

Strategieentwicklung zur Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung durch mathematische Optimierung

Dipl.-Ing. Inka Kaufmann Alves

Kaiserlautern

2012

Strategieentwicklung zur Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung durch mathematische Optimierung

vom Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern
zur Verleihung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte
Dissertation

vorgelegt von Dipl.-Ing. Inka Kaufmann Alves

Kaiserslautern 2012

(D 386)

Dekan

Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Kurz

Prüfungskommission

Vorsitzender

Prof. Dr. rer. nat. Robert Jüpner

1. Berichterstatter

Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt

2. Berichterstatterin

Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz

Datum der Prüfung

03. Juli 2012

Die Neugier steht immer an
erster Stelle eines Problems,
das gelöst werden will.

Galileo Galilei

Kurzfassung

Die über mehr als 100 Jahre gewachsenen komplexen Strukturen der Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme müssen sich zunehmend neuen Herausforderungen stellen. Die Forderung nach einer Anpassung hin zu flexiblen und nachhaltigen Systemen bedingt einen hohen Neu- und Umbaubedarf im Bestand. Als Alternativen und Ergänzung bestehender Systeme werden neben einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auch Neuartige Sanitärsysteme diskutiert. Eine Umstellung bestehender Systeme auf Siedlungsebene findet hierbei allerdings äußerst selten statt. Hierfür ist die Erarbeitung von Umgestaltungsstrategien erforderlich, um finanzielle Mittel und ökologischen Nutzen zu optimieren.

In dieser Arbeit wird ein multi-kriterielles lineares Optimierungsmodell genutzt, in dem Methoden der Projektplanungs- und Netzwerkflussprobleme verknüpft werden. Als wesentliche Nebenbedingung wird die Einhaltung der Funktionsfähigkeit der sich wandelnden Systeme und als Zielfunktionen werden ökonomische und ökologische Kosten eingeführt. Lösungen des formulierten mathematischen Problems sind Pareto-optimale funktionsfähige und zulässige Strategien der weitreichenden Integration einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung. Als Ergebnis liegt ein Instrument vor, das die Entscheidungsfindung zur Umgestaltung von bestehenden siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastrukturen unterstützt und mögliche Kosten und Folgewirkungen zeitlich und räumlich differenziert aufzeigen kann.

Das Optimierungsmodell wurde an zwei Untersuchungsgebieten angewandt und optimale Umgestaltungsstrategien zu unterschiedlichen nachhaltigen Zielzuständen analysiert sowie eine Sensitivitätsanalyse bezüglich wichtiger Optimierungsparameter durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass die generelle Umsetzbarkeit einer weitreichenden Teilstromseparation gewährleistet ist, wenn neue Elemente zur Bewirtschaftung, Behandlung und Ableitung zeitlich optimiert integriert werden. Mögliche Umgestaltungen werden keine linearen Anpassungen an Zielwerte, Veränderungen von Umweltauswirkungen oder Kostenflüsse verursachen. Es ergeben sich vielmehr über den Umsetzungszeitraum veränderliche Verläufe, die je nach Zielgewichtung von ökonomischen und ökologischen Kosten große Wirkungen zu Beginn oder zum Ende der Betrachtungsdauer zeigen. Vor allem die Gewichtung der beiden Kosten und die Auswahl der zu minimierenden ökologischen Kriterien haben einen großen Einfluss auf die gefundenen Umgestaltungsstrategien. Die jeweiligen Empfehlungen zum Umgestaltungszeitraum, der Zielgewichtung und zur allgemeinen Vorgabe der Optimierungskriterien leiten sich vor allem aus der Veranlassung für eine Systemumgestaltung ab. Die für den spezifischen Anwendungsfall optimale Umgestaltungsstrategie kann sich nur durch Diskussion mit den Entscheidungsträgern vor Ort ergeben. Das Modell hat sich hierbei als sehr gut geeignetes Werkzeug zur Analyse der Systeme herausgestellt.

Es konnte gezeigt werden, dass eine Erweiterung derzeitiger Bewertungsmethoden hin zu Methoden, die zeitlich und räumlich differenzierte Aussagen für den ökologischen und ökonomischen Zustand ermöglichen, erforderlich ist. Die alleinige Planung und Betrachtung des zukünftigen Systemzustandes ist nicht ausreichend zur Beurteilung der Wirkungen einer weitreichenden Implementierung ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung.

Abstract

Development of strategies for the realisation of resource orientated drainage and sanitation concepts in existing systems by mathematical optimisation

Present complex and centralised structures for water supply and disposal are facing new challenges. The demand for adapting water infrastructure to flexible and sustainable systems will cause extensive construction efforts in existing systems. Alternatives and enhancement for conventional systems are sustainable urban drainage systems and ecological sanitation. For the transformation of a whole cities' infrastructure the development of strategies is essential, as economic costs and ecological benefit should be optimised.

Within this thesis, a multi-criteria linear optimisation model, in which project planning and network flow problems are linked, is used for this purpose. The fundamental constraint is to guarantee the functioning and feasibility of changing systems and the objective functions are economic and ecological costs. Solutions of the mathematical model are Pareto-optimal feasible strategies for extensive integration of resource orientated drainage and sanitation concepts. Hence, a tool for supporting decisions in transformation of existing urban water management systems is available, which identifies costs, consequences and impacts in temporal and spatial succession in a detailed way.

The model was applied to two investigation areas and optimal strategies for the transformation of the existing systems to different future target states were analysed. A sensitivity analysis for main optimisation parameters was carried out. Results show, that general practicability of an extensive integration of sustainable sanitation techniques is given, if new elements for separation, treatment and drainage of waste water flows are integrated in an optimal way. The transformations will not cause linear adaptations to target values, changes in environmental impact or cost flows. In fact, changing trends will result during the transformation period, which show high effects at the beginning or end of the period of consideration subject to the weighting of objective functions. This weight as well as the choice of ecologic criteria has a high influence on optimal transformation strategies. Recommendations for the definition of optimisation criteria result from the respective objective of a system transformation. The discussion with local deciders will lead to the definite choice of an optimal strategy for application.

It was demonstrated, that an extension of existing assessment methods in terms of a detailed temporal and spatial evaluation of the economic and ecologic situation is essential. The exclusive planning and consideration of the future state of systems is inadequate for assessment of effects of extensive implementation of resource orientated waste water management.

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung	1
1.1 Veranlassung und Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung und Schwerpunkt der Arbeit	2
1.3 Vorgehensweise	3
2 Siedlungswasserwirtschaft im Wandel.....	5
2.1 Veränderte Zielvorstellungen und Rahmenbedingungen	5
2.2 Ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung.....	9
2.2.1 Regenwasserbewirtschaftung	12
2.2.2 Neuartige Sanitärsysteme	25
2.2.3 Potenziale ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung.....	49
2.2.4 Erfahrungen aus großräumigen Pilotprojekten und Implemen- tierungen	51
2.3 Umgestaltungs- und Transformationsprozesse der urbanen Wasser- infrastruktur	55
2.3.1 Grundlagen von Transformationsprozessen	56
2.3.2 Strategien zur technischen und funktionalen Anpassung und Umgestaltung der Wasserinfrastruktur.....	59
2.3.3 Bewertung von Systemübergängen	63
2.4 Abgrenzung des Themas	73
3 Entwicklung eines Mathematischen Optimierungsmodells	75
3.1 Grundlagen und Anforderungen für ein Optimierungsmodell zur Umgestaltung von Wasserinfrastrukturen.....	75
3.1.1 Erforderliche Modellziele und -eigenschaften.....	75
3.1.2 Mathematische Werkzeuge zur Optimierung von Transforma- tionsprozessen	78
3.2 Systemaufbereitung für die mathematische Modellierung	91
3.2.1 Istzustand	91
3.2.2 Zielzustand	97
3.2.3 Bewertungs- und Optimierungskriterien.....	98
3.2.4 Maßnahmen zur Umgestaltung und Auswirkungen.....	107
3.3 Mathematisches Optimierungsmodell.....	115
3.3.1 Modellstruktur	115

3.3.2	Modellformulierung.....	120
3.3.3	Lösungsfindung, Lösungsverfahren.....	131
3.3.4	Programmier- und Software-technische Implementierung.....	133
3.3.5	Voruntersuchungen zur Eingrenzung der Optimierungsmethoden und -parameter.....	133
4	Modellanwendung zur Transformationsplanung	141
4.1	Siedlungsspezifische Implementierung des mathematischen Modells	141
4.1.1	Datenanalyse und -aufbereitung	141
4.1.2	Mathematische Modellierung	143
4.1.3	Auswertung.....	143
4.2	Untersuchungsgebiete zur Modellanwendung.....	144
4.2.1	Untersuchungsgebiet 1 – fiktives repräsentatives Beispielgebiet.....	144
4.2.2	Untersuchungsgebiet 2 – reales Siedlungsgebiet	145
4.3	Basisszenarien und Variationen.....	151
5	Ergebnisse und Diskussion.....	157
5.1	Ergebnisse der Basisszenarien in den Untersuchungsgebieten	157
5.1.1	Untersuchungsgebiet 1	157
5.1.2	Untersuchungsgebiet 2(32).....	167
5.1.3	Untersuchungsgebiet 2(6).....	181
5.1.4	Zusammenfassung der Ergebnisse in den Untersuchungsgebieten	191
5.2	Ergebnisse der Variation der Optimierungskriterien.....	194
5.2.1	Variation des Untersuchungszeitraums	195
5.2.2	Variation der ökonomischen Zielkriterien.....	198
5.2.3	Variation der ökologischen Zielkriterien	202
5.2.4	Variation der Zielgewichtung.....	210
5.2.5	Zusammenfassung der Einflüsse der untersuchten Optimierungs- parameter	216
5.3	Diskussion und Fazit	218
5.3.1	Bewertung der Ergebnisse und des Modellansatzes.....	218
5.3.2	Empfehlungen zur Modellanwendung und Systemumgestaltung.....	225
6	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	233
6.1	Zusammenfassung der Erkenntnisse	233
6.2	Folgerungen für die Umgestaltung siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme.....	236
6.3	Forschungsbedarf und Ausblick.....	238
	Literaturverzeichnis	243

Anhang	267
Anhang A 1 Neuartige Sanitärsysteme	267
A.1.1 Erfassung des Schwarzwasserstroms	267
Anhang A 2 Mathematische Optimierungsmethoden	268
A 2.1 Matrix-Schreibweise linearer Optimierungsprobleme.....	268
A 2.2 Verfahren zur Lösung (gemischt-)ganzzahliger Optimierungsprobleme.....	268
A 2.3 Graphentheorie	270
Anhang A 3 Mathematisches Optimierungsmodell	276
A 3.1 Modellstruktur	276
A 3.2 Nachschlagetabellen zur linearen Approximation	282
A 3.3 Ökologische Zielfunktion	291
Anhang A 4 Mathematische Modellformulierung	295
A 4.1 Parameter	295
A 4.2 Variablen	302
A 4.3 Nebenbedingungen	303
A 4.4 Zielfunktionen	307
A 4.5 Erweiterungen	309
Anhang A 5 Dekompositionsmethoden	310
A 5.1 Raum-Dekomposition	310
A 5.2 Zeit-Dekomposition.....	311
Anhang A 6 Auswahl der Lösungsmethoden	313
A 6.1 Diskretisierung der Raum-Dekomposition.....	313
A 6.2 Ergebnisse der Anwendung der Methode der Beschränkung	313
Anhang A 7 Eingangsdaten Untersuchungsgebiet 1	315
Anhang A 8 Eingangsdaten Untersuchungsgebiet 2	316
A 8.1 Datengrundlage	316
A 8.2 Einzugsgebietskenndaten	318
A 8.3 Kapazitäten zur Flussaufteilung.....	330
Anhang A 9 Ergebnisse.....	334
A 9.1 Untersuchungsgebiet 2(32).....	334
A 9.2 Untersuchungsgebiet 2(6).....	336
A 9.3 Zusammensetzung des Trockenwetterabflusses beim Basissze- nario Schwarzwasserseparation	337
A 9.4 Variation der Kostenanteile in der K(1)-Zielfunktion	338

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Bezugsebenen für die Anlagentechnik im Rahmen der Arbeit	10
Abbildung 2-2:	Einsatzmöglichkeiten von Versickerungsanlagen (nach DWA, 2005a)	16
Abbildung 2-3:	Volumenanteil der Teilströme häuslichen Abwassers (eigene Darstellung nach bdew, 2009 und DWA, 2008).....	26
Abbildung 2-4:	Einwohnerspezifische Frachten [g/E·d] in den verschiedenen Teilströmen (nach Oldenburg et al., 2008a).....	27
Abbildung 2-5:	Schematische Darstellung der Stoffkreisläufe bei Neuartigen Sanitärkonzepten (Otterpohl, 2008).....	46
Abbildung 2-6:	Räumliche und zeitliche Umsetzung (Felmeden u. Libbe, 2009)	62
Abbildung 3-1:	Schema des entwickelten Optimierungsprozesses (erweitert nach Kaufmann et al., 2006).....	76
Abbildung 3-2:	Verknüpfung von Aktivitäts- und Funktionsnetzwerken	79
Abbildung 3-3:	OR-gestützter Planungsprozess (Koop u. Moock, 2008)	81
Abbildung 3-4:	Graphische Darstellung eines linearen Optimierungsproblems mit zwei Entscheidungsvariablen	83
Abbildung 3-5:	Lineare Optimierungsprobleme mit zwei Variablen (ergänzt nach Koop u. Moock, 2008 und Hahn, 1972).....	84
Abbildung 3-6:	Graphische Darstellung eines mehrkriteriellen Optimierungsproblems mit zwei Zielfunktionen.....	88
Abbildung 3-7:	Lineares Ersatzproblem bei der Methode der Beschränkung	89
Abbildung 3-8:	Lineares Ersatzproblem bei der Methode der Zielgewichtung.....	90
Abbildung 3-9:	Elemente der Bilanzierung von Umweltauswirkungen im Rahmen der Arbeit (erweitert nach Kaufmann Alves, 2008).....	104
Abbildung 3-10:	Schwerpunktbildung zur Betrachtung Neuartiger Sanitärsysteme im Rahmen der Arbeit.....	110
Abbildung 3-11:	Mögliche Kanten ausgehend von einer Teilfläche am Beispiel eines Flachdaches.....	119

Abbildung 3-12:	Verschiedene Modi am Beispiel einer Muldenversickerung VM in einem Teilgebiet	123
Abbildung 3-13:	Schema der Nachschlagetabellen für Flussaufteilungen an Sonderbauwerken	128
Abbildung 3-14:	Vereinfachte Abbildung der Summenlinien der Kostenbarwerte bei einem Zeitschritt $\Delta T = 5a$ für eine mit dem Modell ermittelte Umsetzungsstrategie.....	135
Abbildung 3-15:	Gegenüberstellung der Kosten $K(1)$ und $K(2)$ sowie der Startzeitpunkte gebauter Maßnahmen für verschiedene ΔT in Untersuchungsgebiet 1	136
Abbildung 3-16:	Vergleich Summenlinien $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte pro Zeitschritt für Berechnung mit und ohne Anwendung der zeitlichen Dekomposition (ZD) (Gewichtung $\alpha = 1$, $\beta = 10.000$, Budgetvorgabe 1,3 Mio €/ ΔT).....	137
Abbildung 3-17:	Vergleich Summenlinien $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte pro Zeitschritt für Berechnung mit und ohne Anwendung der räumlichen Dekomposition (RD) (Gewichtung $\alpha = 1$, $\beta = 5.000$, Budgetvorgabe = 2,5 Mio €/ ΔT).....	138
Abbildung 4-1:	Ablaufschema zur Modellanwendung (ergänzt nach Kaufmann Alves et al., 2008a).....	142
Abbildung 4-2:	Teileinzugsgebiete und Fließschema des fiktiven Einzugsgebiets (nach Kaufmann et al., 2006).....	145
Abbildung 4-3:	Auswahl Fotos in verschiedenen Teilgebieten	146
Abbildung 4-4:	Teilgebiete Kaiserslautern-Siegelbach	148
Abbildung 4-5:	Reduzierung der Teilgebiete Untersuchungsgebiet 2	151
Abbildung 5-1:	Vergleich der ökonomischen $K(1)$ und ökologischen Kosten $K(2)$ für V1 und V2.....	160
Abbildung 5-2:	Vergleich der ökologischen Kriterien des naturnahen Wasserhaushalts für Variation 1 und 2	162
Abbildung 5-3:	Vergleich der ökologischen Kriterien der Ressourcenschonung für Variation 1 und 2	162
Abbildung 5-4:	Vergleich der niederschlagsbedingten Emissionen in die Gewässer für Variation 1 und 2	163
Abbildung 5-5:	Vergleich der Entlastungsraten und Mischverhältnisse nach ATV-A 128 (1992) für Variation 1 und 2.....	164
Abbildung 5-6:	Vergleich der Maximalabflüsse in die Gewässer für Variation 1 und 2.....	165

Abbildung 5-7:	Vergleich der Abflüsse und CSB-Konzentrationen am Klär- anlagenzulauf für Variation 1 und 2	166
Abbildung 5-8:	Vergleich der Summenlinien der ökonomischen und ökologischen Kosten der drei Variationen in Unter- suchungsgebiet 2(32)	169
Abbildung 5-9:	Vergleich der Einzelkriterien der ökologischen Kosten für V2 und V3 in Untersuchungsgebiet 2(32).....	170
Abbildung 5-10:	Fertigstellung von Grauwasserrecyclingmaßnahmen in den Teilgebieten.....	171
Abbildung 5-11:	Fertigstellung der Trinkwassereinsparung für Toilettenspülwasser in den Teilgebieten	172
Abbildung 5-12:	Anzahl von gebauten Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen für die Szenarien V1 bis V3 in Untersuchungsgebiet 2 (32).....	173
Abbildung 5-13:	Fertigstellung der neuen Ableitungssysteme für Schmutz- wasser in den Teilgebieten.....	174
Abbildung 5-14:	Anpassung an gewünschten naturnahen Wasserhaushalt in Untersuchungsgebiet 2(32) bei unterschiedlichen Zielge- wichtungen	176
Abbildung 5-15:	Anpassung an gewünschte Ressourcenschonung in Unter- suchungsgebiet 2(32) bei unterschiedlichen Zielgewich- tungen	176
Abbildung 5-16:	CSB Entlastungsfrachten und -konzentrationen am netz- abschließenden RÜB in Untersuchungsgebiet 1.....	177
Abbildung 5-17:	Verlauf von Mindest-Mischverhältnis und vorhandenen Mischverhältnissen in Untersuchungsgebiet 2(32) bei unter- schiedlichen Zielgewichtungen	178
Abbildung 5-18:	Vergleich der Abflüsse und CSB-Konzentrationen am Netz- ende für Variation 2 und 3 in Untersuchungsgebiet 2(32)	179
Abbildung 5-19:	Vergleich der Kohlenstoff-Nährstoffverhältnisse am Netz- ende für Variation V2 und V3 in Untersuchungsgebiet 2(32) als Absolutwerte CSB:N = 100:N und CSB:P = 100:P	180
Abbildung 5-20:	Vergleich Investitionskosten unterteilt nach Maßnahmen- gruppen für G_2(6) und S_2(6)	183
Abbildung 5-21:	Vergleich der Einzelkriterien der ökologischen Kosten K(2) für G_2(6) und S_2(6).....	184
Abbildung 5-22:	Implementierung von Maßnahmen für G_2(6)	185
Abbildung 5-23:	Implementierung von Maßnahmen für S_2(6)	186

Abbildung 5-24	Anpassung an gewünschte Ressourcenschonung für $G_{2(6)}$ und $S_{2(6)}$ als prozentuale Anteile des häuslichen Schmutzwasserabflusses.....	187
Abbildung 5-25:	Vergleich der Abflüsse und CSB-Konzentrationen am Netzende für Szenario $G_{2(6)}$ und $S_{2(6)}$	188
Abbildung 5-26:	Vergleich der Kohlenstoff-Nährstoffverhältnisse am Netzende für Szenario $G_{2(6)}$ und $S_{2(6)}$ als Absolutwerte CSB:N = 100:N und CSB:P = 100:P	188
Abbildung 5-27:	Vergleich der Mischverhältnisse nach ATV-A 128 (1992) und der CSB-Entlastungsfracht für Szenario $G_{2(6)}$ und $S_{2(6)}$	190
Abbildung 5-28:	Qualitative Kostenverläufe $K(1)$ [z.B. Mio. €/a] und $K(2)$ [-/a] bei unterschiedlichen Gewichtungen der Zielfunktionen	193
Abbildung 5-29:	Qualitative Verläufe der Summenlinien $K(1)$ [z.B. Mio €] und $K(2)$ [-] bei unterschiedlichen Gewichtungen der Zielfunktionen.....	194
Abbildung 5-30:	Summenlinien der Kosten $K(1)$ und $K(2)$ und Anzahl gebauter Maßnahmen in Untersuchungsgebiet 2 ($S_{2(6)a}$) bei Verlängerung des Bauzeitraumes \mathcal{T}_B	195
Abbildung 5-31:	Summenlinien der Kosten $K(1)$ und $K(2)$ und Anzahl gebauter Maßnahmen in Untersuchungsgebiet 2 ($S_{2(6)b}$) bei Verlängerung der Betrachtungsdauer \mathcal{T}	196
Abbildung 5-32:	Vergleich der Bauzeitpunkte von Maßnahmen bei unterschiedlichen Betrachtungs- und Umsetzungsdauern.....	197
Abbildung 5-33:	Summenlinien $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte pro Zeitschritt für $S_{2(6)b}$ bei verschiedenen Gewichtungen und ohne Budgetierung.....	199
Abbildung 5-34:	Summenlinie $K(1)$ und $K(2)$ für $G_{2(32)b}$ bei einer Gewichtung von a) $K(1):K(2) = 1:0$ bzw. b) $K(1):K(2) = 0:1$ und einem Budget von 2,5 Mio. €/ΔT und 3,5 Mio. €/ΔT	200
Abbildung 5-35:	Summenlinie $K(1)$ und $K(2)$ für $G_{2(32)b}$ bei einer Gewichtung von $K(1):K(2) = 1:5000$ (entspricht 5:1) und einem Budget von 2,5 Mio. €/ΔT und 4,5 Mio. €/ΔT.....	200
Abbildung 5-36:	Einfluss der Budgetierung bei unterschiedlichen ökologischen Zielfunktionen für $S_{2(6)c}$ und gleicher Gewichtung der beiden Zielfunktionen	201
Abbildung 5-37:	Summenlinie $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte für $G_{2(32)c}$ für unterschiedliche Zielerreichungswerte ($G = 1:10.000$, $B = 4,5$ Mio. €).....	203

Abbildung 5-38:	Unterschiede in der Anzahl durchgeführter Maßnahmen bei unterschiedlichen Zielerreichungswerten.....	204
Abbildung 5-39:	Anteile $K_i(2)$ für verschiedene Auswahl der ökologischen Zielkriterien für $S_{2(6)c}$ ($G = 1:2,5$ Mio.; $B = 2,5$ Mio. €/ΔT) (ZF = ökologische Zielfunktion).....	206
Abbildung 5-40:	Ökologische Zielkriterien der Variationen S_0 und S_{1a-d}	207
Abbildung 5-41:	Ökologische Kosten der ökologische Zielkriterien der Variationen S_0 und $S_2 - 4$	208
Abbildung 5-42:	Ökologische Kosten der ökologische Zielkriterien der Variationen G_0 , G_{1b} und G_3	209
Abbildung 5-43:	Optimale Lösungen bei verschiedenen Zielgewichtungen im $K(1)$ - $K(2)$ -Koordinatensystem für $G_{2(6)d}^{ZF1}$	211
Abbildung 5-44:	Optimale Lösungen bei verschiedenen Zielgewichtungen und ökologischen Zielfunktionen im $K(1)$ - $K(2)$ -Koordinatensystem für $G_{2(6)c}$ und $G_{2(32)d}$	212
Abbildung 5-45:	Optimale Lösungen bei verschiedenen Zielgewichtungen und ökologischen Zielfunktionen im $K(1)$ - $K(2)$ -Koordinatensystem für $S_{2(6)c}$	213
Abbildung 5-46:	Ökologische Kosten der Einzelkriterien $K_i(2)$ [-] für das Szenario $G_{2(6)c}^{ZF3}$ bei unterschiedlichen Zielgewichtungen.....	214
Abbildung 5-47:	Ökologische Kosten der Einzelkriterien $K_i(2)$ [-] für das Szenario $S_{2(6)c}^{ZF3}$ bei unterschiedlichen Zielgewichtungen.....	215

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Verschmutzung des Niederschlagabflusses (nach DWA (2010)).....	13
Tabelle 2-2:	Generelle Eignung von Regenwasserbewirtschaftungskonzepten im Bestand in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur	21
Tabelle 2-3:	Definition von Stoffströmen (nach DWA, 2008).....	26
Tabelle 2-4:	Mögliche Produkte, Behandlungsziele und -verfahren verschiedener Teilströme (eigene Zusammenstellung nach DWA (2008); Wilderer und Paris (2001))	31
Tabelle 2-5:	Generelle Eignung von Neuartigen Sanitärkonzepten im Bestand in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur	45
Tabelle 2-6:	Beispiele von Pilotprojekten in größeren Maßstäben	52
Tabelle 2-7:	Eingesetzte Bewertungsmethoden in Fragestellungen der ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung (Auswahl).....	68
Tabelle 3-1:	Teilströme des häuslichen Schmutzwassers im mathematischen Modell	95
Tabelle 3-2:	Teilflächen im mathematischen Modell.....	96
Tabelle 3-3:	Beurteilungskriterien der Umweltauswirkungen.....	106
Tabelle 3-4:	Maßnahmen der (dezentralen) Regenwasserbewirtschaftung für die mathematische Modellierung.....	108
Tabelle 3-5:	Aufteilung der Abflüsse und Schmutzfrachten (CSB) bei Maßnahmen der (dezentralen) Regenwasserbewirtschaftung...	109
Tabelle 3-6:	Maßnahmen der Grau- und Schwarzwasserbehandlung für die Modellierung (ergänzt nach Kaufmann et al., 2007)	112
Tabelle 3-7:	Aufteilung der Abflüsse und Schmutzfrachten (CSB) bei Maßnahmen der Neuartigen Sanitärtechnik.....	113
Tabelle 3-8:	Ableitungselemente im Rahmen der mathematischen Modellierung	114
Tabelle 3-9:	Flüsse R , A und FR im mathematischen Modell	125
Tabelle 3-10:	Flüsse T , FT im mathematischen Modell.....	126
Tabelle 3-11:	Vorgaben für die Optimierung	134

Tabelle 4-1:	Betrachtete Stoffströme und Kosten innerhalb des Basisszenarios Grauwasserseparation.....	152
Tabelle 4-2:	Betrachtete Stoffströme und Kosten innerhalb des Basisszenarios Schwarzwasserseparation.....	153
Tabelle 4-3:	Kennzeichnung der Basisszenarien in den Untersuchungsgebieten in Abhängigkeit von der Modellversion	154
Tabelle 4-4:	Übersicht der untersuchten Variationen in den Untersuchungsgebieten.....	155
Tabelle 5-1:	Ökologische Zielkriterien des Beispiels für Untersuchungsgebiet 1.....	158
Tabelle 5-2:	Vergleich der Fertigstellung unterschiedlicher Maßnahmen in den Teilgebieten für Variation 1 und 2.....	161
Tabelle 5-3:	Ökologische Zielkriterien des Beispiels für Untersuchungsgebiet 1.....	168
Tabelle 5-4:	Ökologische Zielkriterien des Beispiels für Untersuchungsgebiet 2(6).....	182
Tabelle 5-5:	Variation der Zielerreichungswerte der ökologischen Kriterien für G ₂ (32)b (G = 1:10.000, B = 4,5 Mio. €/ΔT).....	202
Tabelle 5-6:	Veränderung der Auswahl und Gewichtung der ökologischen Zielkriterien für Basisszenario S ₂ (6)c und G ₂ (6)c.....	205
Tabelle 5-7:	Einfluss der Variation der Optimierungsparameter.....	217
Tabelle 5-8:	Abschätzung des Detaillierungsgrades und des Umgestaltungszeitraums zur Anwendung der Methodik	227
Tabelle 5-9:	Anwendungsempfehlung für das Optimierungsmodell aufgrund der Veranlassung der Umgestaltung	228

Abbildungen und Tabellen im Anhang

Abbildung A - 1:	Beispiel eines gerichteten Graphen (verändert nach Neumann, 1975b)	270
Abbildung A - 2:	Netzwerk mit Kantenbewertung ($\lambda_{ij}, \kappa_{ij}$) und c_{ij} (geändert nach Hamacher u. Klamroth, 2006)	274
Abbildung A - 3:	Transformationsfunktionen ökologische Kosten $K_1(2)$ „Wasserhaushalt“ (Modellversionen <i>ProNet c</i>)	292
Abbildung A - 4:	Transformationsfunktionen ökologische Kosten $K_2(2)$ „Ressourcenschonung“ (Modellversionen <i>ProNet c</i>)	293
Abbildung A - 5:	Transformationsfunktionen ökologische Kosten $K_3(2)$ „Emissionen“ (Modellversionen <i>ProNet c</i>)	294
Abbildung A - 6:	Transformationsfunktionen ökologische Kosten $K_4(2)$ „Immissionen“ (Modellversionen <i>ProNet c</i>).....	294
Abbildung A - 7:	Summenlinien $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte pro Zeitschritt bei verschiedenen Einzugsgebieten der räumlichen Dekomposition	313
Abbildung A - 8:	Vergleich Summenlinien $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte pro Zeitschritt für $S_2(6)c$ bei Anwendung der Methode der Beschränkung.....	314
Abbildung A - 9:	Beispiel für die Überlagerung verschiedener Informationsquellen in Untersuchungsgebiet 2	317
Abbildung A - 10:	Einzelkriterien der ökologische Kosten für V_1 in Untersuchungsgebiet 2(32)	334
Abbildung A - 11:	Verlauf von Mindest-Mischverhältnis und vorhandenen Mischverhältnis für V_2 in Untersuchungsgebiet 2(32)	334
Abbildung A - 12:	Abflüsse und CSB-Konzentrationen am Netze für V_1 in Untersuchungsgebiet 2(32)	335
Abbildung A - 13:	Kohlenstoff-Nährstoffverhältnis am Netze für V_1 in Untersuchungsgebiet 2(32) als Absolutwerte $CSB:N = 100:N$ und $CSB:P = 100:P$	335
Abbildung A - 14:	Implementierung von Maßnahmen für $S_2(6)d$ und $G = 1:2,5$ Mio	336

Abbildung A - 15:	Anpassung an gewünschten naturnahen Wasserhaushalt für G ₂ (6) und S ₂ (6) als prozentuale Anteile des Niederschlags....	336
Abbildung A - 16:	CSB-Emissionen in die Gewässer für G ₂ (6) und S ₂ (6)	337
Abbildung A - 17:	Verlauf des Kohlenstoff-Nährstoffverhältnisses für unterschiedliche Variationen im Basisszenario Schwarzwasserseparation als Absolutwerte CSB:N = 100:N und CSB:P = 100:P	337
Abbildung A - 18:	Summenlinien der Kosten K(1) und K(2) und Anzahl gebauter Maßnahmen in Untersuchungsgebiet 2 (S ₂ (6)c) bei Zielfunktionen K(1) mit und ohne Reinvestitions- und Sanierungskosten	338
Abbildung A - 19:	Summenlinien der Kosten K(1) und Verlauf der Kosten für die Abwasserabgabe bei Zielfunktionen K(1) mit und ohne Abwasserabgabe und Gewichtung G = 1:0 für S ₂ (6)d.....	339
Abbildung A - 20:	Verlauf der Abflussanteile des Schmutzwassers und des Regenwassers in Untersuchungsgebiet 2 (S ₂ (6)d) bei Zielfunktionen K(1) mit und ohne Abwasserabgabe.....	339
Tabelle A - 1:	Übersicht über die Möglichkeiten der Erfassung von Schwarzwasser und seinen Komponenten (nach DWA, 2008)	267
Tabelle A - 2:	Knotenliste für ein Teilgebiet i.....	276
Tabelle A - 3:	Mögliche Kanten der Regenwasserelemente (Standardfälle) in einem Teilgebiet als verkürzte Adjazenzmatrix (reduziert um Spalten, Zeilen mit ausschließlich 0)	277
Tabelle A - 4:	Mögliche Kanten der Schmutzwasserelemente (Standardfälle) in einem Teilgebiet als verkürzte Adjazenzmatrix (reduziert um Spalten, Zeilen mit ausschließlich 0)	278
Tabelle A - 5:	Mögliche Kanten der Ableitungselemente (Standardfälle) in einem Teilgebiet als verkürzte Adjazenzmatrix (reduziert um Spalten, Zeilen mit ausschließlich 0)	280
Tabelle A - 6:	Nachschlagetabelle für Drosselabflüsse am Beispiel aus Kap. 4.2.2 für 3 Bauwerke mit Q _{Dr1} = 95 l/s, Q _{Dr2} = 920 l/s, Q _{Dr3} = 32 l/s	282
Tabelle A - 7:	Nachschlagetabelle für Entlastungskennwerte (Tabelle 1) am Beispiel des RÜB aus Kap. 4.2.2 (Auszug)	283

Tabelle A - 8:	Nachschlagetabelle für Entlastungskennwerte (Tabelle 2) am Beispiel des RÜB aus Kap. 4.2.2 (Auszug).....	285
Tabelle A - 9:	Nachschlagetabelle für Entlastungskennwerte (Tabelle 3) am Beispiel des RÜB in Kap. 4.2.2 (Auszug)	287
Tabelle A - 10:	Nachschlagetabelle für Entlastungskennwerte (Tabelle 4) am Beispiel der RÜB in Kap. 4.2.2 (Auszug)	288
Tabelle A - 11:	Nachschlagetabelle für Schachtüberstauungen am Beispiel einer Haltung mit $Q_v = 475 \text{ l/s}$	289
Tabelle A - 12:	Nachschlagetabelle für Fließgeschwindigkeit	290
Tabelle A - 13:	Skalierungsfaktoren ökologische Kosten Modellversionen <i>ProNet a</i> und <i>b</i>	291
Tabelle A - 14:	Kennzahlen der Teileinzugsgebiete in Untersuchungsgebiet 1	315
Tabelle A - 15:	Maßnahmenkatalog für Untersuchungsgebiet 1	315
Tabelle A - 16:	Verwendete Daten zur Bestandsanalyse Siegelbach.....	316
Tabelle A - 17:	Kennzeichnung der festgelegten Teileinzugsgebiete Untersuchungsgebiet 2(36)	318
Tabelle A - 18:	Kennzahlen der Teilflächen in den Teileinzugsgebieten Untersuchungsgeb. 2(36)	319
Tabelle A - 19:	Kennzahlen der Abwasserteilströme in den Teileinzugsgebieten UG 2(36).....	320
Tabelle A - 20:	Kanalnetzdaten für das Modell in Untersuchungsgebiet 2(36).....	321
Tabelle A - 21:	Mögliche Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung und Ableitung in Untersuchungsgebiet 2(32).....	323
Tabelle A - 22:	Mögliche Maßnahmen zu Neuartigen Sanitärsystemen in Untersuchungsgebiet 2(32)	324
Tabelle A - 23:	Kennzeichnung der festgelegten Teileinzugsgebiete Untersuchungsgebiet 2(6)	325
Tabelle A - 24:	Kennzahlen der Teilflächen und Abwasserteilströme Untersuchungsgebiet 2(6)	326
Tabelle A - 25:	Mögliche Maßnahmen Untersuchungsgebiet 2(6)	327
Tabelle A - 26:	Sonderbauwerksdaten.....	328
Tabelle A - 27:	Zahlenwerte Transformationsfunktionen ökologische Kosten	329
Tabelle A - 28:	Aufteilungsfaktoren λ_j^x für Fluss <i>R</i> und <i>A</i>	330

Tabelle A - 29:	Aufteilungsfaktoren λ_j^T für Fluss T	331
Tabelle A - 30:	Aufteilungsfaktoren λ_j^{FR} für Fluss FR	332
Tabelle A - 31:	Aufteilungsfaktoren λ_j^{FT} für Fluss FT	333

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen und Symbole

Zeichen	Erläuterung
A	(Teil-)Fläche
A	Kennzeichnung Fluss „abflusswirksame Fläche“
\mathcal{A}	Kantenmenge
a_{abf}	Anteil Schmutzwasser, der abfließt
ABL	Maßnahmen im Bereich der Ableitungselemente
AbwAG	Abwasserabgabengesetz
$abwk$	Abwasserabgabe
AbwV	Abwasserverordnung
A_{Dr}	Rechenwert Anteil abflusswirksame Fläche im Drosselabfluss an Entlastungsbauwerken
a_{due}	Anteil Schmutzwasser, der einer stofflichen oder energetischen Verwertung zugeführt wird
$A_{E,b}$	befestigte Fläche in einem Einzugsgebiet
$A_{E,k}$	kanalisiertes Einzugsgebiet
$A_{E,nb}$	nicht befestigte Fläche in einem Einzugsgebiet
A_{FD}	Dachflächen, flach
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFS_{fein}	Feinfraktion der Abfiltrierbaren Stoffe (Korngröße < 63 μm)
A_{GD}	Maßnahme Dachbegrünung
A_{gew}	Rechenwert Anteil abflusswirksame Fläche, der zum Gewässer entlastet wird
a_{gwn}	Anteil aufbereitetes Grauwasser, der im Haushalt als Betriebswasser wiederverwendet wird
AHP	Analytischer-Hierarchie-Prozess
akKA	Anteil Schmutzwasser, der einer Kleinkläranlage zugeführt wird
a_{nutz}	Anteil aufbereitetes Niederschlagswasser, der im Haushalt genutzt wird
A_P	Parkplatzflächen

Zeichen	Erläuterung
ASD	Dachflächen, steil
ASo	sonstige Flächen
A _{Str}	Straßenflächen
AT	Arbeitstage
A _{TH}	Hof- und Terrassenflächen
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
ATV-DVWK	Abwassertechnische Vereinigung - Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
a _{TW}	Aufteilungswert Trockenwetterabfluss
a _{twc}	Anteil Schmutzwasserabfluss, der durch trinkwassersparende Techniken eingespart wird
AUS	Außerbetriebnahme von Infrastrukturanlagen
a _{verd}	Anteil Niederschlag, der verdunstet
a _{vers}	Anteil Niederschlag, der versickert
A _{VM}	Zwischenknoten vor Maßnahmen, an die mehrere Teilflächen angeschlossen werden können (hier Versickerung)
AWS	Alternative Wassersysteme
B	Budgetvorgabe
B&B	Branch-and-Bound-Verfahren
B&Cut	Branch-and-Cut-Verfahren
b _{abf}	Anteil Stofffracht im Abfluss
b _{auf}	Anteil durch Behandlung zurückgehaltene Stofffracht
BauGB	Baugesetzbuch
b _{boden}	Anteil Stofffracht, die in den Boden gelangt
BBodSchV	Bundesbodenschutzverordnung
B _{CSB}	CSB-Fracht
bdew	Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.
b _{due}	Anteil Stofffracht, der einer stofflichen oder energetischen Verwertung zugeführt wird
BH1	Maßnahme Behandlung Regenwasser in technischer Anlage
BH2	Maßnahme Behandlung Regenwasser in naturnaher Anlage
b _i	Bedarfswert im Knoten i
b _i ^A	Bedarfswert „Fläche“ im Knoten i

Zeichen	Erläuterung
b_i^{FR}	Bedarfwert „Fracht Niederschlagsabfluss“ im Knoten i
b_i^{FT}	Bedarfwert „Fracht Trockenwetterabfluss“ im Knoten i
b_i^K	Bedarfwert Fluss K im Knoten i
b_i^R	Bedarfwert „Bemessungsregenabfluss“ im Knoten i
b_i^T	Bedarfwert „mittlerer Trockenwetterabfluss“ im Knoten i
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
B_{jpt}	Bau der Kante j im Modus p zur Zeit t
BKI	Baukostenindex
bk_{jp}	Baukosten der Kante j im Modus p
b_{KKA}	Anteil Stofffracht, der einer Kleinkläranlage zugeführt wird
BLAG	Bund-Länder-Arbeitsgruppe
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich
B_{QF}	Stofffracht im Fremdwasserabfluss
B_R	Stofffracht im Niederschlagsabfluss
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
B_T	Stofffracht im Trockenwetterabfluss
<i>bud</i>	Budgetierung
b_{verd}	Anteil Stofffracht, der zum Knoten Verdunstung gelangt (fiktiv)
b_{vers}	Anteil Stofffracht des aufbereiteten Grauwassers, der zur Versickerung gelangt
BWK	Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.
c	Konstante
C	Konzentration eines Schmutzstoffes
C	Kohlenstoff
C _{CSB}	CSB-Konzentration
ceMFA	cost, energy and material flow analysis
CML	Centrum voor Milieukunde at Leiden University
CO ₂	Kohlendioxid
C _{QH}	Konzentration eines Schmutzstoffes im häuslichen Schmutzwasserabfluss
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf

