4.8 Fazit der Validierung

Zur Validierung von ArcEGMO-URBAN wurden die Ergebnisse einzelner Teilsysteme mit vorhandenen gemessenen Daten verglichen. Dabei zeigt sich, dass das Modell grundsätzlich in der Lage ist, relevante Prozesse zu berücksichtigen. Die Abbildung von Einzelereignissen gelingt dabei nicht immer zufriedenstellend, mittlere monatliche Verhältnisse werden aber gut wiedergegeben. Der Vergleich der berechneten Frachteinträge für Teileinzugsgebiete mit den gemessenen Frachten im zugehörigen Gewässerabschnitt belegt die Plausibilität der Größenordnung der berechneten Frachten. Insgesamt ermittelt ArcEGMO-URBAN ähnliche Frachten wie ein bereits erprobtes Modell, erreicht dabei aber eine höhere räumliche und zeitliche Auflösung.

## 5.5 Annahmen für die Szenarienrechnungen

### 5.5.1 Grundlagen

Die Szenarientechnik bietet die Möglichkeit, unter Berücksichtigung von steuerbaren und nicht steuerbaren Faktoren eines Flussgebiets, die zukünftige Entwicklung in qualitativer und quantitativer Form und mit raum-zeitlicher Diversität nach bestimmten Regeln zu beschreiben (Stiens 1996). Die Szenarien-Methode entstand im militärischen Bereich im 19. Jahrhundert, als beispielsweise die Generäle Moltke und Clausewitz erste Ansätze von Szenarien einsetzten um militärische Strategien auszuarbeiten. In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts trugen die Veröffentlichung von die wirtschaftliche und ökologische Entwicklung betreffenden Szenarien (z. B. Kahn & Wiener 1968, Meadows 1972) zur Popularität dieser Prognosemethode in der Wissenschaft bei. Dabei dienen Szenarien nicht dazu, die Zukunft vorherzusagen, sondern aufzuzeigen, was passieren könnte bzw. wie sich die Gesellschaft verhalten könnte. Sie sind als Abfolge angenommener Zustände eines Systems in der Zeit durch nicht beeinflussbare Entwicklungsrahmen und strategische Handlungsalternativen zu verstehen. Die zwei Haupttypen der Szenarientwicklung, die aktuell unterschieden werden, sind qualitative und quantitative Szenarien (UNEP 2002). Qualitative Szenarien haben den Vorteil, Entwicklungen und Beziehungen beschreiben zu können, für die numerische Daten fehlen. Sie waren z.B. Grundlage für die Beschreibung globaler Umweltveränderungen bis 2032 im Global Environment Outlook des UNEP (ebenda). Quantitative Szenarien basieren auf numerischen Daten, die zumeist mit komplexen Computermodellen ermittelt werden. Ein Beispiel dafür ist das International Panel on Climate Change (IPCC), welches verschiedene quantitative Szenarien zu Emissionswerten im Rahmen des globalen Klimawandels berechnet hat (z.B. IPCC 2001). Für die vorliegenden Fragestellungen mit einem kurzfristigen Horizont werden kombinierte, qualitative und quantitative Szenarien verwendet (vgl. UNEP 2002, Schanze *et al.* 2005).

## 5.5.2 Handlungsoptionen

Für die Modellierung von Szenarien der siedlungswasserwirtschaftlichen Entwicklung im Havel-Einzugsgebiet, unter dem Gesichtspunkt einer weiteren Verringerung der Nährstoffeinträge, wurden vier Handlungsoptionen definiert.

KABET	Fertigstellung u. Betrieb öffentl. KA nach gesetzlichen Vorgaben
KKABET	Betrieb aller KKA entsprechend den gesetzlichen Vorgaben
KAPEL	Erweiterte P-Eliminierung in allen öffentlichen KA
KKAPEL	Erhöhung P-N-Elimination in vorhandenen KKA

Die Auswahl berücksichtigt zum einen die besondere Bedeutung der Einleitung über Kläranlagen und Kleinkläranlagen gegenüber anderen Pfaden, wie z.B. Mischkanalisationsüberläufen, Regenwassereinleitungen und Industrieleitungen. Zum anderen liegt der Schwerpunkt der Handlungsoptionen auf der verbesserten Phosphorelimination, da frühere Untersuchungen davon ausgehen (Behrendt *et al.* 2001, Oppermann *et al.* 2003), dass Phosphor maßgeblich die Gewässergüte im Havel-Einzugsgebiet bestimmt. Weitergehende Maßnahmen für eine Stickstoffreduktion sind deshalb als Handlungsoption nicht berücksichtigt.

### 5.5.2.1 Handlungsoption KABET

Bei der Handlungsoption „Fertigstellung und Betrieb aller öffentlichen Kläranlagen entsprechend den gesetzlichen Vorgaben“ (KABET) wird angenommen, dass alle Kläranlagen des Landes Brandenburg die vom Ministerium aufgrund der EU-Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG (EG 1991) vorgegebenen Reinigungsziele erfüllen (MLUR 2004). Das bedeutet, dass alle Kläranlagen ab 2000 EGW mit einer biologischen Abwasserbehandlung und alle Kläranlagen größer als 10.000 EGW mit einer weitergehenden Nährstoffreduktion ausgerüstet sein müssen. Die Umsetzung dieser Anforderungen ist schon weitestgehend abgeschlossen und es kann davon ausgegangen werden, dass die Ziele bis zum Jahr 2015 durchweg erreicht werden.

Über eine GIS-Abfrage wurden alle Anlagen im Untersuchungsgebiet selektiert, welche den oben genannten Bedingungen derzeit noch nicht entsprechen. Für alle Anlagen größer 10.000 EGW wird eine zusätzliche Nitrifikationsstufe mit 75 % Reinigungsleistung angenommen. Dies ist die theoretisch mindestens erreichbare Reinigungsleistung, da davon ausgegangen werden kann, dass alle neu gebauten Anlagen dem Stand der Technik entsprechen. Für alle Anlagen größer 2000 EGW wird eine zusätzliche biologische Reinigungsstufe zugrunde gelegt. Der Reinigungsgrad wird mit 33 % für TN und 36 % für TP angenommen.

### 5.5.2.2 Handlungsoption KKABET

Etwa 6 % der Einwohner des Untersuchungsgebietes entsorgen ihr Abwasser über Kleinkläranlagen und abflusslose Gruben. Für diese erfolgt die Abholung sowie Behandlung des Abwassers durch die an die Abwasserbeseitigungspflicht gebundene jeweilige Gemeinde bzw. einen Abwasserzweckverband.

Über die technische Ausrüstung der Anlagen gibt es keine flächendeckenden Unterlagen. Es muss davon ausgegangen werden, dass nur die nach 1990 neu errichteten Kleinkläranlagen dem Stand der Technik entsprechen (MLUR 2004). Da die Anzahl der Kleinkläranlagen sehr hoch ist, wurden diese in der Regel von den Wasserbehörden bisher nicht überprüft (Otto 2000).

Entsprechend den Vorgaben der EU-Richtlinien 91/271/EWG (EG 1991) und 2000/60/EG (EG 2000) müssen vorhandene Kleinkläranlagen bis spätestens Ende 2015 nachgerüstet oder neu errichtet werden, um eine biologische Behandlung des Abwassers nach dem Stand der Technik zu gewährleisten. Der Stand der Technik wird durch DIN 4261 festgelegt. Die dort beschriebenen Anlagen zur Abwasservorbehandlung (Ein- und Mehrkammergruben) müssen dabei die Anforderungen an die Größenklasse 1 erfüllen. Allgemein anerkannt ist, dass Anlagen, die nach DIN 4261 gebaut wurden und für die eine bauaufsichtliche Zulassung des Deutschen Instituts für Bautechnik in Berlin (DIBt) vorliegt, die Grenzwerte einhalten.

Eine im Untersuchungsgebiet weit verbreitete Besonderheit bei der Abwassersammlung und -ableitung stellen die abflusslosen Gruben dar. Bei abflusslosen Gruben handelt es sich nicht um Kläranlagen, da keine Behandlung des Abwassers durchgeführt wird. Es kommt zwar zu Absetzvorgängen und auch teilweise zu biologischen Prozessen, von einer Abwasserbehandlung kann jedoch nicht gesprochen werden. Die abflusslosen Gruben entsprechen nicht dem Stand der Technik nach DIN 4261 und müssten demnach bis zum Jahr 2015 durch Kleinkläranlagen mit biologischer Abwasserbehandlung ersetzt werden.

Das Land Brandenburg möchte für abflusslose Gruben einen Sonderweg einschlagen (MLUR 2004). Es wird ausgeführt: „sofern Kleinkläranlagen aus der Sicht des Gewässerschutzes nicht zulässig und Kanalnetze nicht wirtschaftlich sind, müssen auch abflusslose Gruben als Dauerlösung in Betracht gezogen werden. Der Abwasserbeseitigungspflichtige muss sichern, dass die Gruben dicht sind und regelmäßig geleert werden. Die Erfahrungen zeigen, dass durch eine entsprechende Satzungsgestaltung (Trinkwasser = Abwasser) die Tendenz zur illegalen Entleerung gegen Null geht“, d. h. die Entstehung von Abwasser wird dem Verbrauch an Trinkwasser gleichgesetzt.

Da keine Informationen über geplante Umrüstungen von geschlossenen Gruben

für das Untersuchungsgebiet verfügbar sind, wird angenommen, dass die bestehenden abflusslosen Gruben erhalten bleiben und nur Kleinkläranlagen umgerüstet werden.

Die Handlungsoption „aller Kleinkläranlagen entsprechend den gesetzlichen Vorgaben“ (KAPEL) entspricht somit der derzeit aufgrund der gesetzlichen Vorgaben angestrebten Idealsituation für 2015. Für die Handlungsoption wird für alle Kleinkläranlagen eine mechanisch-biologische Abwasserreinigung zugrunde gelegt. Der Reinigungsgrad derartiger Anlagen wird mit 33 % für Stickstoff und 36 % für Phosphor festgelegt.

### 5.5.2.3 Handlungsoption KAPEL

Ausgehend von früheren Untersuchungen (Behrendt *et al.* 2001, Oppermann *et al.* 2003) wird angenommen, dass Phosphor maßgeblich die Gewässergüte des Havel-Einzugsgebietes bestimmt. Daher wird die möglichst weitestgehende Reduktion des Phosphoreintrags in den beiden nachfolgenden Handlungsoptionen in den Vordergrund gestellt.

Für die Handlungsoption „erweiterte P-Eliminierung in allen öffentlichen Kläranlagen“ (KAPEL) wird angenommen, dass über die bestehenden gesetzlichen Vorschriften (Bundesgesetzblatt 2004) hinaus auch alle öffentlichen Kläranlagen der Größenklassen 1 - 3 mit einer Phosphor-Elimination ausgestattet sind. Unabhängig von der jeweiligen Prozessgestaltung (Bönisch & Krebs 2005) wird ein Wirkungsgrad von ca. 95 % angenommen. Dies entspricht bei einem täglichen Abwasseranfall zwischen 90 l bis 180 l pro Einwohner einem Ablaufwert von ca. 0,5 - 1,0 mg TP/l, welcher technologisch problemlos mit einer Simultanfällung eingehalten werden kann (Nikolavcic *et al.* 1998).

Die Berliner Kläranlagen Waßmannsdorf, Wansdorf und Schönerlinde erreichen schon jetzt diese geringen Ablaufwerte. Für diese drei Anlagen wird entsprechend den Planungen im Berliner Abwasserbeseitigungsplan der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2001a) eine weitergehende Phosphor-Elimination auf 0,3 mg/l Phosphor angestrebt, wie sie schon jetzt die Kläranlage Ruhleben erreicht. Für die Handlungsoption KAPEL wird daher für die Berliner Kläranlagen eine konstante Phosphorkonzentration im Ablauf von 0,3 mg/l zugrunde gelegt.

Darüber hinaus wird derzeit in Berlin diskutiert, durch noch weitergehende Maßnahmen, wie z.B. Flockungsfiltration oder Membranfiltertechnik, Ablaufwerte von 0,05 mg TP/l zu erreichen (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2001a). Diese weitergehende Reinigung soll jedoch nur in Abstimmung mit Maßnahmen im Gesamtgebiet erfolgen und ist durch die sehr hohen Investitions- und

Betriebskosten umstritten. Darum wird diese Planung nicht in der Handlungsoption berücksichtigt.

### 5.5.2.4 Handlungsoption KKAPEL

In einer Reihe von Gemeinden im Untersuchungsgebiet erfolgt die Entsorgung des Abwassers noch ausschließlich über Kleinkläranlagen. Obwohl dies insgesamt nur 6 % aller Einwohner sind, konzentrieren sich diese in einigen Gebieten vor allem in Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt (siehe Karte 5.3, S. 97). In diesen Gebieten kommt daher ein großer Anteil der eingeleiteten Frachten aus Kleinkläranlagen. Eine verbesserte Aufbereitung in diesen Anlagen kann lokal zu großen Veränderungen der Nährstoffeinträge führen.

Bei der Handlungsoption wird von einer „Erhöhung der P- und N-Elimination in vorhandenen Kleinkläranlagen“ (KKAPEL) ausgegangen. Dabei wird angenommen, dass alle Kläranlagen mit einer Nitrifikation zur Stickstoff-Elimination und einer Phosphor-Elimination ausgestattet werden. Für die technische Realisierung sind eine Reihe von Technologien verfügbar, welche eine unterschiedliche Reinigungswirkung erreichen (Bönisch & Krebs 2005). Sowohl mit technischen als auch mit naturnahen Reinigungsverfahren sind bei einer entsprechenden Optimierung der Anlage auf P- und N-Elimination Reinigungsleistungen von mehr als 50 % bei Stickstoff und 90 % bei Phosphor erreichbar. Die Eliminationsleistung bei Stickstoff kann mit einer zusätzlichen Denitrifikation auch bei Kleinkläranlagen ohne Probleme auf 90 % gesteigert werden (Bönisch & Krebs 2005).

Da die Überwachung und der kontinuierliche Betrieb bei einer KKA nicht in gleicher Weise wie bei einer größeren Kläranlage gewährleistet werden kann, wird für die Handlungsoption KKAPEL der Reinigungsgrad der KKA mit 60 % für Stickstoff und 80 % für Phosphor angenommen.

### 5.5.3 Entwicklungsrahmen

Im Hinblick auf Langfristperspektiven wurden in die Szenarien Entwicklungsrahmen im Sinne von Randbedingungen einbezogen. Es wurden dabei gesellschaftliche, aber keine naturräumlichen Entwicklungsrahmen berücksichtigt. Grund dafür war einerseits der relativ kurze Zeithorizont der Szenarien, der nur sehr geringe Veränderungen der naturräumlichen Verhältnisse erwarten lässt. Andererseits spielt für den Wasserhaushalt im Havel-Einzugsgebiet insbesondere ein möglicher regionaler Klimawandel eine Rolle, welcher im BMBF-Verbundvorhaben GLOWA Elbe I und II untersucht wird. Eine Interpretation der Ergebnisse zum regionalen Klimawandel für das Management der Havel ist erst nach Abschluss des GLOWA-Projekts sinnfälliger. Als gesellschaftlicher Entwicklungsrahmen wurden die Entwicklungstrends der Bevölkerung und der Siedlungs- und Verkehrs-

flächenentwicklung bis zum Jahre 2015 berücksichtigt (Schanze *et al.* 2005).

Im engeren Verflechtungsraum wird davon ausgegangen, dass sich für jede Gemeinde die Einwohnerzahl um 3,6 % erhöht, im äußeren Verflechtungsraum um 8,8 % verringert. Insgesamt führt dies zu einem Bevölkerungsrückgang von 1,5 % bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet.

Um die Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsflächen im Modell zu berücksichtigen, wird der Versiegelungsgrad der bestehenden Flächen um 18,1 % im engeren Verflechtungsraum bzw. um 13,2 % im äußeren Verflechtungsraum erhöht. Damit wird der Einfluss auf den Wasserhaushalt des Gebietes in ähnlicher Weise wie bei einer echten Flächenzunahme abgebildet. Da bei dem verwendeten Schmutzfrachtberechnungsansatz die Schmutzfracht nur von der in der Kanalisation abfließenden Niederschlagsmenge abhängt, ist der Fehler auch für die Schmutzfrachtberechnung gering.

### 5.5.4 Entwicklung der Szenarien

Den vorgegebenen Szenarien (vgl. Schanze *et al.* 2005) werden die möglichen Handlungsoptionen unter Berücksichtigung des Entwicklungsrahmens, wie in Tabelle 5.9 dargestellt, zugeteilt. Die Zuordnung der Handlungsoptionen KABET und KKABET zu Szenario B ergibt sich aus der Annahme dieser Handlungsoptionen, dass nur die gesetzlichen Vorgaben umgesetzt werden sollen. Für Szenario C wurden alle identifizierten Handlungsoptionen zugeordnet, um die maximal möglichen Wirkungen der siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen zur Geltung zu bringen. Die räumliche Verortung der Handlungsoptionen ist der Karte 5.27 zu entnehmen.

**Tabelle 5.9:** Zuordnung der Handlungsoptionen zu den Szenarien

A0	Gängige Praxis	Eingangsdaten unverändert
A1	Gängige Praxis mit Entwicklungsrahmen	Eingangsdaten verändert wie in Abschnitt 5.5.3 beschrieben
B	Einhaltung rechtlicher Regelungen mit Entwicklungsrahmen	KABET, KKABET
C	Maximaler Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft mit Entwicklungsr.	KABET, KKABET KAPEL, KKAPEL

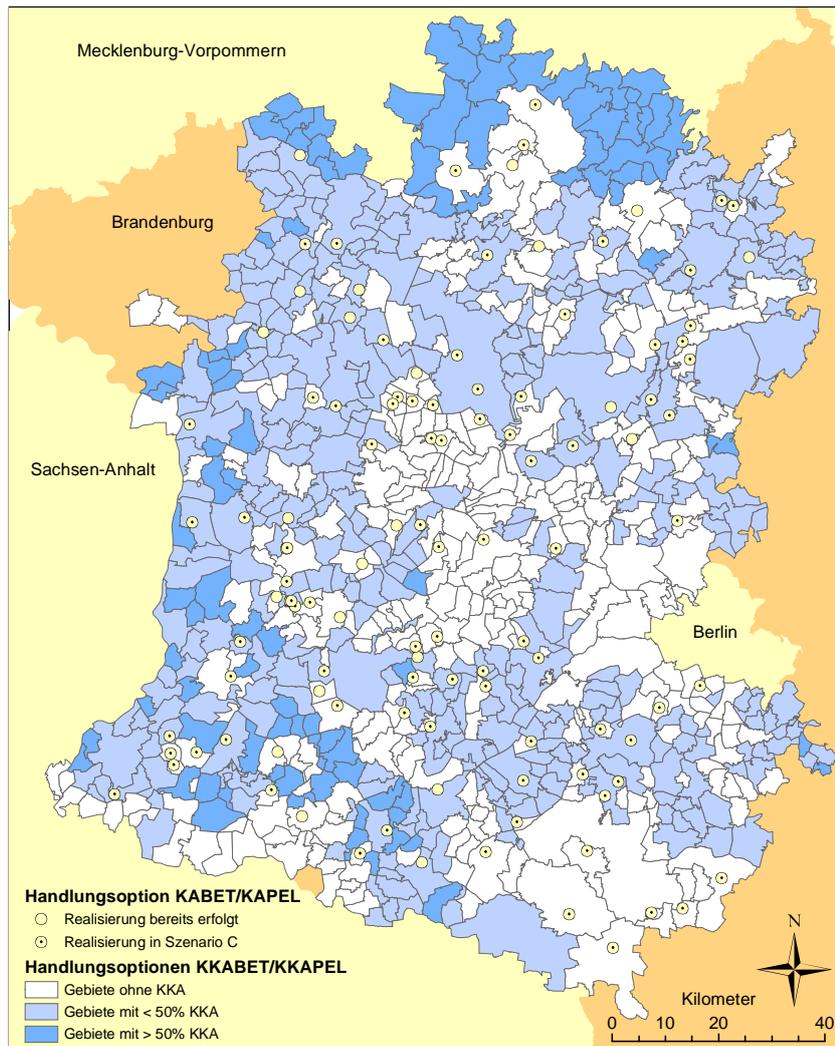
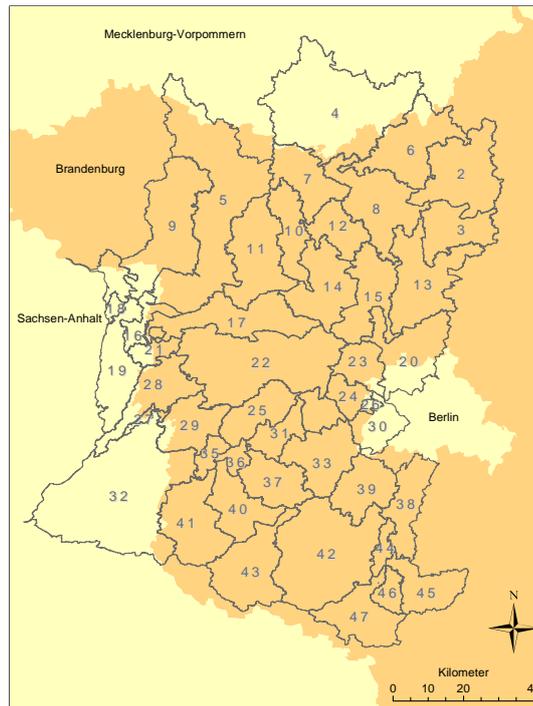


Abbildung 5.27: Räumliche Verortung der Handlungsoptionen des Szenario C



**Abbildung 5.28:** Übersicht über die Nummerierung der Teileinzugsgebiete für die Auswertung

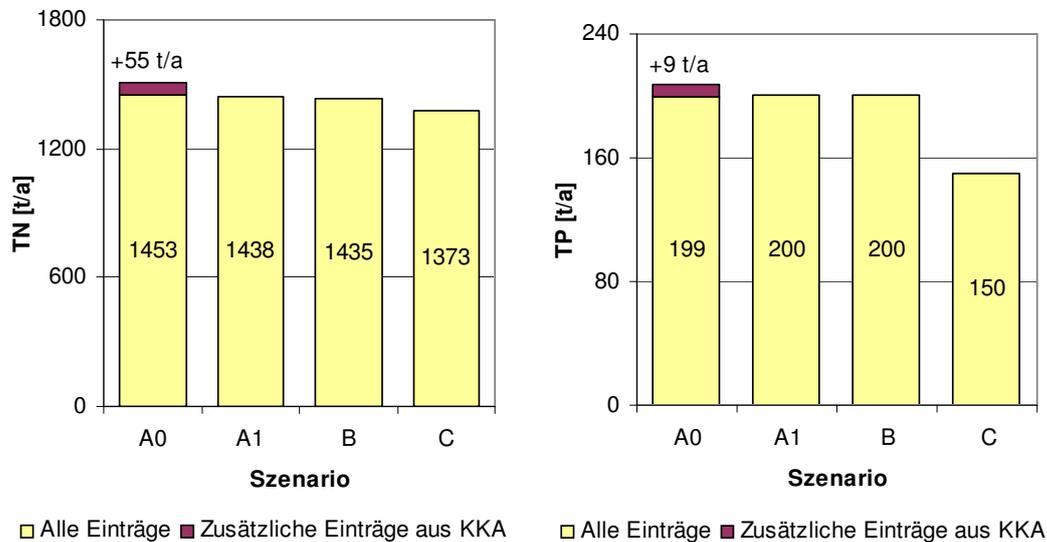
## 5.6 Ergebnisse

Für den Untersuchungszeitraum 2003 bis 2015 wurden tägliche Nährstofffrachten für Stickstoff- und Phosphor für alle 2.213 Teileinzugsgebiete berechnet. Nachfolgend werden ausgewählte Ergebnisse zusammengefasst dargestellt. Zur besseren Übersicht wurden die Teileinzugsgebiete in 47 größere Einheiten entsprechend Karte 5.28 zusammengefasst. Die folgenden Ausführungen nehmen auf diese Gebiete Bezug.

### 5.6.1 Punktuelle Einträge im Untersuchungsgebiet

#### 5.6.1.1 Szenario A0

Das Szenario A0 „gängige Praxis“ spiegelt die aktuelle Situation im Untersuchungsgebiet wider. Da die Einschätzung der Einträge aus den KKA aufgrund der fehlenden Daten über den baulichen Zustand sehr unsicher ist, wurden zum Vergleich zwei Varianten gerechnet. Im ersten Fall wurden geringe Eliminationsraten von 10 % für Stickstoff und 9,4 % für Phosphor entsprechend den Angaben in Hahn *et al.* (2000) vorgegeben. Im zweiten Fall 33 % für Stickstoff und 36 % als Annahmen für eine funktionierende mechanische und biologische Reinigung



**Abbildung 5.29:** Mittlere Jahresfrachten von Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) für die berechneten Szenarien in Tonnen

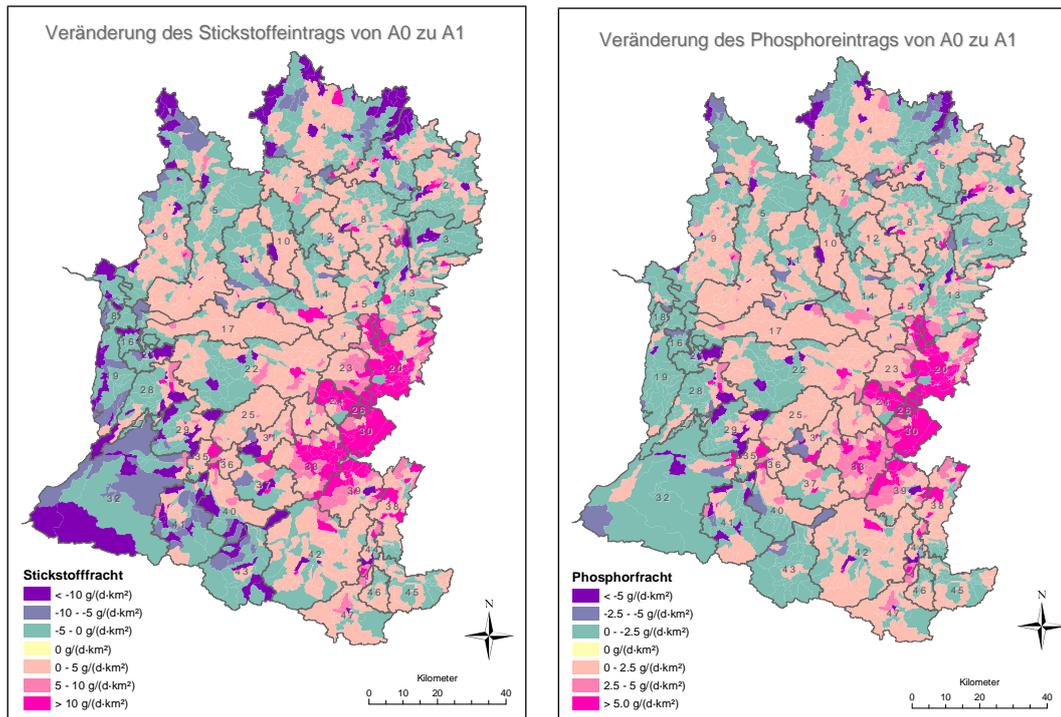
nach Stier & Fischer (1995) und Fuchs *et al.* (2003). Der Unterschied für das Gesamtgebiet betrug bei Stickstoff 3,8 % und bei Phosphor 4,5 % zwischen beiden Varianten und ist in Abbildung 5.29 zusätzlich dargestellt. Für die weitere Berechnung wurde von den besseren Reinigungsleistungen bei funktionierender mechanischer und biologischer Reinigung ausgegangen.

Im Jahresmittel werden im Istzustand 1.453 Tonnen Stickstoff und 199 Tonnen Phosphor in die Oberflächengewässer eingetragen. Schwerpunkt des Eintrags ist Berlin mit den Teilgebieten 20, 23, 24, 30 und 38, welche zusammen etwa 55 % des Stickstoffeintrags und 28 % des Phosphoreintrags ausmachen (vgl. Abbildung 5.29 sowie Tabelle B.2 im Anhang). In diesen Gebieten liegen die drei großen Berliner Kläranlagen und die am dichtesten besiedelten Gebiete.

### 5.6.1.2 Szenario A1

Die veränderten Rahmenbedingungen im Szenario A1 „Gängige Praxis mit veränderten Rahmenbedingungen“ führt auf das Flussgebiet bezogen zu einer geringen Verminderung des Stickstoffeintrags um 15 Tonnen (1 %) und zu beinahe keiner Veränderung des Phosphoreintrags. Damit gleichen sich die beiden für den Stoffeintrag gegenläufig auswirkenden Trends der Siedlungs- und Bevölkerungsentwicklung fast aus.

Bei Betrachtung einzelner Teileinzugsgebiete werden die räumlich differenzierten



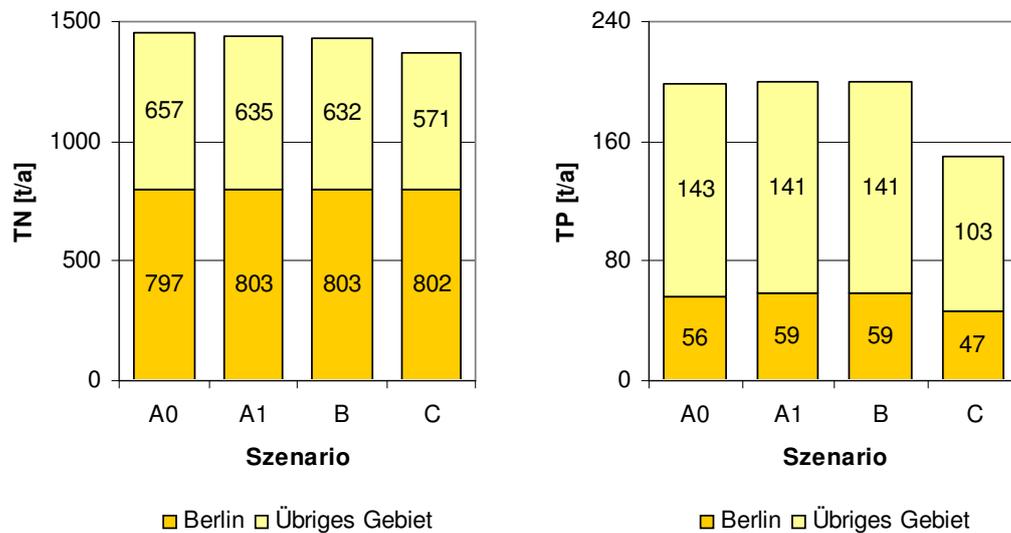
**Abbildung 5.30:** Veränderung der TN- und TP-Einträge von Szenario A0 zu A1

Wirkungen deutlich. Für die mit Bevölkerungswachstum und Flächenzuwachs gekennzeichneten Flächen im engeren Verflechtungsraum um Berlin steigen die Stickstoff- und Phosphorfrachten leicht an. Für die betroffenen Teileinzugsgebiete 20, 23, 24, 30 und 38 erhöhen sich der Stickstoffeintrag um 6 Tonnen und der Phosphoreintrag um 3 Tonnen (vgl. Abbildung 5.31).

Im übrigen Gebiet kommt es überwiegend zu einer Bevölkerungsabnahme und insgesamt nur zu einem geringen Flächenzuwachs. Dementsprechend verringert sich der Stickstoffeintrag für die übrigen Gebiete um 22 Tonnen und der Phosphoreintrag um 2 Tonnen. Eine Übersicht der räumlich sehr differenzierten Veränderungen zeigen die Karten 5.30.

### 5.6.1.3 Szenario B

Da nur sehr wenige und kleine Anlagen im Gebiet noch nicht dem angestrebten Zustand für 2005 entsprechen, wirken sich die Annahmen für Szenario B „Einhaltung rechtlicher Regelungen“ nur geringfügig auf die Gesamtbilanz aus. Gegenüber Szenario A1 verringert sich der Stickstoffeintrag um 3 Tonnen (< 1 %) und der Phosphoreintrag nur um wenige Kilogramm. Die Ergebnisse des Szenarios zeigen, dass über die derzeit geplanten bzw. gesetzlich vorgegebenen Maßnahmen kaum Veränderungen im Gebiet zu erwarten sind.



**Abbildung 5.31:** Jährliche mittlere Frachten in Tonnen für die Berliner TEZG (Gebiete 20, 23, 24, 30 und 38) sowie das übrige Gebiet

#### 5.6.1.4 Szenario C

Mit dem Szenario C „Maximaler Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft“ verringert sich die Stickstoffbelastung gegenüber Szenario B im Jahresmittel um etwa 65 Tonnen im Gesamtgebiet. Dieser Effekt kommt durch die angenommenen verbesserten Reinigungsleistungen der KKA zustande. Durch die unterschiedliche Verteilung der KKA wirkt sich der Effekt vor allem auf die Gebiete im Süd-Westen und Norden des Untersuchungsgebietes mit ihrem hohen Anteil an KKA aus. Große Reduktionspotenziale sind vor allem in den Bundesländern Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern zu erkennen. Auf die Fläche bezogen verringert sich der Stickstoffeintrag im Teileinzugsgebiet 32 am meisten. Auch absolut trägt Teileinzugsgebiet 32 mit einer Reduktion von 18,5 Tonnen den größten Anteil der Reduktion.

Beim Phosphoreintrag stellt sich die Situation durch die angenommenen Veränderungen bei den Berliner Kläranlagen etwas anders dar. Insgesamt verringert sich der Eintrag in das Untersuchungsgebiet jährlich um 50 Tonnen oder 25 %. Etwa ein Fünftel davon beruht auf der angenommenen Verringerung der Ablaufwerte der Berliner Kläranlagen von derzeit etwa 0,5 auf 0,3 mg TP/l. Einen weiteren großen Effekt hat die Verbesserung der Ablaufwerte der KKA. Dies wird wiederum durch die großen Veränderungen in den Gebieten im Süd-Westen und Norden des Untersuchungsgebietes deutlich. Die größten auf die Fläche bezogenen Reduktionen ergeben sich für die Teilgebiete 29 und 44. Absolut trägt wieder das Gebiet 32 mit etwa 6,5 Tonnen den größten Anteil zur Verringerung der Phosphorein-

träge bei.

Das Szenario zeigt damit deutlich, dass zum einen durch eine gezielte Verbesserung der Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen noch relativ große Verbesserungen für einige Teilgebiete erreicht werden können. Zum anderen wird deutlich, dass bei der Umsetzung aller geplanten Maßnahmen der Phosphoreintrag aus urbanen Quellen maximal um 25 % reduziert werden kann.

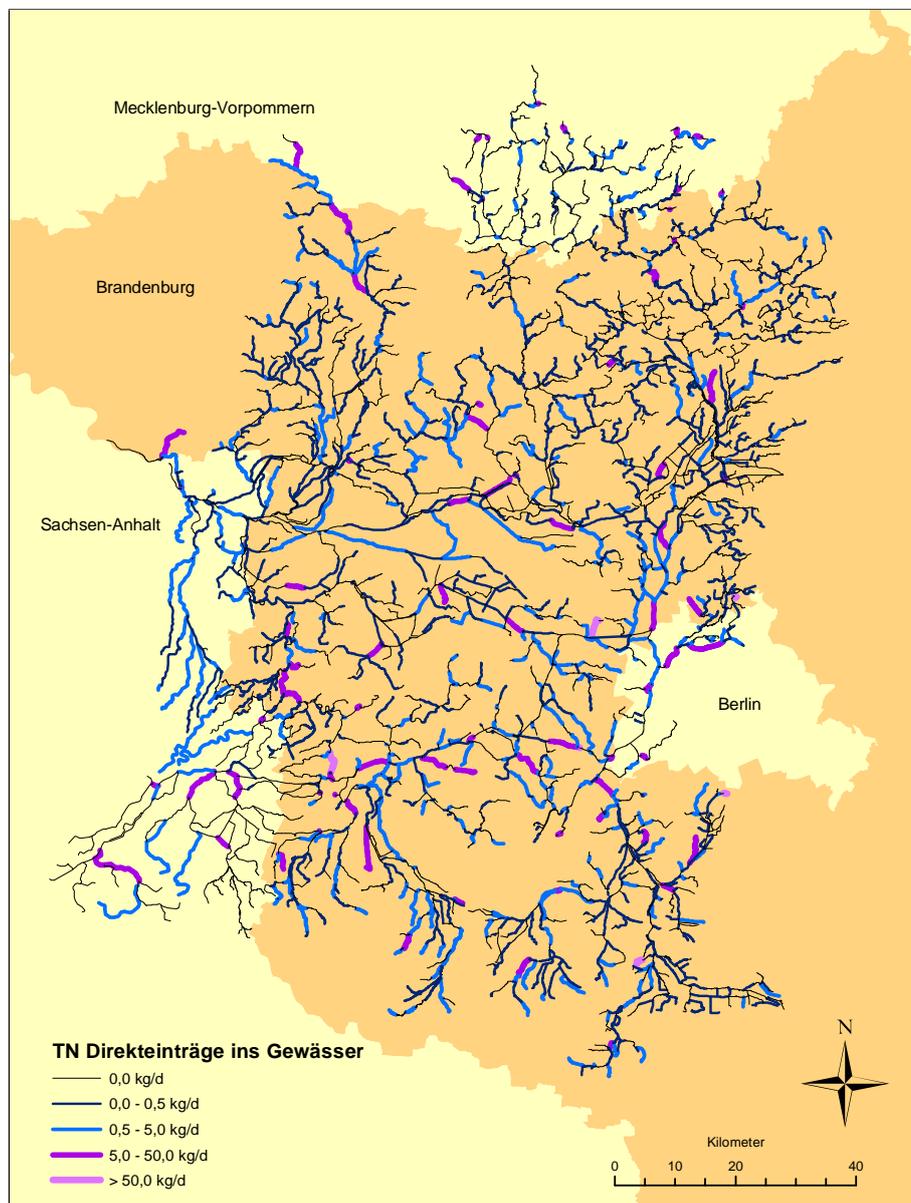
### 5.6.2 Flächendifferenzierte Auswertung

Die Darstellung der räumlich verteilten Stoffeinträge kann prinzipiell entweder bezogen auf einen Gewässerabschnitt oder bezogen auf ein Einzugsgebiet erfolgen. Erstere Variante ist beispielhaft für die Darstellung des Szenarios A0 in Abbildung 5.32 und 5.33 gewählt worden. Sie zeigt die differenzierte Zuordnung der Nährstoffemissionen zu einzelnen Gewässerabschnitten. Dabei darf bei dieser Darstellungsform nicht vergessen werden, dass nur die jeweiligen Gewässereinträge und nicht der daraus folgende Gewässerzustand dargestellt ist. Die einzugsgebietsbezogene Darstellung hat gegenüber der flussabschnittsbezogenen Darstellung den Vorteil, dass sie grafisch besser zu erfassen ist. Zudem erinnert die flächenhafte Darstellung daran, dass ein Teil der punktuellen Einträge sich aus den eigentlich diffus im Einzugsgebiet verteilten Einträgen der KKA ergeben. Daher wird für die weitere Darstellung die einzugsgebietsbezogene Darstellung gewählt, obwohl die Modellergebnisse flussabschnittsbezogen vorliegen. Die Darstellungen der räumlichen Auswirkungen für die Szenarien A0, A1, B und C sind im Anhang auf Karte B.2 bis Karte B.5 zu finden.

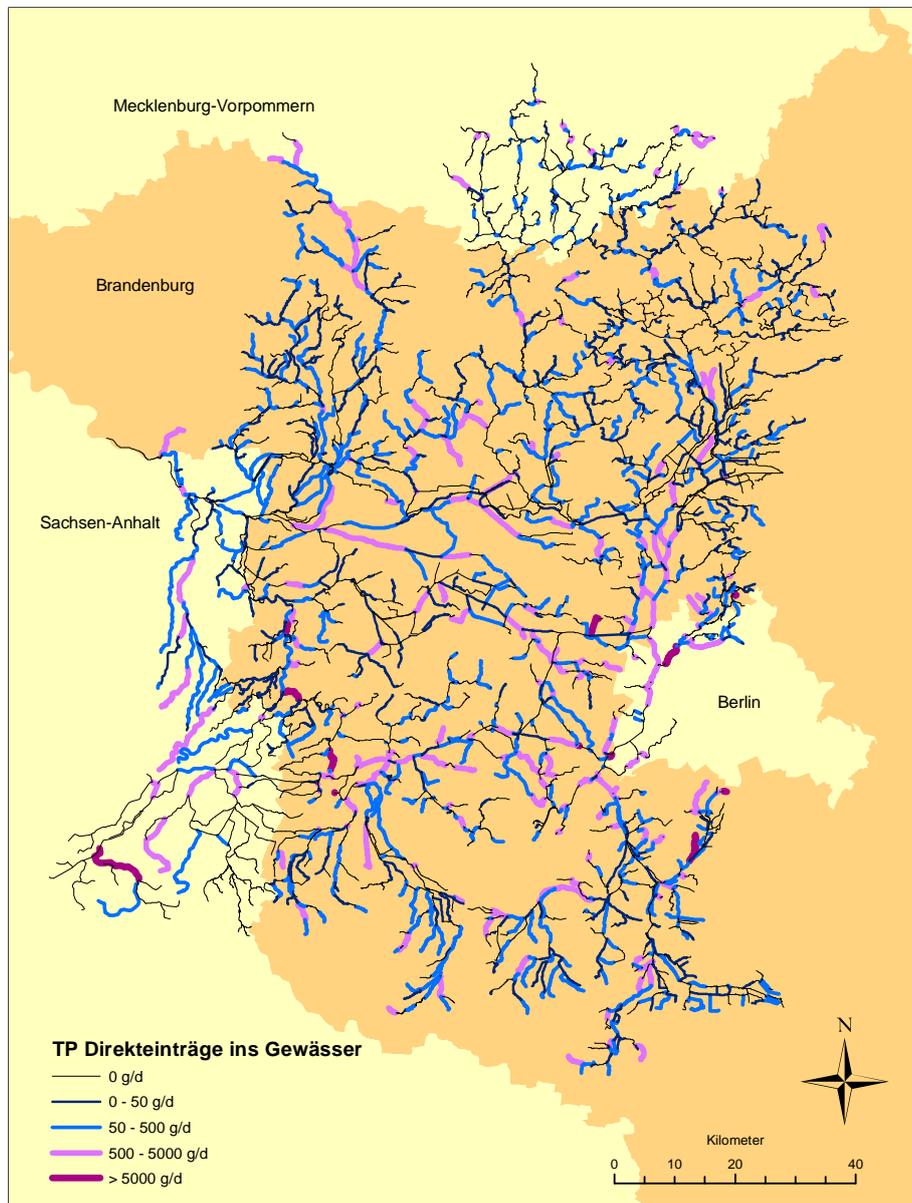
Durch die Struktur des Untersuchungsgebietes haben die Handlungsoptionen räumlich unterschiedlich starke Wirkungen. Wie schon bei den einzelnen Szenarien beschrieben, macht sich die Verbesserung der Leistung der KKA vor allem in den dünn besiedelten Gebieten im Süd-Westen und Norden bemerkbar. Prozentual wird in einigen Gebieten eine Verbesserung von mehr als 30% Prozent erreicht (vgl. Tabelle 5.10). Dabei ist die absolute Wirkung auf den Stickstoffeintrag relativ gering. Bei Phosphor werden aber durch den hohen angenommenen Wirkungsgrad der Phosphorelimination in den KKA auch absolut große Reduktionen erreicht.

Die Einführung einer generellen Phosphorelimination in allen öffentlichen Kläranlagen wirkt sich nur gering aus, da die meisten Kläranlagen zumindest in Brandenburg schon mit einer solchen ausgestattet sind.

Signifikant ist trotz der schon hohen Reinigungsleistung der drei Berliner Kläranlagen die Verringerung der TP-Ablaufwerte auf 0,3 mg/l. Mit 20 % hat diese Maßnahme den größten lokalen Einfluss.