Zeichen	Erläuterung
C_T	Konzentration eines Schmutzstoffes im Trockenwetterabfluss
Cut	Schnittebenenverfahren
DeSa/R	Decentralised Sanitation and Reuse
dim_{jp}^A	oberer Kapazitätsschranke der Kante j im Modus p für Fluss A
dim_{jp}^{RT}	oberer Kapazitätsschranke der Kante j im Modus p für Fluss R + T
dim_{jp}^T	oberer Kapazitätsschranke der Kante j im Modus p für Fluss T
DIN	Deutsches Institut für Normierung
d_{jp}	Baudauer der Kante j im Modus p
DN	Nennweite
Dr	Drossel
DS	Drucksystem
DSS	Decision Support System
DüMV	Düngemittelverordnung
DüngG	Düngegesetz
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
e	mittlere Entlastungsrate nach ATV-A 128 (ATV, 1992)
E	Einwohner
ecosan	ecological sanitation
EDTA	Ethylendiamintetraacetat
EG	Einzugsgebiet bei räumlicher Dekomposition
Ent	Maßnahme Flächenentsiegelung
erf. m	Mindest-Mischverhältnis nach ATV-A 128 (ATV, 1992)
EUS	Entscheidungsunterstützendes System
ev	vorhandene Entlastungsrate
EW	Einwohnerwert
ez	zulässige Entlastungsrate
EZ	Einwohnerzahl
F	(Ziel-)Funktion
\mathcal{F}	Menge von Flusstypen
fbr	Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V.
f_i	Komponente der Zielfunktion bei multikriteriellen Optimierungsproblemen

Zeichen	Erläuterung
fk_j^K	fiktive flussabhängige Kosten
FLL	Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung, Landschaftsbau e.V.
FR	Kennzeichnung Fluss „Fracht im Niederschlagsabfluss“
FT	Kennzeichnung Fluss „Fracht im Trockenwetterabfluss“
g	Nebenbedingung
G	Basisszenario Grauwasserseparation
G	Gewichtung der Zielfunktionen
GD	Maßnahme Dachbegrünung
gew	Gewässer
GIS	Geografisches Informationssystem
GIZ	Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit
GRIP	Ganzheitliches Rechnungsverfahren zur Investitionsplanung
GTZ	Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
GW	Grauwasser
GW_BF	Maßnahme Grauwasserbehandlung durch Bodenfiltration
GW_BF_N	Maßnahme Grauwasserbehandlung durch Bodenfiltration mit Nutzung des aufbereiteten Grauwassers als Betriebswasser im Haushalt
GW_T	Maßnahme Grauwasserbehandlung durch technische Anlage
GW_T_N	Maßnahme Grauwasserbehandlung durch technische Anlage mit Nutzung des aufbereiteten Grauwassers als Betriebswasser im Haushalt
GW_VM	Maßnahme Versickerung von aufbereitetem Grauwasser
GW_Z	Maßnahme Zentrale Behandlung Grauwasser auf der Kläranlage
HMUEJFG	Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit
HMULV	Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz
i	Knotennummer
IP	ganzzahliges Optimierungsproblem (Integer Program)
IST	Werte im Istzustand
j	Kantenummer
K	Kalium

Zeichen	Erläuterung
K	Fluss im mathematischen Modell
$K(1)$	ökonomische Kosten im mathematischen Modell
$K(2)$	ökologische Kosten im mathematischen Modell
KA	Kläranlage
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert
$K_i(1)$	Anteile ökonomische Kosten
$K_i(2)$	Anteile ökologische Kosten
KKA	Maßnahme Klein(st)kläranlage
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
k_{st}	Strickler-Beiwert
l_{jp}^K	untere Kapazitätsschranke der Kante j im Modus p für Fluss K
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LB_{jpt}	Auswahl Erfordernis Spülen für Kante j im Modus p zur Zeit t
lb_{vT}	Mindestfließgeschwindigkeit bei Trockenwetter
LCA	Life Cycle Assessment, Ökobilanz
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
LP	Linear Program
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
m	Mischverhältnis nach ATV-A 128 (ATV, 1992)
MAP	Magnesium-Ammonium-Phosphat
MAUT	Multi Attribute Utility Theory
MFA	Material Flow Analysis
mie	erforderliches Mischverhältnis
MIP	mixed-integer program
miv	vorhandenes Mischverhältnis
M_j	Menge der Modi pro Kante j
mk_j	Instandsetzungskosten für Überflutungsschäden
MLUR	Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg
MOP	multikriterielles Optimierungsproblem

Zeichen	Erläuterung
MP	Mathematical Programming Engine
MUFV	Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz
MURL	Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen
MW	Mischwasser
MWK	Mischwasserkanal
N	Stickstoff
NASS	Neuartige Sanitärsysteme
NB	Nebenbedingung
nd_{IST}	Restnutzungsdauer vorhandener Elemente
nd_{jp}	Nutzungsdauer der Kante j im Modus p
nds_{jp}	Nutzungsdauer der Kante j nach Sanierung
NETSSAF	Network for the development of Sustainable Approaches for large scale implementation of Sanitation in Africa
NFP	Netzwerkflussproblem
N_{ges}	Stickstoff, gesamt
OA	Oberflächige Ableitung
OA1	Maßnahme Oberflächige Ableitung in Pflasterrinnen
OA2	Maßnahme Oberflächige Ableitung in Rasenrinnen
OR	Operations Research
P	Phosphor
P	Lösungsraum, zulässiger Bereich
p	Modus
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
P_{ges}	Phosphor, gesamt
$p_u^{dr}(RT)$	approximierter Wert für Regenwetterabfluss (R + T) im Zufluss zu Sonderbauwerken
Q_B	betrieblicher Schmutzwasserabfluss
Q_F	Fremdwasserabfluss
$Q_{F,aM}$	mittlerer jährlicher Fremdwasserabfluss
q_{Fae}	(einwohnerspezifischer) Anfall Fäzes
q_{Gr}	(einwohnerspezifischer) Abfluss Grauwasser

Zeichen	Erläuterung
Q_H	häuslicher Schmutzwasserabfluss
Q_M	Drosselabfluss (Bemessungszufluss zur Kläranlage)
Q_{\max}	Maximalabfluss bei Regenwetter
Q_R	Regenabfluss
$Q_{S,aM}$	mittlerer jährlicher Schmutzwasserabfluss
q_U	(einwohnerspezifischer) Abfluss Urin
Q_v	Vollfüllungsabfluss
q_{WC}	(einwohnerspezifischer) Spülwasserabfluss
R	Kennzeichnung Fluss „Bemessungsniederschlagsabfluss“
RD	Räumliche Dekomposition
$r_{D,n}$	Bemessungsregenspende
res	Ressourcen
Ret	Maßnahme Sonstige Retention
r_{jpi}	benötigte Menge an Ressourcen i für Kante j im Modus p
rlb_{vT}	zulässige Unterschreitung der Mindestfließgeschwindigkeit
$RN1$	Maßnahme Regenwassernutzung im Haushalt
$RN2$	Maßnahme Regenwassernutzung nur zur Gartenbewässerung
$RÜ$	Regenüberlauf
$RÜB$	Regenüberlaufbecken
RW	Regenwasser
RWB	Regenwasserbewirtschaftung
RWK	Maßnahme Neubau / Änderung Regenwasserkanal
RWM	Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung
S	Basisszenario Schwarzwasserseparation
S	Schwefel
SAN	Maßnahme Sanierung Kanäle
SF	Schmutzfracht
SF_{pot}	Schmutzpotenzial auf der Oberfläche
S_{jpt}	Sanierung der Kante j im Modus p zur Zeit t
spk_j	erhöhte Spülkosten für Kante j
SQ	Superquelle im mathematischen Modell
SuS	Supersenke im mathematischen Modell

Zeichen	Erläuterung
SuSan	Sustainable Sanitation
SW	Schmutzwasser
SW_Bio	Maßnahme Biologische Schwarzwasserbehandlung
SW_KoT1	Maßnahme Komposttoiletten (Kleinkammersystem)
SW_KoT2	Maßnahme Komposttoiletten (Großkammersystem)
SW_Z	Maßnahme Zentrale Schwarzwasserbehandlung auf Kläranlage
SWK	Maßnahme Neubau / Änderung Schmutzwasserkanal
SWM	Maßnahmen der Neuartigen Sanitärsysteme
T	Kennzeichnung Fluss „Trockenwetterabfluss“
\mathcal{T}	Untersuchungszeitraum, Betrachtungszeitraum
\mathcal{T}_B	Umsetzungszeitraum
TG	Teilgebiet
TOC	Total Organic Carbon, gesamter organischer Kohlenstoff
TR^{RW}	Trennung Regenwasser vom Mischwasserkanal
TR^{SW}	Trennung Schmutzwasser vom Mischwasserkanal
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
TS	Trockensubstanzgehalt
TS	Teilstrom des häuslichen Abwassers
TW	Trockenwetterabfluss
TW	Trinkwasser
U_Sep	Maßnahme Urinseparation mit Speicherung
UBA	Umweltbundesamt
UG	Untersuchungsgebiet
uk_{jp}	Unterhaltungskosten der Kante j im Modus p
V	Variation
ν	Knotenmenge
Var	Variablen des mathematischen Modells
VAR	Menge von Maßnahmen, die zur Erreichung des Zielzustandes zwingend durchgeführt werden müssen
verm. erw	mittlere Entlastungsrate des Niederschlagsabflussanteils im Entlastungsabfluss
verm. etw	mittlere Entlastungsrate des Trockenwetterabflusses im Entlastungsabfluss

Zeichen	Erläuterung
VG	Variation der Zielgewichtung
V_{jpt}	Auswahl Fließgeschwindigkeit aus Tabelle für Kante j im Modus p zur Zeit t
VK(1)	Variation innerhalb der ökonomischen Kriterien
VK(2)	Variation innerhalb der ökologischen Kriterien
VM	Maßnahme Versickerung (Muldenversickerung)
VMz	Maßnahme Versickerung ((semi-) zentrales Becken)
vorh. e	mittlere Entlastungsrate im Entlastungsabfluss
vorh. m	mittleres Mischverhältnis im Entlastungsabfluss
VS	Vakuum-/Unterdrucksystem
VT	Variation des Untersuchungszeitraumes
WE	Wohneinheit
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
$w_{s,d}$	einwohnerspezifischer täglicher Schmutzwasseranfall
WS	Wassersparende Techniken
WS_Gr	Maßnahme Wassersparende Techniken Grauwasser
WS_WC	Maßnahme Wassersparende Techniken Toilette
$w_{it}^{dr}(DR)$	approximierter Wert für Drosselabfluss
X	Menge der zulässigen Lösungen
x^*	Optimale Lösung
X_{jt}^A	R-Fluss auf Kante j zum Zeitpunkt t
X_{jt}^{FR}	FR-Fluss auf Kante j zum Zeitpunkt t
X_{jt}^{FT}	FT-Fluss auf Kante j zum Zeitpunkt t
X_{jt}^K	Fluss K auf der Kante j zur Zeit t
X_{jt}^T	T-Fluss auf Kante j zum Zeitpunkt t
X_{Qmax}	Divisor für Schmutzwasserabfluss (Spitzenwert)
X_{wt}^A	momentane Wert der Wasserbilanz
X_{wt}^T	momentane Werte der Ressourcenschonung
Y_{jpt}	Freischaltung der Kante j im Modus p zur Zeit t
z	Zielfunktionswert
Z	Lösungsraum im z_i -Koordinatensystem
Z	Zielwerte für Zielzustand
ZD	Zeitliche Dekomposition
XXVI	

Zeichen	Erläuterung
Z_{due}	Zielwert für Anteil des (häuslichen) Schmutzwassers, der einer stofflichen oder energetischen Verwertung zugeführt wird
Z_E	Menge der effizienten Zielvektoren
Z_F	Zielfunktion
z_{fj}	Faktor zur Berechnung zeitabhängiger Unterhaltungskosten
Z_{gwn}	Zielwert für Anteil des (häuslichen) Schmutzwassers, der als aufbereitetes Grauwasser im Haushalt wiedergenutzt wird
Z_h	Zielwerte zur Ressourcenschonung
Ziel	Zielfunktion
ZK	Zwischenknoten Maßnahmen
Z_{nutz}	Zielwert für Anteil des Niederschlags, der einer Nutzung im Haushalt als Betriebswasser zugeführt wird
Z_{twe}	Zielwert für Anteil des (häuslichen) Schmutzwassers, der durch trinkwassersparende Techniken eingespart wird
zul. e	zulässige Entlastungsrate nach ATV-A 128 (ATV, 1992)
Z_{verd}	Zielwert für Anteil des Niederschlags, der verdunstet
Z_{vers}	Zielwert für Anteil des Niederschlags, der versickert
Z_w	Zielwerte des naturnahen Wasserhaushalts
α	Gewichtungsfaktor ökonomische Kosten
β	Gewichtungsfaktor ökologische Kosten
$\gamma_i(1)$	Gewichtungsfaktoren der ökonomischen Einzelkosten
$\gamma_i(2)$	Gewichtungsfaktoren der ökologischen Einzelkosten
ΔT	Zeitschritt
ε_i	Schranke bei Methode der Beschränkung
λ_j^K	Flussaufteilungswert der Kante j
ψ_m	Mittlerer Abflussbeiwert
ψ_s	Spitzenabflussbeiwert

Die weiteren im Rahmen der mathematischen Modellierung definierten Parameter, die nicht im Haupttext verwendet wurden, sind in Anhang A 4.1 aufgeführt.

1 Einführung

1.1 Veranlassung und Problemstellung

In der Siedlungswasserwirtschaft dominieren derzeit über lange Zeiträume gewachsene, zentrale Ver- und Entsorgungssysteme, die eindeutig nicht den Ansprüchen der Nachhaltigkeit genügen. Neue Anforderungen der Ressourceneffizienz werden überlagert von den Auswirkungen des demografischen, klimatischen und wirtschaftsstrukturellen Wandels und dem hohen Sanierungsbedarf der bestehenden Systeme. Die Forderung nach einer Anpassung der Abwasserentsorgungskonzepte bedingt einen hohen Neu- und Umbaubebedarf im Bestand.

Als Alternativen zur konventionellen Abwasserentsorgungspraxis werden ressourcenorientierte Konzepte diskutiert. Im Bereich der Regenwasserentsorgung wird schon seit vielen Jahren Abstand vom Ableitungsprinzip genommen und der weitgehende Erhalt des lokalen Wasserhaushalts ist als Zielgröße etabliert worden (u.a. DWA, 2006a; BLAG, 2008). In jüngerer Vergangenheit werden aber auch Alternativen zur konventionellen Schmutzwasserentsorgung vorgeschlagen, die lokale Wasser- und Stoffkreisläufe schließen sollen. Solche Neuartigen Sanitärsysteme werden auch in Deutschland in zahlreichen Forschungsprojekten im Pilotcharakter eingesetzt, wissenschaftlich begleitet und in ihrer Wirksamkeit, Wirtschaftlichkeit und Akzeptanz untersucht (u.a. Sperling, 1999; Oldenburg et al., 2008b; Peter-Fröhlich et al., 2004; Hillenbrand, 2009). Zur Bewertung von konventionellen und neuartigen siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen unter ökonomischen, ökologischen und ressourceneffizienten Kriterien finden sich zwischenzeitlich vielfältige Ansätze und Methoden (z.B. DWA, 2008; Herbst, 2008; Hillenbrand et al., 2010). Ferner werden entscheidungsunterstützende Systeme zur Auswahl von Elementen zum nachhaltigen Umgang mit Regenwasser (z.B. Ellis et al., 2006) oder zu Neuartigen Sanitärsystemen (z.B. van der Vleuten-Balkema, 2003; Huang et al., 2004) erarbeitet.

Nur wenige Forschungen beschäftigen sich allerdings mit der zeitlichen Abfolge des Überganges siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme (z.B. Schiller, 2010; Kluge u. Libbe, 2010). Deutlicher Forschungsbedarf besteht folglich in der Fragestellung, wie eine Strategie¹ für die Umsetzung einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung in bestehenden Siedlungsgebieten aussehen könnte, unter

¹ Als Strategie im Rahmen dieser Arbeit wird ein längerfristig ausgerichteter Plan zur Erreichung eines Ziels unter Berücksichtigung der Faktoren, die in das Vorgehen hineinspielen können, der verfügbaren Mittel und Ressourcen verstanden (Duden, 2012)

der Voraussetzung, dass der gewünschte nachhaltige Zielzustand bekannt ist. Durch methodische Ansätze kann sichergestellt werden, dass jeder Umbauschritt für die Zukunft ökonomischen und ökologischen Nutzen bringt.

1.2 Zielsetzung und Schwerpunkt der Arbeit

Die Zielsetzungen der Siedlungswasserwirtschaft verschieben sich von der Ver- und Entsorgungssicherheit und dem Gewässerschutz hin zu einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung. Sollen diese Ziele etabliert werden, wird auch die Anpassung bestehender Abwassersysteme erforderlich. Fundamentale Voraussetzungen für langfristige Umgestaltungsplanungen sind der Erhalt der Funktionstüchtigkeit der Systeme, der optimierte Einsatz der finanziellen Mittel und die Minimierung von negativen Umweltauswirkungen. Die konventionelle Projekt- oder Bauablaufplanung wendet hierzu Einzelinstrumente an, um v.a. kostenorientierte Lösungen mit geringem Mittel- und Ressourceneinsatz zu finden. Zur methodischen Entwicklung optimierter, langfristig ausgerichteter Umgestaltungsstrategien ist der alleinige Einsatz solcher Instrumente nicht geeignet. Eine umfassende Methodik sollte neben einer Betrachtung der verschiedenen siedlungswasserwirtschaftlichen Belange die gleichzeitige Berücksichtigung mehrerer, auch konkurrierender, Zielkriterien erlauben.

Damit lassen sich die primären Ziele der vorliegenden Forschungsarbeit wie folgt benennen:

- Gewinn vertiefter Kenntnisse zur möglichen Umgestaltung siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme
- Ableitung von Bewertungs- und Optimierungskriterien für eine Umgestaltung
- Entwicklung eines Modellansatzes zur Optimierung der zeitlichen und räumlichen Abfolge einzelner Umbau- und Anpassungsmaßnahmen nach funktionalen, ökonomischen und ökologischen Kriterien
- Verifizierung des Modellansatzes an unterschiedlichen Einzugsgebieten und Fragestellungen
- Ableitung von Strategiehinweisen und -empfehlungen zur weitreichenden Integration einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung in Bestandsgebieten

Die vorliegende Arbeit soll damit einen Beitrag zur Optimierung von Systemumgestaltungen von heutigen Abwasserentsorgungssystemen zu zukünftigen, stärker an Nachhaltigkeitsgedanken orientierten Systemen liefern. Im Vordergrund steht hierbei die Erarbeitung einer Methodik, die für unterschiedliche Arten von Siedlungstypen die langfristige Umgestaltung von bestehenden Wasser- und Abwassersystemen mit ihren spezifischen Randbedingungen und vorhandenen Anlagen in einen zukünftigen Zustand der ressourcenorientierten Abwasserbe-

wirtschaftung schrittweise vollzieht. Dabei soll die zeitliche und räumliche Abfolge der einzelnen Umbau- und Modernisierungsmaßnahmen nach ökonomischen, funktionalen und ökologischen Kriterien bis zum Erreichen des gewünschten Endzustands festgelegt werden. Die Methodik soll mithilfe eines mathematischen Optimierungsmodells umgesetzt werden, das die Umsetzung der Anpassungs- und Umbaumaßnahmen unter der Minimierung von Kosten und Umweltauswirkungen gewährleistet.

Das erstellte Werkzeug soll für verschiedene Einzugsgebiete und Rahmenbedingungen angewendet werden, um einerseits die Anwendungsmöglichkeiten und Grenzen des Modells zu untersuchen und andererseits Erkenntnisse und Folgerungen für optimale Strategien zur Umgestaltung von (Ab-)Wassersystemen zu liefern. Ziel ist die Erstellung erster Empfehlungen für die Strategieentwicklung zur Integration Neuartiger Sanitärkonzepte in Bestandsgebieten.

1.3 Vorgehensweise

Im folgenden Teil der Arbeit (Kapitel 2) wird der Kenntnisstand zu neuen Zielvorstellungen in der Siedlungswasserwirtschaft, den Alternativen der derzeitigen Abwasserbewirtschaftung und deren möglicher Integration in bestehende Siedlungswasserwirtschaftliche Systeme dokumentiert und bewertet. Von besonderem Interesse sind die Auswirkungen auf bestehende Wasserver- und -entsorgungssysteme. Die Analyse bestehender Umgestaltungs- und Transformationsstrategien, deren Bewertungsmöglichkeit und erster modelltechnischer Ansätze schließt die Zusammenstellung des Kenntnisstandes ab.

Die Folgerungen aus bisherigen Überlegungen zur Systemumgestaltung und den Kenntnislücken sowie eigene Zielvorstellungen werden anschließend als Anforderungen für das mathematische Modell formuliert (Kap. 3.1). Hierbei werden neben den mathematischen Voraussetzungen und den erforderlichen Optimierungsprozessen v.a. Systemgrenzen, Bewertungsrahmen und mögliche sowie erforderliche Vereinfachungen definiert (Kap. 3.2). Diese fließen in die nachfolgende Entwicklung des mathematischen Modells ein (Kap. 3.3). Das mathematische Modell basiert zum Teil auf Arbeiten innerhalb eines Forschungsprojektes an der Technischen Universität Kaiserslautern² (Kap. 3.3.1 – 3.3.4). Es wurde im Rahmen dieser Arbeit erweitert und modifiziert.

Die Optimierungsaufgabe wurde als bi-kriterielles Problem mit den beiden Zielfunktionen ökonomische und ökologische Kosten definiert. Die Abbildung der vielschichtigen Zusammenhänge innerhalb des urbanen Wasser- und Stoffkreis-

² Forschungsprojekt „*OptionS* - Optimierung von Strategien zur langfristigen Umsetzung einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft“ in Zusammenarbeit des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft und der Arbeitsgruppe Optimierung, Technischen Universität Kaiserslautern, gefördert von der Stiftung Innovation Rheinland-Pfalz (2005-2007) (Schmitt et al., 2007)

laufs macht eine komplexe Modellstruktur als Knoten-Kanten-Netzwerk erforderlich. Um eine realistische Modellierung langfristiger Baumaßnahmen in wasserwirtschaftlichen Systemen zu erreichen, wird ein mathematisches Modell erarbeitet, das erstmalig Projektplanungs- und Netzwerkflussprobleme innerhalb der mathematischen Optimierung so miteinander verknüpft, dass eine simultan-abhängige Betrachtung beider Probleme ermöglicht wird. Als Lösungsverfahren für das aufgestellte Optimierungsmodell wurden im Rahmen des Forschungsprojektes *OptionS* auf der Grundlage von Standardverfahren verschiedene Algorithmen zur Dekomposition des Problems entwickelt. Nachfolgend wird das aufgestellte Modell durch eine PC-Implementierung zu einem Optimierungstool erweitert.

Den Schwerpunkt der Arbeit bildet die anschließende Modellanwendung zur Transformationsplanung (Kapitel 4) und die Darstellung der Ergebnisse und Diskussion (Kapitel 5). Für verschiedene Siedlungsgebiete und Randbedingungen wird das Modell angewendet und die als Lösung resultierenden optimalen Umsetzungsstrategien werden ausgewertet. Eine umfangreiche Ergebnisdarstellung zeigt die Leistungsfähigkeit und das Anwendungspotenzial des entwickelten Optimierungsmodells. Hierbei wird neben verschiedenen Grundscenarien, wie der Umsetzung einer umfassenden Schwarz- oder Grauwasserseparation, v.a. der Einfluss der Optimierungskriterien auf das Ergebnis untersucht. Eine Sensitivitätsanalyse zu Gewichtungen der Zielfunktionen, der Auswahl ökologischer Kriterien oder ökonomischer Randbedingungen liefert die Grundlagen für Empfehlungen zur weiteren Modellanwendung und Strategieentwicklung zur Systemumgestaltung. Neben der Definition von Anwendungsbereichen, dem Potenzial und Defiziten der gewählten Methodik werden verallgemeinernd für verschiedene Veranlassungen einer Umgestaltung Strategieempfehlungen der Systemtransformation dargestellt. Abschließend werden die Erkenntnisse zusammengefasst, Folgerungen für die Umgestaltungsplanung abgeleitet und ein Ausblick gegeben (Kapitel 6).

2 Siedlungswasserwirtschaft im Wandel

2.1 Veränderte Zielvorstellungen und Rahmenbedingungen

Die Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung in Deutschland und den meisten Industrieländern sind derzeit auf hohem Niveau sichergestellt. Die ursprünglichen Hauptaufgaben siedlungswasserwirtschaftlicher Anlagen, den angeschlossenen Verbrauchern wirtschaftlich genügend Wasser in einwandfreier Qualität bereitzustellen, die Aufrechterhaltung hygienischer Verhältnisse in den Siedlungen, die Vermeidung bzw. Einschränkung von Überflutungen und der Gewässerschutz werden meist mit zentralen Ver- und Entsorgungskonzepten gelöst. Die Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme sind über Jahrzehnte gewachsen und wurden ständig erweitert und optimiert. Die Vorteile, die sich hieraus ergeben, sind, neben einer hohen Ver- und Entsorgungssicherheit, die klar geregelten Zuständigkeiten und effizienten Überwachungsmöglichkeiten.

Seit Mitte der 1990er werden verstärkt die Schwächen der umgesetzten Wasserinfrastruktursysteme diskutiert (z.B. Larsen u. Gujer, 1996; Otterpohl et al., 1999a, 1999b; Lange u. Otterpohl 2000; Lens et al., 2001). Im Vordergrund stehen dabei Aspekte der Nachhaltigkeit, die den hohen Trinkwasser- und Energiebedarf, die fehlende Rückgewinnung von Nährstoffen und die Finanzierbarkeit betreffen. Auch Gewässerbelastungen mit bislang wenig betrachteten Schadstoffen (z.B. Krankheitserreger, Medikamentenrückstände, organische Schadstoffe) stellen ein Problem in den herkömmlichen Systemen dar. Zentraler Kritikpunkt an konventionellen Ver- und Entsorgungssystemen sind die hohen Anfangsinvestitionen und, verbunden mit der langen Lebensdauer, die hohe Kapitalbindung. Die leitungsgebundenen Systeme sind inflexibel und weisen inzwischen einen hohen Sanierungsbedarf auf (u.a. Scheele et al., 2008; Hillenbrand, 2009). Vor dem Hintergrund der weltweiten Versorgungs- und Sanitärsituation wird mittlerweile auch in der geringen Exportfähigkeit für viele Regionen der Erde ein Nachteil gesehen (DWA, 2008).

Angestoßen durch diese Diskussionen haben sich die Ziele innerhalb der Wasserver- und Abwasserentsorgung in den letzten Jahren geändert und sind eher an Nachhaltigkeitsgedanken orientiert. Im Bereich der *Wasserversorgung* stellt sich immer öfter die Frage, ob für verschiedene Zwecke stets Wasser, das höchsten Qualitätsansprüchen genügt, zur Verfügung gestellt werden muss. Die Mehrfachverwendung und Kreislaufschließung, die im industriellen Bereich schon seit langem praktiziert wird, gewinnt immer stärkeres Gewicht auch im häuslichen

Bereich. Hierbei wird abfließendes Regenwasser, aber auch aufbereitetes Abwasser, als alternative Betriebswasserquelle angesehen.

Für die *Siedlungsentwässerung* ergeben sich mit der Abkehr vom Ableitungsprinzip für Regenwasser seit den 1990er Jahren neue Zielsetzungen, die v.a. eine dezentrale und naturnahe Bewirtschaftung des Regenwassers aus wasserwirtschaftlichen und Kostengründen nennen (z.B. Butler u. Davies, 2000; Sieker, 2001; Geiger und Dreiseitl, 2005; UBA, 2009). Maßnahmen einer ökologisch orientierten Siedlungsentwässerung beinhalten z.B. die ortsnahe Versickerung, den Rückhalt von Regenwasser oder die Zwischenspeicherung, Nutzung und gedrosselte, zeitverzögerte Ableitung in oberirdische Gewässer (DWA, 2007). Inzwischen wird als übergeordnete Zielsetzung für die Siedlungsentwässerung der weitgehende Erhalt des lokalen Wasserhaushalts gefordert (DWA, 2006a; BLAG, 2008; UBA, 2009). Durch die Einführung des Begriffes „Integrale Siedlungsentwässerung“ (DWA, 2006a) werden die Systemgrenzen ausgeweitet und die Wechselwirkungen mit angrenzenden Teilsystemen sowohl der urbanen Wasserwirtschaft als auch mit Oberflächen- und Grundwasser und Boden in den Fokus gerückt. Die Entsorgungssicherheit, bisher absolut vorrangiges Ziel städtischer Entwässerungssysteme, der Gewässerschutz und weitere Nutzungssicherungen werden als gleichrangige Schutzgüter formuliert (Schmitt, 2009). Im Bereich des Gewässerschutzes werden derzeit bundesweit einheitliche Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagswasser in Form eines eigenen Anhangs zur Abwerverordnung (AbwV, 2004) diskutiert (BLAG, 2008). Darüber hinaus schreibt die Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG, 2009) vor, Niederschlagswasser ortsnah zu bewirtschaften oder ohne Vermischung mit Schmutzwasser in ein Gewässer einzuleiten, sofern keine wasserwirtschaftlichen Belange entgegenstehen.

Im Bereich der *Abwasserreinigung* hat sich das Spektrum der zu entfernenden Schmutzstoffe im Laufe der Zeit von Feststoffen über Sauerstoff zehrende Substanzen zu Nährstoffen vergrößert (AbwV, 2004) und wird sich in Zukunft weiter ausdehnen (EG, 2000; Gujer, 2011; KA, 2012). Innerhalb der vierten Reinigungsstufe steht die Elimination von Mikroschadstoffen ebenso in der Diskussion wie die durch gestiegene Nutzungsansprüche (z.B. Freizeitaktivitäten an Gewässern) erforderliche Hygienisierung von Kläranlagenabläufen (Steinmetz, 2009a). Zunehmend setzt sich die Erkenntnis durch, dass Abwasserbehandlung nicht alleine dem Ziel des Gewässerschutzes unterworfen sein sollte (Kluge u. Libbe, 2010). Vielmehr gewinnen die Nutzung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen – die Nährstoffe Phosphat, Nitrat und Kalium, die Energiepotenziale sowie das Wasser selbst – eine immer größere Bedeutung.

Neue ökologische Entwicklungen und Veränderungen bei wichtigen Rahmenbedingungen stellen für die Siedlungswasserwirtschaft neue Herausforderungen dar. Diese beeinflussen die klassischen netzgebundenen Infrastruktursysteme in entscheidendem Maße und begünstigen die Entwicklung und Einbeziehung al-

ternativer Ansätze und Systemlösungen. Neue Herausforderungen werden hierbei v.a. in folgenden Bereichen gesehen (s. u.a. Lens et al., 2001; Helleburst, 2006; Hillenbrand u. Hiessl, 2006, 2007; Schmitt et al., 2006, 2011; Brandes u. Maas, 2007; Brown, 2007; Bundeskabinett, 2008; DWA, 2008; Scheele et al., 2008; Hillenbrand, 2009; Duffy et al., 2010; UBA, 2012; Bundesregierung, 2011; Jefferies u. Duffy, 2011; Fraunhofer ISI, 2012):

- Aufgrund des *demografischen Wandels* werden sich in weiten Teilen Deutschlands die Nutzerzahlen für die Wasserinfrastruktursysteme deutlich verringern. Der sinkende Wasserverbrauch kann zum Erreichen und Überschreiten funktionaler oder ökonomischer Grenzen der bestehenden Systeme führen.
- Der *Klimawandel* führt zu, ebenfalls regional unterschiedlich ausgeprägten, veränderten Temperaturen, Niederschlagsmengen und -verteilungen. Zunehmende Starkregenereignisse erfordern flexible und anpassungsfähige Strukturen und ein Umdenken in der Sicherstellung des Überflutungsschutzes im Sinne einer kommunalen Gemeinschaftsaufgabe.
- Neue *ökologische und umweltpolitische Anforderungen* bspw. hinsichtlich der Regenwasserbewirtschaftung oder der Elimination von Mikroschadstoffen aus dem Abwasser bedingen zunehmend Maßnahmen an der Quelle.
- Die *Verknappung natürlicher Ressourcen* (v.a. Phosphor, fossile Energieträger), die zu stark gestiegenen Rohstoff- und Energiepreisen führt, und die Diskussion der Öko-Effizienz in der produktiven Dienstleistung macht eine effiziente Abwasserentsorgung und die Rückgewinnung von Ressourcen erforderlich.
- Die *Energiewende* führt zu einer grundlegenden Systemtransformation der Energieversorgung (Strom und Wärme), bei der dezentrale (kommunale) Strukturen der Energieerzeugung und -versorgung größere Bedeutung erlangen werden. Das Energiepotenzial im Abwasser wird in Zukunft eine große Rolle spielen.
- Technische und organisatorische *Innovationen* (Behandlungstechniken, Produktionsverfahren, Informationstechnologie) erweitern die Spielräume für Konzeption und Umsetzung Neuartiger Sanitärsysteme und können einerseits zu einer Verbesserung der Ressourceneffizienz beitragen und andererseits Probleme bei stark verringertem Trinkwasserbedarf verschärfen.
- Die *Siedlungsentwicklung* betreffend, steigt in Deutschland trotz durchschnittlichem Bevölkerungsrückgang die Versiegelung durch die Erschließung zusätzlicher Siedlungs- und Verkehrsflächen ständig an. Dies bringt eine entsprechende Ausdehnung der Ver- und Entsorgungsstruktur mit sich, welche in peripheren Lagen besonders kostenaufwändig sein kann und zentralen Ver- und Entsorgungsansätzen entgegensteht.

-
- Der *Export* von technisch und regional angepassten Wassertechnologien in andere Länder wird in den nächsten Jahren an Bedeutung gewinnen. Für den Export sind neue, angepasste Lösungen zu entwickeln, deren Funktionalität und Zuverlässigkeit durch eine Vielzahl von Pilotsystemen dokumentiert sein sollte.

Die Veränderungen in Zielvorstellungen und wichtigen Randbedingungen führen zu einem Veränderungsdruck auf die über viele Jahrzehnte gewachsenen komplexen Strukturen der Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme. Den Veränderungsprozessen stehen die langen Nutzungsdauern der urbanen Wasserinfrastruktur gegenüber. Die Unsicherheit, ob diese aufgrund der sich ändernden Rahmenbedingungen zukünftig entsprechend ihrer technisch möglichen Nutzungsdauer betrieben werden kann, nimmt zu (Fraunhofer ISI, 2012). Die neuen Anforderungen und der Sanierungs- und Reinvestitionsbedarf bedingen erhebliche Investitionen zur Erneuerung und Anpassung der siedlungswasserwirtschaftlichen Systeme. Kommunen und Praxis stehen vor der Herausforderung, geeignete technische Anpassungsstrategien zu entwickeln (Sigglow, 2011).

Es stellt sich die Frage, ob zur Erreichung der Ziele die konventionellen Systeme weiterentwickelt werden oder eine Substitution bzw. Ergänzung durch neue Systeme stattfinden sollte. Innovative Ansätze im konventionellen Bereich der Abwasserbehandlung sind bspw. in der weitergehenden Mischwasserbehandlung, in der Minimierung von Emissionen durch optimierte Betriebsführung von Entwässerungssystemen und Kläranlagen oder dem integralen Betrieb der Entsorgungsanlagen zu sehen. Die Entwicklung von optimierten Instandhaltungs- und Sanierungsstrategien gewährleistet die dauerhafte Funktion der bestehenden Anlagen unter möglichst geringen Aufwendungen (z.B. Saegrov, 2005, 2008). Die energetische Optimierung der Abwasserreinigung und Energiegewinnung auf Kläranlagen (z.B. MUFV, 2007; UBA, 2008) rückt genauso wie die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm(asche) immer mehr in den Vordergrund (s. Montag et al., 2008). Auch zum Rückhalt von Mikroschadstoffen werden verschiedene Verfahren (Membranbelebungsverfahren, Aktivkohle, chemisch-physikalische Techniken) in zentralen Abwasserreinigungsanlagen erprobt (z.B. Dohmann, 2004; Alt u. Mauritz, 2010). Die konventionelle siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktur wurde allerdings nicht für Zwecke der Wiederverwertung angelegt und begrenzt die bestehenden Nutzungsmöglichkeiten (Kluge u. Libbe, 2010). Die Optimierungen und Ergänzungen wirken zwar in Richtung Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit, können die grundsätzlichen Randbedingungen allerdings nicht ändern. Hierzu wurden Neuartige Sanitärsysteme entwickelt, die auf einer Teilstromerfassung am Anfallort beruhen. Dadurch ergeben sich effizientere Behandlungstechniken und die Möglichkeit der Stoffstromverwertung in energetischer und stofflicher Hinsicht. Die Konzepte bedingen wesentliche Änderungen vorhandener Infrastrukturen. Die genannten Forderungen und bisherigen Erfahrungen mit neuartigen Konzepten und Technologien legen nahe, dass die derzeit

dominierenden zentralen Ver- und Entsorgungssysteme künftig zumindest teilweise ersetzt werden sollten. Gilt dies auch für den Bestand, ergibt sich ein erheblicher Um- und Neubaubedarf. Die notwendigen Veränderungsmaßnahmen bei einem Systemwechsel erfordern lange Übergangszeiträume (Hiessl et al., 2003; Beneke et al., 2004; Kluge u. Libbe, 2006, 2010). Ein Wechsel des Abwasserinfrastruktursystems kann derzeit in der Praxis nur aufgrund politischer Vorgaben oder deutlicher Kostenvorteile eines neuen Systems veranlasst werden (Herbst, 2008).

Insgesamt wird in Zukunft der Bedarf an flexiblen, an wandelnde Rahmenbedingungen anpassbare Systeme der Wasserver- und Abwasserentsorgung steigen und das Schließen von Wasser- und Stoffkreisläufen im Sinne einer Abwasserbewirtschaftung wird in den Vordergrund rücken. Als Alternativen zu der konventionellen, zentral ausgerichteten Siedlungswasserwirtschaft mit vorherrschendem Ableitungs- und „end-of-pipe“-Prinzip gibt es verschiedene Optionen aus den Bereichen der Regenwasser- und Schmutzwasserbewirtschaftung, die im folgenden Kapitel vorgestellt werden.

2.2 Ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung

Unter dem zusammenfassenden Begriff der ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung sollen im Rahmen dieser Arbeit Verfahren zur naturnahen Bewirtschaftung von Regenwasser in Siedlungen und Konzepte zum alternativen Umgang mit häuslichem Schmutzwasser – sog. Neuartige Sanitärsysteme (NASS)³ – erläutert werden.

Neuartige Sanitärsysteme werden oft mit dem Begriff „dezentrale Abwasserbehandlung“ in Verbindung gebracht. Zumeist sind die Anlagen auch für kleine Einheiten auf Gebäude- oder Komplexebene konzipiert. Viele Verfahren eignen sich aber erst ab einer gewissen Anschlussgröße oder sind in verschiedenen Skalen einsetzbar (dezentral, semizentral, zentral). Regenwasserbewirtschaftungsanlagen werden ebenfalls als dezentrale Maßnahmen bezeichnet. Einige Anlagen, z.B. Versickerungsbecken oder Mulden-Rigolen-Systeme bewirtschaften auch hier größere Einheiten. Im Rahmen dieser Arbeit werden die Begriffe für die Anlagentechnik in den drei definierten Bezugsebenen Gebäude und Nachbarschaft (dezentral), Wohnsiedlung und Stadtteil (semizentral) und Stadt/Ortschaft (zentral) genutzt (s. Abbildung 2-1).

³ Weitere gebräuchliche Benennungen sind Alternative Wassersysteme (AWS), Decentralised Sanitation and Reuse (DeSa/R), Ecological Sanitation (ecosan), Innovative Sanitärkonzepte, Neue Sanitärkonzepte, NoMix, Ökologisches Sanitärkonzept, Resource Orientated Sanitation, Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme, Sustainable Sanitation Concept, Sustainable Sanitation (SuSan), Waste Design, Source Control and On-Site-Technologies (DWA, 2008)

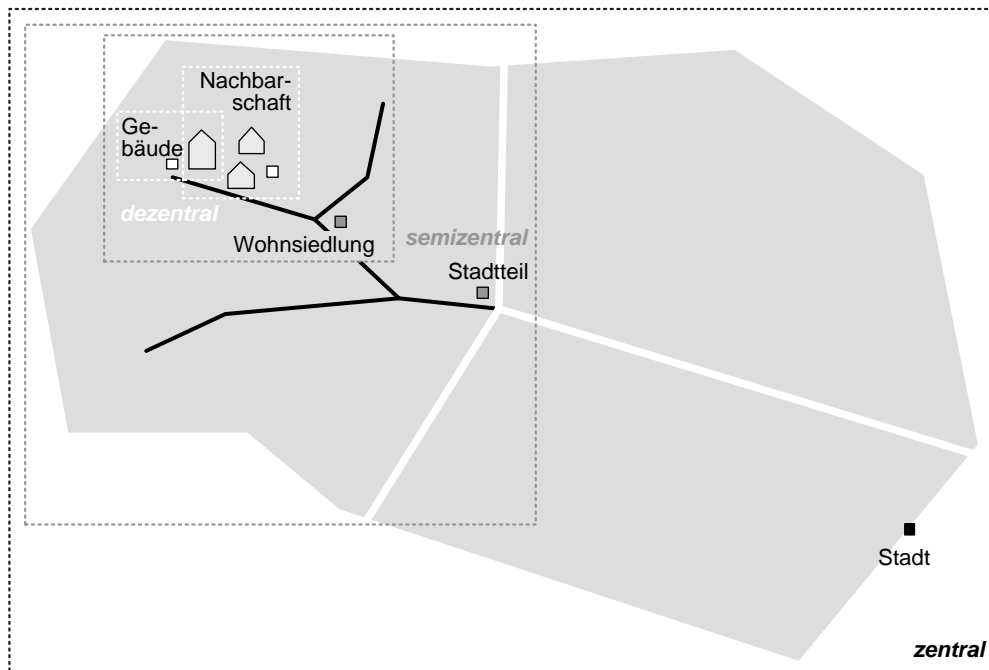


Abbildung 2-1: Bezugsebenen für die Anlagentechnik im Rahmen der Arbeit

Die Möglichkeiten einer Integration ressourcenorientierter Techniken unterscheiden sich grundlegend zwischen dem Einbau in Neubauten oder der Neuerschließung von Baugebieten und einer nachträglichen Installation im Bestand. Bei Neuerschließungen werden durch die verschiedenen Planungsstufen bis hin zum Bebauungsplan die rechtlichen, räumlichen und freiraumplanerischen Voraussetzungen für die Implementierung geschaffen. Bei der Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme oder Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen als Planungsalternative für anstehende Sanierungs- oder Umbaumaßnahmen in bestehende Systeme sind diese günstigen Randbedingungen meist nicht gegeben. In der Regel besteht ein Bestandsschutz für die vorhandene Entwässerungsform und/oder die baulichen Voraussetzungen im Bestand können ungünstig sein. Die Bereitschaft der Eigentümer zur Änderung der Systeme stellt daher die entscheidende Einflussgröße dar.