**Abbildung 5.32:** TN Einträge im Szenario A0 (gängige Praxis) bezogen auf Gewässerabschnitte, Legende mit logarithmischer Einteilung



**Abbildung 5.33:** TP Einträge im Szenario A0 (gängige Praxis) bezogen auf Gewässerabschnitte, Legende mit logarithmischer Einteilung

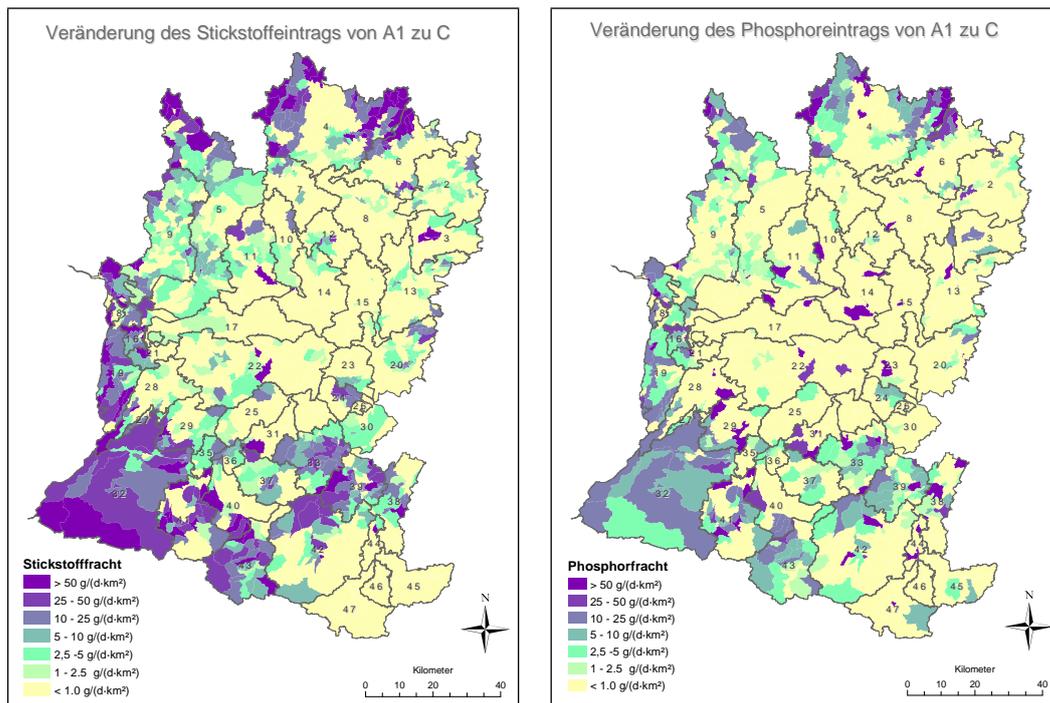


Abbildung 5.34: Veränderung der TN- und TP-Einträge von Szenario A1 zu C

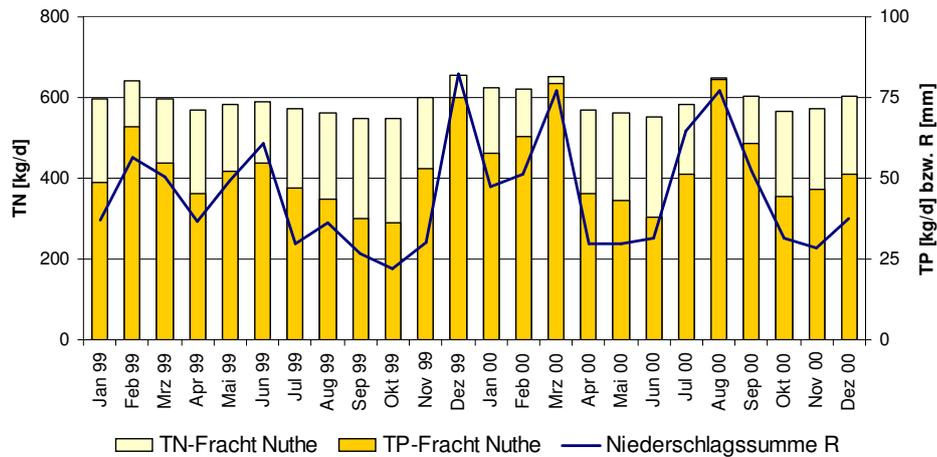
Die absoluten Unterschiede zwischen dem Szenario A1 und C zeigen die Karten 5.34.

Tabelle 5.10: Veränderung der Stoffeinträge zwischen Szenario B und C für ausgewählte Teilgebiete in Prozent

Teilgebiet	Prozentuale Veränderung	
	Stickstoffeintrag	Phosphoreintrag
3	-38	-43
16	-21	-64
18	-43	-66
19	-35	-72
27	-37	-48
32	-29	-58

### 5.6.3 Innerjährliche Dynamik

Mit dem Modell ArcEGMO-URBAN ist die Abbildung der innerjährlichen Dynamik der Stoffeinträge aufgrund der Einträge über die Misch- und Trennkanalisation und die veränderte Reinigungsleistung der Kläranlagen möglich.

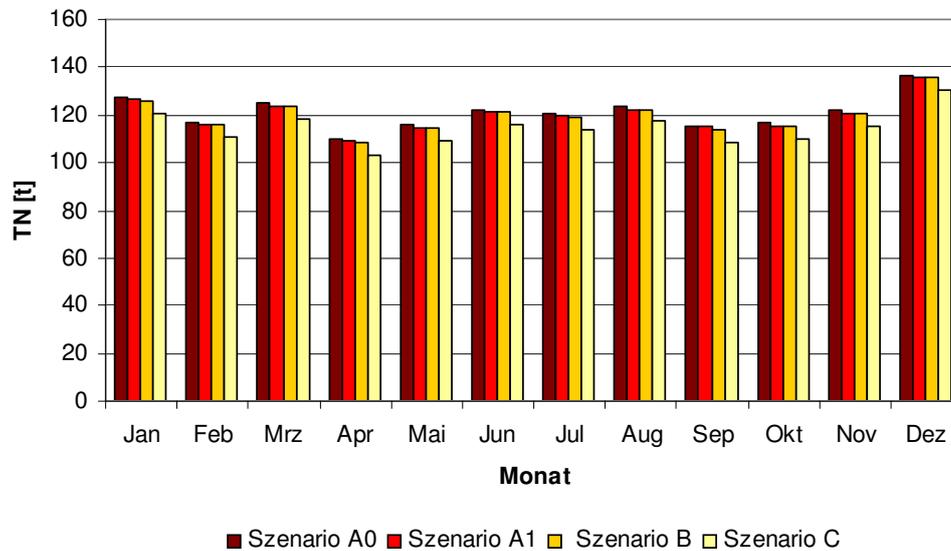


**Abbildung 5.35:** Mittlere monatliche TN- und TP-Einträge im EZG der Nuthe für die Jahre 1999 und 2000

Der in vielen Flussgebieten in Deutschland wichtige Eintragspfad über die Mischkanalisationsentlastungen spielt im Flussgebiet der Havel ohne Spree praktisch keine Rolle. Somit wird die innerjährliche Dynamik vorwiegend durch die Abflüsse aus der Trennkanalisation und den geringeren Reinigungsleistungen der Kläranlagen im Winter beeinflusst.

Als Beispiel für die innerjährliche Dynamik der Einträge sind in Abbildung 5.35 die mittleren monatlichen Frachteinträge im Szenario A0 für das Teileinzugsgebiet der Nuthe in den Jahren 1999 und 2000 dargestellt. Man erkennt, dass sich die TP- und TN-Einträge über das Jahr unterschiedlich verteilen. Der vorwiegend durch den Niederschlagswassereintrag beeinflusste Jahresgang der TP-Fracht ist stärker mit dem Jahresgang des Niederschlags korreliert als die TN-Fracht. Diese ist zusätzlich abhängig von der Reinigungsleistung der Kläranlagen, welche im Winter nachlässt. Entsprechend sind die Frachten in den Wintermonaten tendenziell größer.

Eine prinzipiell ähnliche Situation stellt sich bei der Betrachtung der mittleren monatlichen Frachteinträge für das gesamte Untersuchungsgebiet dar, wie in Abbildung 5.36 und Abbildung 5.37 zu sehen ist. Bei Stickstoff ergibt sich dabei eine geringe Dynamik über das Jahr. Zu erkennen ist ein im Sommer und Winter leicht erhöhter Stoffeintrag gegenüber dem Frühjahr und Herbst. Die Ursache ist wiederum im Winter in der verringerten Reinigungsleistung der Kläranlagen zu sehen. Zusätzlich haben auch die Einträge über den Niederschlag eine gewisse Bedeutung, was sich vor allem in den Monaten Juni, Juli und August in erhöhten Frachten widerspiegelt. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die ermittelten niederschlagsbedingten Einträge relativ gering sind, da die gesamte



**Abbildung 5.36:** Mittlere monatl. TN-Einträge für das Untersuchungsgebiet

atmosphärische Stickstoff-Deposition, welche einen Großteil der Niederschlagsfracht ausmacht, bei der Berechnung durch ein anderes Teilprojekt (Krysanova & Habeck 2005) als diffuser Eintrag berücksichtigt wurde.

Für Phosphor ergibt sich ein ähnliches Bild wie für Stickstoff, allerdings ist hier die Dynamik innerhalb des Jahres stärker. Dies liegt vor allem an den Einträgen aus der Trennkanalisation. Dieser Eintragspfad hat im Vergleich zu Stickstoff einen wesentlich größeren Anteil an der Gesamtfracht. Vor allem die schon diskutierten großen Einträge aus der Trennkanalisation im stark versiegelten Berliner Raum sind für die Dominanz dieses niederschlagsabhängigen Eintrags verantwortlich. Die Niederschlagsdynamik, welche besonders auf die Einträge aus der Trennkanalisation einen Einfluss hat, wirkt sich somit auf die Gesamteinträge stärker aus als bei Stickstoff.

Die hohe zeitliche Auflösung der ermittelten TN- und TP-Frachten ermöglichte es, im Rahmen des Verbundvorhabens den innerjährlichen Einfluss der punktuellen Einträge auf die Gewässergüte der Havel zu berücksichtigen. Die Ergebnisse von ArcEGMO-URBAN gingen als Tageswerte zusammen mit den modellierten diffusen Einträgen (Krysanova & Habeck 2005) in die Berechnung der Dynamik der Nährstoffkonzentrationen durch Kneis (2005) ein. Somit konnten kritische Zeiträume mit besonders hohen Nährstoffeinträgen innerhalb eines Jahres identifiziert werden.

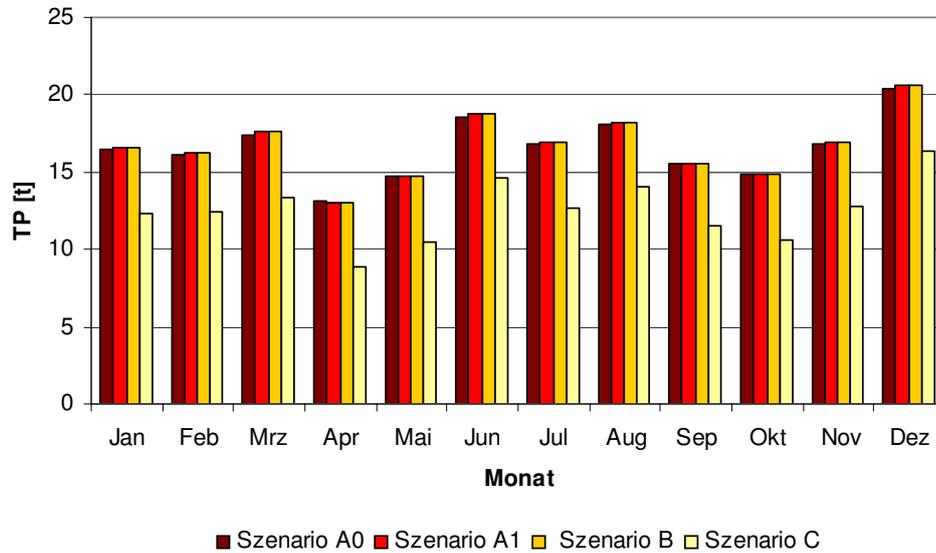


Abbildung 5.37: Mittlere monatl. TP-Einträge für das Untersuchungsgebiet

## 5.7 Diskussion und Fehlerbetrachtung

### 5.7.1 Zusammenfassung

Das Modell ArcEGMO-URBAN wurde im Rahmen des Verbundvorhabens „Havelmanagement“ erstmals im Einzugsgebiet der Havel (ohne Spree) angewandt. Es sollten zunächst der Istzustand der Nährstoffeinträge aus punktuellen Quellen und anschließend verschiedene Szenarien mit unterschiedlich großen Verbesserungen der siedlungswasserwirtschaftlichen Anlagen berechnet werden.

Zu Beginn wurden die Validität und die Genauigkeitsgrenzen des Modells im Rahmen mehrerer Validierungsstudien von Teilprozessen untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass das Modell prinzipiell in der Lage ist, realistische monatliche Frachten für Teileinzugsgebiete zu berechnen. Punktuelle Aussagen zu Einzelergebnissen sind nur eingeschränkt möglich.

Die Ergebnisse für die Havel zeigen zwischen dem Istzustand A0 und den Szenarien A1 und B sowohl bei den Stickstoff- als auch bei den Phosphoreinträgen nur geringe Unterschiede. Bei dem Extremszenario C wird beim Phosphoreintrag eine Reduktion um 25 % erreicht, während bei Stickstoff mit -1 % praktisch keine Veränderung eintritt. Die Möglichkeiten der Reduktion der Nährstoffeinträge sind somit mit den gewählten Handlungsoptionen eingeschränkt. Die geringe Veränderung der Stickstoffeinträge beruht vorwiegend auf der Zusam-

menstellung der Handlungsoptionen, deren Schwerpunkt auf der Reduktion des Phosphoreintrags lag. Dieser ist der für die Gewässergüte der Havel maßgebliche Nährstoff (vgl. Abschnitt 5.5.2). Insgesamt sind die Ergebnisse auch ein Beleg für den allgemein guten Zustand der Abwasserentsorgung in Brandenburg, welcher auf dem intensiven Kläranlagenausbau der letzten 15 Jahre, aber auch auf dem Bevölkerungsrückgang und der Deindustrialisierung beruht.

Bedingt durch die ausgewählten Maßnahmen und die Struktur des Untersuchungsgebietes tragen Teileinzugsgebiete mit einem großen Anteil an KKA auch zu einem relativ großen Anteil zur Frachtreduktion bei (30 % bei Phosphor und 55 % bei Stickstoff). Die Ergebnisse zeigen, dass der Ausbau von KKA beziehungsweise eine erweiterte mobile Entsorgung in Teilen des Untersuchungsgebietes zu signifikanten Verbesserungen führen würde.

Die Berechnung der punktuellen Nährstoffeinträge in ihrer innerjährlichen Dynamik machte es schließlich im Rahmen des Verbundvorhabens Krysanova & Habeck (2005), Kneis (2005) möglich, die punktuellen Nährstoffeinträge detaillierter als bisher üblich für die Berechnung der Gewässergüte zu berücksichtigen.

### 5.7.2 Fehlerbetrachtung

Die Ergebnisse des Istzustandes und der verschiedenen Szenarien können nicht als sichere Absolutwerte betrachtet werden. Die Unsicherheiten der Modellergebnisse müssen aufgrund der Komplexität der Gebietsstruktur, der ablaufenden Prozesse und der verwendeten Eingangsdaten als relativ hoch eingeschätzt werden. Die Bestimmung dieser Unsicherheit ist jedoch, wie im folgenden dargestellt, sehr kompliziert.

Der Fehler, welcher bei der Berechnung der Stoffeinträge über die Kläranlagenabläufe auftritt, kann als relativ klein beurteilt werden. Durch die Berechnung der Stoffeinträge über eine angenommene mittlere Reinigungsleistung ist die Fracht vor allem abhängig von den behandelten Volumina. Da die Modellannahmen von Reinigungsleistung und Abwasseranfall bei den größeren Kläranlagen für den Istzustand mit den Daten der Wasserbehörden abgeglichen wurden, ist eine gute Übereinstimmung zu erwarten. Die durch diese Angaben abgedeckten Anlagen behandeln den Großteil des Abwasseraufkommens, etwa 89 %. Allerdings wurden für einige Anlagen bei der Datenauswertung unplausible Reinigungsgrade ermittelt. Die Diskrepanzen konnten auch durch Recherchen vor Ort nicht endgültig aufgeklärt werden. Weitere Unsicherheiten bei der Berechnung der Stoffeinträge über die Kläranlagenabläufe resultieren aus kleineren Anlagen bzw. Kleinkläranlagen, für die keine entsprechenden Angaben der Wasserbehörden zugänglich waren. Der Fehler, der sich daraus ergibt, dürfte sich aber in Grenzen halten. Vergleichsrechnungen mit unterschiedlichen Reinigungsgraden haben gezeigt, dass

der Fehler aus deren ungenauen Abschätzung unter 5 % liegt. Der Fehler durch die angenommene Veränderung des Reinigungsgrades in Abhängigkeit von der Temperatur wirkt sich vor allem auf die monatliche Dynamik der Ablaufwerte aus, da prinzipiell nur der mittlere Reinigungsgrad der Anlage über das Jahr skaliert wird. Der Fehler durch die Veränderung des Reinigungsgrades aufgrund der Abwasserzusammensetzung ist vernachlässigbar, da durch die vorherrschende Trennkanalisation im Untersuchungsgebiet dieser Modellansatz praktisch keine Rolle spielt.

Ebenfalls nur eine untergeordnete Rolle für das Fehlerpotenzial spielen die Ergebnisse des Untersuchungsgebietes bezogen auf die auf den Kläranlagen mitbehandelten Fremd- und Regenwassermengen. Durch eine Plausibilitätskontrolle für die größeren Anlagen ergaben sich keine unrealistischen Werte. Da die meisten Kläranlagen an Trennkanalisationsnetze angeschlossen sind und der Fremdwasseranfall generell als sehr gering angegeben wird, ist die mitbehandelte Wassermenge insgesamt mit 5 % relativ niedrig. Damit ist der mögliche Fehler ebenfalls als sehr gering einzuschätzen.

Der Fehler aufgrund industrieller Direkteinleitungen ist unmittelbar von den zur Verfügung stehenden Daten abhängig, da im Modell die Fracht ausgehend von Messwerten ermittelt wird. Für das Untersuchungsgebiet lagen keine Angaben zu industriellen Direkteinleitungen vor, so dass im konkreten Fall dieser Pfad bei der Fehlerbetrachtung keine Rolle spielt.

Das Fehlerpotenzial der Emissionsberechnungen für die Regenwassereinleitungen ist abhängig von den Annahmen für die flächenspezifischen Stoffpotenziale und dem Anteil der angeschlossenen befestigten Flächen bzw. dem Abflussvolumen in der Kanalisation. Die Stoffpotenziale wurden aus der umfangreichen Literatur abgeleitet und sind vielfach zitiert bzw. verwendet worden (Behrendt *et al.* 1999a, Hahn *et al.* 2000). Trotzdem ist die Unsicherheit bei der Berechnung der abgespülten Stofffrachten als sehr hoch zu bewerten. Dies liegt zum einen an der großen Spannweite, welche die Messungen der Stofffrachten aufweisen und die durch die Verwendung von Mittelwerten nur ungenügend repräsentiert wird. Zum anderen sind die Ursachen im verwendeten Modellansatz zu suchen, welcher die Stofffracht nur in Abhängigkeit der Abflussmenge ermittelt. Die Abflussmenge wiederum hängt unmittelbar mit der Bestimmung der kanalisierten befestigten Fläche zusammen. Der Fehler durch die ungenaue Bestimmung der befestigten Fläche kann nach den detaillierten Untersuchungen in Potsdam als gering eingeschätzt werden. Dagegen birgt die Festlegung der an die Kanalisation angeschlossenen Flächenanteile ein größeres Fehlerpotenzial, welches aufgrund der fehlenden Vergleichsdaten nicht beurteilt werden kann. Durch den hohen Anteil der im Trennsystem entwässerten Flächen wirkt sich ein Fehler hier allerdings besonders deutlich aus. Da bis auf Potsdam keine genauen Informationen über

den tatsächlichen Anschlussgrad an die Regenwasserkanalisation vorlagen, ist eine Überschätzung der tatsächlichen Verhältnisse möglich. Hier muss in Zukunft ein Weg gefunden werden, diesen Anschlussgrad genauer zu bestimmen, da er einen großen Einfluss auf die Frachtbilanz hat. Gerade im Untersuchungsgebiet wird gegenüber anderen Gebieten in Deutschland aufgrund der gut durchlässigen Böden überproportional viel Regenwasser direkt versickert. Da diese Problematik nicht detaillierter betrachtet werden konnte, liegt hier ein nicht genauer zu quantifizierendes Fehlerpotential.

Insgesamt lässt sich der Gesamtfehler aufgrund der Vielzahl möglicher Fehlerquellen nur schwer abschätzen. Eine einfache Aneinanderreihung von Fehlerpotenzialen würde zu Ergebnissen führen, die in einer nahezu beliebig großen, aber völlig unrealistischen Bandbreite lägen (Hahn *et al.* 2000, Krebs & Franz 2002).

### 5.7.3 Fazit

Die Validität des vorgestellten Ansatzes ist trotz der beschriebenen Unsicherheiten der Modellergebnisse gegeben. Die Aussagekraft der Ergebnisse ist nicht eingeschränkt, da die ausgewiesenen Tendenzen - Verteilung der Eintragspfade, relative Frachtminderung - bedeutsame Indikatoren für Gebietsbeschreibung und Maßnahmeplanung sind. Die Frage der Akzeptanz von Unsicherheiten im Simulationsergebnis muss sich an dem Ziel der Modellierung orientieren. Bei einer Analyse von Stoffflüssen und Wirkungszusammenhängen in Flussgebieten ist die Modellierung z.B. der hydraulischen Leistungsfähigkeit von einzelnen Kanalnetzen nicht möglich und auch nicht notwendig.

In welchem Maß Modellalgorithmen, Eingangsdaten oder Modellparameter maßgeblichen Anteil an der Modellunsicherheit haben, muss weiter untersucht werden. Dazu wäre durch eine Sensitivitätsanalyse die Frage zu klären, ob die Unsicherheit z.B. durch eine höhere Genauigkeit der Eingangsdaten oder durch eine genauere Ermittlung der Modellparameter begrenzt werden kann. Wenn bekannt ist, welche Größen und Parameter zu den Unsicherheiten im Ergebnis führen, kann man diese mit Schwankungsbreiten belegen, die dann im Rahmen einer Monte-Carlo-Simulation miteinander kombiniert werden. So erhält man statistisch untermauerte Aussagen, bei welcher Konstellation es zu ungünstigen Ergebnissen der Zielgrößen kommen kann (Lei & Schilling 1996, Erbe 2004). Eine derartige Untersuchung war im Rahmen dieser Arbeit nicht vorgesehen. Hier sollten weiterführende Forschungsvorhaben ansetzen.



# Kapitel 6

## Zusammenfassung und Ausblick

### 6.1 Zusammenfassung

Mit dem Inkrafttreten der WRRL (EG 2000) wird für die Gewässer innerhalb der Europäischen Union die Erreichung eines „guten ökologischen Zustandes“ innerhalb weniger Jahre gefordert. Die Umsetzung der hohen Anforderungen der WRRL erfordert die umfassende und komplette Untersuchung ganzer Flussgebietseinheiten. Nur durch eine möglichst gute Beschreibung der Wirkungsweise sowie der Herkunft und der Pfade von Gewässerbelastungen können wirksame Maßnahmen für den Gewässerschutz entwickelt werden.

Entsprechend Art. 10 der WRRL müssen dabei sowohl für diffuse als auch für punktuelle Quellen die Stoffbelastungen untersucht werden. In Anbetracht der hohen Bedeutung der räumlichen Heterogenität und zeitlichen Dynamik der Stoffeinträge und der begrenzten finanziellen Ressourcen sind differenzierte Untersuchungsansätze erforderlich. Dies gilt neben der Genauigkeit der Abbildung von Eintragsprozessen vor allem auch für deren zeitliche Auflösung. In kritisch belasteten Flussgebieten können Erkenntnisse über die genauere zeitliche Verteilung der Nährstoffeinträge entscheidend für die Beurteilung von Handlungsoptionen sein.