Die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung ist inzwischen auch aufgrund gesetzlicher Randbedingungen (z.B. Landeswassergesetze) ein fester Bestandteil von Planungskonzepten geworden. In Neubaugebieten wird ein nachhaltiger Umgang mit Regenwasser in städtebauliche und freiraumplanerische Konzepte integriert. Im Planungsalltag sind zur Abflussvermeidung ökologische Ansätze wie flächensparendes Bauen, flächensparende Erschließung von Siedlungen und platzsparende Anordnung von Stellflächen zu einem festen Bestandteil geworden (Beneke, 2003). Zahlreiche Ministerien und Kommunen geben Handlungsempfehlungen und Leitfäden heraus, die den Grundstückseigentümern bei der Einrichtung von verschiedenen Anlagen zum naturnahen Umgang mit Regenwasser helfen sollen. Bietet die Abkopplung von befestigten Flächen finanzielle Vorteile durch Einsparung in der Abwassergebühr oder beim Trinkwasserbezug, ist ein

gewisser Anreiz zur Umsetzung geschaffen. Förderprogramme geben weitere finanzielle Impulse. Vor allem einfache Maßnahmen, die sich sinnvoll mit anstehenden Baumaßnahmen kombinieren lassen, werden bevorzugt durchgeführt (Geiger et al., 2010).

Erfahrungen mit Neuartigen Sanitärsystemen werden vorrangig beim Einsatz in Neubauten und Modellsiedlungen bzw. Neubaugebieten gesammelt. Zur Nachrüstung mit neuartigen Sanitärtechniken im Bestand gibt es sowohl auf der Ebene einzelner Gebäude als auch auf kommunaler Ebene wenige Erfahrungen. Die Einführung Neuartiger Sanitärsysteme hängt wesentlich von der Akzeptanz der Nutzer ab, da ein stärkerer Eingriff in gewohntes Nutzerverhalten von Sanitäranlagen stattfindet. Eine erfolgreiche Implementierung kann nur erfolgen, wenn die Hintergründe und Motivation für die Einführung den Nutzern verständlich gemacht werden können (Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2007). Der hohe Sanierungsbedarf auch im Gebäudebestand kann hierbei die mögliche Umstellung von Sanitärsystemen begünstigen. Das Bauvolumen im Wohnungsbau entfällt mittlerweile (im Jahr 2007) mit 62 % größtenteils auf den Bestand (Zink, 2008). Neben dem demografischen Wandel liegt dies vor allem an der Alterung des Gebäudebestandes und dem Erneuerungsbedarf im Bereich der technischen Gebäudeausrüstung (Zink, 2008). Hierbei werden in der Regel Installationen und sanitäre Ausstattung der Gebäude insgesamt erneuert, was die Integration zusätzlicher Leitungssysteme – wie sie für Regenwassernutzungsanlagen und die teilstromorientierten Konzepte der Neuartigen Sanitärsysteme benötigt werden – kostengünstig realisierbar macht (Kaiser, 2008).

Eine Voraussetzung der Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftungskonzepte ist unter anderem die Anwendbarkeit alternativer Systeme am konkreten Objekt. Neben der generellen Umsetzbarkeit ressourcenorientierter Sanitär- und Entwässerungskonzepte in einzelnen Bestandsgebäuden müssen auch die Einflüsse der Siedlungsstruktur betrachtet werden (Geiger et al., 2010; Meinzinger et al., 2010). Aspekte wie Gebäudeabmessung, Freiflächenanteil, Ensemblebildung oder auch die Sozialstruktur eines Quartiers bedingen die Implementierungsmöglichkeiten neuartiger Konzepte (Ziedorn et al., 2008).

Bei der Integration neuer Sanitärkonzepte oder der Einführung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Bestandsgebieten ist v.a. zu berücksichtigen, dass die Funktionssicherheit der bestehenden Infrastruktursysteme bestehen bleibt (Kaufmann Alves u. Knerr, 2010). Diese erstreckt sich neben der technischen Funktionalität auch auf die „rechtliche“ (Einhalten von Gesetzen und fachtechnischen Regelwerken) und ökonomische Funktionalität (Kosten, Bezahlbarkeit). Bei einer weitreichenden Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung in bestehende Systeme sind Auswirkungen auf die vorhandene Ver- und Entsorgungsinfrastruktur und auch die unterschiedlichen Umweltkompartimente (Gewässer, Boden, Atmosphäre) zu erwarten.

Im Folgenden werden die möglichen Systeme und Verfahren der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung und Neuartigen Sanitärsysteme beschrieben. Die Integrationsmöglichkeiten in Bestandsgebäude und Strukturen sowie mögliche Auswirkungen bei einer weitreichenden Implementierung auf die bestehende Infrastruktur und die Umwelt werden aufgezeigt. Rechtliche Grundlagen werden in Bezug auf Deutschland erläutert.

2.2.1 Regenwasserbewirtschaftung

2.2.1.1 Grundlagen und Ziele einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung

Die Regenwasserbewirtschaftung entwickelte sich aus den Erkenntnissen der Defizite konventioneller, ableitungsbetonter Entwässerungskonzepte. Übergeordnete Zielsetzung der Regenwasserbewirtschaftung ist der weitgehende Erhalt des lokalen Wasserhaushalts gegenüber dem unbebauten Zustand (z.B. DWA, 2005a, 2006, 2007; LLUR, 2009; UBA, 2009; Sieker, 2001, 2007; WHG, 2010). Referenzzustand für den lokalen Wasserhaushalt der Siedlungsgebiete „als Idealziel“ ist der unbebaute Zustand, in dem je nach Geländeneigung, Bodenbeschaffenheit und Bewuchs im Jahresverlauf die Verdunstung die größte Komponente in der Wasserbilanz ausmacht und die Versickerung einen weiteren erheblichen Anteil des gefallenen Niederschlags aufnimmt. Die naturnahe Planung zielt auf eine möglichst ortsnahe Zuführung des Regenwassers in den natürlichen Wasserhaushalt ab, wo es die qualitativen Voraussetzungen und naturräumlichen Gegebenheiten zulassen. Hierbei sollte die Prioritätenfolge Vermeidung - Nutzung und Rückhalt - Versickerung und Verdunstung - Behandlung - Ableitung berücksichtigt werden.

Die Größe des Niederschlagsabflusses in urbanen Gebieten ergibt sich aufgrund der lokalen Niederschlagscharakteristik und der Abflussbereitschaft der Siedlungsflächen. Als statistische Größe finden zumeist Starkregen (DWD, 2005) Eingang in die Bemessungspraxis von Elementen zur Entwässerung. Aus wirtschaftlichen Gründen können auch naturnahe Entwässerungssysteme nicht so ausgelegt werden, dass sie bei Regen einen absoluten Schutz vor Überflutungen gewährleisten. Im Rahmen des zukünftigen Überflutungsschutzes kommt, neben einer geforderten größeren Flexibilität mit insgesamt anpassungsfähigeren Strukturen, dem Objektschutz durch baulich-konstruktive Maßnahmen, abgestimmt auf örtliche Gegebenheiten eine größere Bedeutung zu (Schmitt, 2006).

Die Verschmutzung des Niederschlagsabflusses ergibt sich aus der stofflichen Belastung der Luft (Atmosphäre, Niederschlag) und der Oberfläche (Verkehr, Abfälle, allgemeine Stoffdepositionen). Eine Einstufung von gering bis stark verschmutzt wird z.B. in DWA (2005 und 2007) vorgenommen.

Die Größenordnungen der Verschmutzungsparameter sind sehr stark von den ortsspezifischen Gegebenheiten abhängig. Die Zusammenfassung in Tabelle 2-1

zeigt die Ergebnisse einer Auswertung zahlreicher Literaturstellen durch Welker (2005), Welker u. Dierschke (2009) und DWA (2010) für die Belastung von Abflüssen aus Dachflächen, Verkehrsflächen und Mischflächen (Messungen in Trenngebietsauslässen).

Tabelle 2-1: Verschmutzung des Niederschlagabflusses (nach DWA (2010))⁴

Abflussart	AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	BSB₅ [mg/l]	N_{ges} [mg/l]	P_{ges} [mg/l]	Pb [µg/l]
Dachabfluss	50	50	10	5	0,2	55
Verkehrsflächenabfluss	200	100	15	3	0,5	170
Mischflächenabfluss	150	100	20	6	0,8	108

Ein Hauptinhaltsstoff von Niederschlagsabflüssen sind demnach Feststoffe (AFS), die von den befestigten Flächen abgewaschen werden. Die Abflüsse von Verkehrsflächen sind hierbei wesentlich höher belastet als Dachabflüsse. Die organische Belastung in Regenwasserabflüssen stammt ebenfalls eher aus den Verkehrsflächen. Niederschlagsabflüsse sind i.d.R. im Vergleich zu Schmutzwasserabflüssen nur sehr gering mit Nährstoffen belastet.

Bislang existieren keine rechtlich verbindlichen Zielgrößen und Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagsabflüssen in Grund- und Oberflächengewässer. Bei der Einleitung in das Grundwasser werden oftmals hilfweise die Prüfwerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) herangezogen. Nach dem Entwurf des „Anhangs Niederschlagswasser“ (BLAG, 2008) dürfte z.B. Niederschlagswasser nur versickert werden, wenn die Prüfwerte der BBodSchV im Ablauf einer Behandlungsanlage eingehalten werden (DWA, 2010). Für die Einleitung in Oberflächenwasser werden maßgebliche Anforderungen derzeit diskutiert (BLAG, 2008; Schmitt, 2012). Dabei zeigt sich, dass weder die zu berücksichtigenden Parameter noch deren Grenzwerte bislang ausreichend fachtechnisch geprüft wurden (DWA, 2010). Ein verringerter Stoffeintrag in die Oberflächengewässer sollte zu keiner Stoffverlagerung in den Boden oder das Grundwasser führen (UBA, 2007).

Im Falle der gemeinsamen Ableitung mit Schmutzwasser in Mischwasserkanalisationen gelten für Entlastungsanlagen derzeit noch die Vorgaben in ATV-A 128 (ATV, 1992). Ein zusammenfassendes Arbeitsblatt zur Bewertung aller niederschlagsbedingten Abflüsse ist derzeit in Bearbeitung (s. Schmitt, 2012). Für Abläufe an Kläranlagen gilt die Abwasserverordnung (AbwV, 2004). In verschiedenen

⁴ Da bei vielen Parametern die geringe Anzahl von Messungen oder die unterschiedlichen Messmethoden und -programme eine statistische Auswertung nur schwer zulässt, wurde hier ein sog „Schwerpunkt“ als Tendenzaussage gebildet. Da für jede Abflussart eine eigene Auswertung gemacht wurde, können die Werte z.B. für Mischflächenabflüsse auch über den Werten der Einzelflächen liegen, da die gebietspezifischen Einflüsse der jeweiligen Messprogramme dominieren.

Bundesländern werden immissionsorientierte Zielgrößen auf Grundlage des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG, 2009) gefordert (z.B. BWK, 2004; HMULV, 2004).

Die rechtlichen Grundlagen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung sind sowohl in den übergeordneten gesetzlichen Bestimmungen im (Ab)wasserbereich⁵ als auch in Themenfeldern der Abwasserbeseitigungspflicht, der Einleitung in Gewässer und Grundwasser, der Anlagengenehmigung (Wasserrecht, Bauordnungsrecht), der technischen Anforderungen (Regelwerke, DIN-Normen) und der Abwasserabgabe (AbwAG, 2005) und dem kommunalen Gebührenrecht zu finden (s. auch Sieker, 2001; Geiger et al., 2010).

2.2.1.2 Systeme der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung

Die Konzeption zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung kann eine Vielzahl möglicher Einzelmaßnahmen umfassen, aus deren Kombination – in Abhängigkeit von den jeweiligen entwässerungstechnischen Anforderungen und den örtlichen Gegebenheiten – individuelle Entwässerungssysteme entstehen. Zentrale Bausteine einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung sind, neben der Vermeidung von Versiegelung, die Regenwassernutzung, Rückhaltung, verzögerte Ableitung und Versickerung. Eine ökologische Regenwasserentsorgung beinhaltet auch, stärker verschmutzte Komponenten des Niederschlagsabflusses zum Schutz von Oberflächen- und Grundwasser sowie des Bodens einer Behandlung zuzuführen. Zur Beurteilung der Beschaffenheit bzw. der Behandlungsbedürftigkeit der Niederschlagsabflüsse ist eine Differenzierung nach Herkunftsbereichen erforderlich (z.B. DWA-M 153 (DWA, 2007) oder DWA-A 138 (DWA, 2005a); Schmitt, 2012). Anlagen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung werden wie andere Entwässerungsanlagen auf eine definierte Jährlichkeit (i.d.R. T = 5 a oder 10 a) bemessen (z.B. DWA-A 138 (DWA, 2005a)). Konzepte der naturnahen Entwässerung erfordern einen höheren Planungsaufwand als konventionelle Systeme, v.a. in frühen Planungsstadien ist eine detaillierte Grundlagenerhebung erforderlich.

Da es sich meist um oberirdische Anlagen handelt, sind die topografischen Bedingungen von entscheidender Bedeutung. Weitere naturräumliche Gegebenheiten wie Durchlässigkeit des Untergrundes, Grundwasserflurabstand oder die Nähe zu Gewässern beeinflussen die Wahl des naturnahen Entwässerungssystems. Zu den wichtigsten siedlungsstrukturellen Einflussfaktoren sind Freiflächenverfügbarkeit und -nutzung, Bebauungsstruktur und Gebäudenutzung sowie die Art der Flächenbefestigung zu zählen (vgl. Kap. 2.2.1.4).

⁵ z.B. EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG; 2000), Richtlinie zur Behandlung von kommunalem Abwasser (EG, 1998); Wasserhaushaltsgesetz (2009) und Länderwassergesetze

2.2.1.3 Verfahren und Techniken der Regenwasserbewirtschaftung

Verfahren und Techniken zur dezentralen Nutzung, Rückhaltung, verzögerten Ableitung oder Versickerung von Regenwasser werden an dieser Stelle nur in dem Umfang erläutert, wie es der weitere Verlauf der Arbeit erfordert, da sie seit Jahrzehnten etabliert sind und als Stand der Technik durch zahlreiche Regelwerke eingeführt sind (z.B.: DIN 1989 (DIN, 2002), DWA-A 138 (DWA, 2005b), DWA-M 153 (DWA, 2007), FLL (2008))⁶.

Im Zuge einer *Flächenentsiegelung* werden bei bestehenden Flächen die wasserundurchlässigen Oberflächenbeläge durch neue permeable Beläge ersetzt oder auch ganz entfernt. Die Wahl des Oberflächenbelages ist abhängig von der Flächennutzung und -beanspruchung; die primäre Flächennutzung sollte nicht eingeschränkt werden (z.B. Gantner, 2002; Landeshauptstadt Dresden, 2004; Emscher-Genossenschaft, 2009).

Durch *Nutzung von Regenwasser* für Zwecke, die keine Trinkwasserqualität erfordern (Gartenbewässerung, Toilettenspülung, Reinigung, Wäschewaschen), kann der häusliche Trinkwasserbedarf reduziert werden⁷. Die Sammlung des Regenwassers erfolgt hauptsächlich über die Dachfläche. Als allgemein geeignete Dachdeckungen gelten glasierte Ziegel, Schieferplatten und Kunststoffdeckungen. Sie bewirken durch die glatte Oberfläche und den damit verbundenen hohen Abflussbeiwert einen hohen Regenwasserertrag und gleichzeitig einen vergleichsweise geringen Schmutzstoffabtrag. Zur Dimensionierung der Speicherbehälter wird nach DIN 1989 (DIN, 2002) über das jährliche Ertragsvolumen und den Jahresverbrauch der angeschlossenen Einwohner eine Monatsreserve bestimmt. Für Ein- und Zweifamilienhäuser gelten als Richtwerte für das Speichervolumen des Regenwassersammelspeichers 700 - 1.000 l pro Person und für die angeschlossene Dachfläche (Auffangfläche) 20 - 30 m² pro Person im Haushalt (Stadtentwässerung Hannover, 2007). Während der Großteil installierter Zisternen über einen Überlauf verfügt, der an das kommunale Entwässerungsnetz angeschlossen ist, werden zunehmend Anlagen gebaut, bei denen der Überlauf vor Ort versickert (Gantner, 2002). Beim Einbau einer Regenwassernutzungsanlage besteht lediglich eine Mitteilungspflicht gegenüber dem Wasserversorgungsunternehmen bzw. der zuständigen Gemeindeverwaltung. Eine Baugenehmigung ist für Zisternen bis 50 m³ Inhalt in den meisten Bundesländern nicht erforderlich (Steinle, 2010). Regenwassernutzungsanlagen sind nach Vorgaben der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) dem Gesundheitsamt anzuzeigen.

⁶ Detaillierte Beschreibungen und Beispiele finden sich in den genannten Regelwerken und bspw. in Sieker (2001), Gantner (2002), UBA (2007), Geiger et al. (2010).

⁷ Die Regenwassernutzung in Gebäuden wurde unter hygienischen Gesichtspunkten hierbei lange kontrovers diskutiert, inzwischen ist sie zu einem wichtigen Bestandteil der Regenwasserbewirtschaftung geworden (Schmitt, 2006).

Die *Dachbegrünung* stellt eine dezentrale Retention mit einer Reduktion des Abflusses dar. Extensive und intensive Begrünungen unterscheiden sich hinsichtlich der Bepflanzung, die von Moosen, Flechten und Sedum-Arten bei extensiver Begrünung bis zu Kultur- und Zierpflanzen oder Gartenlandschaften bei intensiven Begrünungen reichen kann. Der größte Anteil des Niederschlags wird gespeichert und vom Substrat oder über die Pflanzen verdunstet; ein Abfluss findet gar nicht bzw. sehr verzögert statt. Empfehlungen für die Planung, Ausführung und Pflege von Dachbegrünungen gibt eine Richtlinie der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung, Landschaftsbau e.V. (FLL, 2008). Weitere Retentionsmöglichkeiten stellen neben klassischen Regenrückhaltebecken z.B. Einstaudächer oder Regenwasserteiche dar (Gantner, 2002).

Eine weit verbreitete Möglichkeit der Regenwasserbewirtschaftung ist die (dezentrale) *Regenwasserversickerung*. Bei einer entwässerungstechnischen Versickerung wird das von Siedlungs- und Verkehrsflächen abfließende Regenwasser möglichst nah am Entstehungsort gezielt dem Boden zugeführt; das Wasser versickert und dient somit der Grundwasserneubildung. Die Planung, den Bau und Betrieb von Versickerungsanlagen regelt das DWA-Arbeitsblatt A 138 (DWA, 2005a). Die technischen Lösungen für Versickerungsanlagen sind neben der oberirdischen Flächen-, Mulden- und Beckenversickerung, die einen höheren Flächenbedarf haben, auch unterirdische Anlagen wie Rigolen-, Rohrrigolenelemente bzw. Kombinationen zu Mulden-Rigolen-Elementen und Versickerungsschächte (vgl. Abbildung 2-2). Neben dem Flächenbedarf und der Möglichkeit, die Passage des Oberbodens zu nutzen (Reinigungsfunktion), unterscheiden sie sich auch durch die Fähigkeit, Niederschlagsabflüsse bis zur allmählichen Versickerung zwischenzuspeichern (DWA, 2005a).

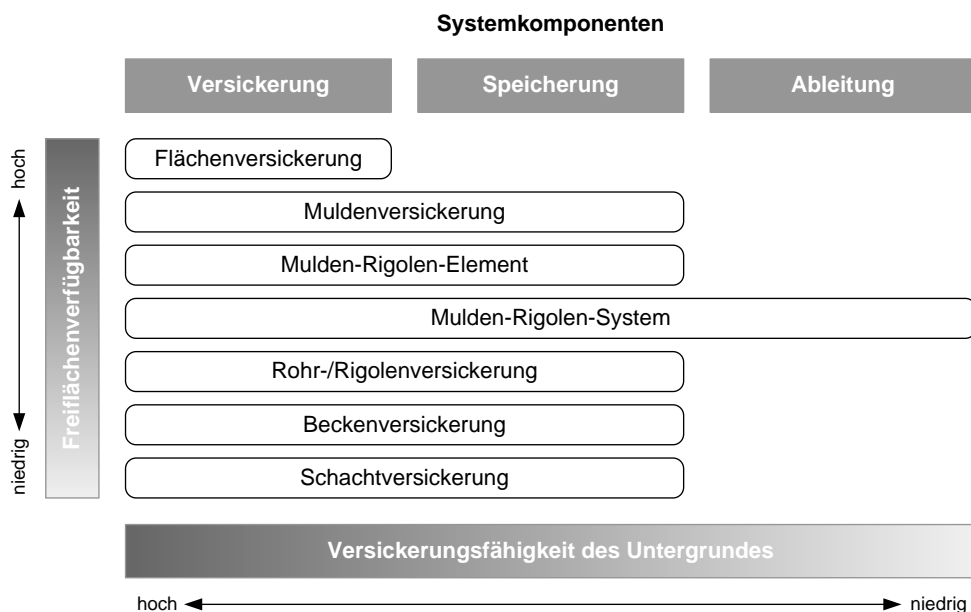


Abbildung 2-2: Einsatzmöglichkeiten von Versickerungsanlagen (nach DWA, 2005a)

Wichtigste Einflussgrößen für eine gezielte Versickerung sind einerseits die Qualität des abfließenden Regenwassers und andererseits die Untergrundverhältnisse des anstehenden Bodens. In den meisten Bundesländern sind für dezentrale Versickerungsmaßnahmen mit belebter Bodenzone keine Genehmigungen erforderlich.

Wird das anfallende Regenwasser nicht vollständig durch die genannten Maßnahmen bewirtschaftet, wird eine *Ableitung* des restlichen Wassers erforderlich. Eine oberirdische Ableitung bietet sich hierbei an, wenn die örtlichen Gegebenheiten dies zulassen. Der Gewässerschutz bedingt ggf. eine Vorreinigung belasteter Abflüsse und evtl. eine Rückhaltung, um Spitzenabflüsse abzapfen zu können.

In Abhängigkeit von der Belastung des Niederschlagswassers sowie der Schutzbedürftigkeit des aufnehmenden Gewässers kommen verschiedene Maßnahmen zur *Regenwasserbehandlung* in Frage (s. z.B. DWA-M 153 (DWA, 2007)). Möglichkeiten der Behandlung sind beispielsweise die Versickerung durch eine ausreichend mächtige Bodenschicht, die Behandlung in Filteranlagen (z.B. Retentionsbodenfilter) oder Sedimentationsanlagen (z.B. Regenklärbecken, hydrodynamische Abscheider, Regenrückhaltebecken). Viele Hersteller bieten dezentral einsetzbare Module an, die eine mechanische oder chemisch-physikalische Vorbehandlung des Regenwasser von Dach-, Hof- oder Straßenabflüssen ermöglichen (vgl. DWA, 2010)

2.2.1.4 Technische Integrationsmöglichkeiten naturnaher Regenwasserbewirtschaftung in bestehende Infrastrukturen

Die nachträgliche Realisierung von Anlagen zur Regenwasserbewirtschaftung wird nicht nur durch die naturräumlichen Randbedingungen, sondern vor allem durch die bestehende Siedlungsstruktur eingeschränkt (Geiger et al., 2010). In Stadtzentren, in denen geschlossene Block(rand)bebauungen vorherrschen, ist bei hoher Siedlungsdichte und hohem Versiegelungsgrad eine offene Bewirtschaftung des Regenwassers aufgrund fehlender Freiflächen nahezu ausgeschlossen. Auch innerstädtische Wohn- und Mischgebiete weisen noch einen sehr hohen Befestigungsgrad von ca. 70 - 80 % auf (Balmes, 2008), was die Handlungsmöglichkeiten für eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung begrenzt. Die vorherrschenden Rahmenbedingungen – kleinteilige Besitzverhältnisse, teilweise gewerbliche Nutzung und großräumige Garagenhöfe – erschweren sowohl Einzelösungen als auch grundstücksübergreifende Konzeptionen von dezentralen Rückhalte- oder Versickerungsanlagen (Geiger et al., 2010). In innerstädtischen Wohngebieten, in denen Blockrandbebauung und Zeilenbebauung vorherrschen (Befestigungsgrad 50 - 80 % (Balmes, 2008)), werden Innenhöfe auch als Garten genutzt. Der erhöhte Freiflächenanteil macht lokale Maßnahmen möglich, die allerdings aufgrund der heterogenen Besitzstruktur eine Koordination erfordern (Geiger et al., 2010). Eine reine Zeilenbebauung (Geschosswohnungsbauanlagen) weist zumeist günstige Bedingungen auf (Befestigungsgrad 20- 30 %; Balmes,

2008). Große ungenutzte Abstandsgrünflächen und grundstücksübergreifende Eigentumsverhältnisse wirken sich positiv auf die Realisierung von Versickerungs- und Speicheranlagen aus (Geiger et al., 2010).

Ältere Reihenhausbaugebiete sind durch eine meist halboffene Blockrandbebauung und großzügige Nutzgärten gekennzeichnet (Befestigungsgrad ca. 40 % (Schildwächter, 2006)). Regenwasser wird bereits oft in Tonnen oder Zisternen gesammelt. Der hohe Freiflächenanteil und die gärtnerische Nutzung ermöglichen eine problemlose Integration von Anlagen zur Rückhaltung und Versickerung (Geiger et al., 2010). In neueren verdichteten Reihenhausbaugebieten ab den 1970er Jahren ist der Freiflächenanteil mit max. 50 % dagegen geringer (Schildwächter, 2006) und die Umsetzung grundstücksbezogener Maßnahmen wird schwieriger. Freistehende Einfamilienhäuser haben meist großzügige, private Freiflächen mit einem hohen Anteil gärtnerisch genutzter Flächen, was zu guten Bedingungen für Einzelanlagen und grundstücksübergreifenden Lösungen zur Regenwasserbewirtschaftung führt.

In Gewerbe- und Industriegebieten ist i.d.R. eine hohe Versiegelung anzutreffen, die wenig Freiflächenverfügbarkeit für Maßnahmen mit hohem Flächenbedarf bieten. Zudem sind die Abflüsse der verschiedenen genutzten Flächen teilweise behandlungsbedürftig, sodass eine Einzelfall-Entscheidung zur Möglichkeit der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung erforderlich ist.

Für die verschiedenen Raumtypen nehmen die Einwohnerdichten und Befestigungsgrade von ländlichem Raum über erweiterten suburbanen Raum zu Kernstädten in den genannten siedlungsstrukturellen Ausprägungen tendenziell zu und damit die Möglichkeiten von oberflächigen Ableitungs- und Behandlungsanlagen ab. Für (semi-)zentrale Anlagen finden sich auch in Bestandsgebieten potenzielle Standorte, z.B. in den Randbereichen öffentlicher Verkehrsflächen oder in Grün- und Freizeitanlagen.

In der Prioritätenfolge für einen naturnahen Umgang mit Regenwasser steht die Abflussvermeidung an oberster Stelle. Eine *Entsiegelung* bereits versiegelter Flächen findet bislang allerdings kaum statt (Beneke, 2003), obwohl sie unabhängig von der Siedlungsstruktur überall möglich ist. Als Flächen für eine Entsiegelung eignen sich generell private PKW-Stellflächen, Hofflächen und Einfahrten, versiegelte Flächen von Haus- und Vorgärten, ungenutzte Wege und Straßen (Gantner, 2002; Beneke, 2003; Landeshauptstadt Dresden, 2004; Geiger et al., 2010). Im öffentlichen Bereich existieren weiterhin viele Flächen, die über den Bedarf hinaus versiegelt wurden, beispielsweise öffentliche Plätze, Fußgängerbereiche, Schulhöfe sowie untergeordnete Verkehrsflächen (Gantner, 2002). Viele Städte verfügen schon seit langem über Analysen des Entsiegelungs- und Belagsänderungspotenzials (z.B. LfU, 2000; Heber u. Lehmann, 1993, zitiert in Beneke, 2003), aber nur in einigen Kommunen werden öffentliche Flächen, Plätze und Freizeitanlagen entsprechend umgestaltet. Vor allem aus ökonomischen Gründen werden nur wenige Maßnahmen umgesetzt. Insbesondere im Privatbereich fehlt oft eine unmittel-

bare Notwendigkeit zum meist kostenintensiven Rückbau versiegelter Flächen. Hier können die getrennte Gebührenerhebung zur Entsorgung des Regenwassers oder Subventionen zur Verwendung wasserdurchlässiger Flächenbeläge Umsetzungsanreize schaffen. Die komplette Entsiegelung bzw. Belagsänderung kleiner Flächen kann aber auch vom Eigentümer selbst vorgenommen werden.

Der Aufwand für eine *Regenwassernutzung* in Haushalten hängt vom geplanten Nutzungsbereich ab. Eine Nutzung zur Gartenbewässerung ist eine kostengünstige und einfach zu realisierende Maßnahme, da ggf. nur das Aufstellen eines geeigneten Sammelbehälters erforderlich ist. Für unterirdische Sammelbehälter ist zusätzlich eine Pumpe erforderlich (Emschergenossenschaft, 2009). Sollen auch WC-Spülung und Waschmaschine mit Regenwasser betrieben werden, erhöht sich der Aufwand durch die zu installierenden Leitungen und die erforderliche weitere Aufbereitung erheblich. Eine Regenwassernutzung bietet sich an, wenn ohnehin Umbauarbeiten an den Hausinstallationen anstehen. Prinzipiell ist eine Regenwassernutzung in jeder Art von Gebäuden einsetzbar. Die erforderlichen Speicherbehälter können sowohl unterirdisch als auch überflur oder im Keller angelegt werden. Sie müssen allerdings mit einem Notüberlauf versehen sein, der an die Kanalisation (oder andere Ableitungsmöglichkeiten) oder weitere Maßnahmen wie Versickerungsmulden angeschlossen werden sollte. Bei Bestandsgebäuden im Innenstadtbereich können Schwierigkeiten bei der Anordnung von Regenwassernutzungsanlagen bestehen (Sieker, 2001). Bei dicht bebauten Großstadtgebieten oder Geschosswohnungsbau lassen sich Zisternen zwar nachträglich installieren, eine Regenwassernutzung bietet sich jedoch hauptsächlich zur Bewässerung von Grünflächen an, da dem Wasserbedarf der Bewohner ein zu geringer Ertrag über die Dachflächen gegenübersteht (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin, 2002; Havlik, 2002). Außerdem muss in nicht eigen genutzten Gebäuden für die Waschmaschine ein zusätzlicher Trinkwasseranschluss zur Verfügung gestellt werden, um dem Bewohner zu überlassen, ob er Trink- oder Regenwasser zum Wäschewaschen benutzt.

Als Haupteinsatzgebiet der nachträglichen Installation einer Regenwassernutzungsanlage eignen sich Einzelhäuser mit Gartengrundstücken (Havlik, 2002). Auch im gewerblichen oder öffentlichen Bereich sind große Einsatzpotenziale für den nachträglichen Einbau zu sehen (fbr, 2007). Der Einbau von Anlagen zur Regenwassernutzung wird von einigen Kommunen, zum Teil auch finanziell, als Maßnahme zum aktiven Grundwasserschutz unterstützt (fbr, 2007).

Nachträgliche *Dachbegrünungen* sind – bei extensiver Begrünung sogar für Dachneigungen bis zu 25 % – auch in Innenstadtbereichen möglich⁸. Aufgrund der geringen Auflast eignen sich vor allem extensive Dachbegrünungen zum nachträgli-

⁸ Ab einer Dachneigung von 10° sind besondere technische Vorkehrungen zur Aufnahme von erhöhten Schub- und Erosionskräften erforderlich. Dächer mit einer Neigung von mehr als 35° sind meist nicht für eine Begrünung geeignet.

chen Einbau, intensive Begrünungen können in Betracht kommen, wenn die gesamte Dachkonstruktion erneuert werden soll. Vor allem Garagendächer können im Nachhinein gut begrünt werden, da eine extensive Dachbegrünung nicht schwerer als ein üblicher Kiesbelag ist (Sieker, 2001). Der Bebauungsplan kann allerdings die Dacheindeckung vorschreiben. Insgesamt bleiben die Möglichkeiten zur Realisierung von Gründächern im Bestand gering, da meist die Dachneigung zu groß ist, der bestehende Dachaufbau Anforderungen an die erhöhte Dichtigkeit nicht erfüllt oder die Statik der Dachkonstruktion nicht auf eine zusätzliche Belastung ausgelegt ist (Gantner, 2002). Weitere *Retentionsmaßnahmen* sind von einem mehr oder weniger hohen Flächenbedarf gekennzeichnet.

Für die Anlage dezentraler *Versickerungsmaßnahmen* ist neben der generellen Flächenverfügbarkeit – die häufig durch Nutzungsansprüche im öffentlichen und privaten Bereich eingeschränkt wird – v.a. auch die Positionierung der Gebäude, Erschließungsanlagen oder Bepflanzungen innerhalb des Grundstücks von Bedeutung, da z.B. Grenzabstände zu Grundstücksnachbarn oder zu Gebäuden und Anlagen sowie zu Wurzelbereichen von Gehölzen eingehalten werden müssen (s. DWA, 2005a; Löber, 2001). Potenzielle Standorte der Versickerungsanlage sollten durch oberflächigen bzw. zumindest Freispiegelabfluss von den zu versickernden Flächen beschickt werden können. Die Neigung des Grundstückes insgesamt spielt ebenfalls eine Rolle bei den Möglichkeiten zur Ausführung und Realisierung von Versickerungsanlagen. Durch unterirdische Versickerungsanlagen – z.B. Rigolenversickerung – ergeben sich geringere Einschränkungen bei der Standortwahl, da einerseits die oberirdischen Flächen auch für andere Nutzungen zur Verfügung stehen und andererseits durch die entsprechende Tiefenlage Zuflüsse bei ungünstigen Geländebedingungen in Freispiegelabfluss möglich sind.

Insgesamt ist die Umsetzung dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen stark von der Motivation der Eigentümer abhängig. Anreize können Einsparungen beim Trinkwasserbezug oder eine Ersparnis bei gesplitteter Abwassergebühr sein. In einigen Kommunen oder Bundesländern werden Anlagen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung bezuschusst.

Im Rahmen dieser Arbeit werden die in Tabelle 2-2 aufgeführten Einsatzbereiche naturnaher Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Abhängigkeit des Siedlungsbestandes als generelle Einschätzung angenommen. Die entsprechende hydrogeologische und qualitative Eignung wird dabei vorausgesetzt. Selbstverständlich können sich in einer Einzelfallbetrachtung andere Anwendungsmöglichkeiten ergeben.

Tabelle 2-2: Generelle Eignung von Regenwasserbewirtschaftungskonzepten im Bestand in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur

		Bebauungstyp ¹⁾									
		Freistehende Ein- und Zweifamilienhäuser	Ein- und ZweifH als Doppelhäuser	Ein- und ZweifH in Reihenhausbauweise	Mehrfamilienhausbebauung	Verdichtete Blockstrukturen	Zeilenstrukturen	Geschosswohnungsbau in offener Baustruktur	Aufgelockerte Blockstrukturen	Gewerbegebiet ²⁾	Industriegebiet ²⁾
											
Flächenentsiegelung	Entfernen der Befestigung	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0
	Belagwechsel	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0
Regenwassernutzung	im Haushalt / Toiletten Gewerbe	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0
	im Garten / zur Bewässerung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	in Garten und Haushalt	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0
Rückhalt / Retention	Dachbegrünung extensiv	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Dachbegrünung intensiv	0	0	0	0	0	+	+	+	+	+
	Retentionsraum dezentral	+	+	-	0	-	+	+	0	0	0
	Retentionsraum (semi-)zentral ³⁾	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Vesickerung	Flächenversickerung	+	+	-	-	-	+	+	0	-	-
	Muldenversickerung	+	+	+	+	-	+	+	0	0	-
	Rigolenversickerung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-
	Mulden-Rigolensysteme	+	+	+	+	0	+	+	0	0	-
	Schachtversickerung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-
Ableitung	Freispiegelentwässerung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Druckentwässerung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	offene Ableitung in befestigten Rinnen	+	+	+	+	0	+	0	0	0	-
	offene Ableitung in Gräben o. Mulden	+	+	0	+	0	+	+	0	0	-
Behandlungsverfahren ³⁾	dezentrale naturnahe Verfahren (Gebäude- u. Komplexebene)	0	0	0	0	-	+	+	-	-	-
	(semi-)zentrale naturnahe Verfahren	0	0	0	0	-	+	+	0	0	-
	zentrale naturnahe Verfahren	0	0	0	0	0	0	+	0	+	+
	dezentrale technische Anlagen	0	0	0	0	+	+	+	+	+	+
	Technische Anlage ((semi-)zentral) ³⁾	0	0	0	0	+	+	+	+	+	+

+ Technik geeignet 0 Technik ggf. geeignet bzw. erforderlich (Regenwasserbeh.) – Technik eher nicht geeignet

1) Bauungstypen angelehnt an UBA, 2004

2) im Einzelfall je nach Dacheindeckung, Behandlungsbedürftigkeit etc. zu prüfen.

3) Für (semi-)zentrale Anlagen sind mögliche Standorte zu prüfen

Die Kosten von Anlagen zur Regenwasserbewirtschaftung sind stark von den örtlichen Bedingungen und regionalen Einflüssen abhängig. Auch bei den Nutzungsdauern der Anlagen unterscheiden sich Literaturangaben sehr stark, da ei-

nerseits wenige Langzeiterfahrungen vorliegen und andererseits die fallspezifische Beanspruchung die Funktionsfähigkeit der Anlagen beeinflusst (Londong u. Londong, 2011). Im Rahmen dieser Arbeit ist auch die Herstellungsdauer der verschiedenen Anlagen von Interesse; hierzu finden sich allerdings nur wenige Literatur- oder Herstellerhinweise. An einigen Stellen kann auf allgemeine Baurichtwerte zurückgegriffen werden (z.B. sirAdos, 2010; BKI, 2010a, b). Die Baudauer ist stark von der Art der Maßnahme, die in eher technisch und kosteneffizient und eher gestalterisch und stadtplanerisch eingebunden eingeteilt werden kann, abhängig (Geiger et al., 2010). In Kapitel 3.2.4 sind diese Kenndaten für ausgewählte Maßnahmen ausgehend von einer Literatur- und Herstellerrecherche zusammengestellt und als Eingangsdaten für die mathematische Modellierung aufbereitet.

2.2.1.5 *Auswirkungen der Integration naturnaher Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen*

Auswirkungen auf den lokalen Wasser- und Stoffhaushalt

Die Wirkungen auf den Wasserhaushalt hängen sehr stark von lokalen Bedingungen wie Niederschlagshöhe und -verteilung, Untergrundverhältnisse oder Topographie ab. Quantitative Aussagen sind deshalb schwierig und selten übertragbar. Es finden sich Untersuchungen und Werte bspw. in Sieker (2001), Kaiser (2004), UBA (2009) oder LLUR (2009). Generell werden mit den Zielen der Regenwasserbewirtschaftung die folgenden Wirkungen erreicht:

- Erhöhung der Verdunstungsrate
- Erhöhung der Grundwasserneubildung
- Retention / Abflussverzögerung
- Verringerung der Niederschlagsabflüsse (Volumen, Maximalabflüsse) in den öffentlichen Entwässerungsanlagen und den Gewässern
- Verringerung der stofflichen Gewässerbelastung
- ggf. Verringerung des Hochwasserrisikos
- ggf. Erhöhung des Niedrigwasserabflusses kleiner schwacher Fließgewässer

Die Wirkung von *Entsiegelungsmaßnahmen* auf das Abflussverhalten hängt von der Art der Entsiegelung und auch der Geländeneigung ab. Je nach gewählter Belagsart und Art des anstehenden Untergrundes kann das Versickerungsvermögen erheblich sein (s. Illgen, 2008). Neben der Versickerung wird auch die Verdunstung gefördert.