In Gegensatz zu diffusen Quellen, für die auf der Skala von Flussgebieten verschiedene differenzierte Modellansätze zur Verfügung stehen (z.B. Krysanova *et al.* 1998, Gebel *et al.* 2001, Klöcking & Suckow 2003), war bei bisherigen Untersuchungen der punktuellen Quellen die raum-zeitliche Auflösung gering. Maßnahmen zur Minderung der festgestellten Belastungen können auf Basis der bestehenden Modelle jedoch nur in pauschaler Form abgeleitet werden, da sie auf räumlich und zeitlich stark aggregierte Eingangsdatensätze zurückgreifen müssen. Lokale oder regionale Besonderheiten der Einzugsgebiete werden hierbei stark nivelliert.

Ziel dieser Arbeit war es daher, ein Modell zu entwickeln, welches die punktuell von Kläranlagen und Kanalisationseinleitungen aus urbanen Räumen eingetragenen Stickstoff- und Phosphoreinträge für Flussgebiete bilanziert. Dabei wird besonders die innerjährliche Dynamik und der Einfluss des Niederschlagsgeschehens auf die Stoffeinträge berücksichtigt. Das neu entwickelte Modell ArcEGMO-URBAN verbindet dazu großskalige hydrologische Ansätze mit für stadthydrologische Aufgaben entwickelten Schmutzfrachtberechnungsansätzen.

ArcEGMO-URBAN berücksichtigt einerseits naturräumliche Parameter zur Beschreibung des Niederschlag-Abfluss- und Schmutz-Transport-Prozesses von der Oberfläche. Dazu werden digital vorliegende Flächendaten zur Landnutzung, zum Gefälle, zum natürlichen Einzugsgebiet, zum Fließgewässernetz und zum Boden mittels GIS-Tools ausgewertet und als Eingangsgrößen für die Modellierung verwendet. Es werden die Abflussbildung und die Abflusskonzentration auf befestigten Flächen, die durch die Atmosphäre und spezifische Nutzungen bedingten Stoffeinträge sowie der durch die Beschaffenheit der abflusswirksamen Oberflächen bestimmte Wasser- und Stofftransport berechnet. Die Prozesse von Stoffakkumulation und -abtrag können pauschal über mittlere Verschmutzungswerte oder detailliert mit einer zweiparametrischen Exponentialfunktion für die nichtlineare Stoffakkumulation und mit Angabe von Anfangsvermutzung und Abflussrate für den Stoffabtrag berechnet werden. Eingangsgrößen sind - neben den terrestrischen Daten mit einer hohen räumlichen Auflösung - meteorologische Zeitreihen. Die Diskretisierung der Eingangsdaten kann je nach Bedarf oder Datenverfügbarkeit variiert werden.

Andererseits werden technologische und soziale Informationen der einzelnen urbanen Einzugsgebiete genutzt, um die Abflusskonzentrations-, Stofftransport- sowie Stoffumsetzungsprozesse in der Kanalisation zu berücksichtigen. So geht die Charakteristik der urbanen Entwässerungssysteme und deren wichtigster Bauwerke ebenso wie die Zahl der an die Kanalisation angeschlossenen Einwohner und Industrieeinleiter in die Modellierung ein. Die Eingangsdaten werden teilflächendifferenziert ausgewertet, wodurch unterschiedliche Wasserver- und -entsorgungstechnologien und die durch sie induzierten Stoffströme berücksichtigt werden. In den Kläranlagen werden die Stoffumsetzungsprozesse in Abhängigkeit von der Technologie, der Abwasserzusammensetzung und der Temperatur berücksichtigt.

Das Modell ist so aufgebaut, dass eine Parametrisierung mit Eingangsdaten unterschiedlicher Qualität möglich ist. Abhängig von der verfügbaren Datenbasis können entweder konkrete Messwerte oder statistische Größen verwendet werden. Es wurde darauf geachtet, dass die mindestens notwendigen Daten in Deutschland flächendeckend vorhanden und nutzbar sind. Somit ist die Anwendung des Modells in Deutschland prinzipiell überall möglich.

Das neu entwickelte Modell wurde erstmals für das Flussgebiet der Havel angewandt. Aufgrund der Datenlage mussten eine Vielzahl verschiedener vereinfachender Annahmen getroffen werden, welche unterschiedlich gut abgesichert sind. Die Berechnungsansätze und die Ermittlung der Frachten sind aber unmittelbar nachvollziehbar. Unsicherheiten lassen sich auf die angenommenen Eingangswerte, z.B. Frachtpotenziale, und die bei den verwendeten Modellalgorithmen getroffene Annahmen beziehen. Die grundsätzliche Eignung des entwickelten Modells konnte durch die Validierung von Teilprozessen deutlich gemacht werden. Sie liefert gute Übereinstimmungen mit gemessenen Größen, weist aber auch auf bisher ungelöste Probleme des Modellansatzes hin. Neben der durchgeführten Validierung der Teilprozesse konnten die Ergebnisse auch erfolgreich mit Resultaten des Modells MONERIS verglichen werden. Die regionalen Unterschiede innerhalb des Flussgebietes, wie Anschlussgrade an Kläranlagen, und Anzahl von Kleinkläranlagen, werden folgerichtig abgebildet.

Die Ergebnisse zeigen das Potenzial des Modells, die innerjährliche Dynamik punktueller Stoffeinträge räumlich differenziert abzubilden und erlauben durch die GIS-gestützte Parameterisierung die unkomplizierte Berechnung unterschiedlicher Szenarien. Die weitere Entwicklung von ArcEGMO-URBAN muss vor allem die bessere Abbildung der Kläranlagen und Mischwasserentlastungen zum Ziel haben.

## 6.2 Ausblick

Während der Entwicklung des Modells und im Zuge der Modellanwendung und Validierung im Untersuchungsgebiet ergaben sich neue Forschungsfragen mit einer Reihe von möglichen Perspektiven für die Weiterentwicklung des Modells.

Zur weitergehenden Absicherung der Validität der Ergebnisse und der möglichen Fehlerbereiche sind weitere Untersuchungen notwendig. Dazu sollte das Modell in Regionen mit gut verfügbaren Emissions- und Immissionsmessungen angewandt werden. Eine Bestimmung der Fehlerbereiche, z.B. mit einer Monte-Carlo-Simulation, wäre ein wichtiger Schritt um die Unsicherheiten der Modellierung quantifizieren zu können.

Da das Untersuchungsgebiet über so gut wie keine Mischkanalisationsnetze verfügt, konnte die Güte der Abbildung von Mischwasserkanalisationen und Mischkanalisationsüberläufen nur ansatzweise geprüft werden. Die bisherigen Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Berücksichtigung von Mischwasserentlastungen nur ungenügend gelingt. Dies liegt maßgeblich an der ungenügenden Berücksichtigung der Niederschlagsintensität bei Tageswerten. Zukünftige Untersuchungen müssen

hier ansetzen. Eine Verbesserung der Ergebnisse könnte durch Einbeziehung einer monatsabhängigen mittleren Niederschlagsdauer und Niederschlagshäufigkeit erreicht werden (Glugla & Krahe 1995). Statt mittlerer Werte ist auch die Ableitung einer Niederschlagscharakteristik aus der Großwetterlage denkbar (Enke *et al.* 2005).

Besonderen Forschungsbedarf stellt die bessere Abbildung der Kläranlagenprozesse auf der Mesoskala da. Hier berücksichtigen die bisher verwendeten Ansätze nur sehr vereinfacht einige grundsätzliche Prozesse. Ob und in welcher Form eine genauere Modellierung der Reinigungsleistung sinnvoll ist, muss zukünftig geklärt werden.

Ein interessanter Faktor bei der zukünftigen Modellanwendung und Entwicklung sind die Eingangsdaten. Die Verfügbarkeit von flächendeckenden digitalen Daten hat in den letzten Jahren erheblich zugenommen und wird weiter verbessert werden. Zum einen stehen durch die Entwicklung zeitlich- und räumlich hochaufgelöster Niederschlagsmessungen mit Radar zukünftig immer bessere Niederschlagsdaten zur Verfügung, welchen als primärer Antrieb des gesamten Niederschlags-Abfluss- und Schmutz-Transport-Prozesses eine entscheidende Bedeutung zukommt (Berne *et al.* 2004). Ein weiterer wichtiger Punkt zur Verbesserung der Prozessbeschreibung der Abflussbildung ist die zunehmend besser werdende Datenbasis für die Landnutzung. Mit der Einführung der ATKIS-Daten werden ab der dritten Realisierungsstufe räumlich hochaufgelöste Flächendaten mit deutschlandweit einheitlichen Angaben zur Versiegelung verfügbar sein. Darüber hinaus liegen in immer mehr Städten sehr genaue Versiegelungsdaten vor, welche ursprünglich oft zur Erhebung von Regenwassergebühren erfasst wurden.

Neben der verbesserten Datenbasis zur Beschreibung der Landnutzung ist es zukünftig denkbar, auch die immer häufiger verfügbaren digitalen Kanalnetzdaten einzubeziehen, wie dies z.B. Rodriguez *et al.* (2003) exemplarisch für kleine Einzugsgebiete darlegt. Mittels GIS-Algorithmen können so für (Kanalisations)-Teileinzugsgebiete Parameter zur integralen Beschreibung der Kanalisationsabflussprozesse, wie z. B. die Konzentrationszeit, abgeleitet werden. Diese Informationen würden eine bessere Beschreibung der Abflusskonzentration und Ablagerungsprozesse in der Kanalisation ermöglichen. Das Problem der Datenreduktion muss dann jedoch weitergehend untersucht werden. Interessante Ansätze dazu wurden schon für die Anwendung des Modells HAuSS von Jakobs *et al.* (1997) beschrieben. Eine andere Richtung schlägt der Ansatz von Lhomme *et al.* (2004) ein, welcher mittels GIS abgeleitete geomorphologische Parameter zur Berechnung der Abflusskonzentration in Kanalisationen nutzt.

Einen wichtigen Aspekt kann zukünftig die Berücksichtigung des Grundwassers

und seine Interaktion mit dem Fremdwasseranfall spielen. Da in ArcEGMO-URBAN der vollständige Wasserkreislauf modelliert wird, wäre eine Berücksichtigung von exfiltrierenden und infiltrierenden Verhältnissen denkbar. Dazu muss aber noch die theoretische Basis geschaffen werden, um aus allgemein zugänglichen Informationen über das Kanalnetz und den Grundwasserflurabstand die Größe des Fremdwasseranfalls zu bestimmen (vgl. Karpf & Krebs 2004, Schulz *et al.* 2004).

Unabhängig von den aufgezeigten Perspektiven durch bessere Eingangsdaten darf nicht vergessen werden, dass es ein grundlegendes Ziel der Arbeit war, einen mit relativ wenigen Eingangsdaten unterschiedlicher Qualität anwendbaren Modellsatz zu entwickeln. Dieses Ziel wurde grundsätzlich erreicht. In der vorliegenden Version ist das Modell in allen Einzugsgebieten in Deutschland nutzbar, wobei in Regionen mit einem großen Anteil an Mischkanalisationssystemen die schon erwähnte Problematik der Mischwasserentlastung noch weiter untersucht werden muss. Eine Übertragbarkeit auf andere europäische Länder ist grundsätzlich denkbar, allerdings sollte dann im Vorfeld überprüft werden, inwiefern Annahmen zu den Reinigungsgraden der Kläranlagen und der Oberflächenverschmutzung modifiziert werden müssen. Besonders bei sehr abweichenden klimatischen Verhältnissen, z.B. in Südeuropa, werden Änderungen voraussichtlich notwendig sein. Unproblematisch sollte dagegen eine Anwendung bei abweichenden Wasserver- und -entsorgungstechnologien in anderen Ländern sein, da die Struktur des Modells eine einfache Erweiterung um zusätzliche Module zur Berücksichtigung neuer Technologien erlaubt.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass es mit dem in der vorliegenden Arbeit beschriebenen Modell ArcEGMO-URBAN möglich ist, urbane Stoffflüsse und Frachten von TN und TP auf der Skala von Flussgebieten in einer höheren zeitlichen und räumlichen Auflösung als bisher zu berechnen. Die Ergebnisse im Flussgebiet der Havel belegen, dass das Modell ähnliche jährliche Nährstofffrachten wie bereits eingeführte Modelle berechnet. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse das Potenzial des Modells, die innerjährliche Dynamik punktueller Stoffeinträge abzubilden und durch die GIS-gestützte Parametrisierung aufwandsarm alternative Szenarien zu berechnen. Damit ist ArcEGMO-URBAN ein geeignetes Modell zur Bestimmung von TN- und TP-Einträgen aus punktuellen Quellen auf der Ebene von Flussgebieten.

# Literaturverzeichnis

- Achen, M., 1994: Fernerkundliche Bestimmung des Versiegelungsgrades im städtischen Raum als wichtiger Eingangsparameter für kommunale Umwelt-Informationssysteme. *GIS*, **5**, 14–19.
- Ahl, T., 1980: Eutrophication in relation to the load of pollution. *Prog. Wat. Tech.*, **12**(2), 49–61.
- Ahyerre, M., G. Chebbo, B. Tassin & E. Gaume, 1998: Storm water quality modelling, an ambitious objective? *Wat. Sci. Tech.*, **37**(1), 205–213.
- Akan, A. Osman, 1993: *Urban stormwater hydrology*. Technomic Publ. Co., Lancaster.
- Alley, W. M. & P. E. Smith, 1981: Estimation of accumulation parameters for urban runoff quality modeling. *Water Resour. Res.*, **17**(6), 1657–1664.
- ASCE, 1970: Design and Construction of Sanitary and Storm Sewers. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice 37, American Society of Civil Engineers, New York.
- Ashley, R. M., T. Hvitved-Jacobsen & J.-L. Bertrand-Krajewski, 1999: Quo vadis sewer process modelling? *Wat. Sci. Tech.*, **39**(9), 9–22.
- Ashley, R. M., D. J. J. Wotherspoon, B. P. Coghlan & I. McGregor, 1992: The erosion and movement of sediments and associated pollutants in combined sewers. *Wat. Sci. Tech.*, **25**(8), 101–114.
- Atkinson, B., 1979: *Man's impact on the hydrological cycle*, Kap. Urban influences on precipitation in London, S. 123–133. GE Hollis, Norwich: Geo Books.
- ATV, 1986: Der Schmutz-Niederschlag-Transport-Prozess - Phänomenologische Beschreibung und Terminologie. Arbeitsgruppe 1.9.3 Schmutzfrachtberechnung. *Korrespondenz Abwasser*, **33**(3), 241–244.
- ATV, 1988: Charakterisierung von Schmutzfrachtberechnungsmethoden - Anwendungsziele, Systemstruktur, Datenbasis, Ergebnisse - 4. Arbeitsbericht der

- ATV-Arbeitsgruppe 1.9.3 Schmutzfrachtberechnung. *Korrespondenz Abwasser*, **35**(1), 241–244.
- ATV, 1989: Ausgewählte Grundlagen für die Anwendung von Schmutzfrachtberechnungsmethoden, 5. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.9.3 Schmutzfrachtberechnung. *Korrespondenz Abwasser*, **36**(12).
- ATV, 1994: *ATV-Handbuch Planung der Kanalisation*. Ernst & Sohn, 4. Aufl.
- ATV-DVWK, 1992: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Arbeitsblatt 128.
- ATV-DVWK, 2000: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt 131.
- ATV-DVWK, 2003: Fremdwassersituation in Deutschland, Arbeitsbericht der Arbeitsgruppe ES-1.3 „Fremdwasser“. *Korrespondenz Abwasser*, **50**(1), 70–81.
- ATV-DVWK, 2004: Abbaugrade deutlich verbessert - 16. ATV-DVWK Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2003. *Korrespondenz Abwasser*, **51**(10), 1076–1080.
- Balázs, A., 1998: 14 Jahre Niederschlagsdeposition in Hessischen Waldgebieten, Ergebnisse von den Meßstationen der Waldökosystemstudie Hessen. Forschungsbericht 25, Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie.
- Becker, A., B. Klöcking, W. Lahmer & B. Pfützner, 2002: The Hydrological Modelling System ArcEGMO. In: *Mathematical Models of Large Watershed Hydrology* ( V.P. Singh & D.K. Frevert, Hsgb.), S. 321–384, Water Resources Publications, Littleton/Colorado.
- Beelitz, W.-D., 1996: Jahresfracht des Schmutzaustrages aus Kanalisationen auf der Basis der Zuverlässigkeitstheorie. Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft 55, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).
- Behrendt, H., I. Hoffmann & R. Pötting, 2000: Ursachen der Nährstoffbelastung in den Einzugsgebieten des Berliner Umlandes und Szenarien zur künftigen Entwicklung. Studie, Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung.
- Behrendt, H., P. Huber, M. Ley, D. Opitz, O. Schmoll, G. Scholz & R. Uebe, 1999a: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte und CD-ROM 75/99.

- Behrendt, H., M. Kornmilch, R. Korol, M. Stronska-Kedzia & W. Pagenkopf, 1999b: Point and diffuse nutrient emissions and transports in the odra basin and its main tributaries. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, **27**(5), 274–281.
- Behrendt, H., L. Lademann, W.-G. Pagenkopf & R. Pöthig, 1996: Vulnerable areas of phosphorus leaching Detection by GIS-analysis and measurements of phosphorus sorption capacity. *Wat. Sci. Tech.*, **33**(4-5), 175–181.
- Behrendt, H., D. Opitz, O. Schmoll & W.-G. Pagenkopf, 2002: Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe Heft Nr. 68.
- Behrendt, H., D. Opitz & I. Schönfelder, 2001: Langzeitveränderungen der Nährstoffbelastungen und des tropischen Zustandes der Berliner Gewässer. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.
- Beichert, J. & H. H. Hahn, 1996: Langzeitsimulation von Abfluss und Feststofffracht für generalisiert Mischwassernetze. In: *Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete* ( J. Beichert, H. H. Hahn & S. Fuchs, Hsgb.), S. 184–197, VCH, Weinheim.
- Beichert, J., H. H. Hahn & S. Fuchs, Hsgb., 1996: *Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete*. VCH, Weinheim.
- Berlekamp, L.-R. & N. Pranzas, 1992: *Erfassung und Bewertung von Bodenversiegelungen unter hydrologisch-stadtplanerischen Aspekten am Beispiel eines Teilraums von Hamburg*. Dissertation, Universität Hamburg.
- Berne, A., G. Delrieu, J.-D. Creutin & C. Obled, 2004: Temporal and spatial resolution of rainfall measurements required for urban hydrology. *J. Hydrology*, **299**(3-4), 166–179.
- Bernhardt, H., 1978: *Phosphor - Wege und Verbleib in der BRD*. Verlag Chemie, Weinheim, New York.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., 1992: A model for solid production and transport for small urban catchments: preliminary results. *Wat. Sci. Tech.*, **25**(8), 29–35.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., P. Briat & Scrivener O., 1993: Sewer sediment production and transport modelling: a literature review. *J. Hydraulic Res.*, **31**(4), 435–460.
- Beudert, G., 1997: Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 80, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).

- BfG, 2002: Mathematisch-numerische Modelle in der Wasserwirtschaft - Handlungsempfehlung für Forschungs- und Entwicklungsarbeiten. Mitteilungen 24, Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- Billen, G. & J. Garnier, 2000: Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the 'Riverstrahler' model. *Hydrobiologia*, **410**, 139–150.
- Böhnke, B., R. Schulze-Rettmer & H. A. Feyen, 1979: Untersuchungen der Verschmutzung des abfließenden Regenwassers. Forschungsbericht des Landes Nordrhein-Westfalen Nr. 2835, Herausgegeben vom Ministerium für Wissenschaft und Forschung, Westdeutscher Verlag, Opladen.
- Bollrich, G., 1996: *Technische Hydromechanik Band 1.* Verlag für Bauwesen.
- Bönisch, G & P. Krebs, 2005: Entwicklung von Methoden zur Ableitung und Bewertung mengen- und gütewirtschaftlicher Managementoptionen. Fachbeitrag Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft der TU Dresden (unveröffentlicht).
- Borchardt, D., 2000: Gewässerbezogene Optimierung der Siedlungsentwässerung. Dresdner Berichte Band 16, 127-146, TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft.
- Borchardt, D., J. Fischer & E. Mauch, 1998: Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern. *gwf - Wasser/Abwasser*, **139**(7), 418–423.
- Brandt, T., 1979: Modell zur Abflußgangliniensimulation unter besonderer Berücksichtigung des grundwasserbürtigen Abflusses. Technischer Bericht 24, Institut für Wasserbau Technische Hochschule Darmstadt.
- Brombach, H., 1993: Verschmutzung von Regen- und Mischwasser. In: *ATV-Workshop Bemessung von Kanälen und Regenwasserbehandlungsanlagen*, S. 85–102, 9. EWPCA-ISWA Symposium und IFAT 93, München.
- Brombach, H., 2002: Abwasserkanalisation und Regenbecken im Spiegel der Statistik. *Korrespondenz Abwasser*, **49**(4), 444–452.
- Brombach, H., 2004: Auswirkungen von Fremdwasser und Hinweise zum Erkennen kritischer Fremdwasserhältnisse. In: *22. Bochumer Workshop Niederschlagswasserbehandlung - Anforderungen an Planung Bau und Betrieb*, S. 59–79.
- Brombach, H. & S. Fuchs, 2002: Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen. Abschlussbericht, ATV-DVWK-Forschungsfonds 2001, Forschungsbericht 1/01.

- Brombach, H., St. Michelbach & Chr. Wöhrle, 1992: Sedimentations- und Remobilisierungsvorgänge im Abwasserkanal: Schlußbericht 1988 - 1991, Phase I, Teilprojekt 3 / Arbeitsgruppe Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer. Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesministers für Forschung und Technologie, Umwelt- und Fluid-Technik GmbH, Bad Mergentheim.
- Brombach, H. & S. Michelsbach, 1998: Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Bericht 49, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee.
- Bronstert, A., 1998: Klimaänderungen und die Auswirkungen auf das Hochwasserverhalten. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft 103, Technische Universität Darmstadt.
- Bronstert, A., M. Biegel, A. Habeck, S. Itzerott, J. Jacobs, D. Kneis, S. Krause, W. Lahmer, J. Schanze, B. Pfützner & I. Schönfelder, 2005: Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel. In: *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern, Limnologie aktuell Band 11* ( Ch. K. Feld, S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich, Hsgb.), S. 204-220, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Bronstert, A., V. Krysanova, A. Schröder, A. Becker & H.-R. Bork, Hsgb., 1997: *Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in großen Einzugsgebieten - Zusammenstellung der Beiträge des Workshops am 15. Dezember 1997 in Potsdam*, Potsdam Institute for Climate impact research (PIK), PIK Report 43.
- Brunner, P. G., 1975: Die Verschmutzung des Regenwasserabflusses im Trennverfahren - Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Niederschlagsverhältnisse im voralpinen Raum. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen 9, Technische Universität München.
- Brunner, P.G., 1977: Straßen als Ursache der Verschmutzung von Regenwasserabflüssen - Ein Überblick über den Stand der Forschung. *Wasserwirtschaft*, **67**(4), 98-101.
- Bruns, J., 1999: Dynamische Kopplung von Regenwasserbehandlung und Abwasserreinigung bei Mischwasserzufluß. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 151, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft Universität Stuttgart.
- Bryant, G., R. Grant, D. Weatherbe & V. Berg, 2000: Stormceptor hydrology and non-point source pollution removal estimates. In: *National Conference on Tools for Urban Water Resource Management and Protection Proceedings*, Chicago, IL.