Bei einer *Regenwassernutzung* hängt die Auswirkung auf die Wasserbilanz von Art und Umfang der Nutzung ab. Wird Trinkwasser in den Haushalten substituiert, gelangen immer noch große Anteile insgesamt zum Abfluss. Beim Einsatz zur Gartenbewässerung werden Verdunstung und Versickerung gefördert. Aus hydrologischer Sicht setzt Sieker (2001) die Wirkung einer Regenwassernutzung auf

den Wasserhaushalt mit der Wirkung einer Versickerungsanlage gleich, da die genutzte Regenwassermenge nicht dem Grund- oder Oberflächenwasser zur Trinkwasserversorgung entnommen werden muss. Allerdings liegt meist die Wasserentnahme der Trinkwasseraufbereitung außerhalb des Einflussgebietes von dezentralen Maßnahmen im Siedlungsgebiet; dieser Ansatz ist eher für eine großräumige Bilanz geeignet.

Die Minderung von Spitzenabflüssen ist je nach Füllungsgrad der Zisterne und Regenereignischarakteristik hoch, wenn die gesamten Abflüsse zwischengespeichert werden können, bis gering, wenn durch eine Teilfüllung die Speicherkapazität nicht ausreicht. Der Schadstoffrückhalt auf größere Siedlungsflächen bezogen ist relativ gering, da i. d. R. nur die gering verschmutzten Dachabläufe genutzt werden und die stärker verschmutzten Abflüsse weiterhin zum Abfluss kommen (Sieker, 2001).

Eine *Dachbegrünung* fördert am wirkungsvollsten die Verdunstung großer Anteile des Niederschlags. Der Anteil der Verdunstung und das Maß der Retention werden vom Aufbau der Substratschicht, von der Dachneigung und eventuellen Abflussdrosseln bestimmt (Eppel, 2003). Gründächer können durch die Filtereigenschaften des Substrats bzw. aufgrund der Bepflanzung eine mechanische und biologische Reinigung der Niederschlagsabflüsse bewirken (FLL, 2008). Die Reduzierung von Spitzenabflüssen hängt von der Schichtdicke des Substrats ab, ist aber im Vergleich zu Standarddacheindeckungen mit $\psi_s = 0,7$ für einen nur 2 - 4 cm dicken Aufbau gut (FLL, 2008). Bei längeren Regenperioden sind die Speicher evtl. schnell gefüllt und v.a. in den Wintermonaten kann es aufgrund der geringen Verdunstung vorkommen, dass keine Abflussreduzierungen erreicht werden (Sieker, 2001).

Mit dezentralen *Versickerungsmaßnahmen* werden sehr hohe Versickerungsraten erzielt, der Anteil der abgeleiteten Niederschlagsabflüsse wird entsprechend der Zielstellung auf nahezu Null reduziert (Eppel, 2003). Auch viele Starkregenereignisse können bewirtschaftet werden, sodass auch Spitzenabflussbeiwerte effektiv gesenkt werden. Der Anteil der Verdunstung liegt bei den oberirdischen Versickerungsverfahren bei 10 - 15 % (Sieker, 2001). Durch Versickerungsmaßnahmen kann weiterhin v.a. bei kleinen Fließgewässern der Niedrigwasserabfluss erhöht werden, während zumindest in gewissem Umfang Hochwasserabflüsse verringert werden können (Geiger et al., 2010). Bei einer vollständigen Versickerung des Niederschlagswassers gelangen keine Schadstoffe in die Kanalisation und damit bei Trennsystemen auch nicht direkt in die Oberflächengewässer. I.d.R. geht auch für das Grundwasser keine unmittelbare Gefahr aus, da die belebte Oberbodenzone und die darunter liegenden gesättigten Bodenzonen eine äußerst wirksame Schutzfunktion haben (Sieker, 2001). Bei einer langzeitigen Versickerung von nicht abbaubaren Wasserinhaltsstoffen kann allerdings das Reinigungs- und Rückhaltevermögen des Sickerraumes überbeansprucht werden und ein Austausch der oberen Infiltrationsschicht erforderlich werden (DWA, 2005a).

Größere *Rückhalte- und Retentionsanlagen* wie bspw. Regenrückhaltebecken bewirken v.a. eine Verringerung der Abflussspitzen. Eine Reduktion des Abflussvolumens wird i.d.R. nicht erzielt. Die Retentionswirkung ist abhängig von dem vorhandenen Volumen und der Drosselspende.

Die *Behandlung* von Regenwasserabflüssen führt je nach Behandlungsverfahren (mechanisch, biologisch, chemisch) zu einer weitreichenden Rückhaltung von Schadstoffen. Je nachdem, ob ein großes Behandlungsvolumen bereitgestellt wird (Regenklärbecken, Retentionsbodenfilter) oder es sich um dezentrale Einheiten handelt, sind die Wirkungen auf Abflussspitzen oder Retention verschieden ausgeprägt. Bei einer dezentral eingesetzten Technik (z.B. Filterschacht) kann von keiner nennenswerten Abflussminderung ausgegangen werden.

Insgesamt werden durch Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen die Emissionen (Volumina, Häufigkeit, Dauer) aus Misch- und Trennkanalisationen in die Gewässer erheblich verringert. Bei starken Regenereignissen kann sich die Schmutzstoffkonzentration in Mischwasserentlastungen aufgrund des höheren Trockenwetteranteils erhöhen. Außerdem werden primär wenig verschmutzte Flächen dezentral versickert oder bewirtschaftet, wodurch der abfließende Regenwasseranteil höher verschmutzt ist.

In Tabelle 3-5 in Kapitel 3.2.4 (S. 109) sind die Abflussbeiwerte und Stofffrachtaufteilungen für die im mathematischen Modell ausgewählten Standardkonzepte zusammengestellt.

Auswirkungen auf die bestehenden Infrastruktursysteme

Durch die verringerten Abflüsse und ggf. Trinkwasserbedarfe ergeben sich Auswirkungen auf bestehende siedlungswasserwirtschaftliche Ver- und Entsorgungsnetze. Durch Regenwassernutzungsanlagen kann ein Teil des Trinkwasserbedarfs eingespart werden. Technische Probleme im Bereich der Wasserversorgung treten bei dem heutigen Umfang der Umsetzung im Regelfall keine auf (Koziol et al., 2006). Bei einer weitreichenden Verringerung des Trinkwasserbedarfs können allerdings geringere Fließgeschwindigkeiten und längere Stagnationszeiten ggf. zusätzliche betriebliche Maßnahmen erforderlich machen, um die Qualität des Trinkwassers aufrecht zu erhalten.

Das Kanalnetz wird je nach realisiertem Abkopplungspotenzial erheblich hydraulisch entlastet. Bei hydraulisch überlasteten Kanälen kann auf diese Weise oft eine konventionelle Sanierung entfallen. Als mögliche negative Auswirkungen der Regenwasserbewirtschaftung auf die bestehenden Systeme ist die eventuelle Verstärkung des Problems von Ablagerungen – sofern bei Trockenwetter kein ablagerungsfreier Betrieb herrscht – in der Kanalisation zu nennen, da diese beim Mischverfahren bei Regen unter Umständen nicht mit zur Kläranlage transportiert werden. Mischwasserentlastungen werden ebenso wie die Stoffeinträge in Gewässer aus Trennsystemen reduziert.

Für Kläranlagen mit Mischwasserzufluss bewirken verringerte Regenwasserzuflüsse neben einer Reduzierung der Betriebskosten auch eine verbesserte Leistungsfähigkeit der Kläranlage, da die hydraulischen (und stofflichen) Schwankungsbreiten reduziert werden. Das häusliche Schmutzwasser kann durch die Substitution von Trinkwasser durch Regenwasser weicher und saurer werden, was zu einer pH-Wert-Absenkung im gesamten Kläranlagenzulauf und zu Beeinträchtigung der biologischen Reinigung führen kann (König, 2000).

Eine gezielte Regenwasserversickerung kann auch dazu führen, dass die natürliche Grundwasserneubildungsrate überschritten wird und es zu einer lokalen Anhebung von Grundwasserständen kommt (Meißner, 1997). Dies kann neben Verlässungen unterirdischer Anlagen zu einem verstärkten Grundwassereintritt in Kanalisationen führen.

Insgesamt ist zur Bilanzierung der Auswirkungen auf bestehende Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme eine Einzelfallbetrachtung erforderlich, da die Gegebenheiten und Randbedingungen sehr unterschiedliche sein können.

2.2.2 Neuartige Sanitärsysteme

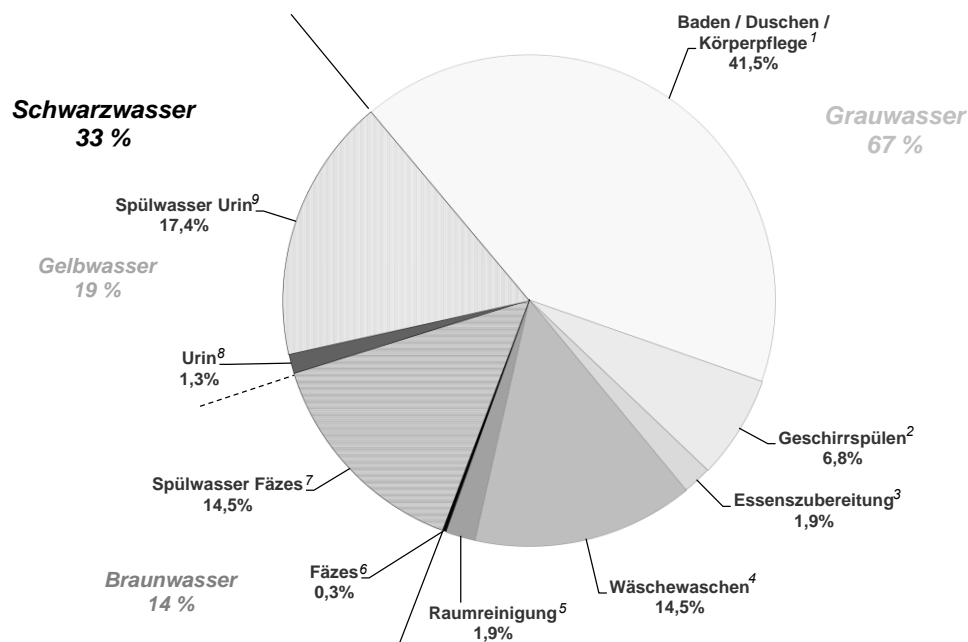
2.2.2.1 Grundlagen und Ziele der Neuartigen Sanitärsysteme

Neuartigen Sanitärsystemen liegt ein ressourcenorientierter Ansatz zugrunde. Es werden die Wiederverwendung von Wasser und die Verwertung von Abwasserinhaltsstoffen (Nährstoffe, organische Stoffe etc.) angestrebt. Die Prinzipien Neuartiger Sanitärkonzepte orientieren sich an der Schließung lokaler Stoffkreisläufe (Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2007). Grundgedanke ist die getrennte Erfassung und gezielte Behandlung und Nutzung von Teilströmen aus Haushalten oder ähnlichen Herkunftsbereichen (DWA, 2008). Eine Separation der Teilströme ermöglicht einerseits die Vermeidung von Stoffeinträgen in die aquatische Umwelt und lässt andererseits aufgrund der weniger heterogenen Zusammensetzung andere Behandlungsverfahren als die bisher üblichen zu (DWA, 2008).

Die in Tabelle 2-3 gezeigten Teilströme werden im häuslichen Bereich unterschieden (Definitionen nach DWA, 2008). Der Vergleich der Teilströme im häuslichen Abwasser zeigt, dass diese in sehr unterschiedlicher Qualität und Quantität anfallen. Das Grauwasser nimmt den weitaus größten Volumenanteil ein (67 %) (s. Abbildung 2-3). Die Größenordnung liegt nach aktuellen Wasserverbrauchszahlen (bdew, 2009) bei etwa 70 l/(E·d) für durchschnittliche deutsche Verhältnisse. Andere Quellen gehen von 65 – 150 l/(E·d) aus (DWA, 2008). Inklusive des Toilettenspülwassers aus konventionellen Spültoiletten machen Braun- (14 %) und Gelbwasser (19 %) jeweils etwa zur Hälfte den restlichen Anteil von 33 % des häuslichen Schmutzwassers aus.

Tabelle 2-3: Definition von Stoffströmen (nach DWA, 2008)

Begriff	Definition
Fäzes	Kot, feste menschliche Ausscheidungen ohne Spülwasser
Urin	Urin, flüssige menschliche Ausscheidungen ohne Spülwasser
Fäkalien	Urin und Fäzes ohne Toilettenspülwasser
Schwarzwasser	Fäkalien mit Spülwasser
Gelbwasser	Urin mit Spülwasser
Braunwasser	Fäzes mit Spülwasser
Grauwasser	Stoffstrom aus dem häuslichen Bereich ohne Fäkalien und ggf. Spülwasser
schwach belastetes Grauwasser	Grauwasser ohne Küchen- und Waschmaschinenabfluss (z.B. Badewanne, Dusche, Handwaschbecken)
stark belastetes Grauwasser	Grauwasser aus Küche und/oder Waschmaschine
häusliches Schmutzwasser	Vermischte Stoffströme des häuslichen Abwassers
Regenwasser	auf Grundstücken anfallendes Niederschlagswasser
Bioabfälle (biol. abbaubare Stoffe)	z.B. Grünschnitt, Speise- und Essensreste



1 43 l/(E-d) (bdew,2009)

2 7 l/(E-d) (bdew,2009)

3 5 l/(E-d) als Trinkwasserverwendung im Haushalt (bdew,2009); Annahme: 2 l/(E-d) als Kochwasser in Ausguss

4 15 l/(E-d) (bdew,2009)

5 7 l/(E-d) als Trinkwasserverwendung im Haushalt für Raumreinigung, Autopflege, Garten (bdew,2009); Annahme: 2 l/(E-d) als Restwasser Raumreinigung in Ausguss

6 0,14 l/(E-d) (DWA, 2008)

7 33 l/(E-d) als Trinkwasserverwendung im Haushalt für Toilettenspülung (bdew,2009); Annahme: 15 l/(E-d) als Spülwasser für Fäzes (2,5 Spülvorgänge à 6 l/Spülgang)

8 1,37 l/(E-d) (DWA, 2008)

9 33 l/(E-d) als Trinkwasserverwendung im Haushalt für Toilettenspülung (bdew,2009); Annahme: 18 l/(E-d) als Spülwasser für Urin (6 Spülvorgänge à 3 l/Spülgang)

Abbildung 2-3: Volumenanteil der Teilströme häuslichen Abwassers (eigene Darstellung nach bdew, 2009 und DWA, 2008)

Die Verteilung der Abwasserinhaltsstoffe zeigt, dass fast alle im Abwasser enthaltenen Nährstoffe im Schwarzwasser zu finden sind. Der Nährstoffanteil im Urin ist mit 81 % des Stickstoffs und 50 % des Phosphors besonders hoch (s. Abbildung 2-4). Zudem enthält Urin organische Mikroverunreinigungen und Hormone, die vor allem aus Medikamentenrückständen resultieren. In den Fäzes ist etwa die Hälfte des gesamten anfallenden CSB und 40 % der Phosphorfracht zu finden. Die Keimbelastung im Abwasser stammt fast ausschließlich aus den Fäzes; neuere Untersuchungen zeigen, dass auch im Grauwasser ein nicht zu vernachlässigender Anteil Keime vorhanden sein kann (z.B. Rechenburg et al., 2009)⁹. Grauwasser enthält ca. 40 % des CSB und der Feststoffe, dagegen wenig Stickstoff und Phosphor. Es stellt bezogen auf die hier gezeigten Inhaltsstoffe den am wenigsten belasteten Teilstrom dar. Kennzeichnend ist ebenfalls, dass v.a. Grauwasser aus Dusche und Badewanne durch die hohen Temperaturen > 30 °C der Teilstrom mit der meisten gespeicherten Energie in Form von Wärme ist.

Insgesamt wurden allerdings erst wenige Messungen in den Abwasserteilströmen durchgeführt, sodass Werte basierend auf derzeitigen Datengrundlagen nicht statistisch repräsentativ für die Gesamtbevölkerung sind. Die Frachten der menschlichen Ausscheidungen sind physiologisch und zeitlich stark variabel. Dabei sind Alter, Geschlecht, Zeitpunkt und Ort der Ausscheidung und Ernährungsgewohnheiten wichtige Faktoren (DWA, 2011).

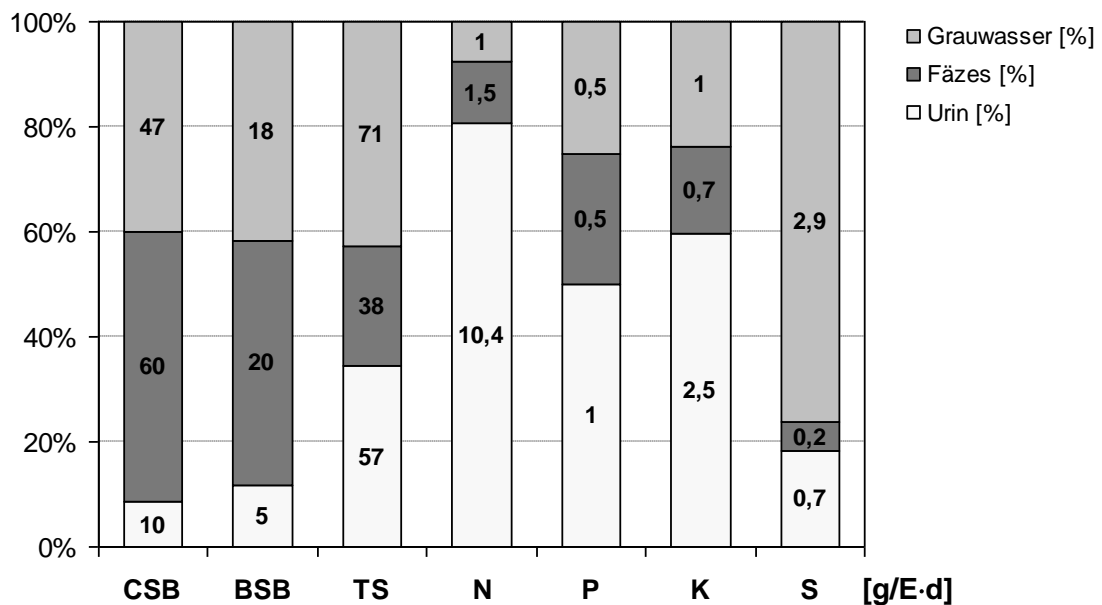


Abbildung 2-4: Einwohnerspezifische Frachten [g/E-d] in den verschiedenen Teilströmen (nach Oldenburg et al., 2008a)

⁹ Diese gelangen z.B. durch das Händewaschen nach der Toilettenbenutzung oder durch Reinigung von Windeln ins Grauwasser.

Durch eine separate Erfassung und Behandlung der Teilströme des häuslichen Abwassers ergeben sich Möglichkeiten der Nutzung und Wiederverwendung, die bei konventionellen Abwasserinfrastruktursystemen aufgrund der Vermischung und Verdünnung der Abwässer nur eingeschränkt oder gar nicht möglich sind.

Im Wesentlichen können folgende Verwertungsmöglichkeiten unterschieden werden:

- Verwertung der Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium aus getrennt erfasstem Urin bzw. Gelbwasser (Produktion eines Mineraldüngers)
- energetische Verwertung der im Schwarz- oder Braunwasser enthaltenen organischen Verbindungen zur Gewinnung von Biogas (Wärme- und/oder Energieerzeugung)
- Verwertung der organischen und anorganischen Verbindungen aus dem getrennt erfassten Schwarzwasser (Produktion eines organisch-mineralischen Pflanzennährstoffs)
- Wiederverwendung von hygienisch-mikrobiologisch gering belastetem Grau- und Regenwasser (Verwendung als Pflege-, Brauch- bzw. Betriebswasser)
(Schmitt et al., 2009)
- Nutzung der im Grauwasser vorhandenen Wärme

Bei der Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme gibt es eine Vielzahl von Regelwerken, Vorschriften und technischen Normen, die die Belange der Systeme berühren und daher in der Planung berücksichtigt werden müssen. Zu den wichtigsten Vorschriften gehören folgende (nach DWA, 2011; Sigglow, 2011):

- Wasserhaushaltsgesetz (WHG, 2009)
Das Wasserhaushaltsgesetz lässt ausdrücklich Konzepte außerhalb konventioneller zentraler Anlagen zu, sofern das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Es ermöglicht die Umsetzung Neuartiger Sanitärsysteme, indem es auf die allgemein anerkannten Regeln der Technik¹⁰ verweist, die im untergesetzlichen Regelwerk (wie z.B. DWA-Arbeitsblätter) dokumentiert werden. Für Neuartige Sanitärsysteme sind solche Regelwerke allerdings erst in Bearbeitung (DWA, 2011) bzw. es existieren lediglich Hinweisblätter von Fachvereinigungen, die zur Unterstützung der Bemessung von Anlagen herangezogen werden können (fbr, 2005).
- Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG, 1994)
Eine wesentliche Anwendungsvoraussetzung für NASS ist die Klärung, ob die zu behandelnden Stoffströme oder Derivate dem Abwasserrecht oder dem Kreislaufwirtschaft- und Abfallrecht unterliegen. Darunter fällt auch

¹⁰ Die anerkannten Regeln der Technik unterscheiden sich vom Stand der Technik dadurch, dass letzterer eine höhere Stufe der technischen Entwicklung darstellt, sich aber in der Praxis noch nicht langfristig bewährt haben muss.

die Einstufung eines Materials als Abfall, Produkt (z.B. Düngemittel) oder Nebenerzeugnis.

- **Kommunales Satzungsrecht**
Der Anschlusszwang ist grundstücksbezogen und verpflichtet zum Anschluss an die örtlichen Abwasseranlagen, sobald Abwasser auf dem Grundstück anfällt. Historisch gesehen ist der Anschluss- und Benutzungszwang zur Unterstützung konventioneller Systeme eingeführt worden. In diesem Sinne ist es erforderlich, dass dieser bei der Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme ebenfalls Anwendung findet.
- **Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001)**
Die Trinkwasserverordnung regelt, dass in jedem Haushalt ein Trinkwasseranschluss zur Verfügung stehen muss. Sie überlässt jedoch dem Verbraucher seine eigenverantwortliche Entscheidung, inwieweit er Wasser anderer Bezugsquellen als die des Trinkwassernetzes für seinen privaten Gebrauch verwendet.
- **Baurecht / BauGB (2004)**
Eine Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme kann in Neubaugebieten unter Anwendung des bestehenden Planungs- und Baurechts mit einem Bebauungsplan oder einem Vorhaben- und Erschließungsplan festgesetzt werden. Eine nachträgliche Änderung der Erschließung in Bestandsgebieten kann nicht erzwungen werden, sondern nur in Kooperation mit den Grundstückseigentümern erfolgen und in städtebaulichen Verträgen gesichert werden.
- **Düngegesetz (DüngG, 2009) / Düngemittelverordnung (DüMV, 2008)**
Produkte aus Neuartigen Sanitärsystemen sind im Düngegesetz nicht ausdrücklich erwähnt, entsprechen aber je nach Qualität den Düngemitteln nach Düngegesetz (DüngG). In der Düngemittelverordnung (DüMV) sind Produkte aus Neuartigen Sanitärsystemen ebenfalls nicht explizit erwähnt, können aber je nach Zusammensetzung die Zulassungsvoraussetzungen erfüllen. Durch fehlende Begriffsbestimmungen bestehen Unsicherheiten für die Genehmigung.

2.2.2.2 Systeme der neuartigen Sanitärtechnik

Zentrales Element der Neuartigen Sanitärsysteme ist die Trennung der verschiedenen häuslichen Abwasserteilströme und die Teilstrombehandlung durch angepasste Reinigungsmethoden (Lange und Otterpohl, 2000). Je nach Verwertungs- bzw. Behandlungsziel können unterschiedliche Konzeptionen zum Einsatz kommen.

Neuere Quellen in Deutschland (z.B. DWA, 2008; Herbst, 2008) teilen die neuartigen Systeme nach der „Anzahl“ der separierten Ströme (ohne Regenwasser) in die Systemgruppen 1-Strömsystem (gesamtes häusliches Schmutzwasser), 2-Stoffstrom-System (Separation von Gelbwasser oder Separation von Schwarzwasser).

ser) oder 3-Stoffstrom-System (Gelb-, Braun- und Grauwasser) ein. Zusätzlich können nach der Erfassungsart noch Fäkaliensysteme bei der Verwendung von Trockentoiletten unterschieden werden.

Die Ziele einer Behandlung von getrennt erfassten Teilströmen sind vielfältig und von der Menge, dem Anfallobjekt und den Möglichkeiten der Nutzung der gewonnenen Produkte abhängig (DWA, 2008). Je nach Situation und Wirtschaftlichkeit und der gewünschten Verwertung (s.o.) sind als wichtigste Ziele zu nennen:

- Einhaltung gesetzlicher Anforderungen
- Rückführung von Nährstoffen
- Produktion lagerfähiger Nährstoffe zur Düngung
- Produktion von Energie in Form von Biogas
- Elimination problematischer Spurenstoffe im aufkonzentrierten Abwasserstrom
- Erfüllung hygienischer Anforderungen
- Verwendung des aufbereiteten Abwassers für verschiedene Nutzungen

Für die Erreichung der Zielsetzungen ist eine Vielzahl von mechanischen, physikalisch-chemischen und biologischen Verfahren und Verfahrenskombinationen möglich. Im Bereich der neuartigen Sanitärkonzepte werden hierbei i.d.R. keine neuen Verfahrenstechniken entwickelt, sondern bestehenden Verfahren aus der (industriellen) Abwasserreinigung an die jeweilige geänderte Abwasserzusammensetzung angepasst. Insgesamt besteht noch erheblicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf für die Behandlung von Abwasserteilströmen, da bislang meist noch nicht ausreichende Erfahrungen für die Behandlungsverfahren existieren (Dockhorn, 2010). Grundlagendaten im Sinne von Bemessungswerten und Bemessungsvorschriften für die Anlagen bestehenden derzeit noch nicht. Im Rahmen dieser Arbeit wird auf die einzelnen Behandlungsverfahren für die verschiedenen Teilströme des häuslichen Abwassers in den folgenden Kapiteln nur kurz eingegangen. Tabelle 2-4 gibt einen Überblick über mögliche Behandlungsziele und -verfahren für einzelne Teilströme des häuslichen Abwassers; für detaillierte Ausführungen sei an dieser Stelle auf Fachliteratur aus verschiedenen Pilotprojekten¹¹ und auf eine ausführliche Beschreibung in DWA (2008) verwiesen. Bei der Verfahrensbeschreibung im folgenden Kapitel ist jeweils aufgeführt, in welchem Umfang diese bereits eingesetzt werden.

¹¹ z.B. im deutschsprachigen Raum Projekt Komplet (www.komplett.de); DEUS 21 (www.deus21.de); Ökosiedlung Lübeck-Flintenbreite (www.flintenbreite.de); Projekt SCST (<http://www.kompetenzwasser.de/SCST.22.0.html?&L=2&type=title%3DPersistent>); GIZ-Gebäude, Eschborn (www.saniresch.de); Hamburg Jenfeld (www.hamburgwatercycle.de); Lambertsmühle (www.lambertsmuehle.de); SolarCity Linz-Pichling (<http://www.linz.at/leben/4701.asp>); Ökologische Siedlung Hamburg-Allermöhe (www.oeko-siedlung-allermoehe.de), Feiburg-Vauban (www.passivhaus-vauban.de), Öko-Technik-Park Hannover (www.oeko-technik-park.de)

Tabelle 2-4: Mögliche Produkte, Behandlungsziele und -verfahren verschiedener Teilströme (eigene Zusammenstellung nach DWA (2008); Wilderer und Paris (2001))

Teilstrom	Mögliche Produkte / Verwendungsmöglichkeiten	Wichtige Behandlungsziele	Mögliche Behandlungsverfahren (mit technischen Praxiserfahrungen im jeweiligen Teilstrom)
Schwarzwasser	Behandeltes Abwasser Organisch mineralische Pflanzennährstoffe Biogas	C-Abbau Nährstoffgewinnung Stabilisierung	Mechanische Reinigung Kompostierung (feststoffreiche Phase) Aerobe biologische Behandlung (in Membranbioreaktoren) Anaerobe biologische Behandlung (eingedicktes Schwarzwasser) Fällung
Fäkalien	Organisch mineralische Pflanzennährstoffe ggf. Biogas	C-Abbau Nährstoffgewinnung Stabilisierung	Anaerobe biologische Behandlung Kompostierung
Gelbwasser Urin	Mineraldünger als Flüssig- oder Festdünger	Hygienisierung Nährstoffgewinnung Phasentrennung Reduzierung der Mikroschadstoffe Speicherung	Lagerung Eindampfung Stuvitfällung Elektrodialyse Ozonierung Ammoniak-Strippung
Braunwasser	Mineralisch-organischer Pflanzennährstoff ggf. Biogas	C-Abbau Hygienisierung Phasentrennung Stabilisierung	Mechanische Reinigung Kompostierung (feststoffreiche Phase) Aerobe biologische Behandlung (in Membranbioreaktoren) Anaerobe biologische Behandlung (eingedicktes Braunwasser) Fällung
Fäzes	Organisch mineralische Pflanzennährstoffe ggf. Biogas	C-Abbau Hygienisierung Stabilisierung	Trocknung Kalkung Kompostierung Anaerobe biologische Behandlung
Schwach belastetes Grauwasser	Brauch- Pflegewasser Behandeltes Abwasser / Schlamm Abwärme	C- Abbau Hygienisierung	Aerobe biologische Behandlung in naturnahen Anlagen (Bodenfilter) Aerobe biologische Behandlung in technischen Anlagen (Belebungsverfahren, Festbettverfahren, Membranbioreaktor) Umkehrosmose
Stark belastetes Grauwasser	Brauch- Pflegewasser Behandeltes Abwasser / Schlamm Abwärme	C- Abbau Hygienisierung P-Elimination	Aerobe biologische Behandlung in technischen Anlagen (Belebungsverfahren, Festbettverfahren, Membranbioreaktor)
Gemisch aus Braun- und Grauwasser	Organisch mineralische Pflanzennährstoffe ggf. Biogas	C-Abbau Hygienisierung Phasentrennung P-Elimination Stabilisierung	Aerobe biologische Behandlung in naturnahen Anlagen (Braunwasserfiltrat + Grauwasser) Analog kommunalem Abwasser (ggf. kann auf Stickstoff- und Phosphorentfernung verzichtet werden)

2.2.2.3 Verfahren und Techniken Neuartiger Sanitärsysteme

Aufgrund der Vielzahl der derzeit erprobten Techniken und Technikkombinationen sind hier nur die Grundzüge der verschiedenen wichtigsten Verfahren vorgestellt. Eine ausführliche Zusammenstellung zur Übersicht Neuartiger Sanitärsysteme, den Systemkomponenten und Behandlungsverfahren oder der Bewertung gibt z.B. Lens et al. (2001) oder der DWA-Themenband „Neuartige Sanitärsysteme“ (DWA, 2008).

Im Zuge der Beschreibung der neuartigen Sanitärtechnik werden an dieser Stelle auch Maßnahmen zum direkten Wassersparen im Sinne einer Wassereffizienz aufgenommen.

Wassersparen

Neben technischen Maßnahmen zur Reduzierung des Wasserverbrauchs spielt v.a. das Benutzerverhalten eine große Rolle. Das Angebot an wassersparenden Systemen ist groß. Durchflussbegrenzer zur Reduktion der Abflussmengen an Armaturen (Brausen, Waschbecken- und Spülbeckenarmaturen) können mit wenig Aufwand an Wasserhähnen, Dusch- und Brausearmaturen installiert werden. Weiterhin ist die Nutzung von wassersparenden Haushaltsgeräten (Spülmaschine, Waschmaschine) möglich.

Wassersparende Techniken für WCs können einerseits für die Spülsysteme und andererseits als ganzes Toilettensystem (z.B. Mini-Flush-Toilette) eingesetzt werden. Während bei älteren Toiletten ca. 9-14 l pro Spülung benötigt werden, sind inzwischen 6-9 l für einen einwandfreien, hygienischen Spülvorgang Standard. Toilettensysteme mit 3 l je Spülvorgang werden derzeit von verschiedenen Herstellern angeboten (BMU, 2011). Die Installation eines anderen Toilettensystems (z.B. Vakuum- oder Trockentoilette) bewirkt eine erhebliche Einsparung an Trinkwasser, wird hier aber nicht als Wassersparmaßnahme betrachtet, sondern unter Schwarzwasserrecycling aufgeführt.

Grauwasserbehandlung und -recycling

Auch bei der dezentralen Behandlung des im Haushalt und Gewerbe anfallenden Grauwasserstroms wurden mittlerweile verschiedene Verfahren entwickelt und umgesetzt (s. Nolde, 2005). Grauwasser steht kontinuierlich und witterungsunabhängig zur Verfügung. Der Betriebswasserspeicher einer Grauwassernutzungsanlage kann daher deutlich kleiner sein als bei der Regenwassernutzung; i.d.R. reicht ein Ausgleich von 1 bis 2 Tagen (Wilderer u. Paris, 2001). Aufgrund des geringen Nährstoffgehaltes und fehlender Fäkalienbelastung kann es mit geringem Aufwand gereinigt werden und als Betriebswasser z.B. für die Toilettenspülung oder Waschmaschine genutzt werden. Um die Phosphatbelastung des Grauwassers zu verringern, sollten allerdings phosphatfreie oder -reduzierte Mittel für die Geschirrspülmaschine eingesetzt werden.

Die *Erfassung* des Teilstroms Grauwasser erfolgt über die Hausinstallation. Soll aufbereitetes Grauwasser wiederverwendet werden, ist eine separate Erfassung von schwach und stark belastetem Grauwasser sinnvoll. Im privaten Bereich reicht i.d.R. die Nutzung des schwach belasteten Grauwassers aus Duschen, Badewannen und Handwaschbecken aus (fbr, 2005; DWA, 2008). Im öffentlichen Bereich sollte eine detaillierte Wassermengenbilanz erstellt werden, um die zu erfassenden Grauwasserströme zu ermitteln. Wird lediglich die Behandlung bzw. getrennte Entsorgung angestrebt, ist eine Differenzierung der einzelnen Grauwasserströme bei der Erfassung nicht notwendig (DWA, 2008).

Zur Nutzung von Grauwasser ist neben den separaten Rohrleitungen zur Ableitung des verschmutzten Grauwassers auch ein Verteilungssystem für das aufbereitete Grauwasser zusätzlich zur Trinkwasserleitung erforderlich. Außerhalb des Gebäudes kann für die Grauwasserableitung eine Schwerkraftentwässerung vorgesehen werden. Aufgrund der geringeren Abwassermenge des Einzelstroms sind auch Druck- oder Unterdruckentwässerung geeignet (s. auch Kap. 2.2.2.4).

Die vorgesehene Nutzung des behandelten Grauwassers hat einen Einfluss auf den Umfang der *Aufbereitung*. Nach DWA (2008) lassen sich die im Folgenden genannten Nutzungsmöglichkeiten definieren. Für die verschiedenen Nutzungen werden unterschiedliche Anforderungen gestellt, die in Regelwerken oder rechtlichen Rahmenbedingungen zu finden sind.

- Nutzung als Toilettenspülwasser (z.B. Senatsverwaltung für Bau- und Wohnungswesen, Berlin, 1995)
- Nutzung als Bewässerungswasser (z.B. DIN 19650, 1999; WHO, 2006)
- Teilnutzung zum Wäschewaschen bzw. für die Geschirrspülmaschine (z.B. EG, 2006; TrinkwV, 2001; Senatsverwaltung für Bau- und Wohnungswesen Berlin, 1995)
- Versickerung oder Einleitung in das Gewässer (z.B. kommunale Satzungen, länderspezifische Richtlinien (HMUEJFG, 1996; MLUR, 2001); AbwV, 2004).

Die Aufbereitung von Grauwasser geschieht meist in den Stufen Feststoffabtrennung, biologische Reinigung und je nach Nutzungsbereich Desinfektion (DWA, 2008). Planungsgrundlagen und Betriebshinweise für Grauwasseraufbereitungsanlagen werden im fbr-Hinweisblatt 201 (fbr, 2005) beschrieben. Als Behandlungsverfahren kommen neben technischen Verfahren wie Belebtschlamm-, Biofilm- und Membranbelebungsverfahren v.a. naturnahe Verfahren (Teichanlagen, bewachsene Bodenfilter) zur Anwendung¹². Aktuelle Entwicklungen kombinieren die Grauwasseraufbereitung mit einer Wärmerückgewinnung mittels Wärmetauschern (u.a. Treberspurg u. Reim, 2004; Felmeden et al., 2010; Vetter et al., 2011).

¹² Hinweise zur Gestaltung und Bemessung von Teichanlagen gibt DWA-Arbeitsblatt A 201 (DWA, 2005b) von bewachsenen Bodenfiltern das DWA-Arbeitsblatt A 262 (DWA, 2006c)

Bepflanzte Bodenfilter haben nach DWA (2006) einen Flächenbedarf von 5 m²/E bei horizontaler Durchströmung und 4 m²/E bei vertikaler Durchströmung. Für die Reinigung von Grauwasser kann aufgrund der geringeren Belastung von einem kleineren Flächenbedarf ausgegangen werden. Verwirklichte Bodenfilter zur Grauwasserreinigung¹³ weisen eine Filterfläche von 2 - 2,5 m²/E auf (DWA, 2008). Beneke et al. (2004) gehen für die Grauwasserreinigung sogar nur von 1 m²/E Fläche aus. Zusätzlicher Flächenbedarf besteht für eine Vorbehandlung (Ausgleichsbecken bei der Behandlung von schwach belastetem Grauwasser; Absetzbecken, Siebe bei der Behandlung von stark belastetem Grauwasser) und ggf. einer Nachbehandlung (UV-Desinfektion, Ozonierung). Soll das in naturnahen Verfahren behandelte Grauwasser auch zur Toilettenspülung genutzt werden, ist i.d.R. eine Desinfektion erforderlich. Grauwasserrecycling-Anlagen sind bei der örtlichen Gesundheitsbehörde anzuzeigen (fbr, 2005).

Bei den technischen Verfahren haben sich am Markt Belebtschlammverfahren, Biofilmverfahren und Membranbelebungsverfahren etabliert (Herbst, 2008). Verschiedene Hersteller bieten für einzelne Haushalte oder auch Gewerbe und Wohnkomplexe Kompaktanlagen zur Betriebswassererzeugung für verschiedene Nutzungsbereiche (Toilette, Waschmaschine, Gartenbewässerung, Gebäudereinigung) an (fbr, 2004, 2008, 2009; Keyzers et al., 2010). Diese sind meist komplett mit Druckerhöhungsanlage ausgestattet und arbeiten vollautomatisch. Sie sind i.d.R. für die Reinigung von schwach belastetem Grauwasser aus Bade- und Duschwannen und ggf. Waschtischen geeignet (fbr, 2009). Die Anlagen haben einen relativ kleinen Platzbedarf von ca. 1 - 2 m² im Ein- und Mehrfamilienhausbereich. Zur Wärmerückgewinnung gibt es mittlerweile auch vorgefertigte Module, die im Ein- und Mehrfamilienhausmaßstab zum Einsatz kommen können (Vetter et al., 2011).

In einzelnen Projekten werden auch Einzellösungen in Modulbauweise entwickelt und genutzt. Nolde (2002, zitiert in DWA, 2008) bspw. beschreibt die Verwendung eines Rotationstauchkörpers zur Grauwasserreinigung und -desinfektion im Hotelbereich. Der Platzbedarf beträgt hier z.B. für eine Reinigungskapazität von 20 m³/d 35 m². Knerr et al. (2009, 2010) beschreiben die Behandlung von Grauwasser in einem aerober Membran-Bioreaktor, mit nachgeschalteter Ozonierung und zusätzlicher Aktivkohlefiltration und Chlorierung. Durch die Kombination der Verfahrensstufen kann ein Wasser mit Trinkwasserqualität hergestellt werden.

¹³ z.B. Projekt Lübeck-Flintenbreite (Oldenburg et al., 2008); Lambertsühle (Braunwasserfiltrat + Grauwasser) (Wupperverband, 2003), Hamburg Allermöhe (Beneke, 1989), Kiel-Hassee (Gestring et al., 1997), Bielefeld Waldquelle (Brinkmann, 2004)

Schwarzwasserbehandlung und -recycling

Zur Behandlung von Schwarzwasser können unterschiedlichste Verfahren zum Einsatz kommen, die in zahlreichen Forschungsprojekten diskutiert und untersucht werden. Viele der „innovativen“ Behandlungsverfahren sind allerdings bislang nur im Labor- oder kleintechnischen Maßstab entwickelt und es liegen erst wenige Erfahrungen vor.

Die *Erfassung* von menschlichen Ausscheidungen geschieht über die Sanitärobjekte. Eine Vielfalt von verschiedenen Toilettensystemen zur getrennten Erfassung von Urin und Fäzes mit und ohne Spülwasser ist inzwischen entwickelt worden. Verschiedene auf dem Markt befindliche Modelle wurden u.a. in einem umfangreichen Forschungsvorhaben zur Verwertung von Urin untersucht (Projekt Novaquatis, Larsen u. Lienert, 2007). Tabelle A - 1 im Anhang A 1.1 gibt eine Übersicht über die prinzipiellen Möglichkeiten der Erfassung der verschiedenen Komponenten des Schwarzwasserteilstroms. Die Sanitärobjekte müssen auf die weiteren Systemkomponenten des Sanitärsystems, d.h. die geplante Ableitung bzw. den Transport sowie die Behandlung bzw. die erzeugten Produkte und den Verbleib des Stoffstroms, abgestimmt werden. Soll aufbereitetes Schwarzwasser wieder in den Haushalt zurückgeführt werden, z.B. zur Nutzung für die Toilettenspülung (s. z.B. Antholz et al., 2009; Schmitt et al., 2009) wäre ein zusätzliches Verteilungssystem erforderlich.

Die getrennte Ableitung von Schwarzwasser außerhalb von Gebäuden geschieht vorwiegend im Vakuum-System (vgl. z.B. Oldenburg et al., 2008b; Schonlau et al., 2008; Hillenbrand, 2009) (nähere Ausführungen s. auch Kap. 2.2.2.4). Soll das Schwarzwasser in einer Biogasanlage aufbereitet werden, bietet sich die gemeinsame Bioabfallsammlung aus Küchen über Küchenabfallzerkleinerer an (s. z.B. Hillenbrand, 2009).

Da Urin den größten Teil der Nährstoffe in mineralischer Form oder als Harnstoff enthält, werden zahlreiche Konzepte zur getrennten Sammlung des Urins (*Urinseparation*) und anschließender Verwendung als Dünger vorgeschlagen (Niederste-Hollenberg, 2002; Lienert und Larsen, 2002; Vinneras u. Jönsson, 2009). Eine direkte landwirtschaftliche Verwertung von Urin ist generell möglich, wird aber aufgrund der geringen Nährstoffdichte und der Belastung insbesondere mit Medikamentenrückständen gegenüber synthetischen Düngern kritisch gesehen (Herbst, 2008, Winker, 2009). Des Weiteren weist Urin einen hohen Salzgehalt auf, der eine Verwertung erschwert (Oldenburg et al., 2003, zitiert in Herbst, 2008).

Zur Aufbereitung von Urin bzw. Gelbwasser steht eine große Anzahl von Behandlungsverfahren zur Verfügung, die hier nicht im Einzelnen diskutiert werden sollen. Eine Übersicht findet sich z.B. in Mauer et al. (2006) oder DWA (2008). Die Behandlungsziele sind besonders in der Hygienisierung, der Stickstoff- und Phosphor-Aufkonzentrierung zur Düngererzeugung und der Entfernung von Mikroverunreinigungen zu sehen. Bisher bestehen nur für wenige Verfahren

technische Praxiserfahrungen (z.B. Lagerung, Eindampfung, MAP¹⁴-Ausfällung, Ammoniak-Strippung, Ozonierung, s. DWA, 2008).

Mittlerweile gibt es zahlreiche Hersteller und Ausführungsformen von Separationstoiletten zur Abtrennung von Urin bzw. Gelbwasser. Zusätzlich sind zwei getrennte Leitungsstränge für Gelb- und Braunwasser sowie ein Tank zur Speicherung des Urins bis zur Verwertung oder dem Abtransport erforderlich. Der Tank ist entsprechend dem Gelbwasseranfall und der gewünschten Lagerdauer zu dimensionieren. Für die Hygienisierung werden sechs Monate Lagerzeit (bei 20 °C) empfohlen, sofern der Urin direkt zur Düngung von landwirtschaftlichen Erzeugnissen (alle Nahrungsmittel und Futterpflanzen) verwendet werden soll (WHO, 2006, zitiert in DWA, 2008). Für die Eigenverwertung im Garten gibt es keine Einschränkungen.

Einen limitierenden Faktor für die direkte Verwendung des gesammelten Urins als Flüssig-Dünger stellt das landwirtschaftliche Abnahmepotential dar, da ein weiter Transport in potenzielle Nachfragegebiete ungünstig ist (BMLFUW, 2005). Eine Alternative ist z.B. die Herstellung von festen Mutikomponentendüngern, was zu einem vergleichsweise geringen Transportvolumen führt.

Die Gewinnung von Phosphor / Phosphat bzw. die Herstellung von Dünger aus Gelbwasser (Urin) kann durch unterschiedliche technologische Verfahren erfolgen. Eine derzeit häufig diskutierte Möglichkeit zur Aufbereitung ist die sogenannte MAP-Fällung (s. z.B. Projekt SaniResch, Winker et al., 2011), die auch zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm untersucht wird. Bei diesem Verfahren wird gleichzeitig Stickstoff in Form von Ammonium und Phosphat unter Zugabe eines Magnesiumfällmittels chemisch gefällt. Der Marktwert von aus Urin hergestelltem Dünger ist derzeit noch gering. Aufgrund der endlichen Phosphatvorkommen ist allerdings weiter mit einer deutlichen Preissteigerung zu rechnen. Diese wird sich auch auf die Marktpreise von Düngern und damit auch auf Erlöse aus MAP auswirken.

Da im Schwarzwasserteilstrom das nährstoffreiche Gelbwasser nicht separiert wird, ist eine Nährstoffrückgewinnung technisch aufwändig und wurde deshalb bisher nicht untersucht (Herbst, 2008). In Pilotprojekten werden Kompostierung oder anaerobe bzw. aerobe Behandlung von Schwarz- und Braunwasser vorgesehen.

Für eine optimale *Kompostierung* sind verschiedene Rahmenbedingungen notwendig, wie z. B. ein pH-Wert im neutralen Bereich, hohe Konzentrationen an Kohlenstoff, Vorhandensein von Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie von Spurenstoffen (Herbst, 2008). Bei der Kompostierung bleiben als Reststoffe der biochemischen Umsetzungsprozesse Humusstoffe zurück.

¹⁴ MAP = Magnesium-Ammonium-Phosphat

Zur Kompostierung eignen sich Schwarz- oder Braunwasser nach der Abtrennung der flüssigen Phase sowie die reinen Fäkalien oder Fäzes. Zur Sammlung können demnach Spültoiletten mit anschließender Fest- / Flüssigtrennung oder Trockentoiletten zur Anwendung kommen. Da Fäkalien ein geringes Porenvolumen aufweisen und aufgrund des hohen Anteils von Stickstoff und Phosphor, ist meist die Zugabe eines kohlenstoffhaltigen Strukturmaterials (z.B. Holzspäne) erforderlich. In vielen Fällen eignet sich die Mitkompostierung von Bioabfällen.

Bei der Verwendung von Trockentoiletten wird statt eines Spülvorgangs Kompost förderndes Strukturmaterial zugegeben. Das anschließende Sammelsystem umfasst die Zuführung zum Sammelbehälter sowie einen Weitertransport der Produkte. Der Sammelbehälter kann auch als Behandlungsstufe genutzt werden, z.B. zur Kompostierung oder Trocknung von Fäzes bzw. Fäkalien.

Bei der Anwendung der internen Kompostierung mit Trockentoiletten kann der Fäzes- oder Fäkalcontainer in die Toilette integriert sein (Kleinkammersystem) oder er befindet sich in einem tieferen Geschoss oder im Gebäudesockel. Der dann erforderliche Fallschacht kann sich auch über mehrere Geschosse erstrecken und es sind Großkammersysteme, an die mehrere Toiletten angeschlossen werden können, möglich (z.B. realisiert in Bielefeld-Waldquelle, s. Berger, 2004 und Hamburg-Allermöhe, s. SuSanA, 2011). Die Zuleitung zum Sammelbehälter geschieht i.d.R. über vertikale Fallschächte¹⁵. Deshalb sind Großkammersysteme nur in Gebäuden mit bis zu vier Geschossen realisierbar (GTZ, 2010a). Außerdem führt die große Anzahl an Fallrohren zu einem hohen Wohnraumverlust. Insgesamt sind Kompostsysteme sehr wartungsintensiv. Die Reinigung des Fallschachtes kann sehr schwierig und zeitaufwändig sein (DWA, 2008).

Komposttoiletten-Systeme zur internen Kompostierung werden inzwischen von verschiedenen Herstellern angeboten (z.B. Berger, 2004; Sachse, 2006; DWA, 2008 oder GTZ, 2010). Ebenfalls auf dem Markt vorhanden sind Urin separierende Komposttoiletten. Bei Fäkalien ist die Kompostierung meist problematisch aufgrund der hohen Durchfeuchtung des Materials (Herbst, 2008). Bei Großkammersystemen können Gartenabfälle und Biomüll mit kompostiert werden, der Kompost kann nach ca. 2-5 Jahren entnommen werden. Der Inhalt von Kleinkammerspeichern muss ca. ein Jahr mit dem sonstigen Kompost (Bioabfall, Grünschnitt) nachkompostiert werden. Soll der Kompost auch für Nutzpflanzen verwendet werden, kann die erforderliche Hygienisierung durch Heißkompostierung erreicht werden.

Soll die Kompostierung nicht vor Ort erfolgen, ist bei Verwendung von Trockentoiletten ein Transport der Fäkalien oder Fäzes erforderlich. Für kleinere Strecken werden Rolltonnen mit verschließbarem Deckel genutzt (Winblad u. Simpson-Herbert, 2004), für größere Strecken ist der Einsatz von Fahrzeugen denkbar (DWA, 2008). Weiterhin besteht die Möglichkeit, Schwarzwasser aus Spül- oder

¹⁵ Systeme mit 60°-Neigung befinden sich in der Erprobungsphase (DWA, 2008)

Vakuumtoiletten nach einer Abtrennung der flüssigen Phase einer externen Kompostierung zuzuführen. Abgetrenntes Spülwasser und Urin benötigen hierbei eine Nachbehandlung. Die Fremdkompostierung hat den Vorteil, dass die Benutzer wenig mit den Fäkalien umgehen müssen. Weiterhin werden Geruchsemissionen im Wohnbereich vermieden und eine Hygienisierung der Fäkalien kann leichter erreicht werden (Starkl et al., 2005). Bei der Fremdkompostierung können Fäkalien ggf. in bestehenden Kompostanlagen gemeinsam mit anderen biogenen Abfällen verwertet werden.

Weiterhin können zur Kompostierung auch Rottebehälter eingesetzt werden (z.B. im Projekt Lamberts-mühle, s. Wupperverband, 2003; Oldenburg und Otterpohl, 2005) oder der Rotteprozess durch den Zusatz von Wurmkulturen unterstützt werden (Vermikompostierung) (s. z.B. Oldenburg und Otterpohl, 2005; Peter-Fröhlich et al., 2007; Clemens et al., 2009); auf diese wird hier nicht näher eingegangen.

Zur (semi-)zentralen Behandlung von Schwarz- oder Braunwasser werden derzeit meist *anaerobe Verfahren* (Biogasanlagen) angewendet (z.B. Otterpohl et al., 1999; Lens et al., 2001; Peter-Fröhlich et al., 2007; Oldenburg et al., 2008, Schonlau et al., 2008). Eine Biogasanlage dient der Erzeugung von Biogas durch Vergärung von Biomasse, also der mikrobiologischen Umsetzung der organischen Inhaltsstoffe unter Ausschluss von Sauerstoff. Das entstandene Biogas kann vor Ort zur Strom- und Wärmeerzeugung genutzt werden (z.B. Blockheizkraftwerk). Durch Zugabe von kohlenstoffhaltigen Stoffen wie z. B. Bioabfällen aus Haushalten, kann das im Schwarzwasser ungünstige C:N-Verhältnis von ca. 3 - 4 positiv verändert werden, sodass die Biogasproduktion gesteigert werden kann (Oldenburg u. Otterpohl, 2005; Starkl et al., 2005). Die Nährstoffe wie Phosphor und Stickstoff verbleiben im Gärrückstand. Dieser kann i.d.R. als Flüssigdünger in der Landwirtschaft verwertet werden. Die Stickstoff- und Phosphorbelastungen im Restabwasser sind meist noch sehr hoch, was eine Nachbehandlung dieses Wassers erforderlich macht (Herbst, 2008).

In Biogasanlagen wird meist ein zweistufiges Verfahren aus einer Hydrolyse-Stufe und einem nachgeschalteten Anaerob-Reaktor angewendet (DWA, 2008). Aufgrund einer erforderlichen Behandlungsdauer von bis zu 20 Tagen¹⁶ ergeben sich relativ große Reaktorvolumina (Bischofsberger et al., 2005).

Biogasanlagen zur Schwarzwasserbehandlung werden in Pilotprojekten für Anschlussgrößen von ca. 50 - 2.000 Einwohnern eingesetzt (Sigglow, 2011). Für eine eigene Biogaserzeugung sind nach Mohr u. Trösch (2006) allerdings mindestens 500 EW erforderlich. Meist eignet sich die Mitbehandlung weiterer Substrate (z.B. Bioabfall, Grünschnitt) oder ist bei geringeren Anschlussgrößen sogar erforderlich. Soll der Gärrest als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt werden, ist eine

¹⁶ Selbst bei Optimierung des Prozesses kann mit heutigem Kenntnisstand davon ausgegangen werden, dass eine Mindest-Behandlungszeit von 10 Tagen nicht unterschritten werden kann (DWA, 2008).

Lagerkapazität für die Wintermonate vorzuhalten, da dann kein Flüssigdünger ausgebracht werden darf. Diese kann aber auch extern in der Nähe der Verwerter bereitgestellt werden (Beneke et al., 2004).

Nach Peine et al. (2009, zitiert in Sigglow, 2011) ist eine Biogasanlage in Wohngebieten grundsätzlich ausgeschlossen, es sei denn, sie dient der unmittelbaren Versorgung des Baugebietes. In Gewerbe- und Industriegebieten besteht diese Einschränkung nicht. Für Biogasanlagen ist eine Baugenehmigung unter Berücksichtigung des BImSchG (2010) erforderlich. Die Anlagengröße sollte also auf das jeweilige Gebiet abgestimmt sein und von der Anlage sollten keine unzumutbaren Immissionen für die Nachbarschaft ausgehen (vgl. Hofmeister, 2009, zitiert in Sigglow, 2011).

Als klassische Verfahren der Abwasserreinigung können für die Behandlung von Schwarzwasser *aerobe Verfahren* zum Einsatz kommen. Der Abwasserstrom ist im Gegensatz zum kommunalen Abwasser allerdings wesentlich höher konzentriert (Nährstoffe, CSB). Die Verfahren werden i.d.R. für die flüssige Phase des Schwarz- bzw. Braunwassers angewendet. In Pilotprojekten kommen Membran-Belebungsverfahren zum Einsatz (z.B. Atasoy et al., 2007, zitiert in DWA, 2008; Knerr et al., 2011; Knerr, 2012). Die modulare und kompakte Bauweise von Membrananlagen führt zu einem geringen Platzbedarf. Hierbei kann durch weitergehende Behandlung (z.B. Aktivkohleabsorption, Oxidation) eine Qualität des aufbereiteten Wassers erzielt werden, die eine Wiederverwendung als Gießwasser oder zur Toilettenspülung zulässt. Es kann also ein geschlossener Schwarzwasserkreislauf hergestellt werden.

Insgesamt ist bei der Auswahl und Dimensionierung der Behandlungsanlagen zu berücksichtigen, dass i.d.R. keine reine Erfassung der Teilströme möglich ist. Durch Fehlnutzungen oder unangepasste Reinigung der Sanitärobjekte kann es zu einer „Verunreinigung“ der Stoffströme kommen (DWA, 2011).

Für die Wiederverwertung der entstehenden Produkte ist das regionale Abnahmepotenzial von Bedeutung. Kurze Transportwege für Produkte mit großem Transportvolumen (z.B. Flüssigdünger, Kompost, Betriebswasser) in potenzielle Nachfragegebiete sind vorteilhaft (DWA, 2008). Die rechtliche Einordnung der Produkte ist derzeit noch schwierig. Forschungsbedarf besteht in der Herstellung und Wirksamkeit von Düngemitteln, die aus NASS-Substraten hergestellt werden, sowie der Hygiene und dem Verhalten von Mikroverunreinigungen und organischen Schadstoffen.

2.2.2.4 Ableitung der Abwasserteilströme

Die Trennung verschiedener Abwasserströme macht in vielen Fällen zusätzliche Leitungen nicht nur im Gebäude sondern auch im öffentlichen Raum erforderlich. Neben der Freispiegelentwässerung kommen für die Ableitung von Teilströmen v.a. auch Druck- und Unterdruckentwässerung in Frage. Für die Ableitung von

Fäzes und Fäkalien kommt nur ein leitungsfreies System mit Sammeltank in Frage. Dezentral gespeicherter Urin kann in LKW abgefahren werden.

Bei der *Druckentwässerung* wird das anfallende Schmutzwasser eines einzelnen Gebäudes oder mehrerer Gebäuden zunächst in einem Sammelraum gespeichert und nach Erreichen eines bestimmten Füllstandes mittels Pumpe in eine Druckleitung oder ein Druckleitungsnetz gefördert. Die Druckentwässerung zeichnet sich durch eine Unabhängigkeit von der Geländetopografie aus. Die Rohrnennweiten und die Verlegetiefen der Rohrleitungen sind im Vergleich zu Freigefälleentwässerung deutlich geringer (DWA, 2008). Bemessungsgrundlagen und Schallimmissionshinweise finden sich in DWA-A 116-1 (DWA, 2005c).

Kernstück einer *Unterdruck- bzw. Vakuumentwässerung* ist eine zentral angeordnete Unterdruckstation, die in dem angeschlossenen Rohrleitungsnetz den erforderlichen Unterdruck erzeugt. Jeder Hausanschluss verfügt über einen Sammelraum mit Ventil, welches sich beim Erreichen eines bestimmten Füllstandes im Sammelraum öffnet (DWA, 2008). Die Vorteile des Vakuum-Systems sind wie bei der Druckentwässerung die von der Geländetopografie unabhängige Trassenführung, die kleineren Rohrnennweiten und der geringe Wasserbedarf. Der Einsatz eignet sich in eher flachem Gelände. Durch den im System anstehenden Unterdruck ist ein Austritt von Schmutzwasser ausgeschlossen, weshalb Vakuumleitungen auch mit Trinkwasserleitungen in einem gemeinsamen Graben verlegt werden dürfen. Entsprechend den Anforderungen bei der Druckentwässerung müssen auch bei der Vakuumentwässerung Immissionsgrenzwerte eingehalten werden (DWA, 2005d).

Hinweise, die bei der Ableitung der Teilströme zu beachten sind (z.B. sorgfältige Wartung eines Vakuumsystems, mögliche Ammoniakausstrippung bei der Ableitung von Schwarzwasser im Vakuumsystem, Ablagerungen bei der Ableitung von Urin) finden sich in DWA (2008).

Zum Bau von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden kann die offene Kanalbauweise und der grabenlose Kanalbau¹⁷ unterschieden werden. Während bei offenen Bauweisen durch die Herstellung von Gräben, die geböscht oder verbaut werden müssen, ein großer Flächenbedarf für die Baustelle entsteht, können grabenlosen Bauarten i.d.R. mit kleinem Raumbedarf ausgeführt werden. Solche grabenlose Verlegetechniken und innovative Einbaumöglichkeiten (Rohr in Rohr) machen auch zusätzliche Leitungen in verdichteten Räumen möglich. Rohr in Rohr-Prinzipien sind aufgrund der erforderlichen Befestigung derzeit allerdings nur in begehbaren Kanälen möglich (LUBW, 2007). In innerstädtischen, verdichteten Bereichen kann es dennoch vorkommen, dass im öffentlichen Straßenraum keine großvolumigen Leitungen mehr untergebracht werden können. Vakuumleitungen sind hierbei nicht nur kostengünstiger (v.a. aufgrund geringerer Verlege-

¹⁷ z.B. Bodenverdrängungsverfahren, Mikrotunnelbau, Directional Drilling, Rohrvortriebsverfahren (DIN EN 12889 (2000))

tiefe) sondern auch platzsparender als Freispiegelkanalisationen. Unter günstigen Umständen (flaches Gefälle, Möglichkeit der Ausbildung von Siphons in der Vakuumleitung) können sie sogar in bestehenden großvolumigen Freispiegelkanälen verlegt werden (Bayer, 2012).

Die Eignung neuer Ableitungs- und Transportelemente in Abhängigkeit von der Siedlungsstruktur sind in Tabelle 2-2 (S. 21) und Tabelle 2-5 (S. 45) mit aufgeführt, wobei generelle Aussagen aufgrund der Bebauungsstruktur hier nur schwer zu treffen sind.

2.2.2.5 *Entsorgung der betrieblichen Abwässer aus Gewerbe und Industrie*

Derzeit liegt der Schwerpunkt von Neuartigen Sanitärsystemen bei der Betrachtung des häuslichen Schmutzwassers. Für separate Lösungen im Gewerbe- und Industriebereich besteht noch erheblicher Entwicklungsbedarf (DWA-AG KA 1.8, 2011). Die Sanitärwässer, z.B. aus Toiletten, Duschen oder Küchen, können in die Konzepte der Teilstromtrennung integriert werden. Auch bei der Behandlung von Schwarzwasser in Biogasanlagen können Synergien mit gewerblichen oder industriellen Abwässern oder Reststoffen genutzt werden. Als Substrate eignen sich bspw. Bioabfall, Speisereste, Grünschnitt, Schlachthofabfälle, Fette, Fettabscheiderrückstände, Kompost oder Protein- oder kohlenhydratreiche Industrieabwässer (Bischofsberger et al., 2005).

Wird allerdings eine konsequente Umsetzung und Einführung der Neuartigen Sanitärsysteme derart verfolgt, dass auf zentrale Leitungen und Behandlungsanlagen verzichtet wird, hat dies erhebliche Auswirkungen auf die Abwasserentsorgung von Gewerbe- und Industriebetrieben. Insbesondere Unternehmen, die ihre Abwässer mit oder ohne Vorbehandlung üblicherweise in das öffentliche Kanalnetz einleiten, werden dann vor Ort auf die Produktionsabwässer abgestimmte Behandlungsverfahren einsetzen müssen (Herbst, 2008).

2.2.2.6 *Technische Integrationsmöglichkeiten der Neuartigen Sanitärtechnik in bestehende Infrastrukturen*

Die Trennung von Abwasserströmen im Haushalt erfordert einen größeren Aufwand als die Abkopplung von Regenwasser. Die naturräumlichen Bedingungen sind bei der Integration Neuartiger Sanitärsysteme von untergeordneter Bedeutung. Als Hauptkriterien zur möglichen Integration von Sammel-, Ableitungs- und Behandlungstechniken gilt neben der Siedlungsstruktur, Flächennutzung und Einwohnerzahl v.a. der Flächenbedarf der Anlagen, wobei naturnahe Anlagen einen hohen Flächenbedarf haben und technische Anlagen oft in Kompaktbauweise ausgeführt werden können. Die Nutzung der Gebäude (Wohnen, Büro, öffentliche Einrichtung) beeinflusst neben den Eigentumsverhältnissen maßgeblich die Wahl der Sanitärtechnik. Felmeden et al. (2010) und Sigglow (2011) sehen in mischgenutzten, städtischen Einzugsgebieten aufgrund der schwierigen Beur-

teilbarkeit der Abwasserqualität kein kurzfristiges Anwendungspotenzial für eine Stoffstromtrennung.

Für erforderliche Leitungsführungen ist auch die Anordnung der Sanitärräume bzw. Anfall- und Verbrauchspunkte innerhalb der Gebäude ein wichtiger Aspekt, der in ungünstigen Fällen einen Einsatz bestimmter Techniken derart verteuern würde, dass sie nicht empfehlenswert sind. Zum Einsatz getrennter Leitungsführungen in Bestandsgebäuden eignet sich v.a. die Installation hinter einer Vorwand. Die Vertikalschächte benötigen aufgrund der geringeren Leitungsquerschnitte bei alternativen Wasserinstallationen weniger Tiefe als bei konventionellen Lösungen (Schütze, 2005).

Die Eignung von Einzelmaßnahmen ist nur eingeschränkt einzelnen Siedlungsstrukturen und Gebäudetypen zuzuordnen.

Grauwasserrecycling ist aufgrund des konstanten und im Allgemeinen über dem Betriebswasserverbrauch liegenden Grauwasseranfalles für alle Siedlungs- und Gebäudetypen einsetzbar. Unabhängig von der Bewohnerdichte ist stets prozentual gesehen das gleiche Überangebot an Grauwasser vorhanden. Die auf dem Markt befindlichen Kompaktanlagen benötigen je nach Modell und Ausbaugröße Aufstellflächen zwischen 0,5 m² und 2 m² für Ein- und Mehrfamilienhäuser. Auch technische Anlagen, die mit Tauchkörpern, Bioreaktoren oder Wirbelbettverfahren arbeiten, benötigen eine kleine Aufstellfläche. In nicht unterkellerten Gebäuden ist es dennoch schwierig im Nachhinein eine geeignete Aufstellfläche zu finden, da sich eine unterirdische Aufstellung außerhalb des Gebäudes aufgrund der fehlenden Zugänglichkeit für Wartungsarbeiten nicht eignet. Außerdem kann bei biologischen Verfahren die Temperatur bei Außenaufstellung für die Abbauprozesse zu gering werden. Allerdings gibt es auch Pilotanlagen, die direkt im Badezimmer eingesetzt werden können (Nolde, 2000) und daher auch für den mehrgeschossigen Wohnungsbau geeignet sind. Der Einsatz der Grauwasserbehandlung in größeren Skalen (Stadtteil, zentral) eignet sich v.a. dann, wenn zur Ableitung die bestehenden Entwässerungsanlagen genutzt werden können und das restliche Abwasser (Schwarzwasser, industrielles Abwasser) eine getrennte Behandlung oder Ableitung erfährt (z.B. Beneke et al., 2004; Sigglow, 2011).

Für eine naturnahe, biologische Behandlung von Grauwasser in Bodenfiltern muss von einem Flächenbedarf von 1-3 m²/E ausgegangen werden. Zur Ausstattung von Einzelgebäuden eignen sich deshalb Einfamilienhäuser oder andere Bauungsformen mit großem Freiflächenanteil wie Zeilenbebauung oder Geschosswohnungsbau in offener Bauweise. Ein kleinräumiger Einsatz in innerstädtischen Bereichen ist eher schwierig. Beneke und v. Seggern (2004) dagegen folgern, dass auch Behandlungsmaßnahmen mit hohem Flächenverbrauch – untersucht wurde die getrennte Behandlung von Grauwasser in semi-zentralen bepflanzten Bodenfiltern – in städtischen Strukturen nachträglich integriert werden können. Vor allem in Randbereichen von öffentlichen Grünflächen und Sportan-

lagen, aber auch im Siedlungsbau der 1950er und 60er sind geeignete Freiräume zu finden.

Die nachträgliche Umsetzung der getrennten Ableitung und ggf. Wiederverwertung von Grauwasser bleibt in bestehenden Häusern dennoch aufgrund der erforderlichen doppelten Leitungsführung vom Anfallort und zum Verbrauchsort aufwändig. Der Einsatzbereich eines Grauwasserrecyclings ist v.a. im Hotelbereich, im Einfamilienhaus und in öffentlichen Gebäuden wie Schulen zu sehen (fbr, 2005; DWA, 2008). Bei Gebäuden mit kleinen Dachflächen oder in Regionen mit geringen Niederschlagshöhen ergeben sich Vorteile gegenüber einer Nutzung von Regenwasser.

Im Bereich der getrennten Behandlung von *Schwarzwasser* ist ebenfalls eine nachträgliche Installation zusätzlicher Leitungen erforderlich. Da bei den meisten Konzepten aufbereitetes Schwarzwasser nicht wiederverwendet wird, ist allerdings nur für die Ableitung vom Anfallort eine getrennte Leitungsführung erforderlich.

Der Einsatz von *Separationstoiletten* zur getrennten Erfassung von Urin ist prinzipiell auch im Bestand möglich und eignet sich bei einer Erneuerung der Sanitärtechnik. Bei im Gebäude „verteilt“ angeordneten Sanitäreinrichtungen ist die Herstellung einer doppelten Leitungsführung allerdings sehr aufwändig. Meinzinger et al. (2010) haben die generelle Umsetzbarkeit verschiedener teilstromorientierter Konzepte in Abhängigkeit von der Siedlungsstruktur untersucht und kommen zu dem Schluss, dass eine *Urinseparation* – sowohl mit dezentraler Speicherung auf den Grundstücken als auch bei Speichertanks für größere Einheiten und anschließender Abfuhr – in allen untersuchten Siedlungsstrukturen umsetzbar ist. Larsen und Gujer (1996) schlagen eine ferngesteuerte nächtliche Ableitung des gespeicherten Urins zur Kläranlage vor, wo eine zentrale Speichermöglichkeit bereitgestellt werden müsste. Die Verdünnung des Urins wäre gering, da dann fast ausschließlich Fremdwasser im Kanalnetz fließt; eine „Verunreinigung“ des Urins durch fäkale Rückstände in der Kanalisation ist allerdings unvermeidbar (Otterpohl et al., 2002). Diese Methode bleibt auf Abwasserleitungen mit gutem Gefälle und entsprechenden Durchflusszeiten begrenzt. Auch mögliche negative Auswirkungen auf Mischwasserentlastung im Regenwetterfall wären zu beachten. Insgesamt steht in dicht bebauten Gebieten mit hoher Einwohnerdichte dem großen Gelbwasseranfall nicht genügend Agrarfläche für eine direkte Nutzung des Flüssigdüngers gegenüber (Kvarnström et al., 2006).

Der Einsatz von *Vakuum-Toiletten* und -leitungen zum Transport von Schwarz- oder Brauwasser ist mit hohem Umbauaufwand innerhalb der Gebäude verbunden. Hermann (2003) beschreibt die nachträgliche Ausrüstung von 32 Wohnungen mit Vakuum-Toiletten zur Schwarzwassererfassung im Rahmen einer generellen Gebäudesanierung. Die Installationen waren hier etwa dreimal so teuer wie bei konventionellen Toiletten.

Behandlungsanlagen für Schwarzwasser sind im Bestand realisierbar, der erforderliche Aufwand für Leitungsstränge und Technikanlagen ist allerdings sehr hoch. Der Platzbedarf für Vakuumstationen und anaerobe Behandlungsanlagen ist je nach Einwohnerdichte und Bebauungsstruktur unterschiedlich, v.a. sollten öffentliche Flächen als Standorte vorhanden sein. Nach Meinzinger et al. (2010) ist eine getrennte Sammlung von Schwarzwasser durch Vakuumtechnik mit zentraler Behandlung in allen Siedlungsstrukturen umsetzbar. Eine de- bzw. semizentrale anaerobe Anlage zur Schwarzwasserbehandlung ist aus Platzgründen nur in wenigen Siedlungsstrukturen (v.a. im ländlichen Raum) uneingeschränkt einsetzbar (Meinzinger et al., 2010). Sigglow (2011) ermittelt aus mehreren Pilotprojekten für Biogasanlagen einen Flächenbedarf von ca. 0,5 - 1 m²/EW. Zuwege für den Abtransport des entstehenden Flüssigdüngers durch LKW bzw. landwirtschaftliche Nutzfahrzeuge haben zusätzlichen Flächenanspruch (Beneke et al., 2004). Je nach Lagerung der Düngerprodukte – entweder am Standort der Biogasanlage oder dezentral in der Nähe der landwirtschaftlichen Nutzflächen – sind auch hierfür entsprechende Flächen vorzuhalten. Bei *aerober Schwarzwasserbehandlung* z.B. mittels MBR-Technik ist der Technikaufwand höher, dennoch lassen sich auch hier kompakte Anlagengrößen realisieren, die auf Komplexebene untergebracht werden können (Schmitt et al., 2009).

Für die Installation von Vakuum-Stationen, Biogasanlagen oder weiteren größeren Anlagen bestehen erhöhte Anforderungen an den Immissionsschutz der Bewohner, was die potenzielle Standortsuche erschwert.

Großkammersysteme zur Sammlung und *Kompostierung* von Fäkalien oder Fäzes sind aufgrund des sehr hohen konstruktiven Aufwandes im Bestand schwer zu realisieren (Meinzinger et al., 2010). Sie eignen sich nur bei geringer Geschossanzahl und Unterkellerung der Bebauung. Im Bereich der Gebäudesanierung mehrgeschossiger Wohnbauten ist die nachträgliche Installation von Großkammer Komposttoilettenanlage die Ausnahme (Schütze, 2005)¹⁸. Systeme, bei denen jede Toilette einen eigenen Sammelbehälter besitzt, sind zwar theoretisch in allen Gebäudeformen einsetzbar. Sie eignen sich meist nur, wenn auch ein eigenes Grundstück zur Kompostierung und Verwendung des Komposts zur Verfügung steht, da eine Fremdkompostierung mit erhöhtem Transportaufwand verbunden ist. Kompostbehälter können auch außerhalb des Hauses aufgestellt werden. Der Anwendungsbereich liegt nach DWA (2008) v.a. im ländlichen Bereich mit niedrigen Wohnraumkosten. Nutzer sollten eine hohe Bereitschaft zur Eigenleitung haben, da der Betreuungsaufwand sehr hoch ist.

Die Landesbauordnungen (außer Hamburg) schreiben derzeit allerdings einen Einsatz von Toiletten mit Wasserspülung in Gebäuden und den Anschluss an eine

¹⁸ Im Rahmen der Internationalen Bauausstellung in Berlin wurde in den 1980ern bei einer Gebäudesanierung eine viergeschossige Komposttoilettenanlage realisiert. Aufgrund negativer Projekterfahrungen wurde sie allerdings Mitte der 1990er wieder außer Betrieb genommen (Schütze, 2005). Im Bereich der Installation in Neubausiedlungen werden bessere Erfahrungen gemacht (Berger, 2004).

Kanalisation bzw. Kleinkläranlage vor. Sollten Komposttoiletten in bestehenden Siedlungsgebieten mit vorhandener Kanalisation umgesetzt werden, ist eine Anpassung der Bauordnung erforderlich.

Die Entwicklung der Neuartigen Sanitärsysteme ist ein sehr dynamischer Prozess, in dem sich die möglichen Einsatzbereiche schnell verändern können. Wo bspw. derzeit noch Restriktionen aufgrund fehlender Freiflächenverfügbarkeit bestehen, können in naher Zukunft schon Kompaktanlagen erstellt werden (z.B. Biogasanlagen). Eine allgemein gültige Zusammenstellung über die Eignung bestimmter Techniken für verschiedenen Siedlungs- und Gebäudeformen ist deshalb schwierig. Nach derzeitigem Kenntnisstand ergeben sich die in Tabelle 2-5 zusammengestellten groben Einschätzungen für die Eignung Neuartiger Sanitärkonzepte in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur in Bestandsgebieten.

Tabelle 2-5: Generelle Eignung von Neuartigen Sanitärkonzepten im Bestand in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur

		Bebauungstyp ¹⁾									
		Freistehende Ein- und Zweifamilienhäuser	Ein- und ZweifH als Doppelhäuser	Ein- und ZweifH in Reihenhausbauweise	Mehrfamilienhausbebauung	Verdichtete Blockstrukturen	Zeilenstrukturen	Geschosswohnungsbau in offener Baustruktur	Aufgelockerte Blockstrukturen	Gewerbegebiet ²⁾	Industriegebiet ²⁾
Toilettentechnik mit oder ohne Trennung	konventionelle (wassersparende) Spültoilette	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Vakuumtoilette	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Trocken- / Komposttoilette (Kleinkammersystem) Trocken- / Komposttoilette (Großkammersystem) ³⁾	+	+	+	+	0	0	0	0	-	-
Art des Behandlungsverfahren	dezentrale naturnahe Verfahren (Gebäude- u. Komplexebene)	+	0	0	0	-	0	0	-	0	-
	(semi-)zentrale naturnahe Verfahren	+	+	+	0	-	0	0	0	0	0
	Kompaktanlagen (Gebäude- u. Komplexebene)	+	+	0	0	0	+	+	+	+	0
	Technische Anlage ((semi-)zentral) ⁴⁾	0	0	0	+	+	+	+	+	+	+
Ableitung	Freispiegelentwässerung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Druckentwässerung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Unterdruckentwässerung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Sammeltank Urin	+	+	0	+	0	+	+	0	+	+
	Sammeltank Fäkalien /Fäzes (bei Einsatz Trockentoiletten)	+	+	0	0	-	-	-	-	-	-

+ Technik geeignet 0 Technik ggf. geeignet - Technik eher nicht geeignet

1) Bebauungstypen angelehnt an UBA, 2004

2) nur für Abwasserteilströme aus Toiletten, Duschen u.ä.

3) Großkammersysteme erfordern i.d.R. senkrechte Strangführung (nur bei wenigen Geschossen anwendbar)

4) mögliche Standorte wären zu prüfen

Die Kosten der Neuartigen Sanitärsysteme lassen sich nur schwer angeben. Die meisten realisierten Pilotprojekte schlüsseln die Gesamtkosten der Baumaßnahme inkl. der Kosten für die Gebäude nicht weiter auf, bzw. geben Kosten für die Infrastruktur insgesamt an. Die Trennung der Kosten für die Sanitärausstattung und der Behandlungseinheiten ist schwierig. Oft kommen projektspezifische High-Tech-Lösungen, die speziell entwickelt wurden, zum Einsatz, wobei die Kosten durch die erforderliche Entwicklungsarbeit sehr hoch sind. Diese Kosten für die weitreichende Integration von Neuartigen Sanitärsystemen anzunehmen würde eine falsche Kosteneinschätzung bedeuten. Nur für wenige Teilkomponenten der Systeme gibt es Standardlösungen (z.B. Grauwasserrecyclinganlagen), die in größeren Stückzahlen angefertigt werden.

Zu Betriebskosten und Nutzungsdauern liegen erst wenige Erfahrungen vor. Auch für die Bau- und Installationsdauer gibt es nur wenige Angaben und es kann nur auf Standardwerte zurückgegriffen werden. Außerdem beeinflusst der Gebäude- und Siedlungstyp die Kosten der jeweiligen Systeme (Meinzinger et al., 2010). In Kapitel 3.2.4 werden diese Kenndaten für ausgewählte Anagentypen ausgehend von einer Literatur- und Herstellerrecherche abgeschätzt und als Eingangsdaten für die mathematische Modellierung aufbereitet.

2.2.2.7 Auswirkungen der Integration Neuartiger Sanitärsysteme in Bestandsgebiete

Auswirkungen auf den lokalen Wasser- und Stoffhaushalt

Ziel der Neuartigen Sanitärsysteme ist es, kleinräumige Wasser- und Stoffkreisläufe zu schließen (vgl. Abbildung 2-5).

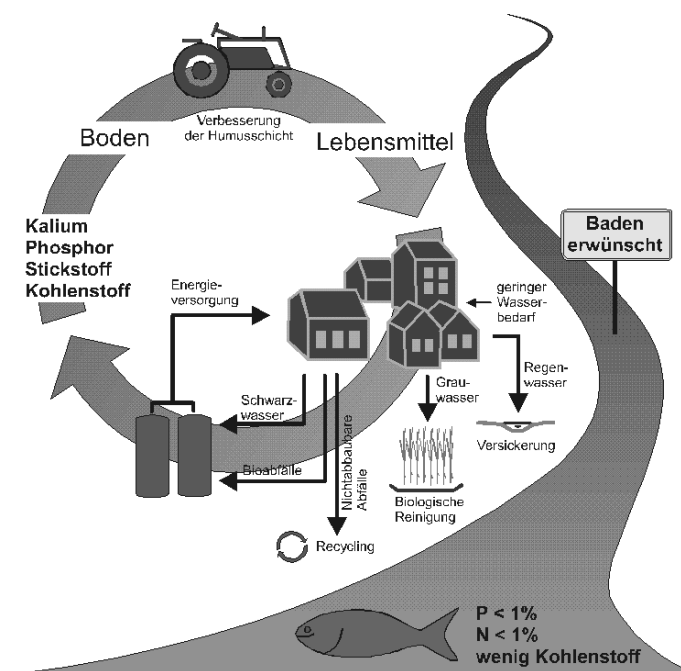


Abbildung 2-5: Schematische Darstellung der Stoffkreisläufe bei Neuartigen Sanitärkonzepten (Otterpohl, 2008)

Hierdurch können sich erhebliche Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt ergeben. Die tatsächliche Rückführung der Nährstoffe zur Nahrungsmittelproduktion oder die Energie- und Wärmenutzung aus den Neuartigen Sanitärsystemen lassen sich derzeit nur schwer bilanzieren. Auch ob die gewonnenen Produkte tatsächlich kleinräumig und lokal wieder in den Kreislauf eingeführt werden können, ist fraglich.

Bezogen auf die Wasserkörper werden die getrennt behandelten Stofffrachten vom aquatischen System ferngehalten; dies fällt bei einer Abtrennung des Schwarzwasserstroms aufgrund der meist höheren Frachten an Nährstoffen und Kohlenstoffverbindungen deutlicher aus als bei einer getrennten Behandlung des Grauwassers. Verschiedene Mikroschadstoffe – z.B. EDTA als Komplexbildner in Körperpflegeprodukten – kommen dagegen nur im Grauwasser vor. Da solche Stoffe oder auch viele im Urin enthaltenen Medikamentenrückstände und endokrin wirksame Substanzen in die erweiterte Liste prioritärer Stoffe aufgenommen wurden (vgl. KA, 2012), kann die Separation des entsprechenden Teilstroms eine überaus wirksame Maßnahme für den Gewässerschutz darstellen (Kaufmann Alves u. Knerr, 2009). Zum letztendlichen Verbleib der Stoffe und deren Abbaumöglichkeiten besteht noch Forschungsbedarf (DWA-AG KA 1.8, 2011).

Über die Ausbringung als Dünger oder Bewässerungswasser können die bei der Aufbereitung evtl. nicht entfernten Stoffe und in der Bodenpassage nicht abbaubaren Stoffe in das Grundwasser gelangen.