- Bujon, G., L. Herremans & L. Phan, 1992: Flupol: a forecasting model for flow and pollutant discharge from sewerage systems during rainfall events. *Wat. Sci. Tech.*, **25**(8), 207–215.
- Bundesgesetzblatt, 2004: Bekanntmachung der Neufassung der Abwasserordnung. Teil 1 Nr. 28, ausgegeben zu Bonn am 22. Juni 2004. 1108-1184.
- Butler, D., E. Friedler & K. Gatt, 1995: Characterising the quantity and quality of domestic wastewater inflows. *Wat. Sci. Tech.*, **31**(7), 13–24.
- Butz, J.A. & S.T. Fuchs, 2003: Estimation of sealed surfaces in urban areas and the impact on calculated annual pollution load due to combined sewer overflows. In: *Remote Sensing of Urban Areas*, Jürgens, C., Regensburg.
- Crabtree, R. W., H. Garsdal, R. Gent, O. Mark & J. Dörge, 1994: Mousetrap - a deterministic sewer flow quality model. *Wat. Sci. Tech.*, **30**(1), 107–115.
- Dannecker, W., M. Au & H. Stechmann, 1988: Bilanzierung des Eintrages von Schadelementen aus der Luft und durch den Kraftfahrverkehr über die Straßen in das Sielsystem von Hamburg. Schriftenreihe Angewandte Analytik 8, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen.
- Dauber, L., B. Novak, J. Zobrist & F. Zürcher, 1979: Schmutzstoffe im Regenwasserkanal einer Autobahn. In: *Beeinflussung der Gewässergüte durch die Regenabflüsse von Strassen*, S. 41–57, Band 64, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, München.
- De Vries, J. M., 1993: Bestimmung des Schmutzfrachtpotentials in flach verlegten Misch- und Trennsystemen infolge abfließenden Niederschlagwassers. Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig 125.
- Decker, J., 1998: Auswirkungen von Fremdwasser auf Abwasseranlagen und Gewässer. *Gewässerschutz - Wasser - Abwasser* 168, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen.
- Decoursey, D. G., 1985: Mathematical models for nonpoint water pollution control. *J. of Soil and Water Conservation*, **40**(5), 408–413.
- Deyda, S. & F. Sieker, 1996: Bilanzierung der Gesamtemissionen aus einem städtischen Einzugsgebiet unter Berücksichtigung der gegenseitigen Einflussnahme von Entwässerungssystem und Kläranlage: Forschungsvorhaben 02WA9327/0. Universität Hannover, Inst. f. Wasserwirtschaft, Hydrologie u. landwirtschaftl. Wasserbau.
- DIN-4049, 1989: Hydrologie. Begriffe der Gewässerbeschaffenheit. NAW im DIN, Berlin.

- Dohmann, M. & M. Weyand, 1991: Stofftransport in Mischwasserkanälen und Regenbecken. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel 7.
- Drechsel, U., 1991: Repräsentanz und Übertragbarkeit von Niederschlagsersatzbelastungen zur Durchführung von Schmutzfrachtberechnungen. Tech. Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik 45, Institut für Wasserbau Technische Hochschule Darmstadt, Darmstadt.
- Drechsel, U., 1996: Hydrologische Modellierung hydraulischer Systemelemente zur kontinuierlichen Simulation des Mischwasserabflusses. In: *Stoffaustausch aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete* ( J. Beichert, H. H. Hahn & S. Fuchs, Hsgb.), VCH, Weinheim.
- Durchschlag, A., 1989: Bemessung von Mischwasserspeichern im Nachweisverfahren. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz 3, Institut für Wasserwirtschaft Universität Hannover.
- Durchschlag, A. & R. W. Harms, 1988: Beschreibung des Modells KOSIM (Version 2.0). *Stadtentwässerung und Gewässerschutz*, **3**, 11–50.
- Durth, A., 2000: Einfluss von Temperatur, Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentrationen bei der biologischen Abwasserreinigung. Schriftenreihe war 126, Technische Universität Darmstadt.
- DVWK, 1994: Ökologische Erneuerung einer Industrielandschaft. Schriften 108, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK).
- DVWK, 1996: Fluss und Landschaft - Ökologische Entwicklungskonzepte. Merkblätter 240, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK).
- DVWK, 1998: Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer. Materialien 5/1998, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK).
- Dyck, S., 1980: *Angewandte Hydrologie Teil 1 und 2*. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- Dyck, S. & G. Peschke, 1995: *Grundlagen der Hydrologie*. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- Eberl, H., 1998: Nichtlineare hydrologische Konzeptmodelle für den Kanalabfluss und ihre Kalibrierung. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft 139, Technische Universität München.
- EG, 1991: Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser.

- EG, 2000: Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Engel, N., 1994: Hydrologische Simulation der Abflusstransformation in Kanalisationsnetzen. Tech. Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik 52, Institut für Wasserbau Technische Hochschule Darmstadt.
- Enke, W., F. Schneider & T. Deutschländer, 2005: A novel scheme to derive optimized circulation pattern classifications for downscaling and forecast purposes. *Theor. Appl. Climatologie*, (DOI 10.1007/s00704-004-0116-x).
- Erbe, V., 2004: *Entwicklung eines integralen Modellansatzes zur immissionsorientierten Bewirtschaftung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer*. Dissertation, Bauhaus Universität Weimar, Fakultät Bauingenieurwesen.
- Erbe, V., T. Frehmann, W. F. Geiger, P. Krebs, J. Londong & K.-H. Rosenwinkel, 2002: Integrated modelling as an analytical and optimisation tool for urban watershed management. *Wat. Sci. Tech.*, **46**(6-7), 141–150.
- Euler, G., 1978: Regenabflusswellen aus Siedlungsgebieten und deren Verlauf im Vorfluter. Beitrag zum Symposium „Regenwetterabflüsse“, Haus der Technik, e.V., Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TH Aachen. Zitiert in Durchschlag (1989).
- Euler, G., 1983: Ein hydrologisches Modell für die Berechnung des Wellenablaufs in Kreisrohren. *Wasser und Boden*, **35**(2), 85–88.
- Euler, G., D. Jacobi & D. Belke, 1992: Die Berechnung des Schmutzfrachtabflusses aus Niederschlägen, Bewertung der Berechnungsmethoden anhand von Messungen. IHH-Bericht Nr. 343/92, Darmstadt.
- Euler, G., D. Jacobi & Ch. Heinzemann, 1985: Die Berechnung des Schmutzfrachtabflusses aus Niederschlägen - Eine vergleichende Darstellung und Wertung der Modellansätze. Tech. Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik 33, Institut für Wasserbau Technische Hochschule Darmstadt, Darmstadt.
- Euler, G., R. C. M. Schröder, T. Brandt, D. Jacobi, U. Drechsel & H. Zaiß, 1988: Schmutzfrachtsimulationsmodell SMUSI - Modellkonzeption. Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Heft Nr. 68.
- Figlus, J., 1988: Abfluss aus Stadtgebieten - eine hydrologische Berechnungsmethode. Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft 33, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).

- Franke, J., V. Goldberg, U. Eichelmann, E. Freydank & Ch. Bernhofer, 2004: Statistical analysis of regional climate trends in saxony, germany. *Clim Res*, **27**, 145–150.
- Frehmann, T. & W. F. Geiger, 2000: Simulation von Schmutzstoffen in der Kanalisation. 3. Rostocker Abwassertagung: Abwasser- und Schlamm Entsorgung - Standards und neue Trends.
- Friedler, E. & D. Butler, 1996: Quantifying the inherent uncertainty in the quantity and quality of domestic wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, **33**(2), 65–78.
- Friedrich, G., 1986: Ökologische Auswirkungen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in Fließgewässern. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel 1.
- Fuchs, S., J. Butz & A. Bechtel, 2003: Stoffstromanalyse für kleine bis mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen. Abschlussbericht, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).
- Fuchs, S. & H. H. Hahn, 1999: Schadstoffe im Regenabfluss 4. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 96, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), München.
- Gebel, M., K. Grunewald & Halbfass S., 2001: Mesoskalige Modellierung von Nährstoff- und Sedimenteinträgen in Oberflächengewässer mit dem Modellansatz STOFFBILANZ. TU Dresden, Selbstverlag.
- Geiger, W. F., 1984: Mischwasserabfluss und dessen Beschaffenheit. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen [\*\*388], Technische Universität München.
- Gent, R., B. Crabtree & R. Ashley, 1996: A review of model development based on sewer sediments research in the UK. *Wat. Sci. Tech.*, **33**(9), 1–7.
- Gerds, W., U. Jäger, C. Franke & J. Tremmel, 1988: Potentielle Trinkwassergefährdung durch landwirtschaftliche Pflanzenproduktion am Beispiel eines Lößstandortes. *Wiss. Mitt. Inst. Geogr. u. Geoökol. AdW d. DDR*, **28**, 47–70.
- Glugla, G., 1971: Ein verbessertes Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung. *Wasserwirtschaft, Wassertechnik*, **21**(10), 349–353.
- Glugla, G. & P. Krahe, 1995: Abflußbildung in urbanen Gebieten. Schriftenreihe Hydrologie/Wasserwirtschaft 14, S.140-160, Ruhruniversität Bochum.
- Göttle, A., 1978a: Atmospheric contaminants, fallout and their effect on storm water quality. *Prog. Wat. Tech.*, **10**(5), 455–467.

- Göttle, A., 1978b: Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung - Ein Beitrag zu Modellierung der Abflussbeschaffenheit in städtischen Gebieten. Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen 23, Technische Universität München.
- Graf, H.-F., 1979: *Der Einfluß von Großstädten auf das Niederschlagsregime am Beispiel von Berlin*. Diplomarbeit, Humboldt-Universität Berlin.
- Grottker, M., 1987: Regenwasserbehandlung in Trennsystemen. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau 66, Universität Hannover.
- Grum, M., 1998: Incorporating concepts from physical theory into stochastic modelling of urban runoff pollution. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(1), 179–185.
- Grünewald, U. & D. Schröder, 1990: Zum Einfluss der atmosphärischen Deposition auf Gewässereinzugsgebiete. *Wasserwirtschaft, Wassertechnik*, **2**, 29–31.
- Grüning, H. & M. Althoff, 2000: Ermittlung des Austragsverhaltens von Regenbecken. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft der Ruhr-Universität Bochum 38.
- Gujer, W., M. Henze, T. Mino & M. van Loosdrecht, 1999: Activated sludge model no. 3. *Wat. Sci. Tech.*, **39**(1), 183–193.
- Haase, D., K. Magnucki & M. Frühauf, 2004: *Zum Verlust von Bodenfunktionen durch Siedlungserweiterungen und Oberflächenversiegelung in den Stadtgebieten von Halle und Leipzig*. WICHMANN.
- Haberlandt, U., 1996: Stochastische Synthese und Regionalisierung des Niederschlags für Schmutzfrachtberechnungen. Mitteilungen / Institut für Wasserbau 88, Universität Stuttgart.
- Hahn, H. H. & M. Schäfer, 1998: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 4 - Emission/Immission. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 88, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), München.
- Hahn, H. H. & C. Xanthopoulos, 1989: Phosphor aus der Niederschlagswasserableitung. In: *Kompodium - Auswirkungen der Phosphat-Höchstmengeverordnung für Waschmittel auf Kläranlagen und in Gewässern* ( A Hamm, Hsgb.), S. 201–215, Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin.
- Hahn, H. H. & C. Xanthopoulos, 1992: Schadstoffe im Regenabfluss 2 - Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 64, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).

- Hahn, H. H. & C. Xanthopoulos, 1995: Schadstoffe im Regenabfluss 3. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 73, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), München.
- Hahn, H. H., C. Xanthopoulos & S.T. Fuchs, 2000: Niederschlag Phase 3, Bilanzierung / Hochrechnung. Endbericht.
- Hamm, A., 1976: Untersuchungen zur Nährstoffbilanz am Tegernsee und Schliersee nach der Abwasserfernhaltung - zugleich ein Beitrag über die diffusen Nährstoffquellen im Einzugsgebiet bayerischer Alpen- und Voralpenseen. *Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung*, **9**(4/5), 110–149.
- Hamm, A., 1989: *Kompendium Auswirkungen der Phosphat-Höchstmengeverordnung für Waschmittel auf Kläranlagen und in Gewässern*. Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin.
- Hamm, A., Hsgb., 1991: *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*. Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin.
- Harremoës, P., 2003: The role of uncertainty in application of integrated urban water modelling. Proceedings of the IMUG conference 23-25.04.2003, Tilburg, Niederlande.
- Harremoës, P. & H. Madsen, 1999: Fiction and reality in the modelling world - balance between simplicity and complexity, calibration and identifiability, verification and falsification. *Wat. Sci. Tech.*, **39**(9), 1–8.
- Haug, H. P., 1970: Einflüsse auf die Ableitung und den Überlauf von Regenwasser. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 44, Universität Stuttgart, München.
- Heber, B. & I. Lehmann, 1996: Beschreibung und Bewertung der Bodenversiegelung in Städten. IÖR-Schriften 15, Leibnitz Institut für ökologische Raumentwicklung, Dresden.
- Heinzmann, B., 1993: *Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischem Regenwasser*. VDI Fortschrittsberichte Nr. 113, VDI Verlag, Düsseldorf.
- Heinzmann, B., 1994: Beschaffenheit und Bedeutung städtischer Regenabflüsse im Trennsystem. *gwf - Wasser/Abwasser*, **135**(7), 381–390.
- Henze, M., C. P. L. Grandy, W. Gujer, G. v. R. Marais & T. Matsuo, 1987: Activated Sludge Model No. 1. IAWQ Scientific and Technical Report 1, IAWQ, London.

- Henze, M., W. Gujer, T. Mino & M. van Loosdrecht, 2000: *Activated Sludge Models - ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. Scientific and Technical Report No.9 edited by the IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, IWA Publishing.
- Hertz, H., 1984: *Die Prinzipien der Mechanik in neuem Zusammenhang dargestellt*, Bd. 263 von *Ostwalds Klassiker der exakten Wissenschaften*. Akad. Verl.-Ges., Leipzig.
- Hieber, K., 1997: *Phosphor- und Stickstoffeintrag durch Regenwasserabfluss von bebauten Flächen in die Vorfluter im hydrologischen Einzugsgebiet des Süßen Sees*. Diplomarbeit, Institut für Geographie Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle.
- HSG, 1993: Bemessung der Belebungsbecken nach Ansatz der Hochschulgruppe (HSG-Ansatz]. *Korrespondenz Abwasser*, Nr. 8, S. 1240.
- Huber, W. C. & R. E. Dickinson, 2004: *Storm water management model - Version 5.0 - user's manual*. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.
- Huisman, J. L., 2001: *Transport and Transformation processes in combined sewers*. Dissertation, Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft der ETH Zürich.
- Imhoff, K., 1999: *Taschenbuch der Stadtentwässerung*. Oldenbourg Verlag, 25. Aufl.
- Iossifidis, V., 1985: Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 43, Universität Karlsruhe.
- IPCC, 2001: *Third Assessment Report of Working Group I of the Intergovernmental panel on climate change (IPCC)*. Summary for Policymakers. Shanghai.
- Jack, A. G., M. M. Petrie & R. M. Ashley, 1996: The diversity of sewer sediments and the consequences for sewer flow quality modelling. *Wat. Sci. Tech.*, **33**(9), 207–214.
- Jacobi, D., 1988: Unterscheidungsmerkmale von Schmutzfrachtberechnungsmethoden. *Korrespondenz Abwasser*, **35**(1), 37–40.
- Jakobs, J., G. Karavokiros, J. Zimmermann & T. G. Schmitt, 1997: HAuSS - ein hydrodynamisches Abfluss- und Schmutzfrachtsimulationsmodell zur Erfassung des Transportverhaltens anthropogener Schadstoffe. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 86, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), München.

- Kahn, H. & A. J. Wiener, 1968: *Ihr werdet es erleben: Voraussagen der Wissenschaft bis zum Jahr 2000*. Molden, Wien.
- Karpf, Ch. & P. Krebs, 2004: Sewers as drainage systems - quantification of groundwater infiltration. In: *Proceedings of NOVATECH 2004, Vol. 2*, Nr. [\*376\*451], S. 969–975.
- Kasting, U., 2004: Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen. *Korrespondenz Abwasser*, **51**(9), 948–953.
- Keller, M., M. Hilden & M. Joost, 1997: *Vergleich von Schätzmethode für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogrammes 1995*. BfG-1078, Bundesanst. für Gewässerkunde, Koblenz.
- Klapper, H., 1992: *Eutrophierung und Gewässerschutz*. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- Klein, G. & H. Wassmann, 1986: Phosphoreinträge in den Tegeler See aus Niederschlag und Regenkanalisation und deren Einfluss auf die Sanierung. *WaBoLu-Heft*, **2**.
- Klein, H., 1982: Beschaffenheit der Niederschlagsabflüsse von Autobahnen. *Wasserwirtschaft*, **72**(2), 37–43.
- Klößing, B. & F. Suckow, 2003: Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO. In: *Modelldokumentation ArcEGMO* ( B. Pfützner, Hsgb.), ISBN 3-00-011190-5.
- Klopp, R., 1986: Über die Ermittlung von Frachten in Fließgewässern. *Vom Wasser*, **66**, 149–158.
- Kneis, D., 2002: *Die Verkürzung der Verweilzeit des Wassers - Eine Option zur Verbesserung der Gewässergüte eines See-Fluss-Systems?*. Diplomarbeit, Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Potsdam.
- Kneis, D., 2005: Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Teilprojekt 3.b - Bericht zum Arbeitspaket: Nährstofftransport im Gewässersystem. Forschungsbericht (unveröff.).
- Koppe, P. & A. Stozek, 1986: Zur Chemie und Biochemie der Stickstoff- und Phosphorverbindungen einschließlich ihrer trophischen Wirkung in Fließgewässern. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel 1.
- Koppe, P. & A. Stozek, 1999: *Kommunales Abwasser*. Vulkan-Verlag, Essen, 4. Aufl.

- KOSIM, 1999: Simulation von Mischwasserentlastungen, Mulden-Rigolen-Systemen und Regenrückhaltebecken, Version KOSIM-XL 6.1. Anwenderhandbuch, Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie (itwh) GmbH, Hannover.
- Krauth, K., 1979: Der Regenabfluss und seine Behandlung beim Mischverfahren. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 66, Universität Stuttgart, München.
- Krauth, Kh. & J. R. Müller, 1999: Schadstoffe in der partikulären Phase im Ablauf der Kläranlage unter Berücksichtigung der Partikelgröße. In: *Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 - Kläranlagen* ( C. F. Seyfried, Hsgb.), Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe Nr. 87.
- Krauth, Kh. & G. Schwentner, 1992: Einfluss von Stoßbelastungen bei Mischwasserzufluss auf die Ablaufqualität von Belebungsanlagen. Schlussbericht Niederschlag Phase I, Teilprojekt 6, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft Universität Stuttgart.
- Krebs, P., 2000a: Immissionskonzept in der Siedlungsentwässerung vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: *Projektmanagement, Maschinentchnik und gesetzliche Vorgaben* ( H. H. Hahn & J. Kraus, Hsgb.), S. 17–36, Schriftenreihe des ISWW Universität Karlsruhe, Band 103.
- Krebs, P., 2000b: Numerische Modellierung in der Abwassertechnik - Ein Überblick. Seminar „Computeranwendungen in der Abwassertechnik“ am 24.02.2000, Technische Akademie Hannover.
- Krebs, P., 2000c: Stofftransport in der Siedlungsentwässerung. Dresdner Berichte 16, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft Technische Universität Dresden.
- Krebs, P., 2003a: Auswirkungen der Mischwasserdynamik in Kanalisationen auf Abwasserbehandlung und Fließgewässer. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 190, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen.
- Krebs, P., 2003b: Dynamik im integrierten Abwassersystem. *Wiener Mitteilungen*, **183**(183), 149–167.
- Krebs, P. & T. Franz, 2002: Niederschlag III, Teilprojekt 4: Extremwertvalidierung. Forschungsbericht, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft Technische Universität Dresden.
- Krebs, P., P. Holzer, J. L. Huisman & W. Rauch, 1999: First flush of dissolved compounds. *Wat. Sci. Tech.*, **39**(9), 55–62.