Die Anwendung eines Grauwasserrecyclings beeinflusst den Wasserhaushalt nicht nur durch die Trinkwassereinsparung, die je nach Gewinnungsgebiet den Grundwasser- oder Oberflächenwasserhaushalt entlasten. Die Behandlung in naturnahen Verfahren fördert durch die Bepflanzung die Verdunstung; wird behandeltes Grauwasser versickert (z.B. MLUR, 2001), führt dies zu einer größeren Grundwasserneubildungsrate. Auch bei einem Schwarzwasserrecycling wird bei einem Einsatz von Vakuum- oder Trockentoiletten Trinkwasser eingespart.

Wird sowohl die Menge als auch die Verschmutzung des Trockenwetterabflusses reduziert, ergeben sich bei Mischsystemen verringerte Entlastungsvolumina und -frachten für die Gewässer. Die Entlastungskonzentrationen können auch steigen (Kaufmann Alves et al., 2008b). Wird der Bemessungszufluss Q_M der Kläranlage nicht an die ggf. geänderte Schmutzwassermenge angepasst, so wird auf der Kläranlage mehr Niederschlagswasser mitbehandelt als vor der Integration Neuartiger Sanitärsysteme. Dies kann die Gewässerbelastung reduzieren (Kaufmann Alves et al., 2008b).

Durch eher kleinräumig strukturierte Abwasserbehandlungsanlagen, die ggf. die gereinigten Abwässer in das Gewässer einleiten, ergibt sich durch evtl. mehrere Einleitstellen eine großräumigere Beeinflussung des Gewässersystems, in Summe können allerdings geringere Frachteinträge resultieren.

Auswirkungen auf die bestehenden Infrastruktursysteme

Art und Ausmaß der Auswirkungen auf bestehende siedlungswasserwirtschaftliche Systeme hängen v.a. von dem Konzept der Neuartigen Sanitärtechnik, dem Umfang der Systemintegration und den Randbedingungen der bestehenden Infrastruktur ab (Auslastung, Abwasserreinigungsverfahren, Gefälle innerhalb der Kanalisation etc.). Generelle Aussagen sind daher schwierig, weshalb im Folgenden beispielhaft mögliche Auswirkungen aufgezeigt werden.

Grauwasserrecycling und die Verwendung von Vakuüm- oder Trockentoiletten verringern den Trinkwasserbedarf stark. Dies kann wie o.a. zu betrieblichen und qualitativen Problemen innerhalb der Trinkwassernetze führen.

Wird aufbereitetes Grauwasser in den Haushalten als Betriebswasser genutzt, verringert sich der Abwasseranfall stark, was zu einer hydraulischen Entlastung der Schmutzwasserkanalisation führt. Auch im Mischsystem reduzieren sich bei Trockenwetter die Abflüsse. Nachteile können sich bei Pumpwerken im Abwassersystem ergeben, wenn durch den verringerten Schmutzwasseranfall der Wirkungsgrad sinkt oder die Aufenthaltszeit im Vorlagebehälter zunimmt (DWA, 2008). Aufgrund abnehmender Fließgeschwindigkeiten können Kanalablagerungen oder Korrosionserscheinungen auftreten bzw. verstärkt werden, was eine häufigere Kanalspülung erforderlich machen kann (Koziol, 2006). Vor allem in Schmutzwasserkanälen der Trennkanalisation fallen diese Ablagerungsprobleme stärker ins Gewicht, da ein möglicher Weitertransport durch Regenereignisse fehlt. In Mischwasserkanälen kann bei heftigeren Regenereignissen das Kanalsediment allerdings remobilisiert werden und direkt zur Entlastung an Mischwasserüberläufen gelangen.

Generell kann bei verringerten Trockenwetterabflüssen das Auftreten von Geruchsproblemen verstärkt werden, da durch die längeren Fließzeiten anaerobe Vorgänge zunehmen können. Eine damit verbundene Sulfidbildung kann zu erhöhter Korrosion und Schädigung zementgebundener Werkstoffe führen (Klose, 1999). Es kann auch zu einem verstärkten Vorabbau in der Kanalisation mit Auswirkungen auf den Betrieb der Kläranlage (z.B. Änderung des C:N-Verhältnisses) kommen (DWA, 2008). Um diesen negativen Auswirkungen zu begegnen, können einerseits betriebliche Maßnahmen (z.B. häufigeres Spülen, Belüftung, Einsatz von Chemikalien) erforderlich werden, andererseits ggf. aber auch bauliche Maßnahmen wie eine Querschnittsverringering, der Einbau von Trockenwettergerinnen und die Anpassung von Förderaggregaten (DWA, 2008).

Durch die Entfernung eines Großteils der Kohlenstofffraktionen bei einer getrennten Grauwasserbehandlung aus dem Abwasser verschiebt sich für das „Restabwasser“ das C:N:P-Verhältnis im Zufluss zur zentralen Kläranlage zugunsten der Nährstoffe. Ggf. kann die Zugabe von externem Kohlenstoff zur Steigerung der Denitrifikation erforderlich werden (Kaufmann Alves u. Knerr, 2009). Auf der Kläranlage führt der verminderte Trockenwetterabfluss zu längeren Aufenthaltszeiten, was einerseits Sedimentationsvorgänge positiv beeinflusst, andererseits

allerdings durch die Begünstigung des Abbaus von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen in Vorklärbecken das C:N:P-Verhältnis für nachfolgende Prozesse weiter ungünstig beeinflussen kann.

Die Separation von Urin hat nahezu keine Auswirkungen auf den Abwasseranfall. Die Abwasserzusammensetzung des häuslichen Abwassers kann sich allerdings auf ein Verhältnis C:N:P von 100:0,4:0,6 verschieben (Larsen u. Gujer, 1996). Bei einem solchen Verhältnis könnte eine zusätzliche Nitrifikation auf der Kläranlage entfallen. Neben eingesparten Betriebskosten durch einen geringeren Sauerstoffbedarf könnten Beckenvolumina der biologischen Reinigungsstufe reduziert werden. Hierzu müsste allerdings sehr weitreichend Urin getrennt gesammelt werden.

Wird der gesamte Schwarzwasserstrom dezentral behandelt, ist die Auswirkung auf den Abwasseranfall deutlicher, da diese Fraktion etwa ein Drittel des häuslichen Schmutzwasseranfalls ausmacht. Ggf. kann neben den Stickstoffverbindungen auch Phosphor komplett in die Biomasse assimiliert werden. Die biologische Phosphorelimination kann negativ beeinflusst werden, da evtl. nicht mehr genügend leicht abbaubare organische Stoffe vorhanden sind. Die Ablagerungsproblematik wird wie oben beschrieben verstärkt.

Die Integration Neuartiger Sanitärsysteme beeinflusst auch die Energieversorgung und Abfallentsorgung. Es bestehen aufgrund der in den Stoffströmen enthaltenen Wärme und organischen Materialien erhebliche Potenziale zur Energiegewinnung aus Abwasser. Inwieweit dezentral organisierte Sanitärsysteme auf diesem Weg eine dezentrale Energiebereitstellung befördern, ist derzeit unklar (DWA, 2008). Die Leitungsnetze für die Stromversorgung lassen sich an geänderte Rahmenbedingungen leichter anpassen, als dies bei der Wasserver- und Abwasserentsorgung der Fall ist. Im Rahmen Neuartiger Sanitärsysteme ist teilweise die Mitbehandlung organischer Haushaltsabfälle mit vorgesehen bzw. sogar teilweise Voraussetzung für das Funktionieren des technischen Konzepts (s.o.). Für die Sammlung kann ein Vakuumsystem mitgenutzt werden.

Aus den Auswirkungen der Integration naturnaher Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen und Neuartiger Sanitärsysteme ergeben sich mögliche Einsatzbereiche und Anwendungspotenziale – sowohl für Neuerschließungen als auch im Bestand –, auf die im Folgenden kurz eingegangen wird.

2.2.3 Potenziale ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung

Für Neuerschließungen wird heute eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung eingefordert (WHG, 2009; Landeswassergesetze). Die Leitlinien der Siedlungsentwässerung sehen den Erhalt des naturräumlichen Wasserhaushalts vor (DWA,

2006a). Eine Vermischung von weitgehend unbelastetem Regenwasser¹⁹ mit Schmutzwasser soll vermieden werden. Ältere Bestandsgebiete sind in der Regel durch konventionelle Misch- oder Trennsysteme erschlossen. Aus wirtschaftlichen und technischen Gründen ist eine generelle Umstellung auf eine dezentrale Bewirtschaftung meist nicht sinnvoll bzw. realisierbar (UBA, 2009).

Potenziale und Erfordernis für eine weitreichende Umsetzung naturnaher Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im Bestand ergeben sich bspw., wenn

- Kanalnetzte hydraulisch überlastet sind,
- bestehende Kanalisationen aus baulichen Gründen erneuert werden müssen (Möglichkeit des Einzugs neuer Rohre in schadhafte Abschnitte),
- höheren Anforderungen an die Sicherheit der Entwässerungssysteme durch konventionelle Maßnahmen (z.B. Ausbau Speichervolumen, Vergrößerung Kanaldurchmesser) nicht oder nur unter hohem wirtschaftlichem Aufwand entsprochen werden kann,
- Kläranlagen bei Regenwetter hydraulisch überlastet sind,
- der mittlere Niedrigwasserabfluss in kleinen Gewässern gering ist,
- der Grundwasserspiegel sinkt, die Vegetation erhalten werden und Temperaturschwankungen und kleinräumigen Klimaveränderungen entgegengewirkt werden soll (Geiger et al., 2010).

In verschiedenen Projekten wird gezielt im Bestand das Potenzial dezentraler Bewirtschaftungsmaßnahmen anhand geologischer und siedlungsstruktureller Einflussfaktoren bestimmt, um z.T. auch für Überflutungs- und Hochwasserschutz Vorranggebiete zur Abkopplung zu ermitteln (z.B. LfU BW; 2000; Sieker et al., 2001; Becker u. Raasch, 2005; Günner et al., 2012) (s. auch Kap. 2.3.2).

Die Integration Neuartiger Sanitärsysteme wird zur Erreichung der langfristigen Ziele einer nachhaltigen, ressourceneffizienten und anpassbaren Abwasserbewirtschaftung in Zukunft eine wichtige Rolle spielen. Das derzeitige großflächige Anwendungspotenzial ist als eher gering einzustufen.

Die Integration neuer Abwasserinfrastruktursysteme bzw. eine Systemumstellung eignet sich vor allem, wenn die bestehende Wasserinfrastruktur an ihre funktionalen Grenzen gelangt. Dies können einerseits „technische“ Grenzen sein, die durch eine Überlastung oder Unterauslastung der Systeme oder unzureichende Anlagenwirkungsgrade gekennzeichnet sind. Andererseits können auch „monetäre“ Grenzen für die Infrastrukturen erreicht sein, wenn z.B. durch den geringen Anschlussgrad aufgrund des demografischen Wandels die Systeme nicht mehr finanzierbar sind. Ein hoher hydraulischer oder baulicher Sanierungsbedarf

¹⁹ In diesem Zusammenhang ist eine stoffspezifische Betrachtung erforderlich. Regenwasserabflüsse können durchaus mit Schadstoffen (z.B. Schwermetalle, PAK, Pestizide) belastet sein (Welker, 2005; Burkhardt et al., 2011)

sowie evtl. geringe Restbuchwerte können dazu führen, dass eine Umstellung kosteneffizient durchgeführt werden kann.

Neuerschließungen, Erweiterungen oder Konversionsflächen bringen ebenfalls ein großes Potenzial für Neuartige Sanitärkonzepte mit sich, v.a. wenn die bestehenden Systeme ausgelastet oder weit entfernt sind (DWA, 2008). Ebenso können Impulse zur Systemumgestaltung von der Stadtplanung oder dem Wohnungsbausektor ausgehen, um dem Leitbild einer nachhaltigen Stadtentwicklung zu entsprechen, ein erhöhtes Vermarktungspotenzial städtischer Flächen im Rahmen kommunaler Energie- und Klimakonzepte zu erreichen oder attraktive Wohnungsangebote für bestimmte Zielgruppen zu schaffen (DWA, 2011).

Auf kommunaler Ebene sehen Hillenbrand et al. (2009) ein hohes Potenzial zur Systemumstellung in Kommunen mit hoher Anzahl an Neubauten bei gleichzeitig stabilen oder wachsenden Bevölkerungszahlen und hoher Auslastung der Abwasserinfrastruktur. Hier identifizieren sie 200 Kommunen in Deutschland, auf die diese Bedingungen zutreffen. Andererseits ist bei einem starken Bevölkerungsrückgang und einem deutlich unter dem Bundesdurchschnitt liegenden spezifischen Wasserverbrauch eine weitreichende Anpassung der Infrastruktur erforderlich. Nach Hillenbrand et al. (2009) gibt es derzeit 100 solcher Kommunen in Deutschland. Auf gesamte Siedlungen bezogen ergibt sich folglich ein recht geringes Anwendungspotenzial für Deutschland, bei dem unter derzeitigen Rahmenbedingungen eine weitreichende Integration von neuartiger Sanitärtechnik bzw. eine komplette Systemumstellung sinnvoll scheint.

2.2.4 Erfahrungen aus großräumigen Pilotprojekten und Implementierungen

In den letzten Jahren ist national und auch im internationalen Kontext die Zahl der Projekte und Initiativen stark angestiegen, die sich in sehr unterschiedlicher Weise mit der Umgestaltung in der Wasserwirtschaft befassen (Scheele et al., 2008). Der Nutzen von Pilotprojekten wird in der Sammlung von Erfahrung mit Neuartigen Sanitärsystemen, der Erhöhung der Wirtschaftlichkeit der Verfahren, der Steigerung der Akzeptanz und der systemübergreifenden Demonstration gesehen (DWA-AG KA 1.8, 2011). Allerdings beziehen sich die Pilotprojekte in erster Linie auf die Ebene einzelner Gebäude bzw. Komplexe. Auf der Ebene von Siedlungen oder Siedlungsteilen und Stadtquartieren finden sich innovative Entwässerungs- und Sanitärkonzepte vor allem bei neu erschlossenen Wohnvierteln (z.B. Lübeck-Flintenbreite, Hamburg-Allermöhe, Solar-City Linz) oder auch bei großen Stadterneuerungsprojekten auf innerstädtischen Brachen und Konversionsflächen (z.B. Scharnhauser Park, Hamburg-Jenfeld). Hier sind Neuartige Sanitärsysteme von Beginn der Erschließung mit eingeplant und verankert (vgl. Tabelle 2-6)

Tabelle 2-6: Beispiele von Pilotprojekten in größeren Maßstäben

Projekt	Größe	Art des Baugebiets (Projektbeginn)	Veranlassung, Ziele	Techniken, Anlagen
Schwerpunkt Regenwasserbewirtschaftung				
Gartenstadt Bottrop-Wellheim	1135 WE/ 580 Gebäude	Bestandsgebiet (seit 1989)	Abkopplung der Flächen zur Entlastung des städt. Kanalnetzes Stärkung Niedrigwasserführung	RW: Muldenversickerung
Schüngelbergsiedlung Gelsenkirchen	520 WE	Neuerschließung (220) Bestandsgebiet (300) (1995)	Renaturierung Lanferbach Schaffung von Aufenthalts- und Freiräumen mit Bezug zu Wasser	RW Bestand: Mulden-Rigolen-System, Regenwassernutzung durch Regentonnen RW Neubau: teils Mulden-Rigolen-Systeme, teils getrennte oberflächennahe Ableitung
Scharnhauer Park, Ostfildern	9000 EW	Konversionsfläche (1996)	Hochwasserschutz u. Niedrigwassererhöhung Integration der Regenwasserbewirtschaftung in die Freiraumgestaltung	RW: Mulden-Rigolen-Systeme, Offene Rinnen u. Gräben, Filter- und Retentionsmulden
Schwerpunkt Neuartige Sanitärsysteme				
Ökologische Siedlung Allermöhe	36 Gebäude (140 E)	Neuerschließung (1990)	Modellsiedlung mit hoher Rohstoff- und Energieeffizienz Nachhaltigkeit	RW: Zisternen GW: Pflanzenkläranlage SW: Komposttoiletten
Hammerby Sjöstad (SW)	11.000 E (Ausbauzustand 25.000 E)	Stadterneuerungsprojekt (1997)	Siedlungsdruck, Nachhaltigkeit Reduktion des Trinkwasserverbrauchs Rückgewinnung Phosphor und Verwendung in Landwirtschaft	RW: lokale Aufbereitung GW + SW: Kläranlage vor Ort Biogasproduktion aus Klärschlamm
Lübeck-Flintenbreite	100 E (Ausbauzustand 350-380 E)	Neuerschließung (1999)	Nachhaltigkeit Wettbewerb für ökologische Siedlung	RW: Versickerung GW: Pflanzenkläranlage SW: Vakuumtoilette/ Biogasanlage
Lanxmeer (NL)	250 WE	Neuerschließung (2000)	Nachhaltigkeit Schließen von Stoff- und Energiekreisläufen nachhaltiges Wassermanagement Bürgerbeteiligung	RW Dächer: Retentionsbecken RW Straßen: Bodenfilter GW: Pflanzenkläranlage SW: herkömml. Kanal (Biogasanlage geplant) Zweites Versorgungsnetz für Brauchwasser zur Toilettenspülung und zum Wäschewaschen
Solar-City Linz (A)	250 E + 270 (Schule)	Neuerschließung (2001)	Nachhaltigkeit Schließen des Nährstoffkreislaufs kostengünstige Infrastruktur	RW: Versickerung GW: Pflanzenkläranlage Urin: Urinseparation BW + GW: Kompostfilter und Pflanzenkläranlage für das Filtrat

E: Einwohner, EW: Einwohnerwerte, WE: Wohneinheit
RW: Regenwasser, GW: Grauwasser, SW: Schwarzwasser, BW: Braunwasser

Tabelle 2–6: Fortsetzung

Projekt	Ergebnisse	positive Erfahrungen	negative Erfahrungen	Quellen
Schwerpunkt Regenwasserbewirtschaftung				
Gartenstadt Bottrop-Wellheim	technische und gestalterische Umsetzung erfolgreich	hohe Akzeptanz durch umfassende Information	einige wenige Nassschäden an Gebäuden stellenweise Zweckentfremdung der Mulden (Parken, Spielen...)	1, 2
Schüngelbergsiedlung Gelsenkirchen	insgesamt wurden 72 % der befestigten Fläche abgekoppelt	Bestand: Pflege wird umfassend gewährleistet, volle Funktionsfähigkeit der Anlagen	Neuerschließung: aufgrund geringer Freiflächenverfügbarkeit Zweckentfremdung der Mulden im Privatbereich	1, 2
Scharnhauer Park, Ostfildern	RW wurde vollständig vom Mischwasserkanal abgekoppelt Wasserbilanz entspricht der des ehemals unbebauten Gebietes Erhalt der Biotopvernetzung im Landschaftsschutzgebiet	hohe Akzeptanz aufgrund anspruchsvoller Freiraumgestaltung geringe Abwassergebühren	großer Flächenbedarf für Regenwasserbewirtschaftung	1, 3
Schwerpunkt Neuartige Sanitärsysteme				
Ökologische Siedlung Allermöhe	funktionsfähiges System im Langzeitbetrieb	Benutzerbeteiligung, Verantwortungsgefühl sehr hoch (Hausbesitzer)	Wartungsarbeiten der Komposttoiletten für ältere Menschen schwierig Mitkompostierung von Bioabfällen führt zu Befall mit Fliegenlarven	4
Hammerby Sjöstad (SW)	Ökologische Nachhaltigkeitsansätze weitgehend umgesetzt	starke Positionierung der Stadt, große Unterstützung	Konflikte zwischen ökologischen und architektonischen Zielsetzungen	5, 6
Lübeck-Flintenbreite	GW-Ableitung und -Behandlung funktioniert stabil und problemlos Vakuumtechnik bei regelmäßiger Wartung zuverlässig	Bewohner nehmen alternative Sanitärtechnik gut an kein Komfortverlust bei Vakuumtoiletten	hohe Wasserhärte führt zu starken Ablagerungen hohe Phosphormengen im GW, Geschirreinigungs-mittel mussten getauscht werden	7, 8
Lanxmeer (NL)	funktionsfähiges, nachhaltiges Konzept	hohe Nutzerakzeptanz kommunale Beteiligung	hohe Kosten Brauchwassernetz musste aufgrund negativer Erfahrung aus anderen Projekten (Leidsche Rijn) aufgegeben werden	9
Solar-City Linz (A)	zuverlässige Funktion der Pflanzenkläranlage Wiederverwendung des Komposts und des Urins ist noch nicht umgesetzt	hoher Hygienestandard	Problem der Nutzung von Separationstoiletten durch Kinder Einschränkung des Nutzerkomforts werden berichtet Arbeitsweise des Kompostfilters nicht zufriedenstellend	10,11

Quellen: 1) Geiger et al., 2009; 2) Londong u. Londong, 2011; 3) http://www.ostfildern.de/scharnhauer_park.html; 4) Sustainable sanitation alliance, 2011; 5) www.hammerbysjostad.se; 6) Kluge u. Libbe, 2010; 7) Sustainable sanitation alliance, 2009a; 8) Oldenburg, 2010; 9) Scheele et al., 2008; 10) Sustainable sanitation alliance, 2009b; 11) <http://www.linz.at/leben/4821.asp>

Entscheidend ist auch der lokale Anlass und Kontext, in dem die Konzepte realisiert wurden. Zahlreiche Projekte im europäischen und vor allem im außereuropäischen Ausland sind vor dem Hintergrund klimatischer Veränderungen und Engpässen bei den Wasserressourcen zu sehen (Scheele et al., 2008). Auch ein anhaltendes Bevölkerungswachstum und daraus entstehender Siedlungsdruck begünstigen die Umsetzung neuartiger Konzepte. Insbesondere große Städte (z.B. London, New York, München, Hamburg) haben in den letzten Jahren damit begonnen, neue Konzepte nachhaltiger Stadtentwicklung umzusetzen.

Die Projekte zeigen einerseits, dass sowohl eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als auch Neuartige Sanitärsysteme für ganze Siedlungen oder Siedlungsteile konzipiert werden können und technisch-wirtschaftlich machbar sind. Eine ökologische Vorteilhaftigkeit der alternativen Ansätze gegenüber konventionellen Erschließungen wird gezeigt. Für die Regenwasserbewirtschaftung ist die Umgestaltung auch im Bestand möglich. Modellprojekte belegen, dass Aktivitäten von Stadterneuerung und Stadtentwässerung synergetisch verknüpft werden können (Kaiser 2006).

Die Erfahrungen aus großräumigen Implementierungen zeigen, dass bei Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in der Regel zwar keine Akzeptanzprobleme der Techniken bestehen – im Gegenteil, Wasser als Gestaltungselement im Siedlungsraum wird als positiv eingestuft –, sich aber durch Nutzerkonflikte für Freiflächen der meist oberirdischen Anlagen häufig eine unzulässige Nutzung der Flächen (Spielen, Parken) ergibt. Bei Konzepten, die eine Stoffstromtrennung im Haushalt beinhalten, ergibt sich allerdings eine große Abhängigkeit der Systemfunktionalität vom Nutzerverhalten. Eine generelle Ablehnung der neuen Techniken führt zu einer Verhinderung des gesamten Konzeptes. Auch Fehlnutzungen können die Behandlungstechniken beeinflussen. Technische Probleme ergeben sich v.a. bei der Urinseparation aufgrund von Inkrustationen an Rohrleitungen und Funktionsteilen. Spülgeräusche bei Anwendung von Vakuumtechnik werden als störend empfunden; auch die Anordnung von Vakuumstationen im Wohnumfeld mussten stellenweise angepasst werden (Oldenburg, 2010). Für Separationstoiletten wird in Pilotprojekten häufig die schwierige korrekte Nutzung, v.a. durch Kinder, negativ bewertet. Daher weisen sie auch häufig eine mangelnde Trennschärfe auf (Dockhorn, 2010). Für Trockentoiletten wird ebenfalls die Nutzerfreundlichkeit bemängelt, außerdem werden Defizite im Bereich eines Systems für den städtischen Bereich gesehen (Dockhorn, 2010).

In den meisten Pilotprojekten sind wesentliche Schritte zum „Vollzug“ des Gesamtkonzeptes nicht umgesetzt worden, es fehlt die wirkliche Rückführung von aufbereitetem Wasser und/oder Inhaltsstoffen oder sie musste aufgrund einer unzureichenden Trennung der Brauch- und Trinkwasserleitungen aufgegeben werden.

Für die großflächige Integration Neuartiger Sanitärsysteme auf Siedlungsebene besteht folglich noch Forschungsbedarf, v.a. weil sie in Deutschland derzeit noch

nicht der etablierten Technik entsprechen. Anwendungen finden sich derzeit nur in geringer Anzahl und hierbei meist in Pilotprojekten mit wissenschaftlicher Begleitung (Dockhorn, 2010). Langfristig bedeutsam sind insbesondere Umrüstungen innerhalb des Bestandes. Gerade mit Blick auf die Übergänge von den bisherigen zentralen auf eher semi- und dezentrale Systemlösungen stellen sich auf der lokalen Ebene grundlegend neue Herausforderungen (z.B. Dockhorn, 2010; Scheele, 2010).

2.3 Umgestaltungs- und Transformationsprozesse der urbanen Wasserinfrastruktur

Weder auf nationaler noch auf internationaler Ebene wurden bisher Projekte zur Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme durchgeführt, bei denen ein weitreichender Umbau von bestehenden, funktionsfähigen zentralen Systemen durchgeführt wurde (nach Schiller, 2010; Sigglow, 2011). In bestehenden Strukturen werden kleinräumige Einzelmaßnahmen durchgeführt, die keine nennenswerten Auswirkungen auf das Gesamtsystem haben oder größere Umgestaltungen der bestehenden Infrastrukturen erforderlich machen.

Die Wahrscheinlichkeit eines „sofortigen“ vollständigen Systemwechsels innerhalb bereits erschlossener Siedlungsgebiete ist aus ökonomischen Gründen eher gering. Vielmehr wird es mittel- bis langfristig zu einer sukzessiven Umstellung bestehender Systeme oder der Integration neuer Konzepte zur Erweiterung und Ergänzung der konventionellen Systeme kommen (z. B. Koziol et al., 2006; Steinmetz, 2009b; Kaufmann u. Knerr, 2010). Auch die Konsequenzen für die Haustechnik und die Ausstattung der Gebäude im Privatbereich bedingen längere Übergangszeiten. Funktionen der Netze und Anlagen werden sich infolge einer Transformation²⁰ schrittweise verändern. Dabei ist sicherzustellen, dass zu jedem Zeitpunkt eine ordnungsgemäße Wasserver- und Abwasserentsorgung sichergestellt ist. Nach Koziol et al. (2006) können grundsätzlich die drei Transformationspfade

- Substitution (z.B. Regenwassernutzung), bei der zentrale Systeme weiterhin erforderlich bleiben,
- Teilentkopplung, bei der ein Teilstrom vom zentralen Netz abgetrennt wird (z.B. Urinseparation), und
- vollständige Entkopplung, bei der die komplette Umstellung auf ein neues System stattfindet,

unterschieden werden, wobei der Transformationsaufwand jeweils steigt.

²⁰ Kluge u. Libbe (2006) unterscheiden hierbei einerseits kontinuierlich verlaufende Veränderungsprozesse mit moderaten Modernisierungen vorhandener Infrastrukturen und andererseits Transformationsprozesse, die „Brüche und Formwandel“ beinhalten und durch Ungleichgewichtsbedingungen und Schwankungen geprägt sein können. Sie zeichnen sich durch einen hohen Grad an Unsicherheit aus.

Die künftige siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktur könnte z.B. nach Hegger (2007) oder Helleburst (2006) dezentrale und zentrale Elemente verknüpfen. Hegger (2007) bezeichnet dies als „modernized mixtures“²¹, bei denen gezielt unterschiedliche Skalen, Strategien, Technologien, Kostenmodelle und Entscheidungsstrukturen zum Einsatz kommen, was die kontinuierliche Anpassung urbaner Wasser- und Abwassersysteme möglich machen soll. Kluge und Libbe (2010) bspw. sehen die zukünftigen Systeme dezentraler ausgerichtet und eng mit der energiewirtschaftlichen Infrastruktur verknüpft. Neue (Ab-)Wasserinfrastrukturen werden sich demnach aus zahlreichen Modulen zusammensetzen, die Stoffkreisläufe schließen und flexibler auf sich verändernde Umweltbedingungen reagieren können. Im internationalen Kontext wird auch auf die Integration von Natur und Landschaft in die wasserwirtschaftlichen Systeme fokussiert (u.a. Schneider et al., 2003; Brown, 2007; Brandes u. Maas, 2007; Pearson et al., 2010). Die Nutzung vorhandener oder die Schaffung entsprechender natürlicher Systeme für Regenwasserbewirtschaftung und Abwasserreinigung sollen dazu beitragen, die Biodiversität im urbanen Raum zu stärken, das Stadtklima zu verbessern und die Anpassungsfähigkeit von Stadtregionen an den Klimawandel zu erhöhen (z.B. Gill et al., 2007; Makropoulos et al., 2010).

Insgesamt sollen siedlungswasserwirtschaftliche Systeme entstehen, die den Verbrauch natürlicher (Wasser-)Ressourcen reduzieren, das Niederschlagswasser naturnah bewirtschaften, die Energie- und Wertstoffpotenziale des Abwassers nutzen und damit letztendlich die Belastung der Gewässer, des Bodens und der Luft verringern. Nach Kluge und Libbe (2010) gibt es keine Alternative zu einer Systemtransformation, da in Zukunft nicht auf Energie- und Ressourcenpotenziale aus Abwasser verzichtet werden kann und die technologischen Entwicklungen und deren vermehrter Einsatz den Prozess der Systemtransformation vorantreiben. Die Frage nach übergreifenden Konzepten auf kommunaler Ebene wird dadurch verstärkt und macht eine frühzeitige und langfristige Verständigung der zentralen Akteure auf eine geeignete Umbaustrategie erforderlich.

2.3.1 Grundlagen von Transformationsprozessen

Transformationen bzw. weitreichende Umgestaltungen in siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen hin zu einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung betreffen verschiedene Ebenen und Skalen. Es ist nicht nur eine bauliche und technische Anpassung und Implementierung von neuen Anlagen im privaten und öffentlichen Bereich erforderlich, sondern auch die Schaffung einer breiten Wissens- und Akzeptanzbasis für innovative Techniken, die Sicherstellung des

²¹ Die Definition „modernized mixtures“ nach Hegger (2007) lautet: „those late modern socio-technical configurations of wastewater infrastructures in which various features of simple modern systems have been deliberately and reflexively reconstructed to deal with contemporary social, economic and environmental challenges“

Betriebes, der Überwachung und v.a. der Finanzierung der eher dezentral angeordneten Anlagen sowie ein integraler institutioneller Rahmen (z.B. Kluge u. Libbe, 2006; Hegger, 2007; Herbst, 2008; Scheele, 2010; DWA, 2011). Zusätzlich zu den Kosten der Kanalisation sind Aufwendungen in der Hausinstallation erforderlich, die eine enge Kooperation der Gemeinde bzw. des zuständigen Entsorgers mit privaten Gebäudeeigentümern bedingt (Bieker u. Frommer, 2010). Finanzierung und Betrieb dezentraler Systeme auf Gebäude- und Komplexebene können sinnvoll durch Contracting-Modelle zwischen Grundstückseigentümern und Abwasserdienstleistern gewährleistet werden (s. z.B. Geisler et al., 2008; Hillenbrand, 2009). Der im privaten Bereich bestehende Sanierungsbedarf begünstigt hierbei die Einführung neuer Techniken, sofern durch öffentlichkeitswirksame Maßnahmen, Fördergelder etc., die Umgestaltung gefördert wird (Bieker u. Frommer, 2010).

Die Umsetzung neuer Wasserinfrastruktur-Konzepte ist gleichbedeutend mit sehr weit reichenden, komplexen Innovationen (Butler u. Makropoulos, 2006; Hillenbrand et al., 2009). Eine breite Umsetzung neuartiger Sanitärkonzepte wird nicht nur von den direkten ökonomischen und ökologischen Auswirkungen der unterschiedlichen, zur Auswahl stehenden Konzepte abhängen, sondern auch von der Einbettung dieser Systeme in das „sonstige“ Umfeld und den bestehenden Hemmnissen (z.B. rechtlicher Rahmen, relevante technische Regelwerke, Altersstruktur bestehender Anlagen etc.). Konzepte der nachhaltigen Infrastrukturentwicklung sind dadurch gekennzeichnet, dass die Zahl der Akteure deutlich zunimmt (Libbe, 2012). Die Akteure, die in Entscheidungsprozesse zur Transformation siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme einzubinden sind, sind neben den in konventionellen Planungen involvierten Kommunen, Wasserver- und Entsorgern und Planern aus verschiedenen Disziplinen auch die Nutzer der Wasserdienstleistungen, die Verwerter der entstehenden Produkte (Landwirtschaft, Haushalte), die weiteren Infrastrukturbereiche Abfallentsorgung und Energieversorgung oder auch die Feuerwehren, wenn die Löschwasserbereitstellung nicht (mehr) über das zentrale Trinkwassernetz sichergestellt sein soll. Forschungseinrichtungen, Akteure der Gesetzgebung und Verwaltung, Entwickler und Hersteller innovativer Anlagen und Systemkomponenten und die technisch-wissenschaftlichen Verbände können Transformationsprozesse auslösen, hemmen oder beschleunigen (s. u.a. van der Vleuten-Balkema, 2003; Kluge u. Libbe 2006, 2010; DWA, 2008; Klobasa, 2009; Brown et al., 2009; Jeffries u. Duffy, 2011; Sigglow, 2011).

Hierbei wird sich die Art der Beziehungen zwischen den Akteuren verändern und Kompetenzen und Zuständigkeiten können sich neu verteilen (Libbe, 2012). Die unterschiedlichen Interessenlagen und Zeithorizonte der Akteure während der Übergangsphase sind abzustimmen. Wichtig ist eine „Institution“, die koordinierende Funktionen im Transformationsprozess übernehmen und neue Entwicklungsimpulse setzen kann. Hier sind vor allem die Kommunen und kommunalen Ver- und Entsorger zu sehen (vgl. Kluge u. Libbe, 2010; Sigglow, 2011;

Duffy u. Jeffries, 2011)²². Eine Übergangsstrategie muss die technischen Anforderungen der notwendigen Umrüstungsmaßnahmen in den einzelnen Systemen mit den notwendigen gesellschaftlichen, institutionellen und rechtlichen Maßnahmen in Übereinstimmung bringen (Hiessl et al., 2003; Brown et al., 2009).

Als Entscheidungshilfe für Kommunen wird in Kluge und Libbe (2006) ein Ansatz zur integrierten „Strategiebildung“ entwickelt. Als übergeordnete kommunale Strategie wird hierbei die Art der kommunalen Leistung der Wasserver- und Abwasserentsorgung angesehen²³. Im Bereich dieses strategischen „Transformationsmanagements“ mit Fokus auf die institutionelle und organisatorische Ebene finden sich zahlreiche Ansätze im internationalen Bereich (eine Zusammenstellung findet sich bspw. in Duffy u. Jeffries (2011)). Diese haben als Schwerpunkte den Wissenstransfer (Jeffries u. Duffy, 2011), die langfristige strategische Ausrichtung der Ver- und Entsorgung (z.B. Brown et al. 2009; van der Steen u. Howe, 2009) oder die sozio-technologischen Grundlagen der Transformation (z.B. Haxeltine et al., 2008).

Der methodische Ansatz in Kluge u. Libbe (2006) soll es ermöglichen, die Handlungsfolgen bestimmter Entscheidungen frühzeitig zu erkennen und zu bewerten. Neben einer Zustandsbeschreibung inkl. Problemanalyse sowie der Formulierung von Handlungsstrategien und deren mögliche Umsetzung ist die sog. ressortübergreifende Wirkungsabschätzung der Schwerpunkt der Strategiebildung. Die gewählte strategische Ausrichtung soll dann anhand der Leitprinzipien Integration, Anpassungsfähigkeit, Funktionalität und ökonomische, ökologische sowie soziale Verträglichkeit bewertet werden mit dem Ziel, Anpassungsbedarfe zu identifizieren, um so die Strategie weiter zu entwickeln und zu optimieren (Kluge u. Libbe, 2006). DWA (2011) sieht die Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme in Konzepte der Abwasserentsorgung ebenfalls als iterativen Planungsprozess innerhalb der Erstellung von Systemalternativen, der Wirkungsabschätzung und Bewertung. Ein Ansatz in Richtung einer zukunftsweisenden Infrastrukturentwicklung könnte nach Bieker und Frommer (2010) ein „Masterplan Infrastruktur(entwicklung)“ sein, der verschiedenen Rahmenbedingungen der Stadtentwicklung und die daraus resultierenden Auswirkungen auf die verschiedenen Infrastrukturbereiche und deren Wechselwirkungen darstellt.

Neben der der institutionellen und organisatorischen Ebene beschäftigen sich bisherige Studien zur Transformation in siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen auch mit den Rahmenbedingungen zur Integration Neuartiger Sanitärsysteme (z.B. Sigglow, 2011). In den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften werden hierzu

²² In bisherigen Pilotprojekten, die die Integration Neuartiger Sanitärsystem beinhalten, traten meist Forschungseinrichtungen als „Innovator“ auf, um Erfahrungen für einen breiteren Einsatz der Technologien zu gewinnen und zu kommunizieren.

²³ Hierbei sind nach Kluge u. Libbe (2006) die Optionen die Eigenerstellung, die Erbringung öffentlicher Dienstleistung, die Fremderstellung oder die interkommunale Zusammenarbeit.

auch Modelle und Simulationen (sog. Agenten-basierte Simulation²⁴) eingesetzt (z.B. Haxeltine et al., 2008; Panebianco, 2008; Klobasa, 2009). Die technischen und funktionalen Abhängigkeiten und Umgestaltungsmöglichkeiten werden allerdings nur am Rande untersucht.

2.3.2 Strategien zur technischen und funktionalen Anpassung und Umgestaltung der Wasserinfrastruktur

2.3.2.1 Umsetzungsüberlegungen in der Literatur

Zur langfristigen technischen Implementierung von Maßnahmen zur ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung finden sich in der Literatur nur wenige Ansätze. Die technischen Veränderungsmaßnahmen werden längere Übergangszeiträume in Anspruch nehmen (z.B. Hiessl et al., 2003; Beneke et al. 2004; Herbst, 2008; Meinzinger, 2010; Jefferies u. Duffy, 2011). Je nach Größe des Versorgungsgebietes und der Zahl der umzurüstenden Gebäude könnte dies mehrere Jahre bis Jahrzehnte dauern (Hiessl et al., 2003). Die Umgestaltungsschritte müssen deshalb in einer technisch sinnvollen Reihenfolge sukzessiv durchgeführt werden (Hiessl et al., 2003; Beneke et al., 2004; Bieker u. Frommer, 2010; Kluge u. Libbe, 2010; Meinzinger, 2010; Sigglow, 2011). Ein nachhaltiger Transformationsprozess kann hierbei in der Übergangsphase von einem System in ein neues durchaus mit erheblichen technischen Problemen und auch hohen Folgekosten verbunden sein (Kluge u. Libbe, 2006). Deshalb kommt der Wahl von alternativen Systemen im Rahmen eines Transformationsprozesses und deren „Prozessverhalten“ gegenüber den oder dem vorhandenen System(en) eine erhebliche Bedeutung zu (Herbst, 2008; Kluge u. Libbe, 2010). Die Berücksichtigung möglicher zukünftiger Entwicklungen und deren Unsicherheit bei der Planung von Maßnahmen zur Erweiterung oder zukunftsfähigen Umgestaltung der Wasserinfrastruktursysteme ist – vor allem in Hinblick auf die langen Nutzungsdauern – ein entscheidender Punkt, um eine nachhaltige Lösung zu gewährleisten (Steinmetz, 2009a; DWA, 2011).

²⁴ In diesem Simulationsansatz wird ein Gesamtsystem aus der Perspektive einzelner „Agenten“ und deren individuellen Verhaltensweisen aufgebaut (Beckenbach, 2002, zitiert in Klobasa, 2009). Agenten sind dabei autonom agierende Softwaresysteme, die in der sozialen Simulation häufig reale Einheiten – Individuen oder stärker aggregierte Organisationen – repräsentieren. Den Agenten werden dabei verschiedene Eigenschaften wie Ziele, Aktivitäten und Rationalitäten zugeordnet, die deren Verhalten in Verbindung mit definierten Regeln bestimmen (Gilbert u. Troitzsch, 1999, zitiert in Panebianco, 2008). Im Zusammenhang mit neuartigen Sanitärsystemen untersucht Panebianco (2008) mit dieser Technik die sozio-technischen Einflussfaktoren und deren Wirkungsweisen bei der Verbreitung dezentraler Anlagen der Abwasserbeseitigung sowie deren mögliche zeitliche Veränderungen. Klobasa (2009) betrachtet, unter welchen Bedingungen Transformationsprozesse hin zu alternativen Ver- und Entsorgungsstrukturen stattfinden können und wie diese sich unter verschiedenen Bedingungen zeitlich entwickeln.

Vorschläge und Annahmen zur möglichen zeitlichen und räumlichen Ausgestaltung einer Transformation weisen unterschiedliche Schwerpunkte auf, die in die folgenden Kategorien zusammengefasst werden können:

- Priorisierung von Maßnahmen
 - Akzeptanz bzw. „Vorzeigefunktion“ (z.B. Kaiser, 2004; Meinzinger et al., 2010; Jefferies u. Duffy, 2011)
 - Ökonomische Gesichtspunkte (z.B. Prager, 2002; Koziol et al., 2006; Kluge u. Libbe, 2006; Becker u. Wessels, 2007; Geiger et al., 2010; Schiller, 2010)
 - Ökologische Gesichtspunkte (z.B. Sieker et al., 2004; DWA, 2011; Günner et al., 2012)
 - Defizitbehebung (z.B. Becker u. Raasch, 2005; Hillenbrand et al., 2010; Meinzinger, 2010; Bieker u. Frommer, 2010)
- Alter der Bebauung und Infrastruktur (z.B. Prager, 2002; Hiessl et al., 2003; Schiller, 2010; Bieker u. Frommer, 2010; Sigglow, 2011)
- Funktionale und fließtechnische Verknüpfung (z.B. Hiessl et al., 2003; Beneke et al., 2004; Schiller, 2010)
- Entwicklungsdynamik (z.B. DWA, 2008; Felmeden et al., 2010; Meinzinger, 2010)
- Transformationsaufwand (z.B. Jin et al., 2005; Becker u. Raasch, 2005; Felmeden et al., 2010; Sigglow, 2011; Libbe, 2012)

Im Bereich der Regenwasserbewirtschaftung wurden verschiedentlich Ansätze für eine großräumige Einführung entwickelt. Die Emschergenossenschaft bspw. hat ein GIS-basiertes „Bewirtschaftungsinformationssystem Regenwasser“ eingeführt (Becker u. Wessels, 2007). Sinnvolle Bewirtschaftungsarten werden aufgrund von naturräumlichen Randbedingungen vorgeschlagen (Bewirtschaftungsartenkarte). Das sog. Abkopplungspotenzial berücksichtigt hierbei auch die zeitliche Schiene (Abkopplungspotenzialkarte) (Becker u. Wessels, 2007). Als kurzfristig umzusetzende Maßnahmen werden solche verstanden, die technisch und finanziell mit geringem Aufwand zu erreichen sind (5-7 Jahre Zeithorizont), während das langfristige Abkopplungspotenzial (15-20 Jahre) solche Flächen beinhaltet, die nur mit höherem baulichen Aufwand abzukoppeln sind (Becker u. Raasch, 2005). Die Verschneidung der beiden Karten lässt die Ausweisung von Vorranggebieten zu; eine Überlagerung mit dem hydraulischen Zustand der Kanalnetze ermöglicht eine Priorisierung der Maßnahmen (Geiger et al., 2010). Damit können langfristige Programme erstellt werden, konventionell entwässerte Siedlungsgebiete sukzessive und gebietsweise auf die dezentrale Bewirtschaftungsform umzustellen (Sieker et al., 2004).

Im Bereich der Neuartigen Sanitärsysteme sieht Meinzinger (2010) als geeignete Startpunkte einer Systemumgestaltung Bereiche an, in denen derzeit Defizite

der Abwasserentsorgung bestehen und deshalb die Akzeptanz für einen Systemwechsel hoch ist. Auch öffentliche Gebäude und Plätze seien geeignete Initialpunkte, um den Systemwandel voranzutreiben.

Aus ökonomischer Sicht ist im Falle der sehr langlebigen technischen Infrastruktursysteme auch der Zeitpunkt für den Beginn eines Prozesses von erheblicher Relevanz. Die günstigsten Voraussetzungen für einen Systemwechsel, ein „window of opportunity“ ist zu dem Zeitpunkt gegeben, wenn die vorhandenen Systeme abgeschrieben und deshalb ohne Wertverluste ersetzbar sind (Kluge u. Libbe, 2006). Die Abschnitte eines Kanalnetzes weisen allerdings eine uneinheitliche Altersstruktur auf, was einen Systemwechsel bzw. die Einführung neuer Systemstrukturen erschwert. Ein Umbau des Systems würde nur langfristig, entsprechend den Nutzungszeiträumen der Anlagen, erfolgen können (Herbst, 2008). Die verschiedenen Nutzungsdauern der technischen (25 - 30 a) und baulichen Anlagen (ca. 50 - 100 a) erschweren die Identifizierung eines idealen Startzeitpunktes für das Gesamtsystem. Der unter funktionalen Gesichtspunkten günstige Umbau (z.B. Beginn von den NetZRändern her) widerspricht stellenweise einer unter ökonomischen Gesichtspunkten sinnvollen Umgestaltung, da sich an den NetZRändern meist die neue und damit noch nicht abgeschriebene Infrastruktur befindet.

Je nach Systemkonzeption können Teile einer bestehenden Freispiegelkanalisation für die Ableitung von Teilströmen, sinnvoll für Regenwasser oder Grauwasser, genutzt werden (z.B. Beneke et al.; 2004; Bieker u. Frommer, 2010; Sigglow, 2011).

Das gesamte umzurüstende Gebiet sollte nach Hiessl et al. (2003) in Teilgebiete unterteilt werden, in denen der Systemwechsel nacheinander vollzogen wird. Die Teilgebiete sollten so gewählt werden, dass sie hinsichtlich Bebauungsdichte und Bebauungsart möglichst homogen sind, die Umstellung in einem übersehbaren Zeitrahmen erfolgen kann und die Infrastrukturleistung in den anderen Teilgebieten möglichst wenig beeinflusst wird. Die technisch, ökonomisch und ökologisch sinnvolle Reihenfolge ergibt sich hierbei durch den Kanalzustand und das Alter der Kanäle sowie der Bebauung. Es ergeben sich für zwei durch Hiessl et al. (2003) untersuchte Siedlungsteile Teilgebiete von ca. 20 - 50 ha Größe. Teils sehen sie in den Randbereichen eine frühere Transformation, teils aufgrund der älteren Kanal- und Bebauungsstruktur in den Kernbereichen der betrachteten Gebiete. Allerdings ist fraglich, ob eine Systemumstellung vom Stadtkern aus sinnvoll ist, da bspw. bei der Installation neuer Ableitungselemente diese für den Endzustand, der meist kleinere Abflüsse darstellt, ausgelegt sein sollten. Außerdem ist unwahrscheinlich, dass je Teilgebiet eine komplette Systemtransformation durchführbar ist, da die fließtechnischen Verknüpfungen stellenweise eine teilgebietsübergreifende Vorgehensweise bedingen. Schiller (2010), der eine Umgestaltung von zentralen zu dezentralen Systemen auf der Grundlage von Kleinkläranlagen untersucht, orientiert sich daher bei der Einteilung von kleinräumigen Teilgebieten an den Hauptsträngen und Kreuzungspunkten des bestehenden Kanalnetzes.

Auch die Bebauungs- und Nutzungsstruktur ist dabei relevant, wodurch sich Teilgebiete mit wenigen ha Größe ergeben.

Andere Studien schlagen größere städtische Teilräume zur sukzessiven Umgestaltung vor. Sigglow (2011) wählt zur Einteilung eines Siedlungsgebietes in „Siedlungscluster“ zur Umsetzung einer weitreichenden Schwarzwasserseparation verschiedene standort(un)abhängige Faktoren, die mögliche Funktionsgrößen der Anlagentechnik (Biogasanlagen) in Relation zur Einwohnerzahl setzen. Je nach Siedlungstyp (z.B. Einfamilienhäuser, Zeilenbebauung, Blockbebauung) ergeben sich Teileinzugsgebiete zwischen 1 und 50 ha bzw. 200 bis 2.000 Einwohnern.

Bei Felmeden und Libbe (2009) liegt der Schwerpunkt der Teilraumabgrenzung weniger in der Siedlungsstruktur als in der Charakteristik der Lage und Nutzung von Stadtteilen. Es wurden innerhalb von Stadtgebieten 16 typische Teilräume identifiziert, die hinsichtlich ihrer Siedlungs- und wasserwirtschaftlichen Struktur unterschiedlich ausprägt sind. In Abhängigkeit des teilräumlichen Transformationsaufwandes bzw. der entsprechenden Entwicklungsdynamik „werden einige Stadtteiltypen eher einer Transformation zugänglich sein als andere“ (Kluge u. Libbe, 2010: 157). Eine erste Einstufung der zeitlichen und teilräumlichen Umsetzung der Transformation des Wasserinfrastruktursystems geben Felmeden und Libbe (2009) analog Abbildung 2-6.

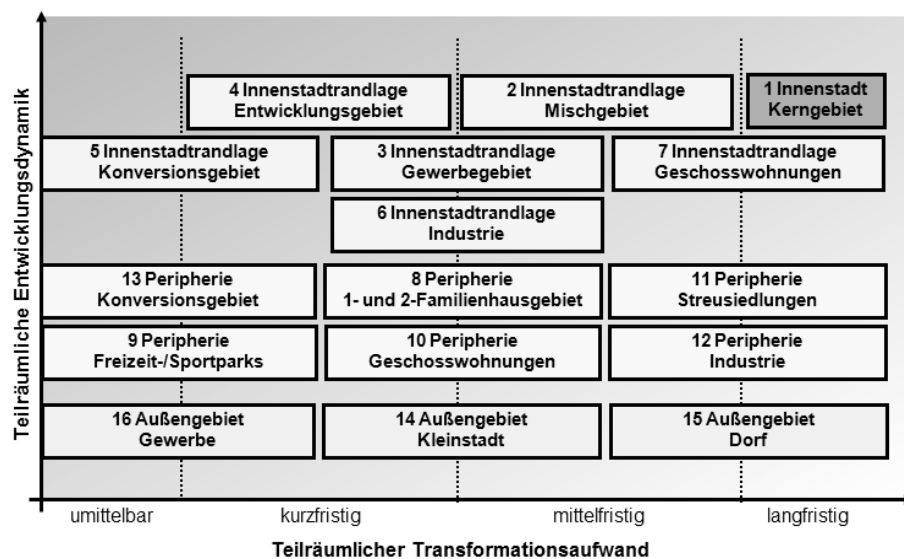


Abbildung 2-6: Räumliche und zeitliche Umsetzung (Felmeden u. Libbe, 2009)

Danach sehen sie ein größeres Potenzial, also eine ökonomisch bedingte hohe „Entwicklungsdynamik“ zur Umsetzung in innenstadtnahen Bereichen, wobei dort der Transformationsaufwand steigt. In peripheren Gebieten können aufgrund demografischer und wirtschaftlicher Entwicklungen sogar negative Entwicklungstendenzen auftreten, was Investitionen in die städtische Infrastruktur eher unwahrscheinlich macht.

2.3.2.2 *Methodische Ansätze zur Anpassung und Umgestaltung in der Siedlungswasserwirtschaft*

Veränderungen und Anpassungen der siedlungswasserwirtschaftlichen Systeme erfolgen derzeit meist aufgrund lokaler und „spontaner“ Entscheidungen, wobei in der Regel Einzelmaßnahmen realisiert werden. Forschungen und Studien zur Optimierung der Sanierung und Instandsetzung von Netzen der Wasserversorgung und Siedlungsentwässerung werden und wurden bereits durchgeführt (z.B. Saegrov, 2005, 2008). Ebenso werden Untersuchungen zur Optimierung der Konzeption (s. Dominguez, 2002), des Betriebes (z.B. Erbe, 2002) oder der Umweltauswirkungen (z.B. Erbe et al., 2002; Schütze und Binh To, 2002), bestehender (Einzel-) Systeme der Wasserver- und Abwasserentsorgung seit geraumer Zeit untersucht und modelliert. Allerdings gehen solche Studien zur Optimierung bestehender Systeme von der Beibehaltung bzw. geringfügigen Anpassung der existierenden Anlagen aus.

Zur tatsächlichen Umgestaltung von siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen findet sich ein methodischer Ansatz bei Schiller (2010). Er entwickelte ein „Modell“ zur Kostenbewertung der Anpassung von zentralen zu dezentralen Systemen (Kleinkläranlagen) vor dem Hintergrund des Bevölkerungsrückgangs. Er führt eine Sequenzanalyse des Umbaus unter verschiedenen Kriterien (Beginn an den Netzrändern, Kanalaufwand, Baualter und lokales Kosteneinsparpotenzial) ein. Durch Transformationsregeln, die diese Kriterien in unterschiedlicher Priorität anwenden, werden „Dezentralisierungspfade“ entworfen. Die Pfadabfolge wird anhand einer Tabellenkalkulation in Einzelschritten für die einzelnen Teileinzugsgebiete berechnet. „Aufgabe dieser Sequenzanalyse ist es, die Reihenfolge festzulegen, in der die Entsorgungseinheiten transformiert werden. [...] Gesucht wird nach Varianten, die einen hohen Dezentralisierungsgrad mit geringem Aufwand erwarten lassen“ (Schiller, 2010: 137).

Ein methodischer Ansatz zu einer Systemumgestaltung, die sowohl eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als auch Neuartige Sanitärsysteme enthält, und der funktionale Zusammenhänge und deren Wirkungen in einem weiteren Feld (Kosten, Umweltauswirkungen, Funktionsfähigkeit) abbildet, existiert derzeit nicht. Ein wichtiger Gesichtspunkt bei der Transformation und Anpassung von siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen sind auch die Kriterien und Bewertungen, nach denen eine Umgestaltung stattfinden sollte.

2.3.3 **Bewertung von Systemübergängen**

Die in der Vergangenheit vorwiegend eingesetzten, vereinfachten Bewertungsverfahren für siedlungswasserwirtschaftliche Projekte (z.B. Kostenvergleichsrechnung (LAWA, 2005)) haben sich aus den Erfordernissen konventioneller Ver- und Entsorgungssysteme entwickelt und beinhalten meist nur eine ökonomische Betrachtung. Die Bewertung der ökologischen Verträglichkeit erfolgt bisher vorwie-

gend nach vorgegebenen Grenzwerten, d.h. die Emissions- bzw. Immissionsregelungen (z.B. AbwV (2004), DWA-Regelwerke, Ländergesetze) müssen eingehalten werden. Intangible Kriterien (z.B. Betriebssicherheit, technische und praktische Ausführbarkeit, politische Aspekte, Fördermöglichkeiten) werden hierbei i.d.R. nur verbal beschrieben (Lebensministerium, 2004).

Für die Bewertung einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung müssen die schwerpunktmäßig ökonomisch ausgerichteten Bewertungskriterien und -verfahren erweitert werden. Da sich der Umgang mit (Ab-)Wasser grundlegend ändert, kann eine Nutzengleichheit weder im Vergleich unterschiedlicher Varianten alternativer Systeme noch im Vergleich zum konventionellen System vorausgesetzt werden. Für die Bewertung sollte deshalb eine Methode gewählt werden, die sämtliche relevanten Kriterien betrachtet (DWA, 2011).

2.3.3.1 Bewertungskriterien und -methoden für eine ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung

Bewertungskriterien für eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung

Eine umfassende Bewertung von Regenwasserbewirtschaftungskonzepten fand bisher selten statt, da sie per se als ökologisch wertvoller als das konventionelle Ableitungsprinzip erachtet wurden. Zur Beurteilung von Konzepten der Regenwasserbewirtschaftung sollten nach Geiger et al. (2010) „nur wenige, nicht miteinander verknüpfte und alleine auf die Wasserwirtschaft bezogene Bewertungskriterien“ gewählt werden. Als wichtiges ökologisches Kriterium gilt die Wasserbilanz eines natürlichen Gebietes, die durch menschliche Nutzungen so wenig wie möglich verändert werden sollte.

Zur Bewertung der Nachhaltigkeit verschiedener Planungsvarianten der Regenwasserbewirtschaftung schlagen Geiger et al. (2010) einen sozi-ökonomischen Indikator „Finanzierbarkeit“ und wasserwirtschaftliche Indikatoren zur Nutzung von Grund- und Oberflächenwasser vor. Im DayWater-Projekt (Thévenot, 2008) werden zur multi-kriteriellen Entscheidungsunterstützung Kriterien aus den Feldern Technik, Umwelt, Betrieb und Unterhaltung, ökonomische Kosten, Regelwerk und Stadtplanung herangezogen. In UBA (2007) werden als nicht-monetäre Bewertungskriterien v.a. Kriterien aus den drei Feldern Funktion, Ökologie und Soziologie gewählt²⁵. Neben der Effizienz von Systemen gehen so v.a. die Wasserbilanz, Gewässerbelastungen und Wertvorstellung in die Beurteilung ein. DWA (2005) betont v.a. die Zielkonflikte, z.B. zwischen Überflutungsschutz und hydraulischer Gewässerbelastung, bei der Bewertung von Systemalternativen zur Siedlungsentwässerung. Deshalb sollen die Beurteilungskriterien Grad der Zieler-

²⁵ Funktionalität (Funktionsorientierung, Effizienz, Kleinräumigkeit); Ökologie (Wasserbilanz, Hochwasserschutz, Vorfluterbelastung, Bauökologie, Prozesssicherheit, Stoffgefährdungspotenzial, Mikroklima); Soziologie (Nutzwert, Symbolwert, Funktionswert, Existenzwert, Optionswert) (UBA, 2007)

reichung, Beeinflussung anderer Teilsysteme und -komponenten sowie die Kosteneffizienz in den Abwägungsprozess einfließen.

Das Bewertungsergebnis hängt maßgeblich von der Wahl der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen, den örtlichen naturräumlichen, politischen und sozialen Randbedingungen und der Wahl der Indikatoren ab (Geiger et al., 2010). Die räumlichen Systemgrenzen zur Beurteilung von Entwässerungskonzepten werden häufig mit dem kanalisierten Einzugsgebiet festgesetzt. Im DWA-A 100 (DWA, 2006a) wird als Planungsraum der Siedlungsentwässerung die Einheit aus Abwasserentsorgungssystem(en), welche das Entwässerungs- und Abwasserbehandlungssystem umfassen und von den Einleitungen betroffenen Gewässern (Grundwasser, oberirdische Gewässer) gesehen. Als Ebene zur Beurteilung schlagen Geiger et al. (2010) das gesamte Flussgebiet, zumindest jedoch eine regionale Ebene (z.B. Stadtteil) vor.

Bewertungskriterien für Neuartige Sanitärsysteme

Bewertungskriterien für Sanitärsysteme werden in zahlreichen Veröffentlichungen vorgeschlagen. Ein Großteil befasst sich hierbei mit der Erstausrüstung an Sanitärtechnik in Entwicklungsländern (z.B. NETSSAF, 2006), wo ganz andere Kriterien entscheidend sind als in entwickelten Industrieländern. In Industrieländern werden Kriterien v.a. herangezogen, um vergleichend verschiedene Alternativen zu bewerten (z.B. ATV-DVWK-AG GB 5.1, 2002; Bracken et al., 2006; Herbst, 2008; DWA, 2008), die ökologischen Auswirkungen zu untersuchen (z.B. Schneidmadl et al., 1999; Lundin, 2000; Lens et al., 2001) oder die Nachhaltigkeit und Ressourceneffizienz von Abwasserinfrastrukturen zu bewerten (z.B. Lundin und Morrison, 2002; van der Vleuten-Balkema, 2003; Dockhorn, 2007; Mitchell et al., 2007; Hillenbrand, 2009; Meinzinger, 2010). Auch soziale Aspekte werden im Zusammenhang mit Neuartigen Sanitärsystemen verstärkt beleuchtet (s. z.B. Lens et al., 2001; van Vliet u. Stein, 2003; Kluge u. Libbe, 2006; Pearson et al., 2010). Den meisten Veröffentlichungen ist gemein, dass die Kriterien angelehnt an den Nachhaltigkeitsgedanken aus den Feldern Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft stammen. Den aktuellen Diskussionsstand zur Bewertung Neuartiger Sanitärsysteme in Deutschland spiegelt eine Auflistung aus DWA (2008) wider. Hier sind neben den drei genannten Nachhaltigkeitssäulen auch die Themenfelder Hygiene und Gesundheitsschutz sowie technische Ziele vorgeschlagen. Die technischen Ziele beinhalten neben der Betriebssicherheit, der Anpassungsfähigkeit und Erweiterbarkeit auch die Integrierbarkeit und das Synergiepotenzial mit anderen (bestehenden) Infrastruktursystemen. Während ökologische, ökonomische und auch hygienische Kriterien in physikalischen Einheiten oder messbaren Größen berechnet oder zumindest abgeschätzt werden können, ist dies bei den sozialen

und technischen Zielen schwierig. Die meisten Kriterien sind ordinal bewertbar, einige aber auch nur nominal²⁶.

Der Bewertungsrahmen wird hierbei meist auf die betrachtete Siedlung bzw. das untersuchte Gebiet beschränkt. In DWA (2011) wird auf die Schwierigkeit bei der Festlegung der Systemgrenze für die Bewertung hingewiesen. Bei einem Alternativenvergleich, der bspw. auch die Düngerproduktion bei Neuartigen Sanitärkonzepten enthält, muss in allen betrachteten Systemvarianten (auch denen ohne Düngerproduktion) diese Komponente adäquat in die Systembetrachtung integriert werden. Dies führt dazu, „dass die Systemalternativen umfangreicher und damit komplexer, dafür aber auch ganzheitlich werden“ (DWA, 2011).

Bewertungsmethoden

Zur Bewertung siedlungswasserwirtschaftlicher Fragestellungen werden neben ökonomischen Bewertungsmethoden zahlreiche Standard-Methoden oder individuelle Lösungen genutzt. Wenn zahlreiche Kriterien berücksichtigt werden müssen oder wenn Interessenskonflikte bestehen, können komplexere Bewertungsverfahren eine Entscheidungsunterstützung leisten. Eine Übersicht über die in siedlungswasserwirtschaftlichen Fragestellungen eingesetzten Bewertungsverfahren geben z.B. Lebensministerium (2004) oder Herbst (2008). Die Verfahren können nach der Art der Berücksichtigung der unterschiedlichen Kriterien unterschieden werden. Einige Verfahren konzentrieren sich auf bestimmte Kriterien (z.B. Ökobilanz oder betriebswirtschaftliche Effekte). Bei Methoden, die mehrere Effekte und Kriterien berücksichtigen, können diese in einen Indikator aggregiert werden (z.B. Nutzwertanalyse²⁷, Nutzen-Kosten-Analyse²⁸) oder die Einzelkriterien bleiben erhalten (z.B. MAUT-Verfahren²⁹, ABC-Analyse³⁰) (nach DWA, 2011). Die Wahl einer geeigneten Methode richtet sich neben dem Bewertungsziel auch nach den verfügbaren Informationen und der zur Verfügung stehenden Zeit und Ressourcen. Mit der Bewertung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen oder Neuartigen Sanitärsystemen beschäftigt sich eine Reihe von Studien, von denen eine Auswahl in Tabelle 2-7 (Seite 68f) aufgeführt ist. Häufig finden sich zur Bewertung qualitative Methoden, die verschiedene Alternativen mit Punktesystemen vergleichen. Zum Kostenvergleich Neuartiger Sanitärsysteme oder Regenwasserbewirtschaftungskonzepte werden i.d.R. dynamische Berechnungen (z.B. nach LAWA (2005)) durchgeführt. In neueren Untersuchungen spielen ne-

²⁶ kardinal: Skalierung in physikalischen Einheiten oder messbaren Größen
ordinal: Merkmale lassen sich unterscheiden und können in eine Rangfolge gebracht werden
nominal: Merkmale lassen sich unterscheiden und können nicht in eine Rangfolge gebracht werden (Herbst, 2008)

²⁷ Alle Effekte werden als Nutzwert (nicht monetär) ausgedrückt.

²⁸ Alle Effekte werden monetär als Einkommenseffekt ausgedrückt.

²⁹ Multi Attribute Utility Theory (Multiattributive Nutzenanalyse).

³⁰ Die ABC-Analyse unterteilt Objekte in drei Klassen von A-, B- und C-Objekten mit sinkender Bedeutung

ben ökonomischen Aspekten v.a. Ressourceneffizienz und -verbrauch eine Rolle. Neben der Nutzung von Stoffflussmodellen (Doedens et al., 1999; Icke et al., 1999; Meinzinger, 2010) wird u.a. die Ökobilanz-Methode (z.B. Lundin, 1999; Schneidmadl et al., 2000; Wenzel et al., 2008; Hillenbrand, 2009) angewendet oder die Öko-Effizienz³¹ berechnet (Felmeden et al., 2010).

Verschiedentlich werden zur Bewertung und Entscheidungsunterstützung in siedlungswasserwirtschaftlichen Fragestellungen Methoden der linearen Optimierung bzw. des Operations Research³² eingesetzt (vgl. Tabelle 2-7). Die Geschichte der Verwendung von linearen Optimierungsmodellen (Linear Programs LPs³³) in der Siedlungswasserwirtschaft geht über 50 Jahre zurück. Schon seit den 1960er Jahren wurden Methoden des Operations Research für die Planung regionaler Abwassersysteme genutzt. Erstmals von Deininger (1965 und 1966) angewendet, finden sich lineare Optimierungsmethoden in zahlreichen folgenden Veröffentlichungen, die z.B. in Orth (1975) oder de Melo und Câmara (1994) zusammengestellt sind. Diese Anwendungen beschränkten sich hauptsächlich auf die Lösung von Problemen zur optimalen Anordnung und Dimensionierung von (Gruppen-)Kläranlagen und Hauptsammlern. In neueren Anwendungen in der Abwasserentsorgung werden LPs auch im Zusammenhang mit Neuartigen Sanitärkonzepten genutzt. Sie werden bspw. eingesetzt, um kosten-effiziente Kombinationen von dezentralen Abwassersystemen unter Emissionsbedingungen zu finden (Refsgaard, 2001) oder um unter Nachhaltigkeitskriterien optimale Systemkombinationen Neuartiger Sanitärsysteme auszuwählen (van der Vleuten-Balkema, 2003). Auch das Potenzial der Wasser-Wiederverwendung unter physikalischen und ökonomischen Randbedingungen (Chu et al., 2004) oder die kosteneffiziente Bewirtschaftung von Wasserressourcen (Oron, 1996; Lim et al., 2010) wurde mit LP analysiert. Diese Studien benutzen Standard-Verfahren sowohl zur Modellierung als auch zur Lösung der mathematischen Optimierungsprobleme. Hierbei werden die Auswahl der alternativen Systeme als Entscheidungsvariablen formuliert und meist nur wenige Randbedingungen und eine ökonomische Zielfunktion aufgestellt.

³¹ Als Ökoeffizienz wird der Quotient aus dem wirtschaftlichen Wert eines Produktes und den durch den Herstellungsvorgang auf die Umwelt ausgeübten Auswirkungen, gemessen in einer geeigneten Einheit bezeichnet.

³² Operations Research (OR) bzw. Unternehmensforschung (*Unternehmen* im Sinne von *operation*) ist ein Teilgebiet der Angewandten Mathematik, das sich mit der Optimierung bestimmter Prozesse oder Verfahren beschäftigt (Müller-Merbach, 1985)

³³ Hinweis zur Terminologie: „Programm“ ist als Synonym zu „Optimierungsproblem“ zu verstehen (und nicht als „Computerprogramm“). Die Verwendung des Begriffes „Programm“ ist historisch begründet: Die ersten Anwendungen der Optimierung waren militärische Probleme, bei denen ein Aktionsplan (engl: *program of actions*) zu finden war.

Tabelle 2-7: Eingesetzte Bewertungsmethoden in Fragestellungen der ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung (Auswahl)

Quelle	Zielsetzung	Bewertungsmethode
Qualitative Bewertung		
Gantner (2002)	Bewertung der Nachhaltigkeit von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen	Qualitative Bewertung (Skala 1-5) in einer Entscheidungsmatrix mit verschiedenen Kriterienfeldern, u.a. Ökobilanzierung mittels MIPS-Methode (Material-Input pro Serviceeinheit)
DWA (2008)	Beschreibung und Bewertung der Vor- und Nachteile Neuartiger Sanitärsysteme für unterschiedliche Zielsetzungen ¹⁾	Qualitative Bewertung (Skala -- bis ++) der Einzelkriterien im Vergleich zum konventionellen System
Kostenvergleichsrechnung		
Coombes et al. (2002)	Bewertung des ökonomischen Nutzens von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen auf regionaler Ebene	dynamische Kostenvergleichsrechnung (Jahreskosten)
Oldenburg et al. (2007)	Untersuchung von ökonomischen Vor- und Nachteilen verschiedener Sanitärkonzepte im Vergleich zum konventionellen System, Identifizierung von Haupt-Einflussgrößen auf die Kostenberechnung	dynamische Kostenvergleichsrechnung nach LAWA (2005)
Schiller (2010)	Kostenbewertung der Umstellung zentraler Abwasserentsorgungssysteme auf dezentrale Kleinkläranlagen vor dem Hintergrund des Bevölkerungsrückganges	Kostenberechnung: Jahreskosten nach LAWA (2005) mit Berücksichtigung des Bevölkerungsrückganges
Ökobilanzen, Ökologische Verfahren		
Remy u. Ruhland (2006)	Untersuchung von ökologischen Vor- und Nachteilen verschiedener Sanitärkonzepte im Vergleich zum konventionellen System	Ökobilanz (Life Cycle Assessment (LCA)), Konzept der Wirkungsindikatoren (CML-Methode) ²⁾
Hillenbrand (2009)	Vergleichende Bewertung urbaner Wasserinfrastruktursysteme nach ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten	ökologische Bewertung: Ökobilanz mit eigenem Modell für die Sachbilanz ökonomischen Bewertung: dynamische Kostenvergleichsrechnung (LAWA, 2005) mit Berücksichtigung von Bevölkerungs- und Kostenentwicklung
Felmeden et al. (2010)	Bewertung unterschiedlicher Systemvarianten der Abwasserentsorgung über eine ressort-übergreifende Wirkungsabschätzung	Erweiterung der Öko-Effizienz-Analyse auf Wasser-, Energie-, Stoff- und Kostenbilanzen

1) Umwelt- und Ressourcenschutz, Hygiene / Gesundheitsschutz, Ökonomische, Soziale und Technische Ziele

2) Centrum voor Milieukunde at Leiden University (Guinée et al., 2002, zitiert in Remy u. Ruhland, 2006))

Tabelle 2–7: Fortsetzung

Quelle	Zielsetzung	Bewertungsmethode
Lineare Optimierung		
Refsgaard (2001)	Planungsunterstützung für kosteneffiziente dezentrale Abwasserbehandlungsstrategien im Hinblick auf die Gewässerbelastung	Lineare gemischt-ganzzahlige Optimierung Zielfunktion: Kosten (Jahreskosten) Entscheidungsvariablen: Auswahl dezentraler Systeme Nebenbedingungen: Grenzwerte für Emissionen in Gewässer (Phosphor u. TOC) Standardsoftware SAS (SAS, 1989)
van der Vleuten-Balkema (2003)	Bewertung der Nachhaltigkeit Neuartiger Sanitärsysteme	Lineare ganzzahlige Optimierung Zielfunktion: Gewichtete Summe der Nachhaltigkeitsindikatoren Entscheidungsvariablen: Technologien zur Auswahl Nebenbedingungen: Beschränkungen der Variablen Matlab-Simulink-Modell mit Standard-Optimierungssoftware (Tomlab, 2000)
Spezielle Verfahren, Kombinationen		
Hiessl et al. (2003)	Nachhaltigkeitsbewertung von ökologisch und ökonomisch vorteilhaften Systemlösungen zur Abwasserentsorgung	Analytischer-Hierarchie-Prozess (AHP) zur Ermittlung einer relativen Rangfolge alternativer Szenarien
UBA (2007)	Ökologische und ökonomische Vergleichsbetrachtung zwischen konventioneller Regenwasserentsorgung und dezentraler Regenwasserbewirtschaftung	auf der Nutzwertanalyse beruhendes GRIP-Verfahren (Ganzheitliches Rechnungsverfahren zur Investitionsplanung (Schweres u. Sengotta, 1994 zitiert in UBA, 2007))
Thévenot (2008)	Erstellung einer Matrix an Alternativen zur Regenwasserbewirtschaftung für unterschiedliche Skalen und Zielstellungen (ökonomisch, ökologisch und sozial)	Objektive multi-kriterielle Bewertung („Multi-Criteria Comparator“) anhand vordefinierter Indikatoren und Benchmarks
Herbst (2008)	Nachhaltige Bewertung von Abwasserinfrastruktursystemen (ökonomische, ökologische, gesellschaftliche Bewertungsaspekte)	eigenes Bewertungsmodell bestehend aus praxisrelevanten Kriterien (Kriterien werden durch die Berechnung einer Bewertungszahl objektiviert)
Meinzingler (2010)	systematische Analyse der Ressourceneffizienz städtischer Abwassersysteme	kombinierte Kosten-, Energie und Stoffstromanalysen (ceMFA) (cost, energy and material flow analysis) Kostenberechnung: Jahreskosten nach LAWA (2005) MFA: Software SIMBOX (s. Baccini u. Bader, 1996)

Eine besondere Rolle werden bei der Bewertung von Neuartigen Sanitärsystemen die Unsicherheiten der zukünftigen Entwicklungen während des langen Planungshorizontes spielen. Einerseits kann sich die Bewertung verschiedener Kriterien in Zukunft verändern, z.B. kann die Bedeutung des Verbrauchs der Ressource Wasser im Zuge des Klimawandels deutlich zunehmen (vgl. DWA, 2011). Außerdem sind zukünftige Kosten für die Techniken heute schwer abzuschätzen und wichtige siedlungswasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen sind veränderlich (demografischer Wandel, Klimawandel, politische Präferenzen). In verschiedenen Untersuchungen werden für die Kostenvergleichsrechnung (LAWA, 2005) Bevölkerungsrückgang und Kosteneffekte bei anstehenden Reinvestitionen berücksichtigt (z.B. Hillenbrand, 2009).

Die vorgestellten Bewertungsmethoden werden mit dem Ziel der Entscheidungsunterstützung für ein zukünftiges Sanitärkonzept angewandt und es existieren auch entscheidungsunterstützende Systeme (EUS)³⁴, die aus den Methoden entwickelt wurden (z.B. Huang et al., 2004; Dockhorn und Dichtl, 2006; Ellis et al., 2006; Niederer et al., 2007; Makropoulos et al., 2008). Den Bewertungsmethoden und EUS gemein ist, dass sie zum Vergleich und zur Unterstützung der Auswahl einer bestimmten Technik oder Konzeption herangezogen werden. Die Bewertung von Szenarien ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung geht meist von einem Referenz-Szenario als Bezugspunkt aus. Auch wenn Alternativen für bestehende Systeme vorgeschlagen werden (z.B. in Hiessl et al., 2003; Starkl et al., 2005; Kluge u. Libbe, 2010), findet selten eine Bewertung des Übergangs von derzeitigen Systemen zu neuen Sanitärkonzepten statt.

Da die weitreichende Integration neuartiger Sanitärtechnik in bestehende Systeme oder ein vollständiger Übergang von Systemen einen großen Zeitraum in Anspruch nimmt und mit z.T. erheblichen Auswirkungen auf vorhandene Systeme verbunden ist, sind Beurteilungskriterien und -methoden für diesen Transformationszeitraum allerdings von Bedeutung.

2.3.3.2 Übertragbarkeit auf die Bewertung von Systemübergängen und Umgestaltungsprozessen

Die genannten Bewertungskriterien und -methoden könnten auch zur Beurteilung von Transformationsprozessen genutzt werden, indem bspw. die Systemzwischenzustände jeweils einer eigenen Bewertung unterzogen werden und das Gesamtergebnis aus den Teilergebnissen aggregiert wird (Beckius, 2007). Aller-

³⁴ Ein EUS (englisch Decision Support System (DSS)) ist ein computergestütztes Planungs- und Informationssystem, das die Entscheidungsvorbereitung unterstützt, indem entscheidungsrelevante Informationen verdichtet und geeignet dargestellt werden (z.B. in Tabellen oder Grafiken) (Gabler, 2012).

dings sind diese Zwischenzustände selten bekannt³⁵ und in bisherigen Untersuchungen wird i.d.R. der nachhaltige zukünftige Systemzustand bewertet.

Für die Bewertung von Systemübergängen finden sich bisher nur wenige Hinweise. Vor allem die finanziellen Gesichtspunkte, die die Werterhaltung und Finanzierbarkeit von sich ändernden Systemen betreffen, werden bei Übergangsprozessen beschrieben (z.B. Prager, 2002; Kluge u. Libbe, 2006; Schiller, 2010). Die Berechnung von Kostenwirkungen eines Umbaus von zentralen Entwässerungssystemen zu stärker dezentralen Strukturen sollen „neben der Bewertung der Neuanlagen Auswirkungen auf das vorhandene System [...], unter Beachtung der dort vorherrschenden funktionalen Zusammenhänge und hieraus entstehender Kosteneffekte“ beinhalten (Schiller 2010: 35). So gehören zu den Transformationskosten nach Schiller (2010) Kapitalkosten aus dem Bau dezentraler Strukturen, dem Rückbau oder der Anpassung zentraler Elemente, die laufenden Kosten der neuen dezentralen Anlagen und zusätzliche Betriebskosten der zentralen Strukturen, die aus Unterauslastung oder sonstigen Anpassungen erforderlich werden. Auch die kalkulatorischen Kosten von Anlagen, die noch nicht abgeschrieben sind, aber außer Betrieb genommen wurden, sollten nach Schiller (2010) zu den Transformationskosten gerechnet werden. Auch Herbst (2008) sieht zur Beurteilung eines Abwasserinfrastruktursystems hinsichtlich seiner Flexibilität zur Systemumstellung die Nutzungsdauer sowie damit verbunden den Restwert von Anlagenteilen als maßgeblichen Parameter. Das Verhältnis der „sunk cost“³⁶ zu den Kosten des neuen Systems stellt demnach ein Maß für die Vorteilhaftigkeit der Systemumstellung dar. Kostenentlastungen können demgegenüber durch den Wegfall von Ersatzinvestition durch die Systemumstellung und der Einsparung von laufenden Kosten im Kanalbetrieb der abgekoppelten Einheiten entstehen.

Als wichtiges Kriterium wird auch die Funktionstüchtigkeit der jeweiligen Systemzustände angesehen (Kluge u. Libbe, 2006, 2010). Die Funktionalität der Wasserver- und Abwasserentsorgung muss hierbei „über den gesamten Zeitraum hinweg auf dem erforderlichen hohen Niveau aufrecht erhalten werden“ (Kluge u. Libbe, 2010: 37). Hierbei muss einerseits die technische Funktionsfähigkeit im Sinne der Einhaltung von technischen und gesetzlichen Standards gewährleistet sein und die funktionellen Systemziele (z.B. Versorgung mit Trinkwasser, Bereitstellung von Löschwasser, Überflutungsschutz, Gewässerschutz) müssen weiter-

³⁵ In Schiller (2010) finden sich zeitlich differenziert betrachtete Systemzustände; die Systemumgestaltung wird allerdings allein unter ökonomischen Gesichtspunkten betrachtet. Urich et al. (2011) entwickeln ebenfalls zeitlich differenzierte Systemumgestaltungen zur Anpassung von Entwässerungssystemen an Klimawandel und Urbanisierung. Hier liegt der Schwerpunkt auf der Funktionsfähigkeit der Systeme und es findet keine Bewertung statt. Studien aus den Sozial- und Wirtschaftswissenschaften (Panebianco, 2008, Klobasa, 2009) beschäftigen sich mit dem Verlauf der Transformation aus Akteurssicht und ermitteln hierbei auch einen möglichen zeitlichen Verlauf von Wasserbedarf, Abwasseranfall oder möglichen Trinkwasserpreisen.

³⁶ Als sunk cost (versunkene Kosten, irreversible Kosten) werden Kosten bezeichnet, die bereits getätigt wurden und nicht mehr rückgängig gemacht werden können.

hin erfüllt werden. Herbst (2008) führt in seinem Bewertungsmodell in diesem Zusammenhang das Kriterium „Systemauslastung“ ein, mit welchem ein „Abwasserinfrastruktursystem hinsichtlich seiner Anpassung an Kapazitätsveränderungen und damit unterschiedliche Systemauslastungen infolge von Wachstums- und Schrumpfungprozessen des Systems bewertet werden“ kann (Herbst, 2008: 130). Bei der Betriebssicherheit wird bspw. von Hegger (2007) und Herbst (2008) bei dezentralen Anlagen die Gefahr gesehen, dass bei ausschließlicher Kontrolle durch die Besitzer geforderte Überwachungswerte schlechter eingehalten werden. Technische und organisatorische Skalen müssen bei dezentralen Systemen allerdings nicht die gleichen sein. Es kann durchaus sinnvoll sein, dezentrale Systeme zentral zu betreiben (Geisler et al., 2008). Deshalb wählt Herbst (2008) als Maß für die Betriebssicherheit die Anzahl der durch Fernüberwachung oder Kontrollen der Aufsichtsbehörden überwachten Anlagen im Vergleich zu durch Selbstüberwachung der Betreiber überwachten Behandlungsanlagen.

Allerdings sollte „die Einführung von Systemalternativen [...] nicht allein vor dem Hintergrund der Funktionalität bzw. Rentabilität der Neuanlage gesehen werden“ (Koziol et al., 2006: 116). Nur durch eine Gesamtbetrachtung des Transformationsprozesses unter Einbeziehung der Konsequenzen für das vorhandene System und der Folgewirkungen kann die Nachhaltigkeit beurteilt werden. Koziol et al. (2006) bewerten Transformationsprozesse anhand der technischen und ökonomischen Folgewirkungen mithilfe der Indikatoren Versorgungssicherheit, Zentralisierungs- und Vermaschungsgrad, Adaptivität und Flexibilität sowie Effizienz, die verbal beschrieben werden. In Kluge und Libbe (2006) werden diese technikbezogenen Indikatoren zur Abschätzung der Wirkungen strategischer Entscheidungen erweitert. Neben ökologischen Kriterien, die sich auf die Ressourcensituation in der Region beziehen, werden v.a. ökonomische Kriterien zu Kosten- und Preisstrukturen oder organisatorische Indikatoren genannt. Die zeitlich unterschiedlichen Systemzustände während eines Überganges werden hierbei nicht betrachtet.