- Kroiss, H., 1997: Modell und Wirklichkeit in der Abwasserreinigung. *Wiener Mitteilungen*, **137**, 236–251.
- Kroiss, H., 2005: Nutrient management in the danube basin and its impact on the black sea. Final Report EVK1-CT-2000-00051.
- Krysanova, V., A. Bronstert & D.-I. Müller-Wohlfeil, 1999: Modelling river discharge for large drainage basins: from lumped to distributed approach. *Hydrological Sciences*, **44**(2), 313–331.
- Krysanova, V. & A. Habeck, 2005: Szenarioanalysen zur Wassermenge und Wassergüte im Einzugsgebiet der Havel. Teilprojekt zum BMBF-Verbundprojekt „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Forschungsbericht (unveröff.).
- Krysanova, V., D.-I. Müller-Wohlfeil & A. Becker, 1998: Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling*, **106**(1-2), 261–289.
- Kühn, V., 2000: Die Einordnung der Stickstoffrückbelastung aus der anaeroben Schlammstabilisierung in den Bilanzrahmen einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage. Dresdner Berichte 15, Institut für Siedlungs- und Industriereservoirwirtschaft Technische Universität Dresden.
- Kühn, V. & V. Gebhard, 1998: Auswirkungen des Kanalnetzes auf die Abwasserbeschaffenheit. *Wiener Mitteilungen*, **145**, 79–116.
- Lammersen, R., 1997: Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz 15, Institut für Wasserwirtschaft Universität Hannover, Hannover.
- Lang, J., 1991: Analyse und Simulation des Feuchtekontinuums auf Straßenoberflächen. Tech. Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik 46, Institut für Wasserbau Technische Hochschule Darmstadt.
- Langeveld, J.G., F.H.L.R. Clemens & J.H.J.M. van der Graaf, 2002: Interactions within the wastewater system: requirements for sewer processes modelling. *Wat. Sci. Tech.*, **47**(4), 101–108.
- LAWA, 1997: Vermeidung und Verminderung von Gewässerbelastungen aus diffusen Quellen - Strategiepapier. unveröffentlicht.
- LAWA, 2002: Musterverordnung zur Umsetzung der Anhänge II und V der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober

- 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Entwurf; Stand: 02.07.03.
- Lee, J. G. & J. P. Heaney, 2003: Estimation of urban imperviousness and its impacts on storm water systems. *J. Wat. Resour. Plng. and Mgmt.*, **129**(5), 419–426.
- Lei, J. H. & W. Schilling, 1996: Preliminary uncertainty analysis - a prerequisite for assessing the predictive uncertainty of hydrologic models. *Wat. Sci. Tech.*, **33**(2), 79–90.
- Leinweber, U., 2002: *Anforderungen an die integrierte Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage*. Dissertation, Universität Kaiserslautern.
- Leinweber, U. & T. G. Schmitt, 2000: Untersuchung zur Versickerung und Regenwasserbehandlung in ländlichen Gemeinden. *Korrespondenz Abwasser*, **47**(9), 1326–1337.
- Lhomme, J., C. Bouvier & J.-L. Perrin, 2004: Applying a gis-based geomorphological routing model in urban catchments. *J. Hydrology*, **299**(3-4), 203–216.
- Lindtner, S. & M. Zessner, 2003: Abschätzung von Schmutzfrachten in der Abwasserentsorgung bei unvollständiger Datenlage. *Wiener Mitteilungen*, **183**, 195–227.
- LUA, 1995: Die Havel - Naturwissenschaftliche Grundlagen und ausgewählte Untersuchungsergebnisse. Studien und Tagungsberichte 8, Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg.
- Macke, E. & J. M. de Vries, 1990: Niederschlag-Abfluss-Schmutzfracht-Modell mit hydrologisch-hydraulischem Rechenansatz HYDRAS. Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig 108.
- Macke, E., A. Hartmann & N. von Koerber, 2002: Zur Schmutzfracht von Regenwasser in großen, flach verlegten Mischwassernetzen. *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, **49**(1), 40–48.
- Malmqvist, P.-A., 1983: *Urban stormwater pollutant sources*. Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Mark, O., C. Hernebring & P. Magnusson, 1998: Optimisation and control of the inflow to a wastewater treatment plant using integrated modelling tools. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(1), 347–354.

- Marr, G., 1985: Schmutzakkumulation und -abtrag in urbanen Entwässerungssystemen. In: *Stofftransport im Wasser*, S. 192–211, Band 35, Tech. Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik, Institut für Wasserbau Technische Hochschule Darmstadt.
- Meadows, D., 1972: *Die Grenzen des Wachstums (Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit)*. Deutsche Verlagsanstalt, Stuttgart.
- Mehler, R. & A. Leichtfuss, 1997: SMUSI - Schmutzfrachtsimulation in der Stadtentwässerung. Modellbeschreibung.
- Meißner, E., 1991: Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfracht aus Mischwassereinleitungen. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel 7.
- Meißner, R., 2003: Diffuse Stoffeinträge in die Gewässer. *WaWi*, **93**(9), 30–36.
- MLUR, 2004: Kommunale Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg - Lagebericht 2003. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Potsdam.
- Muschalla, D., 2004: Optimization potential of sewage systems. In: *British Hydrological Society International Conference: Science and practice for the 21st Century*, London.
- Muschalla, D. & K. Schröter, 2004: Ansätze für eine immissionsorientierte integrierte Modellierung von Wasser- und Stoffströmen aus urbanen und landwirtschaftlichen Flächen. In: *Wasser und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten - Beiträge zum Tag der Hydrologie 2004, 22./23. März in Potsdam*, S. 141–144, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 05.2004.
- Nafó, I. I., 2004: *Bilanzierung zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen auf regionaler Ebene*. Dissertation, Universität Duisburg-Essen.
- National Academy of Sciences, 1969: Eutrophication : causes, consequences, correctives. Proceedings of the International Symposium on Eutrophication. University of Wisconsin. 661 S.
- Niemczynowicz, J., 1999: Urban hydrology and water management - present and future challenges. *Urban Water*, **1**(1), 1–14.
- Nikolavcic, B., M. Zeßner & O. Nowak, 1998: Maßnahmen zur Phosphorentfernung. *Wiener Mitteilungen*, **145**, 205–259.
- Novak, O., 1995: Nährstoff- und Schwermetallfrachten im Klärschlamm. *Wiener Mitteilungen*, **125**, 1–54.

- Novotny, V. & G. Chesters, 1981: *Handbook of nonpoint pollution sources and management*. Van Nostrand Reinhold Company, New York.
- Novotny, V. & H. Olem, 1994: *Water Quality. Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Old, G. H., G. J. L. Leeks, J. C. Packman, B. P. G. Smith, S. Lewis, E. J. Hewitt, M. Holmes & A. Young, 2003: The impact of a convectional summer rainfall event on river flow and fine sediment transport in a highly urbanised catchment: Bradford, west yorkshire. *The Science of the Total Environment*.
- Oppermann, R., C. Rachimow, W. Finke, T. Bergfeld, R. Eidner, V. Kirchesch, J. Schaper, V. Wenzel, B. Ströbl, B. Pfützner, T. Strube, R. Brüggemann & H. Behrendt, 2003: GLOWA Elbe 1, Teilaufgabe 2.3: Ballungsraum Berlin/Untere Havel, Schlussbericht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Osborn, T. J., M. Hulme, P. D. Jones & T. A. Basnett, 2000: Observed trends in the daily intensity of united kingdom precipitation. *Int. J. Climatol.*, **20**, 347–364.
- Ostrowski, M. W., 1998: Modellierung der Gewässerbelastung unter Berücksichtigung der Verminderung des Niederschlagsanteils am Mischwasser durch Versickerung und Brauchwassernutzung. BMBF-Forschungsvorhaben 02WA9553/0, Endbericht, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft Universität Darmstadt.
- Ostrowski, M. W., R. Mehler & A. Leichtfuß, 1998: Dokumentation des Schmutzfrachtsimulationsmodells SMUSI Version 4.0. Techn. Ber., Institut für Wasserbau Technische Hochschule Darmstadt.
- Otterpohl, R., 1995: Dynamische Simulation zur Unterstützung der Planung und des Betriebes kommunaler Kläranlagen. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 151, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen.
- Otto, U., 2000: Entwicklungen beim Einsatz von Kleinkläranlagen. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 175.
- Overton, D. E., 1979: Catchment Hydrology. General Report. In: *Modeling hydrologic processes : Proceedings of the Fort Collins International hydrology symposium on theoretical and applied hydrology* ( H. J. Morel-Seytoux, Hsgb.).
- Packman, J.C., 1979: *Man's impact on the hydrological cycle*, Kap. The effect of urbanisation on flood magnitude and frequency, S. 153–172. GE Hollis, Norwich: Geo Books.

- Paulsen, O., 1984: Analyse und Simulation von Schmutzstoffganglinien des Regenwasserabflusses. Forschungsbericht 102 06 106, Universität Hannover, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau.
- Paulsen, O., 1986: Die Verschmutzung des Regenwassers in der Trennentwässerung. *gwf - Wasser/Abwasser*, **127**(8), 385–390.
- Paulsen, O., 1987: Kontinuierliche Simulation von Abflüssen und Stofffrachten in der Trennkanalisation. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau 62, Universität Hannover.
- Pecher, K. H., 2003: Fremdwasseranfall, Schwankungen und Konsequenzen für die Abwasserbehandlung. *Gewässerschutz - Wasser - Abwasser* 190, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen.
- Pecher, R., 1970: Die zeitliche Abhängigkeit von der Regendauer und der Regenintensität. *gwf - Wasser/Abwasser*, **111**(8), 444–450.
- Peukert, V. & C. Panning, 1975: Einfluss anorganischer Luftverunreinigungen auf die Wasserbeschaffenheit von Talsperren. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, **3**(5/6), 545–552.
- Pfeifer, R., 1998: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch/physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 92, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), München.
- Pfützner, B., 2002: Modelldokumentation ArcEGMO. <http://www.arcegmo.de>.
- Pfützner, B., 2005: Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel - Endbericht Teilprojekt 4: Erstellung eines komplexen Flussgebietsmodells für die Havel. unveröffentlicht.
- Pitt, R., R. Field, M. Lalor & M. Brown, 1995: Urban stormwater toxic pollutants: assessment, sources and treatability. *Water Environment Research*, **67**, 260 pp.
- Plate, E., 1992: Skalen in der Hydrologie. In: *Regionalisierung in der Hydrologie* ( H.-B. Kleeberg, Hsgb.), VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Popper, K. R., 2002: *Logik der Forschung*. Mohr Siebeck, Tübingen, 10. Aufl.
- Reichert, P., D. Borchardt, M. Henze, W. Rauch, P. Shanahan, L. Somlyódy & P. A. Vanrolleghem, 2001: *River water quality model No. 1*. IWA Publ., London.
- Rheinheimer, G., Hsgb., 1988: *Stickstoffkreislauf im Wasser*. Oldenbourg Verlag, München.

- Roberts, P. V., L. Dauber, B. Novak & J. Zobrist, 1979: Schmutzstoffe im Regenwasser einer städtischen Trennkanalisation. In: *Beeinflussung der Gewässergüte durch die Regenabflüsse von Strassen*, S. 125–145, Band 64, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, München.
- Rödder, A. & W. F. Geiger, 1996: Berechnungsgrundlagen für Schmutzfrachtberechnungen zur regionalen Darstellung des Stoffaustrages aus Kanalisationen. In: *Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete* ( J. Beichert, H. H. Hahn & S. Fuchs, Hsgb.), S. 294–307, VCH, Weinheim.
- Rode, M., 1995: *Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Flächennutzung*. Dissertation, Institut für Landeskultur, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Rode, M., 2001: Neue Ansätze für das integrierte Flusseinzugsgebietsmanagement. *Forum Geoökol.*, **12**(3), 24–27.
- Rodriguez, F., H. Andrieu & J.-D. Creutin, 2003: Surface runoff in urban catchments: morphological identification of unit hydrographs from urban databanks. *J. Hydrology*, **283**, 146–168.
- Rohdenburg, H., 1989: Methoden zur Analyse von Agrar-Ökosystemen in Mitteleuropa unter Betonung geoökologischer Aspekte. *Catena*, **16**, 1–57.
- Sandtner, W. & J. Weber, 1999: Beschreibung städtischer Teilräume mittels Oberflächenstrukturen. *Raumforschung und Raumordnung*, **57**(5/6), 410–417.
- Schäfer, M., 1999: Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 97, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).
- Schanze, J., 2005: Wasserwirtschaftliche Umweltbilanz - Methode zur gesamträumlichen und integrativen Bewirtschaftung von Einzugsgebieten. Dissertation an der TU München (in Vorbereitung).
- Schanze, J., M. Biegel & W. Wendler, 2005: Entwicklung von Methoden zur Ableitung und Bewertung mengen- und gütewirtschaftlicher Managementoptionen. Teilprojekt zum BMBF-Verbundprojekt „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Forschungsbericht (unveröff.).
- Schilling, W., 1991: Reinfall data for urban hydrology: what do we need? *Atmospheric Research*, **27**(1-3), 5–21.
- Schilling, W. & P. Hartwig, 1988: Simulation von Reinigungsprozessen in Belebungsanlagen mit Mischwasserzufluss. *gwf - Wasser/Abwasser*, **129**(8), 513–523.

- Schmitt, T. G., 1985: Der instationäre Kanalabfluss in der Schmutzfrachtmodellierung. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 42, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).
- Schmitt, T. G., 1994: Detaillierte Schmutzfrachtberechnung nach ATV-Arbeitsblatt A-128. *Korrespondenz Abwasser*, **12**, 2212–2230.
- Schmitt, T. G., 1997: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2 - Kanalisation. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 86, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), München.
- Schmitt, T. G., 1998: Abfluss- und Schmutzfrachtmodelle in der Kanalnetzplanung - Entwicklungsstand und Perspektiven. In: *Wasser Kalender 1998*, S. 111–137, Erich Schmidt Verlag, Bielefeld.
- Schmitt-Heiderich, P. G., 1995: Vorfluterbelastungen aus städtischen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung von Unsicherheiten. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH) 54, Karlsruhe.
- Scholz, K., 1995: Stochastische Simulation urbanhydrologischer Prozesse. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz 10.
- Schrödter, H., 1985: *Verdunstung - Anwendungsorientierte Meßverfahren und Bestimmungsmethoden*. Springer Verlag.
- Schueler, R. T., 1994: The importance of imperviousness. *Watershed Protect. Techn.*, **1**(3), 100–111.
- Schulz, N., R. Bauer & P. Krebs, 2004: Integrated modelling for the evaluation of infiltration effects. In: *Proceedings of the 6th Int. Conference on Urban Drainage Modelling*, S. 257–265, 15-17 September, Dresden.
- Schumann, A., J. Dietrich, P. Podraza, D. Borchardt, I. Michels & U. Petschow, 2005: Integration ökologischer, hydrologischer, siedlungswasserwirtschaftlicher, sozio-ökonomischer und entscheidungstheoretischer Aspekte in das Flussgebietsmanagement am Beispiel der Werra. In: *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern, Limnologie aktuell Band 11* (Ch. K. Feld, S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich, Hsgb.), S. 221–235, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Schütze, M., V. Erbe, T. Frehmann & K. Seggelke, 2003: Application of integrated modelling in germany. International Conference on Application of Integrated Modelling, Tilburg.
- Seggelke, K., 2002: Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlagen zur Reduzierung der Gewässerbelastung. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover 124.

- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2001a: Abwasserbeseitigungsplan Berlin.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2001b: Digitaler Umweltatlas Berlin. URL: <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/>, Zugriff 07/2003.
- Seyfried, C. F., 1999: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 - Kläranlagen. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 87, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), München.
- Seyfried, C. F. & D. Thöhle, 1999: Auswirkungen des Mischwasserabflusses auf die Effektivität von Kläranlagen. Techn. Ber., Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).
- Sieker, F., 1987: Neue Aspekte der Bemessung von Mischwasserentlastungen, Teil 2. *Korrespondenz Abwasser*, **34**(6), 638–644.
- Sieker, F., A. Durchschlag & O. Paulsen, 1986: Neue Aspekte der Bemessung von Mischwasserentlastungen, Teil 1. *Korrespondenz Abwasser*, **33**(7), 581–585.
- Sieker, F., R. Lammersen & E. Ristenpart, 1992: Bilanzierung von Schmutzstoffeinleitungen aus dem Niederschlags-Abflussgeschehen in einem Gewässer. Schlussbericht Teilprojekt 7 des BMFT-Verbundprojektes Niederschlag, Institut für Wasserwirtschaft Universität Hannover.
- Skipworth, P. J., S. J. Tait & A. J. Saul, 2000: The first foul flush in combined sewers: an investigation of the causes. *Urban Water*, **2**, 317–325.
- Sokolov, A. A. & T. G. Chapman, 1974: *Methods for water balance computation*, Bd. 17 von *Studies and reports in Hydrology*. The UNESCO Press, Paris.
- Stiens, G., 1996: *Prognostik in der Geographie*. Westermann, Braunschweig.
- Stier, E. & M. Fischer, 1995: *Klärwärter-Taschenbuch*, Bd. 12. F. Hirthammer Verlag München, München.
- Symader, W., 1988: Zur Problematik der Frachtermittlung. *Vom Wasser*, **71**, 145–161.
- Töpfer, M., 2004: Persönliche Mitteilung. Sachgebietsleiter Kläranlage Potsdam Nord.
- Tsihrintzis, V. A. & R. Hamid, 1997: Modelling and management of urban storm-water runoff quality: a review. *Wat. Res. Manag.*, **11**, 137–164.

- Ullrich, A., 2002: Quantifizierung der punktuellen Stickstoffeinträge in die Flüsse des Einzugsgebietes der mittleren Mulde. *Korrespondenz Abwasser*, **49**(5), 679–686.
- UNEP, 2002: Global Environment Outlook 3, Past, present and future perspectives, Chapter 4 Outlook 2002-2032. United Nations Environment Programme, <http://www.unep.org/geo/geo3/>, Zugriff 5/2005.
- US Environmental Protection Agency, 1983: Results of the nationwide urban runoff program - volumes i, ii, iii, iv. Water Planning Division, US Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.
- Valeo, C. & C. L. I. Ho, 2004: Modelling urban snowmelt runoff. *J. Hydrology*, **299**(3-4), 237–251.
- van Griensven, A. & W. Bauwens, 2001: Integral water quality modelling of catchments. *Wat. Sci. Tech.*, **43**(7), 321–328.
- van Wensen, J., 2001: Hydrologische Gesamtbetrachtung eines Entwässerungssystems. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz 24.
- Vanrolleghem, P. A., H. Spanjers, B. Petersen, P. Ginestet & I. Takacs, 1999: Estimating (combinations of) activated sludge model no. 1 parameters and components by respirometry. *Wat. Sci. Tech.*, **39**(1), 195–214.
- Vollertsen, J. & T. Hvitved-Jacobsen, 2000: Sewer quality modeling - a dry weather approach. *Urban Water*, **2**, 295–303.
- Walther, W., F. Reinstorf, J. Hölscher, J. Bittersohl & J. Grimm-Strele, 2002: Regionalisierung luftgetragener diffuser Stoffeinträge anhand von Daten aus bestehenden Messnetzen in Niedersachsen und Sachsen - ein Methodenvergleich. *Korrespondenz Abwasser*, **49**(6), 816–825.
- Wanielista, M. P., 1990: *Hydrology and Water Quality Control*. John Wiley & Sons, Inc., N.Y.
- Weise, K. & U. Wendling, 1974: Zur Berechnung des Bodenfeuchteverlaufs aus meteorologischen und bodenphysikalischen Größen. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, **18**(2/3), 145–155.
- Weise, U., 2003: *Versiegelungsbestimmung urbaner Räume durch GIS-Analyse mit ATKIS- und CIR-Daten - Am Beispiel des brandenburgischen Havel-Einzugsgebietes*. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg, IÖR Dresden, unveröffentlicht.

- Welte, E., 1982: Über den Nährstoffeintrag in Grundwasser und Oberflächenwässer aus Boden und Düngung. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V. (VDLU-FA).
- Wendling, H. G., U. and Schellin, 1986: Neue Ergebnisse zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration. *Z. für Meteorologie*, **36**(3), 214–217.
- Werner, W. & H.-P. Wodsack, 1994: Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockersteinbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum - Schriftenreihe der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V. 22.
- Wickop, E., P. Böhm, K. Eitner & J. Breuste, 1998: Qualitätszielkonzept für Stadtstrukturtypen am Beispiel der Stadt Leipzig - Entwicklung einer Methodik zur Operationalisierung einer nachhaltigen Stadtentwicklung auf der Ebene von Stadtstrukturen. UFZ-Bericht 14/1998.
- Williams, J.R., C.A. Jones & P.T. Dyke, 1984: A modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of the ASAE*, S. 129–144.
- Wittenberg, H. & H. Brombach, 2002: Hydrological determination of groundwater drainage by leaky sewer systems. In: *Third International Conference on Water Resources and Environment Research (ICWRER)*, S. 138–143, Technische Universität Dresden, Dresden.
- Wolf, P. & G. Mehlhardt, 1992: Prognose über die Verminderung der Belastung eines Mittelgebirgsflusses. *Abwassertechnik AWT*, **2**, 24–29.
- Wotherspoon, R.M., D. J. J. and Ashlex, 1992: *Origin, Occurrence and Behaviour of Sediments in Sewer Systems.*, Bd. 25 von *Water Science and Technology*, Kap. Rheological measurement of the yield strength of combined sewer sediment deposits, S. 165–169. Pergamon Press.
- Xanthopoulos, C., 1998: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 1 - Oberfläche. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe 85, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), München.
- Xanthopoulos, C. & H. H. Hahn, 1992: Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluß. Schlussbericht Niederschlag Phase I, Teilprojekt 2, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).
- Xanthopoulos, C. & H. Hahn, 1995: Neuere Untersuchungen zur Verschmutzung des Regen- und Mischwasserabflusses. *Wasser Abwasser Praxis*, **4**, 40–44.

Zahn, M.T., J. Bittersohl, H.H. Lechler & H. Sager, 1992: Nitrateintrag in das Grundwasser unter Waldgebieten in Bayern. Informationsberichte 6/92, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Zech, Y. & A. Escarmelle, 1999: Use of high-resolution geographical databases for rainfall - runoff relation in urbanised areas. *Wat. Sci. Tech.*, **39**(9), 87–94.

Zierath, R., 1981: *Inhaltsstoffe atmosphärischer Niederschläge und ihr Einfluss auf die Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit am Beispiel ausgewählter Gebiete*. Dissertation, Technische Universität Dresden.

Zierath, R., 1990: Der Chemismus von Niederschlagswässern und die Bedeutung des atmosphärischen Stoffeintrags in Ökosysteme. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, **18**(6), 619–683.

Zühlke, K., 2004: Persönliche Mitteilung. Stadtwerke Potsdam GmbH.

# Anhang

# Anhang A

## Modellparameter und Daten

**Tabelle A.1:** Neu gebildete Landnutzungsklassen mit Versiegelungsgrad (VG) in Prozent und Stoffpotenzialen (SP) in kg/(ha·a)

ID	Bezeichnung	VG	TP-SP	TN-SP
61	Siedlung Kleinsiedlung	25	1,2	3,0
62	Siedlung Villen	38	1,5	3,6
63	Siedlung Zeilen	64	1,8	3,9
64	Kerngebiet	80	2,2	4,0
65	Wohnbaufläche allg.	55	1,5	3,9
70	Industrie/Gewerbe VG 30	30	1,5	3,0
71	Industrie/Gewerbe VG 60	60	1,8	3,9
72	Industrie/Gewerbe allg. VG 80	80	2,2	4,0
73	Ver- u. Entsorgung, Sondernutzung VG 50	50	1,5	3,6
74	Industrie/Gewerbe VG 15	15	1,2	3,0
75	Grün- und Erholungsfläche VG 15	15	0,0	1,5
76	Kleingarten, Gartenbau VG 25	25	0,0	1,5
77	Fläche gemischter Nutzung VG <50	30	1,2	3,0
78	Fläche gemischter Nutzung VG >50	60	1,8	3,9
79	Fläche besonderer funktionaler Prägung	50	1,2	3,6
81	Verkehrsflächen unangeschlossen VG 20	20	0,0	0,0
82	Verkehrsflächen angeschlossen VG 90	90	2,2	4,0
90	Sondernutzung unangeschlossen VG 0	0	0,0	0,0
91	Sondernutzung unangeschlossen VG >0	50	0,0	0,0
92	Hafen	60	1,2	3,0
93	Campingplatz	12,5	0,0	0,0
99	Sonstige	0	0,0	0,0

**Tabelle A.2:** P-Reinigungsleistung verschiedener Kläranlagentypen im Modell und in der Literatur in Prozent

	Modell	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]	[9]
mechanische Reinigung	20	20	20	15	20	15	-	20	15	-
Mehrkammerfaulgrube	10	-	-	9	-	15	-	-	-	-
Abwasserteich belüftet	50	-	50	-	-	-	-	45	-	-
Abwasserteich unbelüftet	50	-	50	-	-	-	-	45	-	-
Belebungsanlage	36	36	50	-	-	-	-	50	30	50
biol. P-Elimination	68	68	-	-	-	-	85	-	-	-
chem. P-Elimination	95	95	90	-	-	-	93	95	-	-

[1] Stier &amp; Fischer (1995)

[2] Behrendt *et al.* (2001)[3] Literaturlauswertung in Hahn *et al.* (2000)[4] Fuchs *et al.* (2003)

[5] Rode (1995)

[6] Mittelwerte für Österreich in Lindtner &amp; Zessner (2003)

[7] Literaturlauswertung in Behrendt *et al.* (1999a)

[8] Wolf &amp; Mehlhardt (1992)

[9] Nikolavcic *et al.* (1998)**Tabelle A.3:** N-Reinigungsleistung verschiedener Kläranlagentypen im Modell und in der Literatur in Prozent

	Modell	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]
mechanische Reinigung	17	17	10	10	30	5	-
Mehrkammerfaulgrube	10	-	-	10	30	5	-
Abwasserteich belüftet	30	-	30	-	-	-	-
Abwasserteich unbelüftet	50	-	50	-	-	-	-
Belebungsanlage	33	33	30	-	-	-	35
Nitrifikation	60	60	45	-	-	-	60
Denitrifikation	75	75	75	-	-	-	80

[1] Stier &amp; Fischer (1995)

[2] Behrendt *et al.* (2001)[3] Literaturlauswertung in Hahn *et al.* (2000)[4] Fuchs *et al.* (2003)

[5] Rode (1995)

[6] Mittelwerte für Österreich in Lindtner &amp; Zessner (2003)

**Tabelle A.4:** Zuordnung der neuen Landnutzungscode

ID	Bezeichnung	CIR-BRB	CIR-MV	Corine	CIR-SA	ATKIS
10	Gewässer	112, 114, 121, 210, 212, 214, 215, 216, 220, 221, 217	W00, W10, W11, W12, W13, W14, W15, W20, W21, W22, W30, W31, W32, W50, W51, W52, W53, W54, W60, W61, W62	511, 512, 521, 522, 523	G, GQ, GB, GF, GK, GT, GS, GA	5101, 5102, 5103, 5112, 5304,
11	Feuchtflächen	410, 412, 413,	W40, W41, W42, W43, W63, W70, W71, W72, W73, W74, W75, W76, W77	411, 412, 421, 422, 423	KO, KF, KB	4105, 4106, 4111
20	Grünland, Heide	Acker, 510, 511, 512, 513, 514, 515, 913, 914, 1125, 915, 911	L10, L11, L12, T00, T20, T21, T22, T30, T31, T32, T33, L13, L14, L15, T10, T11, T12, T13, L00, L20, L21, L22, L23, L24	231, 321, 322, 323, 211, 212, 213, 221, 222, 223, 241, 242, 243, 244	KG, K, KM, KS, KC, KW, KH, HS, A, AA, AG, AW	4101, 4102, 4103, 4104, 4110, 4198
40	Wald	610, 611, 710, 711, 713, 717, 810, 811, 826, 828, 830, 831, 832, 833, 834, 835, 836, 839, 846, 847, 848, 850, 851, 852, 854, 855, 856, 866, 867, 862, 868	B00, B10, B11, B12, B13, B14, B15, B16, B17, B18, B19, B20, B21, B22, B23, B24, B25, B26, B27	311, 312, 313, 324	W, WL, WN, WU, WE, WM, WA, WF, WS, WB, WT, WR, H, HH, HU, HN, HG, HR, HE	4108, 4107

Fortsetzung: Zuordnung der neuen Landnutzungscode

ID	Bezeichnung	CIR-BRB	CIR-MV	Corine	CIR-SA	ATKIS
61	Kleinsiedlung VG 25%	121240, 121247	S12, S22, S23		BGg, BGg.d, BGgg., BGggd, BGgm, BSwg, BSwg., BSwgr, BS..g, BSg.g, BSkig, BSklg, BSw.g, BSwbg, BSweg, BSwgg, BSwng, BSwzg	121240700, 121240000, 121240009, 121245000, 121247000, 121247002, 121247009
62	Villenbebauung VG 38%	121230, 121237	S20, S21	112	BS.g, BS.h, BSwz, BSakm, BSkkm, BS- wem, BSwgm, BSwhm, BSwzm	121230000, 121230002, 121230008, 121230009, 121236000, 121237000, 121237009, 121230800
63	Zeilenbebauung VG 64%	121220	S13		BS.e, BSk., BSkme, BSwe, BS.lg, BSaks, BSk.s, BSks, BSkss, BSwas, BSwes, BSwgs, BSwhs, BSwzs	121220000, 121220009, 121221000, 121224000, 121227000, 121227009
64	Kerngebiet VG 67%	121210	S11	111	BS.b, BS.b., BSks, BSwb, BSwb., BSa.v, Bsakv, BSklv, BSksv, Bswv, BSwgv, BSwzv	121210000, 121217000
65	Wohnbaufläche allg.		S10		BSw, BSwkl	2111

## Fortsetzung: Zuordnung der neuen Landnutzungscode

ID	Bezeichnung	CIR-BRB	CIR-MV	Corine	CIR-SA	ATKIS
70	Industrie/Gewerbe anges. VG 30%	121280				2126, 2127, 2121
71	Industrie/Gewerbe anges. VG 60%		S33		Bsis, Bsize, Bsi.s, Bsig, Bsiis, Bsiks, Bsils	2122, 2123, 3502
72	Industrie/Gewerbe allgem. angeschlossen VG 80%	121250, 121260, 121267	S31, S32, S30	123, 124, 121	Bsi, Bsi.l, Bsig, Bsig., Bsig/, Bsigf, Bsigl, Bsii, Bsiil, Bsikd, Bsiu, Bsivf, Bsatv, Bsi.v, Bsiev, Bsigv, Bsiiv, Bsikv, Bsilv	2112
73	Industrie/Gewerbe angeschlossen VG 45%		R20, R21, R22, R23, R24, S70, S71, S72, S73	132	Bsi.m, Bsigm, Bsiim, Bsikm, Bsilm	2124, 3301, 3501
74	Industrie/Gewerbe angeschlossen VG 15%	121290, 121297		133	BS.l, Bsik, Bsil, Bsil., Bsil/, Bsild, Bsile, Bsill, Bsill, Bsi.g, Bsigg, Bsiig, Bsikg, Bsilg	2129, 2133, 2134, 2135
75	Grün- und Erho- lungsfläche	1010, 1015, 1017, 1019, 1020, 1021, 1022, 1023, 1024	S40, S41, S42, S43, S45, S48, S49, S44	141, 142	BG, BG..., BG.h, BG.l, BGb, BGf, BGf., BGf.d, Bgii, BGfgd, BGh, Bgil, BGp, BGp., BGp.d, BGp/, BGz.g, BG..g, BGf.g, BGg.g, BGp.g	2202, 2211, 2224, 2345, 2213, 2227, 2201, 2221, 2222, 2226, 2225
76	Kleingarten, Garten- bau VG 20%	1011	S47		BG.gm, BGf.m, BGfgm, BGg.m, BGg.M, BGggm, BGgsm, BGp.m	2132

Fortsetzung: Zuordnung der neuen Landnutzungscode

ID	Bezeichnung	CIR-BRB	CIR-MV	Corine	CIR-SA	ATKIS
77	Fläche gemischter Nutzung VG <50%	121270, 121277	S60, S 61, S62, S63, S64	131	BS, Bseg, BSgg, BSggf, BSh, BSm, BSmg, BSml, Bsmse, Bsmve, BSm.g, BSmlg, BSmsg, Bsatm, Bsesm, BSm.m, BSm/m, BSmlm, BSmsm	
78	Flächen gemischter Nutzung VG >50%	121200			Bsak, Bsat, Bsat/, Bsa.g, Bsakg, Bsatg, BGf.s, BGg.s, BGs.s, BS..s, BS.gs, BS.ls, Bsa.s, Bsats, BSm.s, BSmls, BSms, BGp.v, BSm/V, BSmlv, BSmsv	2113
79	Fläche besonderer funktionaler Prägung					2114, 2223
81	Verkehrsflächen unangeschlossen VG 20%	121340, 121344, 121345, 121346	S50		BVb, BVb/3, BVu, BVu/3, BVus, BVb.g, BVb.m, BVb.s	3204, 3304
82	Verkehrsflächen angeschlossen VG 90%	121310, 121320, 121324, 121330, 121335	S51, S52, S53, S54, S55, S56, S57, S58, S59	122	BV, BVa, BVa., BVo, BVo., BVr, BVrv, BVs, BVs., BVs/3, BVsb, BVv, BVw, BVw/3, BVwb, BVr.m, BVo.s, BVr.s, BVb.v, BVo.v, BVr.v	3303, 3103, 3514, 3302, 3000

## Fortsetzung: Zuordnung der neuen Landnutzungscode

ID	Bezeichnung	CIR-BRB	CIR-MV	Corine	CIR-SA	ATKIS
90	Sondernutzung unan- geschlossen VG 0%	1127, 1123, 1129, 1111, 121400, 121405, 121408, 121430, 121435, 121440	R00, R10, R11, R12, R13, R14	331, 332, 333, 334, 335	BX, BX...	4109, 4199, 4120, 2314, 2301, 2319, 2325, 2302, 2304
91	Sondernutzung unan- geschlossen VG >0%	121410, 121415, 121418, 121420, 121425, 121428, 121450, 121455, 121458, 121480, 121485, 121500, 121510, 121520, 121527, 121530, 121535, 121537			BQ, BQc, BWc/., BQg, BQo., BQt, BQw, BQw., BSb, BSb., BSbgd, BSb.g, BVr.g, BQc.m, BSb.m, BSb.s, BSb.v, FA, FN	2313, 2316, 2324, 5302, 5303, 3513
92	Hafen	121360				3401, 3402
93	Campingplatz	1018	S46		BGs, BGs., BGsg, BGsm, BGs.g, BGslg, BGs.m	2228
99	Sonstige		X0		AB, FK, GW, HB, HL, KA, KK, KU, WC, WK, X	0

**Tabelle A.5:** Literaturangaben zu gemessenen Konzentrationen im Niederschlagswasser

Autor	Ort	TP [mg/l]	TN [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	Bemerkung
Bernhardt (1978)	Literaturoauswertung	0,015 – 3,594			
Dauber <i>et al.</i> (1979)	Straße	0,031		0,6	Regen und Aerosole
Göttle (1978b)	Literaturoauswertung	0,02 – 0,3	0,7 – 2,8		
Göttle (1978b)	städtisches Wohngebiet	0,26			
Hamm (1976)	Literaturoauswertung	0,1 – 1,0			25 Quellen
Hamm (1976)	Tegernsee/Schliersee	0,019		0,565	
Heinzmann (1994)	städtisches Mischgebiet	0,56 – 0,84			
Hieber (1997)	städtisches Mischgebiet	0,11	2,08		
Klein (1982)	3 verschiedene Autobahnen	0,10 – 0,19		0,98 – 1,59	Spanne der Mittelwerte
Klein & Wassmann (1986)	städtisches Mischgebiet	0,143			
Peukert & Panning (1975)	ländliches EZG	0,078			
Roberts <i>et al.</i> (1979)	städtisches Wohngebiet	0,016		0,6	
Welte (1982)	Mittelgebirge	0,48 – 0,83			Jan. – Aug. 1973, vier EZG
Werner & Wodsack (1994)	Literaturoauswertung	0,002 – 1,1			7 Quellen,
Zahn <i>et al.</i> (1992)	ländliche EZG		1,9	1,1	
Zierath (1981)	ländliche & städtische EZGe	0,02 – 0,097			Spanne der Mittelwerte

**Tabelle A.6:** Literaturangaben zur Regenabflusskonzentration der Trennkanalisation

Autor	Flächennutzung/Ort	TP [mg/l]	TN [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	Bemerkung
Behrendt <i>et al.</i> (1999a)	Literaturoauswertung	0,62 0,1 – 1,7	0,82 – 4,5		15 Quellen
Brombach & Michelsbach (1998)	Literaturoauswertung	0,49 0,08 – 1,56	2,4 1,4 – 6,1	0,7 0,2 – 1,22	15 Quellen
Brombach & Fuchs (2002)	Literaturoauswertung	0,7 0,03 – 11,6	3,7 0,7 – 8,8	1,5 0,02 – 22,0	149/41/17 Quellen weltweit
Böhnke <i>et al.</i> (1979)	städtisches Wohngebiet	0,13		0,9	
Dauber <i>et al.</i> (1979)	Straße	0,28	1,8		
Deyda & Sieker (1996)	städtisches Mischgebiet	0,4	6,0 <sup>1</sup>	0,5	3 Proben
Göttle (1978b)	städtisches Wohngebiet	1,56 0,09 – 9,98	2,36 <sup>1</sup>		108 Proben
Grottker (1987)	Straße	1,7	4,2	2,31	
Hieber (1997)	städtisches Mischgebiet	0,73	2,63		6 Proben
Klein (1982)	3 verschied. Autobahnen	0,25 – 0,35		0,51 – 0,89	Spanne der Mittelwerte
Klein & Wassmann (1986)	städtisches Mischgebiet	0,52			Mittelwert aus drei EZG
Paulsen (1986)	städtisches Mischgebiet	0,53 0,0 – 6,5	6,1	0,87	182 Proben in drei EZG
Sieker <i>et al.</i> (1992)	städtisches Wohngebiet	0,35		0,315	50 Proben
van Wensen (2001)	städtisches Wohngebiet	1,4	13,0 <sup>1</sup>	3,5	
Xanthopoulos & Hahn (1992)	Dachabfluss	0,3	4,5		
Xanthopoulos & Hahn (1992)	Straße	1,5	0,82	0,2	100 Proben

<sup>1</sup> TKN

**Tabelle A.7:** Literaturangaben zu Jahresschmutzfrachtpotenzialen

Autor	Ort	TP [kg/(ha·a)]	TN [kg/(ha·a)]	NH <sub>4</sub> -N [kg/(ha·a)]	Bemerkung
Balázs (1998)	ländliche EZGe		10,7	5,7	Messzeitraum 1995 – 97
Behrendt <i>et al.</i> (1999a)	Literaturoauswertung	2,5	14,0 – 34,0		
Gerds <i>et al.</i> (1988)	ländliches EZG		13,0 – 26,0		
Göttle (1978b)	städtisches Wohngebiet	8,7 <sup>1</sup>		13,2 <sup>1</sup>	
Grottker (1987)	Straße	4,9 <sup>1</sup>		6,6 <sup>1</sup>	
Hahn <i>et al.</i> (2000)	Literaturoauswertung	2,2	15,9		
Hahn & Xanthopoulos (1995)	Dach	2,1 <sup>1</sup>			
Heinzmann (1994)	städtisches Mischgebiet	2,15 – 2,81			
Hieber (1997)	städtische Mischgebiete	1,54	4,1		6 verschiedene EZG
Klein (1982)	3 verschiedene Autobahnen	0,63 – 1,62		1,03 – 4,6	Spanne der Mittelwerte
Klein & Wassmann (1986)	Literaturoauswertung	0,04 – 6,64	17,0 – 35,0		
Klein & Wassmann (1986)	städtisches Mischgebiet	1,2 – 2,8			
Koppe & Stozek (1986)	Literaturoauswertung	2,0 – 12,0			
Meißner (1991)	städtisches Mischgebiet	2,5	20,0		
Ostrowski (1998)	Dach	0,5 <sup>1</sup>		0,5 <sup>1</sup>	
Ostrowski (1998)	Straße	6,5 <sup>1</sup>		6,0 <sup>1</sup>	
Paulsen (1987)	städtisches Wohngebiet	1,4 <sup>1</sup>		2,3 <sup>1</sup>	
Sieker <i>et al.</i> (1992)	städtisches Wohngebiet	1,5 <sup>1</sup>		1,1 <sup>1</sup>	
van Wensen (2001)	städtisches Mischgebiet	5,1	48,0	13,0	
Werner & Wodsack (1994)	Literaturoauswertung	0,3 – 3,0	13,2		
Xanthopoulos & Hahn (1992)	Straße	10,3 <sup>1</sup>		1,4 <sup>1</sup>	
Zahn <i>et al.</i> (1992)	ländliches EZG		17,0	10,0	

<sup>1</sup>aus Konzentrationen berechnet durch van Wensen (2001)

**Tabelle A.8:** Industrielle Direkteinleiter im brandenburgischen Teil des Untersuchungsgebietes

Unternehmen	Abwasser [m <sup>3</sup> /a]	Branche	Gemeinde
Brandenburger Elektrostahl GmbH	k.A.	Eisen-, Stahlerzeugung	Brandenburg
Brandenburger Mineralquelle	k.A.	Getränkeherstellung	Baruth
Bundeseisenbahnvermögen Berlin	6.415.000	Wasseraufbereitung, Kühlwasser	Brandenburg
DR Rbd Magdeburg Bahnbetriebswerk	k.A.	Metallbearbeitung	Brandenburg
DR Weichenwerk	k.A.	Metallbearbeitung	Brandenburg
Energiewerke Nord GmbH KKW Rheinsberg	k.A.	Energiegewinnung; Kühlsysteme	Rheinsberg
Fa. Dohrn und Timm GmbH & Co KG	180.000	Herst. von Obst- und Gemüseprodukten	Diedersdorf
Günther Fielmann Verw. KG (OTR)	15.000	Galvanik	Rathenow
Hennigsdorfer Elektrostahlwerke GmbH	150.000	Eisen- und Stahlerzeugung	Hennigsdorf
Hennigsdorfer Elektrostahlwerke GmbH	277.200	Elektrostahlwerk	Hennigsdorf
Ing.-Büro f. Rationalisierung	k.A.	u.a.Maschinenbau	Brandenburg
Justizvollzugsanstalt	k.A.	div.	Brandenburg
Märkische Bunker & Service GmbH	k.A.	Bilgenwasseraufbereitung	Brandenburg
Märkische Viskose GmbH	k.A.	Chemie	Premnitz
MF Kraftwerks- und Entsorgungs GmbH	k.A.	Chemie	Premnitz
Novoktan GmbH	18.000	organische Pigmente	Döberitz
Rhinmühle KAKAO GmbH Fehrbellin	625.000	Lebensmittelherstellung	Fehrbellin

**Tabelle A.9:** Übersicht über die verfügbare Daten und deren Herkunft

Quelle	Datenart	Gebiet/Ebene
LUA Brandenburg	Einzugsgebiete	Havel ohne Spree
	Hauptgewässernetz Brandenburg	Brandenburg
	Grundwasserflurabstand	Brandenburg
	CIR-Daten Brandenburg	Brandenburg
	ATKIS-Daten Brandenburg	Brandenburg
	Gemeindegebietsstruktur 1997 & 2001	Brandenburg
	Einwohnerzahl Gemeinden 2001	Brandenburg
	Jahreswerte Kläranlagen	Brandenburg
	KA-Typ	Brandenburg
	KA-Ausbaugrad	Brandenburg
LVA Brandenburg	Anschlussgrad an Kanalisation	Brandenburg
	DGM 25/50 Brandenburg	Brandenburg
LUA Sachsen-Anhalt	Gemeindegebietsstruktur 2001	Sachsen-Anhalt
	Einwohnerzahl Gemeinden 2001	Sachsen-Anhalt
	KA-Typ	Sachsen-Anhalt
	KA-Ausbaugrad	Sachsen-Anhalt
	Jahreswerte Kläranlagen	Sachsen-Anhalt
	CIR-Daten	Sachsen-Anhalt
LUA Mecklenburg-Vorpommern	Gewässernetz	Havel
	Gemeindegebietsstruktur 2001	Meckl.-Vorpommern
	Einwohnerzahl Gemeinden 2001	Meckl.-Vorpommern
	KA-Typ	Meckl.-Vorpommern
	KA-Ausbaugrad	Meckl.-Vorpommern
	Jahreswerte Kläranlagen	Meckl.-Vorpommern
	CIR-Daten	Meckl.-Vorpommern
Senatsverwaltung Berlin	Gewässernetz	Havel
	Landnutzung Berlin	Berlin
	Hauptkanalnetz	Berlin
KA Betreiber Kommunen	Jahreswerte Kläranlagen	Berlin
	KA-Ablaufwerte	Brandenburg
	Angaben zum Kanalisationsnetz	Brandenburg

Tabelle A.10: Verfügbare Zeitreihen im Untersuchungsgebiet

Station	Typ	Messwerte	Zeitraum
Nuthe 0010	Gewässergüte	$c_G$ (14-täg.)	1995-2001
Nuthe 0020	Gewässergüte	$c_G$ (14-täg.)	1995-2001
Nuthe 0050	Gewässergüte	$c_G$ (14-täg.)	1996-2001
Nuthe 0080	Gewässergüte	$c_G$ (14-täg.)	1996-2001
Nuthe 0120	Gewässergüte	$c_G$ (14-täg.)	1990-2002
Trebbin, Wehr OP	Gewässerpegel	$Q_G$ (tägl.)	1992-2001
Gröben, Wehr OP	Gewässerpegel	$Q_G$ (tägl.)	1993-1999
Babelsberg	Gewässerpegel	$Q_G$ (tägl.)	1954-2001
Jüterbog-Bürgermühle	Gewässerpegel	$Q_G$ (tägl.)	1997-2003
KA Potsdam	Eigenüberwachung	$Q_{KA}$ (tägl.), $c_{KA}$ (7-täg.)	2000-2003
KA Rathenow	Eigenüberwachung	$Q_{KA}$ , $c_{KA}$ (tägl.)	1999-2001
KA Jüterbog	Eigenüberwachung	$Q_{KA}$ , $c_{KA}$ (7-täg.)	2000-2003
44 Stationen vgl.	Meteorologische	Niederschlag, Temp.	1988-2000
Karte 5.5	Stationen	rel. Feuchte (tägl.)	

$c_G$ ...TN- bzw. TP-Konzentration im Gewässer

$Q_G$ ...Gewässerdurchflussmenge

$Q_{KA}$ ...Abwasser Zu- und Ablaufmenge

$c_{KA}$ ...TN- und TP-Konzentration im Zu- und Ablauf der KA

# Anhang B

## Modellergebnisse

**Tabelle B.1:** Gegenüberstellung der registrierten und modellierten Mischkanalisationsüberläufe für die Stadt Potsdam in den Jahren 2000 - 2003

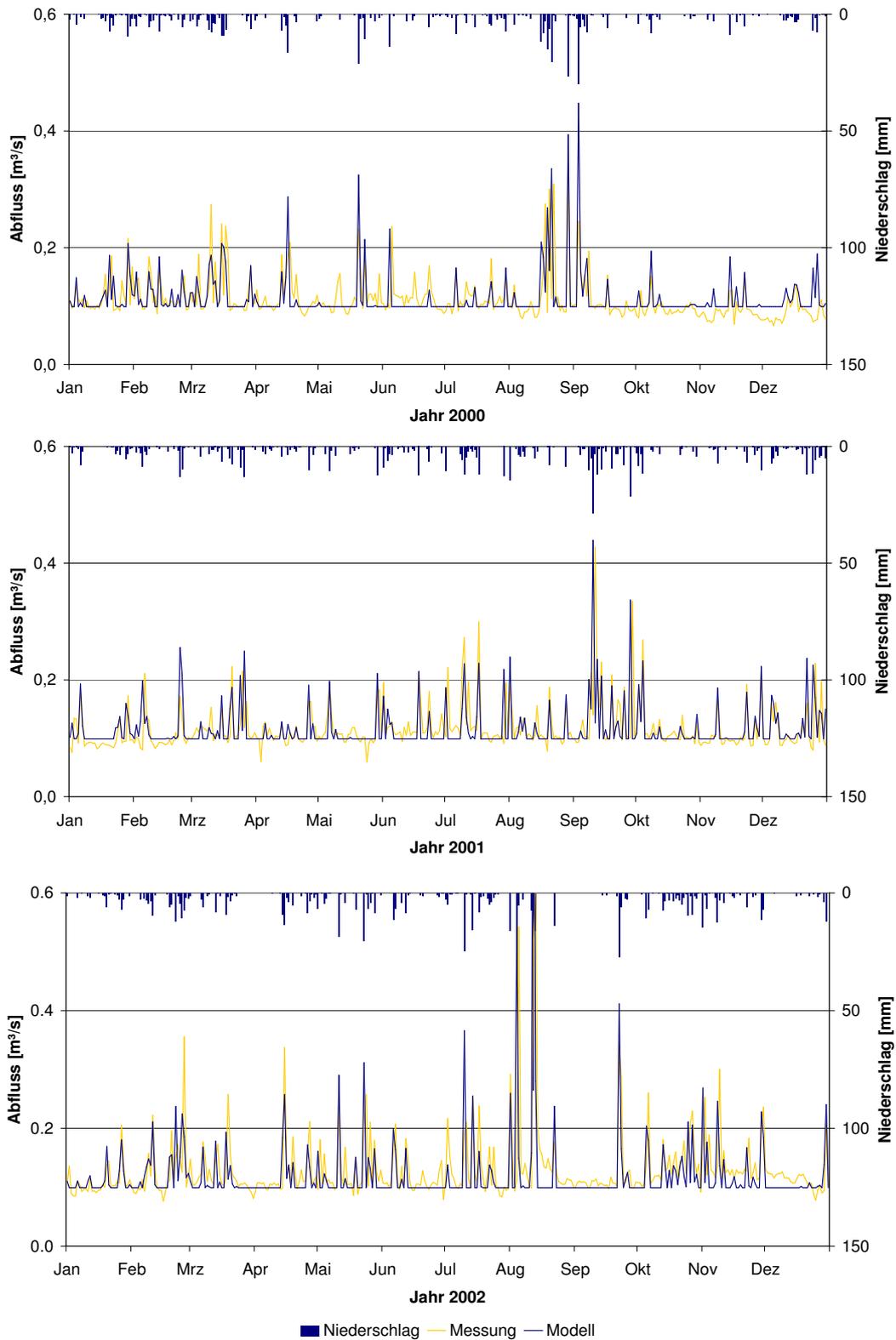
Datum	Niederschlag	reg. Überlauf	mod. Überlauf
15.04.2000	16,3 mm		4093 m <sup>3</sup>
19.05.2000	21,1 mm		7334 m <sup>3</sup>
18.08.2000	15,0 mm	x	2474 m <sup>3</sup>
20.08.2000	20,5 mm	x	8275 m <sup>3</sup>
28.08.2000	26,5 mm	x	13300 m <sup>3</sup>
02.09.2000	29,9 mm		17956 m <sup>3</sup>
22.02.2001	13,1 mm		1349 m <sup>3</sup>
25.03.2001	13,0 mm		820 m <sup>3</sup>
17.06.2001	12,4 mm	x	0 m <sup>3</sup>
09.09.2001	28,5 mm		17233 m <sup>3</sup>
27.09.2001	21,2 mm	x	8379 m <sup>3</sup>
15.04.2002	13,6 mm		1518 m <sup>3</sup>
11.05.2002	18,6 mm	x	4360 m <sup>3</sup>
23.05.2002	20,5 mm	x	6206 m <sup>3</sup>
10.07.2002	24,8 mm	x	10901 m <sup>3</sup>
14.07.2002	15,6 mm		1301 m <sup>3</sup>
01.08.2002	15,9 mm	x	1699 m <sup>3</sup>
04.08.2002	39,4 mm		26673 m <sup>3</sup>
12.08.2002	83,9 mm	x	71940 m <sup>3</sup>
13.08.2002	15,9 mm		3487 m <sup>3</sup>
22.09.2002	27,2 mm		14836 m <sup>3</sup>
01.11.2002	14,5 mm		2487 m <sup>3</sup>
02.01.2003	16,4 mm		5009 m <sup>3</sup>
10.09.2003	14,4 mm		2184 m <sup>3</sup>
13.12.2003	18,0 mm		6659 m <sup>3</sup>

**Tabelle B.2:** Mittlere jährliche Frachteinträge für alle Szenarien und TEZG entsprechend Karte 5.28 S. 146

EZG	Stickstoffeinträge in t/a				Phosphoreinträge in t/a			
	A0	A1	B	C	A0	A1	B	C
2	11,3	10,9	11,0	11,0	3,2	3,2	3,2	3,1
3	1,8	1,7	1,7	1,1	0,4	0,4	0,4	0,2
4	55,8	52,3	52,3	52,3	10,4	9,9	9,9	8,8
5	31,6	30,1	30,1	24,9	6,9	6,7	6,7	4,8
6	16,3	15,4	15,4	15,4	3,0	2,9	2,9	2,7
7	3,1	3,2	3,2	3,1	1,2	1,2	1,2	1,2
8	11,6	11,3	11,3	11,3	3,4	3,4	3,4	3,2
9	9,9	9,7	9,7	8,4	2,9	2,9	2,9	2,5
10	16,0	15,3	15,3	15,3	4,1	4,0	4,0	3,4
11	9,8	9,6	9,6	8,8	3,7	3,7	3,7	3,1
12	1,9	1,9	1,9	1,8	0,8	0,8	0,8	0,7
13	16,5	16,5	16,5	16,5	4,6	4,8	4,8	4,2
14	12,2	12,3	12,3	10,7	3,1	3,1	3,1	2,0
15	8,9	9,2	9,2	9,2	3,2	3,3	3,3	3,2
16	13,4	12,5	12,5	9,9	1,8	1,7	1,7	0,6
17	6,9	6,8	6,8	6,8	2,2	2,3	2,3	2,1
18	0,6	0,6	0,6	0,3	0,1	0,1	0,1	0,0
19	8,4	7,8	7,8	5,1	1,8	1,7	1,7	0,5
20	407,2	409,8	409,8	409,8	29,1	30,2	30,2	23,8
21	3,8	3,6	3,6	3,1	1,3	1,2	1,2	0,7
22	21,5	21,4	21,4	18,9	5,9	5,9	5,9	5,2
23	209,2	209,7	209,7	209,7	9,1	9,3	9,3	7,4
24	6,8	7,4	7,4	7,1	2,6	2,9	2,9	2,8
25	4,1	4,2	4,2	4,0	1,7	1,8	1,8	1,7
26	3,5	3,7	3,7	3,7	1,5	1,6	1,6	1,6
27	0,2	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
28	21,2	19,9	19,9	19,0	5,4	5,2	5,2	2,2
29	64,4	59,7	59,7	59,0	8,5	8,0	8,0	3,3
30	14,7	16,3	16,3	16,2	5,7	6,4	6,4	6,4
31	19,8	19,8	19,8	19,4	3,1	3,2	3,2	2,1
32	69,7	65,3	65,3	46,7	11,9	11,4	11,4	4,9
33	60,4	63,0	61,8	60,5	10,1	10,6	10,6	6,1
35	15,2	14,6	14,9	14,8	5,0	4,9	4,9	4,8
36	3,7	3,8	3,8	3,6	1,6	1,7	1,7	1,6
37	5,4	5,4	5,4	4,9	1,3	1,3	1,3	1,2
38	158,9	159,8	159,8	159,0	9,8	10,0	10,0	6,3
39	19,5	20,3	20,3	16,1	6,4	6,7	6,7	6,2
40	6,4	6,2	6,2	4,4	1,6	1,6	1,6	1,1

Fortsetzung: Mittlere jährliche Frachteinträge für alle Szenarien und TEZG

EZG	Stickstoffeinträge in t/a				Phosphoreinträge in t/a			
	A0	A1	B	C	A0	A1	B	C
41	25,5	23,7	20,6	13,5	4,3	4,0	4,0	1,4
42	19,9	20,0	20,0	18,0	5,4	5,4	5,4	4,9
43	14,9	14,0	14,0	10,8	3,3	3,2	3,2	2,1
44	26,6	24,8	24,8	24,3	2,7	2,6	2,6	1,3
45	1,4	1,4	1,4	1,4	0,6	0,6	0,6	0,6
46	0,3	0,3	0,3	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1
47	13,0	12,8	12,8	12,8	4,0	4,1	4,1	3,8
$\Sigma$	1453,4	1438,5	1434,7	1372,9	199,0	200,1	200,1	150,1



**Abbildung B.1:** Vergleich zwischen modellierten und gemessenen täglichen Abflusswerten der KA Potsdam

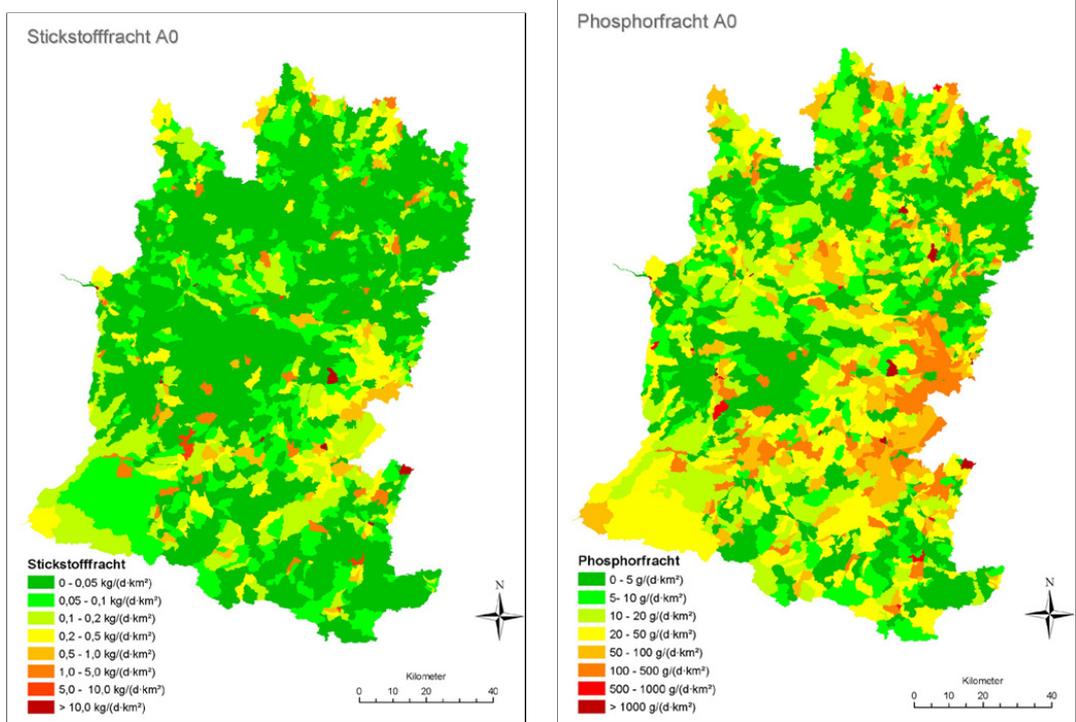


Abbildung B.2: TP- und TN-Einträge für Szenario A0 für alle Teileinzugsgebiete

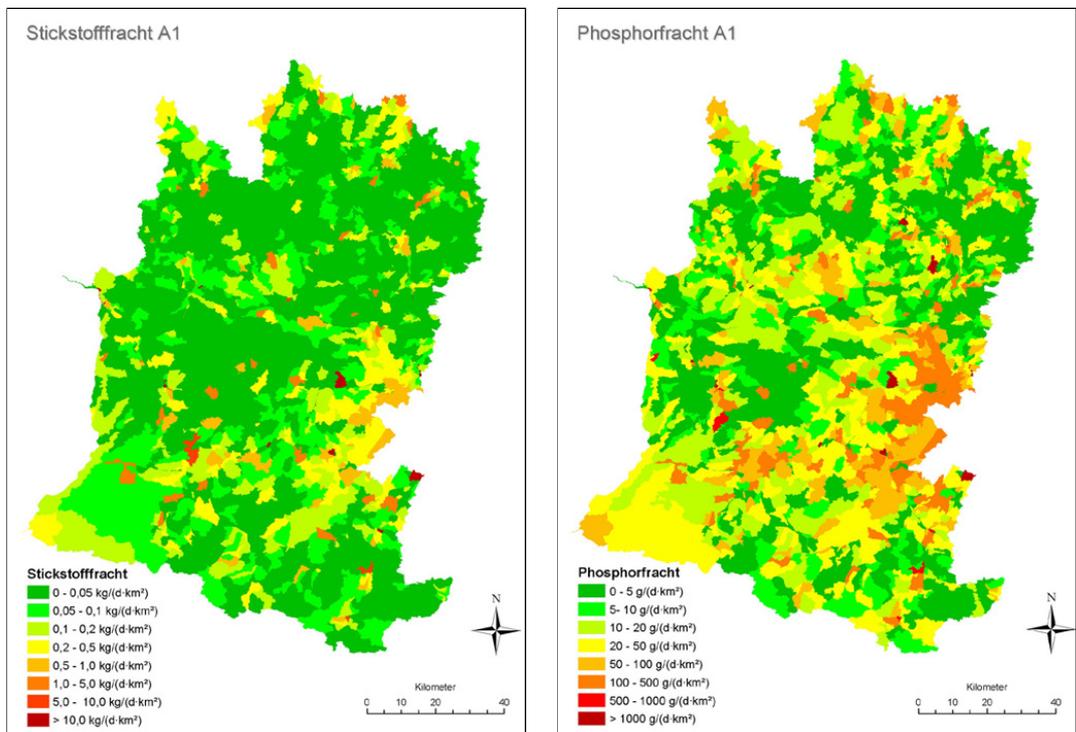


Abbildung B.3: TP- und TN-Einträge für Szenario A1 für alle Teileinzugsgebiete

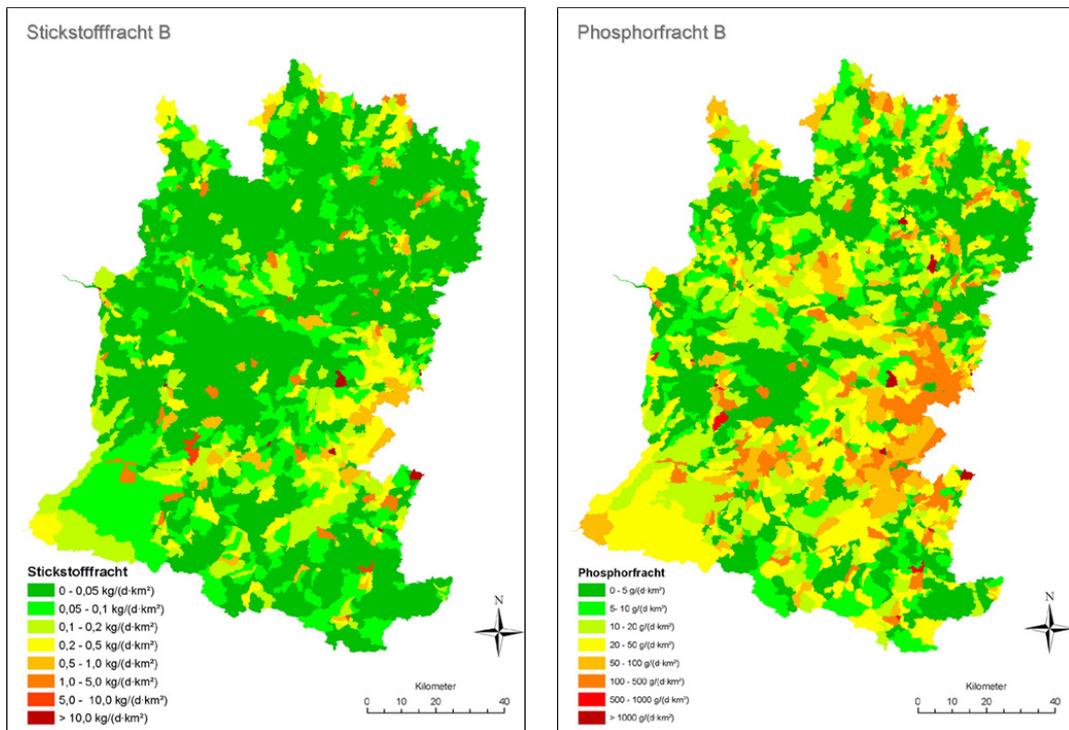


Abbildung B.4: TP- und TN-Einträge für Szenario B für alle Teileinzugsgebiete

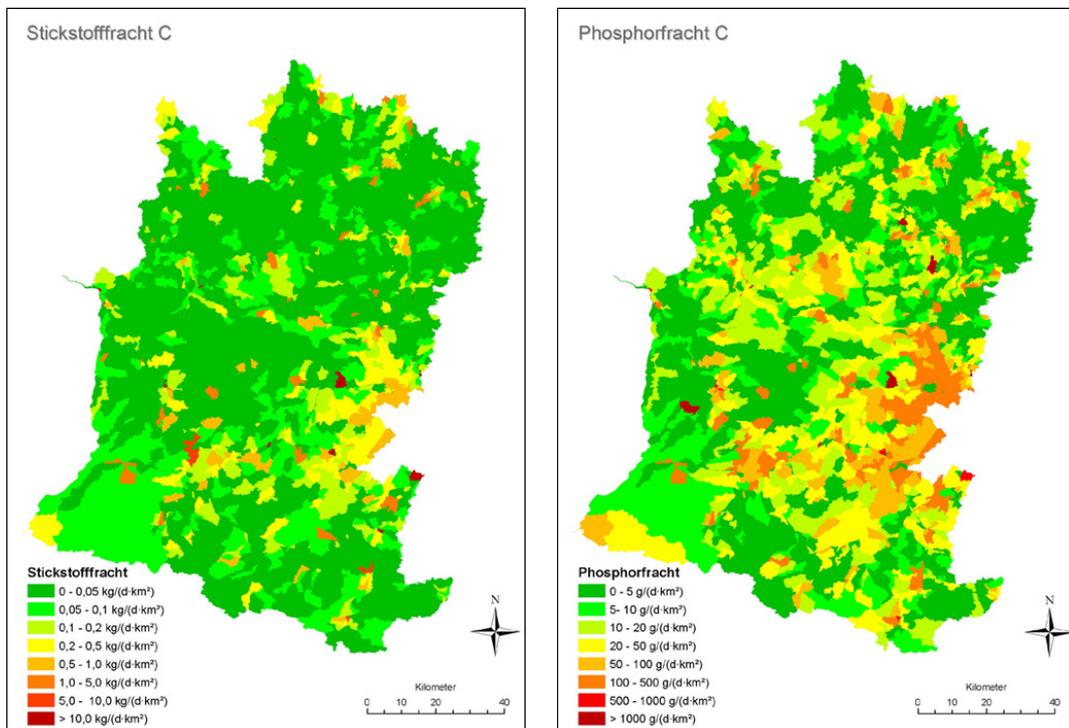


Abbildung B.5: TP- und TN-Einträge für Szenario C für alle Teileinzugsgebiete

# Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR). Ich möchte an dieser Stelle den Personen herzlich danken, die mich bei der Erstellung der vorliegenden Arbeit unterstützt und begleitet haben.

Mein allererster Dank gilt Herrn Jochen Schanze, der mir jederzeit mit Beratung und Diskussion hilfreich zur Seite stand und ohne dessen unkomplizierte und engagierte Betreuung diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Danken möchte ich weiterhin Prof. Peter Krebs, der als verantwortlicher Hochschullehrer diese Arbeit mit vielen wertvollen Anregungen und konstruktiven Diskussionen begleitet hat. Die Unterstützung bei der Programmentwicklung durch Dr. Bernd Pfützner vom Büro für Angewandte Hydrologie in Berlin war eine wesentliche Voraussetzung für den Erfolg der Arbeit, weshalb ich ihm auch an dieser Stelle noch einmal herzlich danken möchte.

Ullrike Weise danke ich für die hervorragende Diplomarbeit als Beitrag zur Versiegelungsbestimmung urbaner Räume und Jörg Hennersdorf für seine umfangreiche Unterstützung bei der Datenaufbereitung. Von den Mitarbeitern des „Havel“-Projektes möchte ich besonders David Kneis, Anja Habeck und Christiane Koll für ihre stets kompetente und prompte Unterstützung hervorheben. Schließlich möchte ich allen Mitarbeitern des IÖR für das angenehme Arbeitsklima, die vielfältige Unterstützung und den anregenden Gedankenaustausch herzlichst danken, genauso wie all meinen Freunden, welche mir während der Arbeit in unterschiedlichster Weise geholfen haben.

Zum Schluss möchte ich meinen Eltern danken, ohne deren Hilfe ich niemals soweit gekommen wäre.



# Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als diese kenntlich gemacht worden. Bei der Auswahl und Auswertung des Materials sowie bei der Herstellung des Manuskriptes habe ich Unterstützungsleistungen von folgenden Personen erhalten: -.

Weitere Personen waren an der geistigen Herstellung der vorliegenden Arbeit nicht beteiligt. Insbesondere habe ich nicht die Hilfe eines Promotionsberaters in Anspruch genommen. Dritte haben von mir weder unmittelbar noch mittelbar geldwerte Leistungen für Arbeiten erhalten, die im Zusammenhang mit dem Inhalt der vorgelegten Dissertation stehen.

Die Arbeit wurde bisher weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde zum Zwecke der Promotion vorgelegt und ist auch noch nicht veröffentlicht worden.

Ich bestätige, dass ich die Promotionsordnung der Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der TU Dresden anerkenne.

Dresden, 1. Juli 2005

Markus Biegel