Als Bewertungsmethode für Übergänge kann nur eine Erweiterung bisheriger Methoden erfolgversprechend sein, da die zeitliche Komponente der Umgestaltung nicht nur für die Kostenbetrachtung sondern auch für die Abschätzung der Folgewirkungen eine Rolle spielt.

2.4 Abgrenzung des Themas

Die Forderung nach einer Anpassung der Abwasserentsorgungskonzepte mit dem Ziel, flexible und nachhaltige Wasserinfrastrukturen zu betreiben, bedingt einen hohen Neu- und Umbauebedarf im Bestand. Als Alternativen bzw. zur Ergänzung bestehender Systeme werden neben der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auch Neuartige Sanitärsysteme diskutiert. Diese werden bisher meist im Pilotstadium für kleinere Einheiten eingesetzt. Eine flächendeckende Implementierung auf Siedlungsebene findet nur vereinzelt statt. Die weitreichende Umgestaltung bestehender Systeme hin zu einer nachhaltigen Abwasserbewirtschaftung fand noch nicht statt. In Zukunft ist allerdings mit einem vermehrten Einsatz ressourcenorientierter Techniken zu rechnen, da die Forderung nach Ressourceneffizienz und die enge Verbindung mit dem Energiesektor eine Umgestaltung der siedlungswasserwirtschaftlichen Systeme erforderlich machen wird. Zahlreiche Ansätze bewerten die verschiedenen Systemalternativen unter Kosten- und Ressourcenaspekten und machen Vorschläge zur Auswahl eines geeigneten zukünftigen Abwasserbewirtschaftungskonzeptes. Methoden zur Umgestaltung bestehender Systeme sind in der Literatur dagegen nicht beschrieben.

Da auf dem Weg zu einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft unterschiedliche konkurrierende Zielstellungen (minimale Kosten, geringe ökologische Auswirkungen) zu berücksichtigen sind, können mathematische Optimierungsmethoden ein geeignetes Werkzeug sein. Im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft wurden diese bereits vielfach angewendet, um bspw. die optimale Ausgestaltung eines zukünftigen Systems zu finden. Eine mathematische Optimierung von Transformationsprozessen im Sinne einer Kopplung aus Aktivitäten und Funktionalitäten fand bisher noch nicht statt.

Im Rahmen dieser Arbeit soll eine solche Methodik zur Ermittlung der konkreten Umbauschritte in ihrer zeitlichen Abfolge aufgestellt werden. Zur grundsätzlichen Herangehensweise werden hierzu geeignete Vereinfachungen und Einschränkungen gewählt. Als Ergebnis soll ein Werkzeug zur optimierten Strategiefindung resultieren. Den Schwerpunkt bildet die Frage nach der grundsätzlichen Möglichkeit des methodischen Vorgehens zur Strategieentwicklung der Umstellung auf eine ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung.

3 Entwicklung eines Mathematischen Optimierungsmodells

3.1 Grundlagen und Anforderungen für ein Optimierungsmodell zur Umgestaltung von Wasserinfrastrukturen

3.1.1 Erforderliche Modellziele und -eigenschaften

Die zu erarbeitende Methodik soll für gegebene Zustände von Siedlungen mit ihren spezifischen Randbedingungen die langfristige Umgestaltung von bestehenden Wasser- und Abwassersystemen in einen gewünschten, vorgegebenen zukünftigen Systemzustand schrittweise vollziehen und optimieren. Dabei wird die zeitliche und räumliche Abfolge der einzelnen Umbau- und Modernisierungsmaßnahmen nach ökonomischen, funktionalen und ökologischen Kriterien bis zum Erreichen des gewünschten Endzustands in optimaler Weise festgelegt. Ziel ist die Ermittlung eines Ablaufplanes für die Umgestaltung, der auf einer Zeitachse beginnend beim Ausgangszustand den Beginn und das Ende der durchzuführenden Maßnahmen teilgebietsscharf darstellt. Einschränkende Nebenbedingungen wie die rechtliche Einordnung der Produkte aus Neuartigen Sanitärsystemen oder Anschluss- und Benutzungszwang sollen bewusst nicht berücksichtigt werden. Der Fokus der Methodik liegt – wenn die Entscheidung für ein zukünftiges System der Siedlungswasserwirtschaft gefallen ist – auf der Optimierung des Weges zu einer nachhaltigen Abwasserbewirtschaftung. Es wird folglich kein Simulationsmodell im siedlungswasserwirtschaftlichen Sinne zur deterministischen oder stochastischen Abbildung von Prozessen entwickelt, sondern ein Optimierungsmodell im mathematischen Sinne, in dem erforderliche Variablen, Zielfunktionen und Nebenbedingungen formuliert werden.

Zur Erreichung der genannten Ziele müssen im Optimierungsmodell zahlreiche Elemente der Wasserinfrastruktur, der Umweltkompartimente und die zugehörigen Zusammenhänge und Wirkmechanismen abgebildet werden. Aufgrund der Langlebigkeit technischer Infrastruktursysteme der Siedlungswasserwirtschaft von bis zu 100 Jahren und der langen Umsetzungszeiträume bei der Systemintegration neuartiger Entwässerungs- und Sanitärtechniken sind Transformationen mit vielfältigen Unsicherheiten verbunden. Neben der Veränderung von Zielvorstellungen oder rechtlicher Rahmenbedingungen sind auch die Bevölkerungsentwicklung und Klimaveränderungen variable Eingangsgrößen. Diese

werden im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt, da der Schwerpunkt auf der Entwicklung einer prinzipiellen Methodik zur Strategiefindung für die Integration nachhaltiger Entwässerungs- und Sanitärsysteme liegt. Es wird ein Instrument entwickelt, das die Entscheidungsfindung zur Umgestaltung von siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastrukturen unterstützt und mögliche Kosten und Folgen aufzeigen kann. Die Methoden sollen flexibel auf unterschiedliche Anwendungsfälle und Zielstellungen angewendet werden können.

Die erforderliche Abfolge innerhalb eines Optimierungsprozesses ist, wie in Abbildung 3-1 dargestellt, von verschiedenen Einflussfaktoren abhängig. Ausgehend vom Istzustand werden Defizite bewertet und im Hinblick auf den gewünschten Zielzustand aufgrund der spezifischen Randbedingungen mögliche Maßnahmen aus den Bereichen Regenwasserbewirtschaftung, Neuartige Sanitärsysteme und Bau bzw. Sanierung von Ableitungselementen teilgebietsspezifisch zusammengestellt. Allen Maßnahmen werden die jeweiligen Kosten sowie Bau- und Nutzungsdauern zugeordnet.

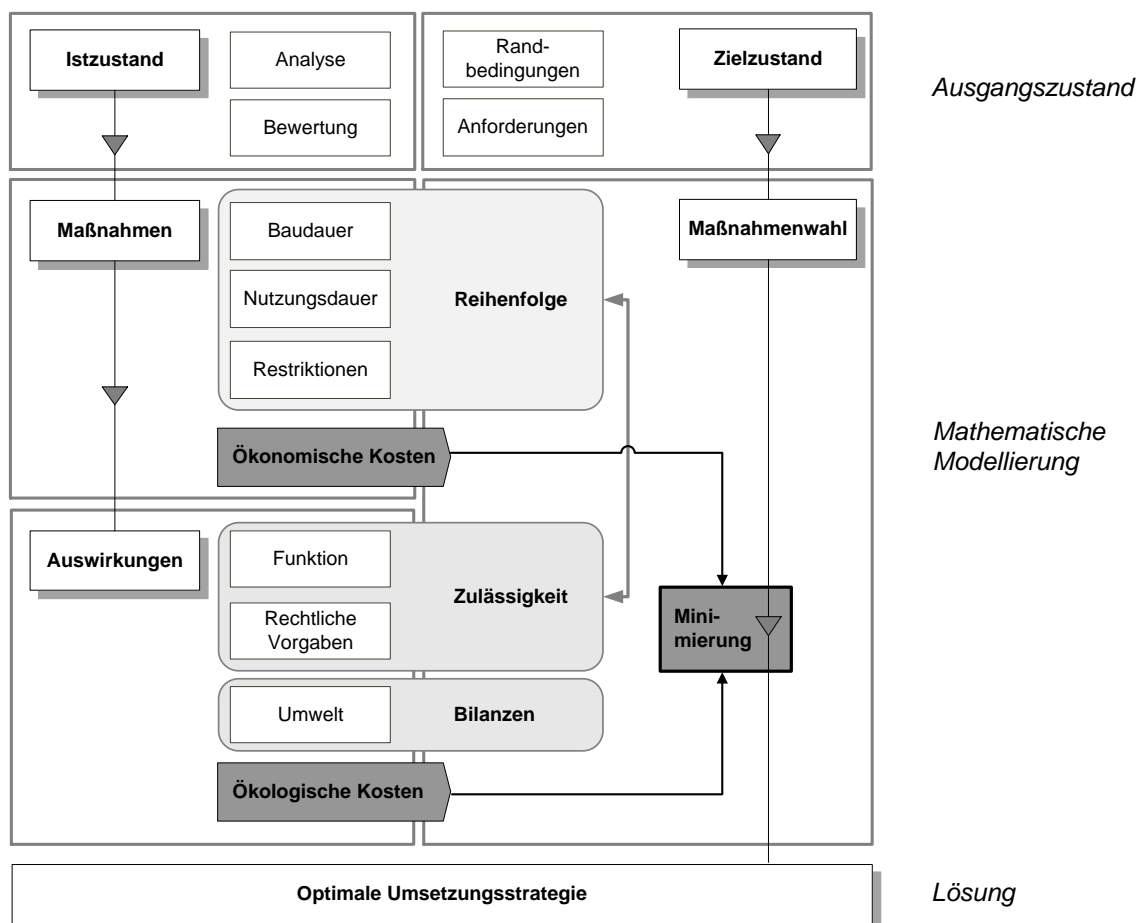


Abbildung 3-1: Schema des entwickelten Optimierungsprozesses (erweitert nach Kaufmann et al., 2006)

In die ökonomischen Kosten gehen neben den Investitionskosten auch die jährlichen Unterhaltungskosten und erforderlichen Aufwendungen für Sanierung bzw.

den Neubau nach der Nutzungsdauer ein. Gleichzeitig werden die Informationen zu Abfluss und Schmutzfracht beeinflussenden Auswirkungen mit den Maßnahmen verknüpft. Dies ermöglicht eine vereinfachte Bilanzierung von Abflussvolumina und Stofffrachten in den verschiedenen Abwasserströmen und Austragspfaden (Gewässer, Kläranlagenablauf, Boden). Innerhalb des Optimierungsprozesses wird die Funktionsfähigkeit der Systeme zu jedem Zeitpunkt getestet. Diese bedingt dann maßgeblich die zulässige Reihenfolge der Umbauschritte. Hierbei muss sichergestellt sein, dass durch die Integration neuer Maßnahmen die bestehenden Systeme funktionsfähig bleiben und Vorgaben in Regelwerken weiterhin eingehalten werden. Durch die Vorgabe des gewünschten Zielzustandes werden innerhalb der Optimierungsroutine Maßnahmen bis zum Erreichen des Zielzustandes so ausgewählt, dass die zugehörigen ökologischen und ökonomischen Kosten über den gesamten Betrachtungszeitraum minimiert werden.

Das mathematische Optimierungsmodell beinhaltet folglich die folgenden Punkte:

- Einbindung der erforderlichen (Ab-)Wasserinfrastruktur
- Einbindung von Fließwegen der Wasser- und Stoffströme
- Erfassung und Bilanzierung des lokalen Wasser- und Stoffkreislaufs
- Erfassung und Bilanzierung von Emissionen in die Umweltmedien Wasser und Boden anhand ausgewählter Parameter
- Beschreibung der funktionalen Zusammenhänge in mathematischer Form

Zur Umgestaltungsplanung sind folgende Charakteristika erforderlich:

- Möglichkeit von kleinräumiger (Häuserblock, Straßenzug) und großräumiger Betrachtungsweise (Stadtteile)
- Berücksichtigung unterschiedlicher Optionen zur ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung anhand ausgewählter Anlagenkonzepte
- Berücksichtigung der spezifischen Randbedingungen der Siedlung
- Bewertung von Defiziten der Systeme im Istzustand

Ergänzend zu diesen wichtigen Eigenschaften können folgende Punkte im Rahmen der Optimierung von Umsetzungsstrategien ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung genannt werden,

- Einbindung zusätzlicher Ver- und Entsorgungssysteme (Strom, Wärme, Gas, Telekommunikation, Abfallentsorgung),
- Einbindung der Energieflüsse Strom und Wärme,
- Einbindung von Maßnahmen zur Beeinflussung von gewerblichen und industriellen Abflüssen (Produktionsabwässern),
- Bewertung der Auswirkungen auf das Nachhaltigkeitskriterium „Gesellschaft“,
- Berücksichtigung von Bevölkerungs- und Klimaentwicklungen,

die aber hier nicht Gegenstand der Betrachtungen sind.

Im Folgenden werden die charakteristischen Punkte näher erläutert und die mathematischen Grundlagen zur Optimierung von Transformationsprozessen als Exkurs dargelegt.

3.1.2 Mathematische Werkzeuge zur Optimierung von Transformationsprozessen

3.1.2.1 Erforderliche Optimierungsmethoden bei der Betrachtung von Transformationsprozessen

Um eine realistische mathematische Modellierung langfristiger Bau- und Umgestaltungsmaßnahmen in siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen zu erreichen, sind sog. Projekt- und Funktionsnetzwerke erforderlich. In Projektnetzwerken (Neumann, 1995b) kann ein Projekt mit einem Startzustand und einem Endzustand mithilfe von Knoten (Zwischenzustände) und Kanten (Aktivitäten) dargestellt werden, wodurch die Gesamtdauer des Projekts und dessen Kosten kontrolliert werden können. Projektnetzwerke werden meist bei kurz- und mittelfristigen Planungen eingesetzt. In Funktionsnetzwerken (Hamacher u. Klamroth, 2006), die ebenfalls aus Knoten und Kanten („Leitungen“) bestehen, kann man den Zu- und Abfluss von Wasser oder Stoffen durch Netzwerkflüsse darstellen. Dies wird durch eine mathematische Beschreibung erreicht, in der eine Flussfunktion auf dem Netzwerk eingeführt wird, die auch zeitabhängig dargestellt werden kann (sog. dynamische Flüsse).

Im Rahmen des Optimierungsmodells ist eine simultan-abhängige Betrachtung dieser beiden mathematischen Probleme erforderlich, die erstmalig im Rahmen des Forschungsprojektes *OptionS* (Schmitt et al., 2007) durchgeführt wurde. Abbildung 3-2 skizziert die methodische Verknüpfung von Projekt- und Flussnetzwerken in Bezug auf siedlungswasserwirtschaftliche Systeme.

Während im Projekt- oder Aktivitätsnetzwerk z.B. zum Zeitschritt t die Aktivität „Bau von dezentralen Versickerungsmulden im Teilgebiet 4“ ausgewählt wird und die entsprechenden Kosten anfallen, müssen parallel im Funktionsnetzwerk die möglichen Fließwege des Regenwassers geändert werden. Neben dem Abkoppeln vom Mischwassersystem muss die Zuleitung zur Versickerungsanlage und die möglichen Bilanzierungswege zu versickerten und verdunsteten Regenwasseranteilen aktiviert werden.

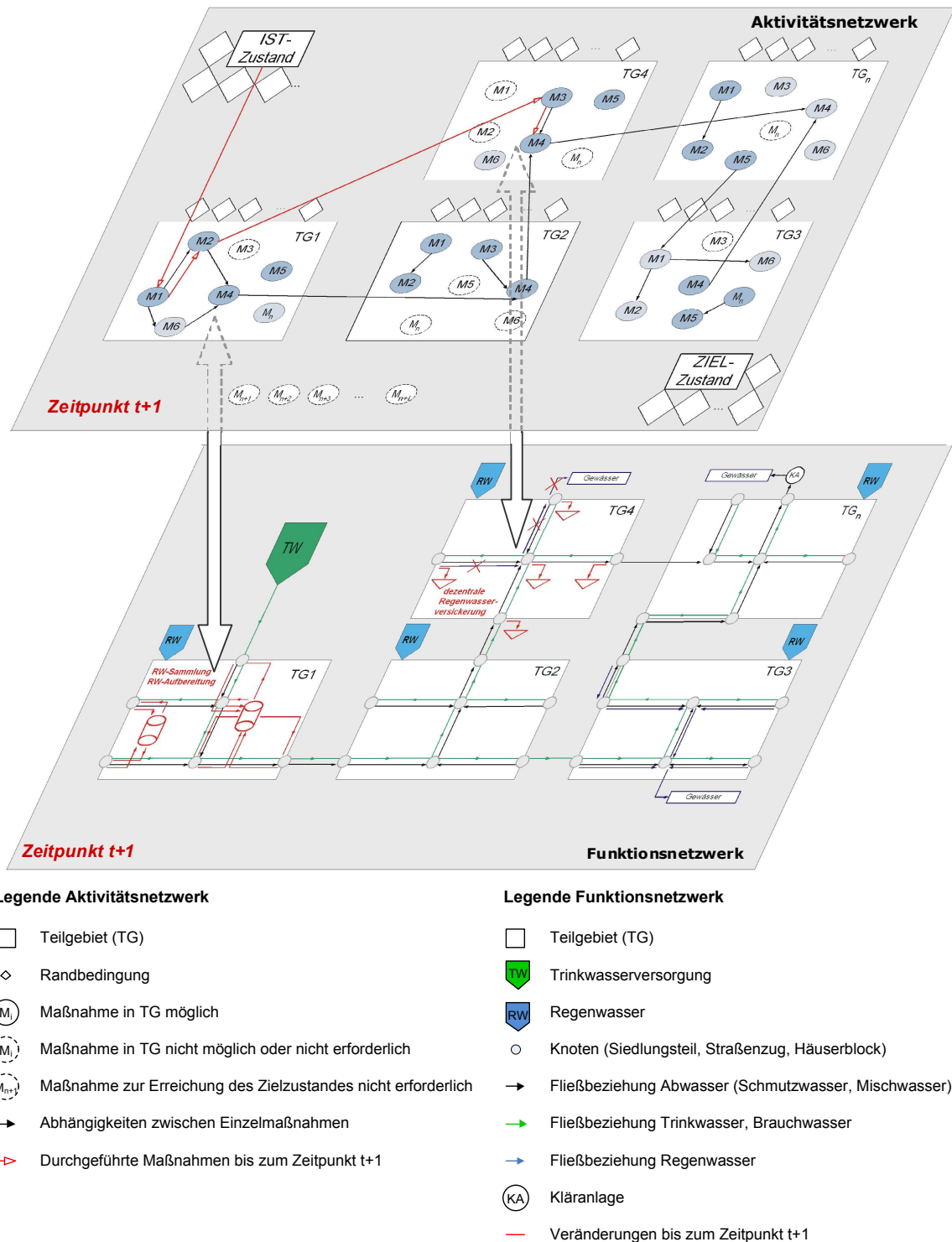


Abbildung 3-2: Verknüpfung von Aktivitäts- und Funktionsnetzwerken

Die Projektnetzwerke im Falle einer Umgestaltungsplanung müssen als konditionale Aktivitätsnetzwerke ausgebildet werden. D.h. es müssen nicht, wie üblich, alle Aktivitäten durchgeführt werden, sondern aus mehreren Alternativen können einzelne ausgewählt werden, bis bestimmte Konditionen erfüllt sind. Weiterhin sind verschiedene Reihenfolgen von Maßnahmen erlaubt, die allerdings zu unterschiedlichen Kosten führen können. Diese Konditionen sind eng mit dem

Funktionsnetzwerk verbunden, in dem zu allen Zeitpunkten der Umgestaltung mithilfe von (dynamischen) Netzwerkflussalgorithmen die Funktionsfähigkeit des (Ab)Wassernetzwerkes geprüft werden kann. Mithilfe dieser Verfahren ist es möglich, bei gegebenen Bedarfswerten in den Knoten (z.B. Wasserbedarf bzw. Abwassermengen der Verbraucher oder Niederschlagsmengen) einen Fluss zu bestimmen, der keine Kapazitätsrestriktionen in den Kanten verletzt, oder festzustellen, dass es einen solchen Fluss nicht gibt.

Die Fragestellung zur gleichzeitigen Optimierung von Kosten und Umweltauswirkungen gehört in das Gebiet der mehr-kriteriellen Optimierung (s. u.a. Ehrgott, 2005), da auf dem Weg zum gewünschten nachhaltigen Zielzustand sowohl finanzielle Aufwendungen – ökonomische Kosten – als auch Umweltauswirkungen – zu definierende ökologische Kosten – über den gewählten Umsetzungszeitraum minimiert werden sollen.

Im Folgenden werden die Grundzüge der in dieser Arbeit verwendeten Optimierungsverfahren und -methoden erläutert.

3.1.2.2 Exkurs: Methoden des Operations Research

Das Gebiet der Optimierung in der angewandten Mathematik beschäftigt sich damit, optimale Parameter eines – meist komplexen – Systems zu finden. Da in der vorliegenden Arbeit Transformationsprozesse betrachtet und optimiert werden sollen, sind Methoden des Operations Research von Interesse, die sich mit der Optimierung bestimmter Prozesse oder Verfahren beschäftigen.

Unter Operations Research (OR)³⁷ versteht man die Anwendung mathematischer Methoden zur Vorbereitung optimaler Entscheidungen (Müller-Merbach, 1985). Im OR-gestützten Planungsprozess (s. Abbildung 3-3) besteht die Lösungsfindung darin, ausgehend von den für die Planung relevanten Daten und dem zu definierenden Ziel ein mathematisches Modell zu entwickeln (Koop u. Moock, 2008). Das Modell soll das reale Problem möglichst gut repräsentieren und die Möglichkeit der Ableitung von Vorschlägen für ein optimales Vorgehen bieten. Es wird mithilfe geeigneter mathematischer Verfahren und Methoden numerisch gelöst, wobei Erkenntnisse aus der mathematischen Theorie einfließen.

³⁷ Weitere Bezeichnungen sind Unternehmensforschung, mathematische Planungsrechnung oder Optimalplanung

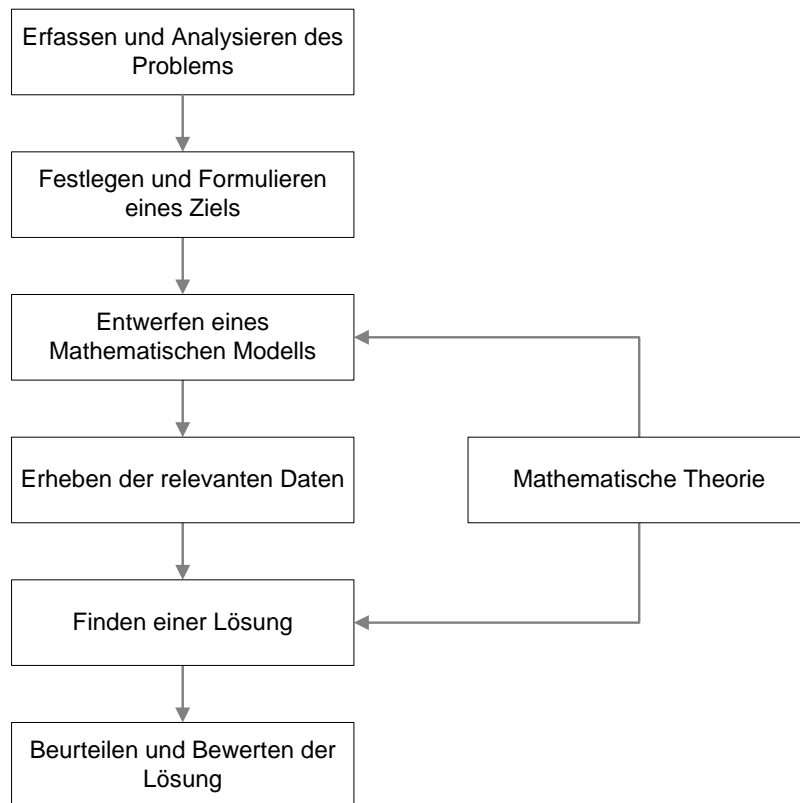


Abbildung 3-3: OR-gestützter Planungsprozess (Koop u. Moock, 2008)

Die zentrale Rolle spielt die „zahlenmäßige“ Abbildung des realen Entscheidungsproblems durch ein mathematisches Optimierungsmodell. Die Lösung des Problems erfolgt durch die Anwendung bzw. Entwicklung eines Algorithmus (Domschke u. Drexl, 2005). Die erhaltene Lösung – die eine Quantifizierung des betrachteten Problems darstellt – ist auch im Hinblick auf die bei der Modellbildung vernachlässigten Aspekte zu analysieren und zu bewerten. Zwischen den einzelnen Schritten des Planungsprozesses gibt es vielfältige Interdependenzen und Rückkopplungen, wodurch i.A. zumindest Teile des Prozesses mehrmals zu durchlaufen sind (Domschke u. Drexl, 2005).

Ein allgemeines Optimierungsproblem bzw. -modell kann wie folgt formuliert werden (z.B. Domschke u. Drexl, 2005; Koop u. Moock, 2008)

Minimiere (oder Maximiere)

$$z = F(x_1, \dots, x_n) \quad (3.1)$$

unter den Nebenbedingungen

$$g_i(x_1, \dots, x_n) \begin{cases} \geq \\ = \\ \leq \end{cases} b_i \text{ für } i = 1, \dots, m \quad (3.2)$$

Dabei sind

n	Anzahl der Variablen
m	Anzahl der Nebenbedingungen
x_j	die Variablen mit $x_j \in \mathbb{R}$, $x_j \in \mathbb{Z}$ oder $x_j \in \{0,1\}$
$F(x_1, \dots, x_n)$	eine Zielfunktion
$g_i(x_1, \dots, x_n)$	i Nebenbedingungen
b_i	die rechte Seite der Nebenbedingungen
$x_j \in \mathbb{R}$	kontinuierliche Variablen
$x_j \in \mathbb{Z}$	ganzzahlige Variablen
$x_j \in \{0,1\}$	binäre Variablen

Die Funktion $F(\mathbf{x})$ entspricht der *Zielfunktion*, die maximiert oder minimiert werden soll. Gleichung (3.2) stellt ein System von Gleichungen und / oder Ungleichungen dar, das die Restriktionen für die Optimierung enthält. Die *Entscheidungsvariablen* x_j können einen kontinuierlichen, ganzzahligen oder binären Wertebereich haben. Hinsichtlich des Typs der Zielfunktionen und Nebenbedingungen unterscheidet man lineare Modelle und nicht-lineare Modelle.

Mit Modellen und Methoden des Operations Research werden keine Entscheidungen getroffen, sondern lediglich vorbereitet. Durch die Bereitstellung quantitativer, entscheidungsrelevanter Daten soll eine Informationsgrundlage geschaffen werden, die dem Entscheidungsträger das Treffen einer möglichst guten Entscheidung erlaubt (Zimmermann u. Stache, 2001).

Im Folgenden werden die Aspekte des Operations Research näher erläutert, die im Rahmen dieser Arbeit Verwendung finden.

Lineare Optimierung

Bei linearen Optimierungs- oder Programmierungsproblemen (kurz LP) sind sowohl die Zielfunktion als auch die Nebenbedingungen (vgl. Gleichung (3.1) und (3.2)) linear.

Ein allgemeines Problem der linearen Optimierung lässt sich dann z.B. wie folgt beschreiben (Neumann, 1975):

Minimiere

$$\sum_{j=1}^n c_j x_j \tag{3.3}$$

Unter den Nebenbedingungen

$$\sum_{j=1}^n a_{ij}x_j \leq b_i \quad (i=1, \dots, m) \quad (j=1, \dots, n) \quad (3.4)$$

$$x_j \geq 0 \quad (3.5)$$

Die Nebenbedingungen unterteilt man oft in funktionale Nebenbedingungen (3.4) und Vorzeichenbedingungen (3.5) (Hamacher u. Klamroth, 2006). Eine Nicht-Negativitätsbedingung ergibt sich meist in technischen Problemstellungen.

Einen Punkt bzw. Vektor³⁸ $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$ des \mathbb{R}^n , der alle Nebenbedingungen erfüllt, heißt zulässige Lösung des LP. Die Menge der zulässigen Lösungen des LP, der zulässige Bereich P , entspricht der Menge aller zulässigen \mathbf{x} . Er ergibt sich als Durchschnitt der für alle Nebenbedingungen ermittelbaren zulässigen Lösungen und stellt ein Polyeder im \mathbb{R}^n dar. Eine zulässige Lösung ist dann die optimale Lösung \mathbf{x}^* des LP, wenn es kein zulässiges \mathbf{x} mit größerem (bei Maximierungsproblemen) oder kleinerem (bei Minimierungsproblemen) Zielfunktionswert $F(\mathbf{x}^*)$ gibt (Domschke u. Drexl, 2005).

Für $n = 2$ können lineare Optimierungsprobleme sehr gut graphisch gelöst werden (s. Abbildung 3-4). P lässt sich als Polyeder darstellen, der von den Nebenbedingungen g_i begrenzt wird.

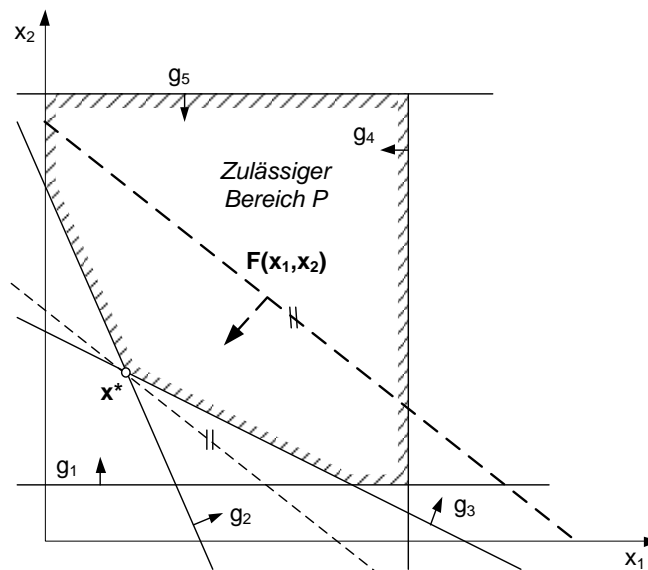


Abbildung 3-4: Graphische Darstellung eines linearen Optimierungsproblems mit zwei Entscheidungsvariablen

Die Zielfunktion $F(\mathbf{x})$ lässt sich für verschiedene Werte von F als parallele Geradenschar abbilden. Der Schnittpunkt einer jeden Geraden $c\mathbf{x}$ mit P in einem Punkt

³⁸ Vektoren werden hier mit fetter Schriftart gekennzeichnet, andere Schreibweisen benutzen einen Unterstrich \underline{x} oder einen Pfeil über dem Buchstaben \vec{x} .

$x \in P$ entspricht einer zulässigen Lösung x , die den Zielfunktionswert z hat. Zur Minimierung der Zielfunktion muss die Gerade soweit parallel verschoben werden, bis der zulässige Bereich gerade noch berührt wird, wodurch die optimale Lösung x^* erreicht wird. Eine wesentliche Eigenschaft von LPs ist, dass es immer eine optimale Lösung gibt, die Eckpunkt von P ist.

Ein lineares Optimierungsproblem kann nur dann zur richtigen Lösung führen, wenn der Lösungsraum P konvex ist. Ein Bereich heißt konvex, wenn für zwei Punkte im Innern oder auf dem Rand des Bereichs gilt, dass auch jeder Punkt auf der Verbindungsstrecke im Innern oder auf dem Rand des Bereiches liegt (Hahn, 1972). Dies ist nicht bei allen LP der Fall. Bei Problemen mit zwei Variablen können die in Abbildung 3-5 gezeigten Fälle auftreten (nach Hahn, 1972; Koop u. Moock, 2008).

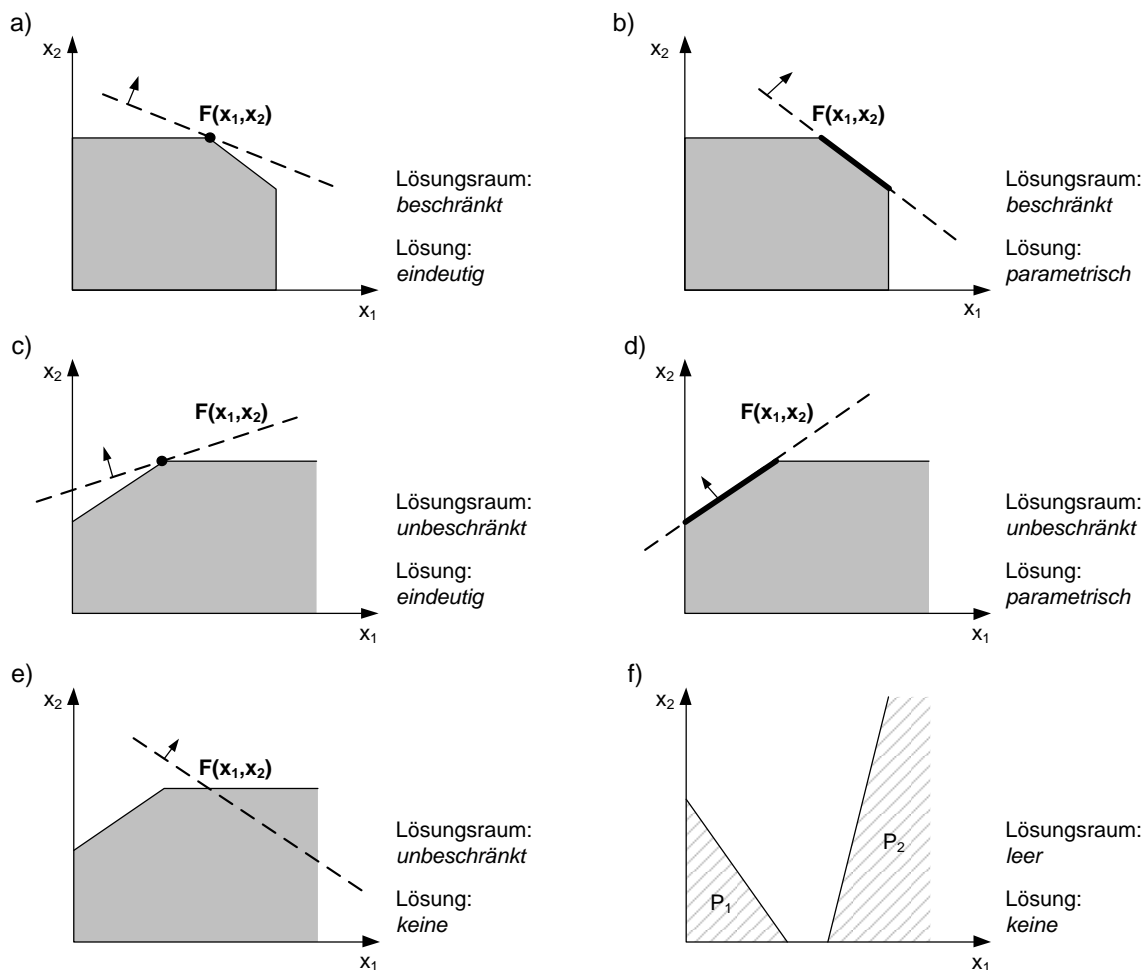


Abbildung 3-5: Lineare Optimierungsprobleme mit zwei Variablen (ergänzt nach Koop u. Moock, 2008 und Hahn, 1972)

In a) und b) ist der zulässige Bereich *beschränkt*; in c), d) und e) ist er *unbeschränkt*. In f) wäre der zulässige Bereich P leer, was auftritt, wenn sich die Nebenbedingungen gegenseitig ausschließen. Dieses Problem ist unlösbar, weil es keinen Punkt gibt, der alle Nebenbedingungen gleichzeitig erfüllt (Hahn, 1972). In a) und

c) gibt es eine *eindeutige* Lösung, in b) und c) gibt es unendlich viele Lösungen; die Zielfunktion fällt mit einer begrenzenden Geraden zusammen. Man spricht von einer *parametrischen* Lösung. Im Fall e) kann die Zielfunktion im zulässigen Bereich beliebig wachsen, ist also nach oben unbeschränkt (Koop u. Moock, 2008). Man spricht von einem „unlösbares Problem“, da die Lösung $z_{\max} = \mathbf{c}^T \mathbf{x} \rightarrow \infty$ „sinnlos“ ist (Hahn, 1972: 27). Diese Möglichkeiten lassen sich auch auf höherdimensionale Probleme, also Probleme mit mehr als zwei Entscheidungsvariablen übertragen. Die Zielfunktion stellt dann eine Hyperebene im n-dimensionalen Raum dar. Im Falle der Lösbarkeit gibt es entweder eine eindeutige Lösung oder eine Schar von unendlich vielen Lösungen, die denselben optimalen Zielfunktionswert liefern.

Bei vielen praktischen Optimierungsproblemen stellt ein linearer Ansatz für die Zielfunktion und oft auch für die Restriktionen nur eine grobe Näherung dar (Neumann, 1975b). Häufig liegen nichtlineare Zielfunktionen vor, wenn z.B. Kosten minimiert werden sollen, die nicht konstant sind, sondern von der Menge, die zu bestimmen ist, abhängen. Nichtlineare Nebenfunktionen treten insbesondere bei technischen Prozessen auf, bei denen (Material)-Flüsse nichtlineare Zusammenhänge aufweisen.

In praktischen Problemen treten nichtlineare Restriktionen seltener auf, als nichtlineare Zielfunktionen (Neumann, 1975b). Sehr viele Lösungsverfahren der nichtlinearen Optimierung erfordern bei nichtlinearen Beschränkungen einen erheblich höheren Rechenaufwand als bei linearen Nebenbedingungen oder liefern überhaupt nur bei linearen Nebenbedingungen eine Lösung (Neumann, 1975b). Um eine eindeutige Lösung zu erhalten, muss bei der nichtlinearen Optimierung die Konvexität (bei einer Minimierung) bzw. Konkavität (bei einer Maximierung) der Zielfunktion gewährleistet sein (Gal, 1991).

Im Rahmen dieser Arbeit wird deshalb – da zunächst die grundsätzliche Entwicklung einer Methodik im Vordergrund steht – ein lineares Optimierungsproblem formuliert. Abzubildende nichtlineare Zusammenhänge werden abschnittsweise linear approximiert (s. Kapitel 3.3.2). Weitere Gründe hierfür sind u.a., dass

- es effiziente und softwaretechnisch umgesetzte Algorithmen gibt, die die Lösung sehr großer Gleichungssysteme ermöglichen;
- eine mathematische Eindeutigkeit der Lösung gewährleistet ist;
- die Nachvollziehbarkeit der Lösungen bei einer Vielzahl von Variablen und einer hohen Modellkomplexität vergleichsweise gut ist.

(Gemischt-)Ganzzahlige lineare Optimierung

In der ganzzahligen Optimierung dürfen einige oder alle Variablen nur ganzzahlige Werte annehmen und nicht beliebige reelle Werte. Bei vielen Problemen müssen die Variablen aus praktischen Gründen ganzzahlig sein, z.B. bei Produktions- und Transportplanungen mit Stückgütern. Oft repräsentieren ganzzahlige Variab-

len auch ja/nein-Entscheidungen und sind auf die Werte 0 oder 1 beschränkt (so genannte *Binärvariablen*) (Neumann, 1975a), dann spricht man von kombinatorischer Optimierung.

Probleme mit ganzzahligen Variablen sind weitaus schwieriger zu lösen als Probleme mit reellen Variablen. Mit wachsender Anzahl von ganzzahligen Variablen kann der Lösungsaufwand, d.h. der Speicherplatzbedarf und die Laufzeit, exponentiell steigen (Koop u. Moock, 2008). Viele ganzzahlige und kombinatorische Probleme lassen sich nicht mehr mit vertretbarem Aufwand lösen, sobald sie eine gewisse Größe überschritten haben (Domschke u. Drexl, 2005; Müller-Merbach, 1985).

Die Lösungsverfahren für solche Probleme lassen sich in exakte Verfahren, die eine optimale Lösung des Problems bestimmen, und heuristische Verfahren, die lediglich eine gute zulässige Lösung des Problems finden, unterteilen. Das Finden einer Optimallösung ist gerade bei komplexen Problemen nicht immer praktikabel oder effektiv. Im Hinblick auf das Laufzeitverhalten exakter Verfahren bei schwer lösbaren Problemen wurden Heuristiken, die für die jeweilige Problemstruktur erfolgversprechende Vorgangsregeln zum Auffinden von guten Lösungen beinhalten, entwickelt. Sie geben i.A. zwar keine Garantie, dass ein Optimum gefunden wurde, es kann aber bei den meisten Verfahren eine Worst-Case-Abschätzung vorgenommen werden, d.h. man kann einen Faktor für die Abweichung des mit dem Verfahren erhältlichen Zielfunktionswerts vom optimalen Wert angeben (vgl. Domschke u. Drexl, 2005).

Für gemischt-ganzzahlige Probleme (englisch *mixed-integer program*, MIP) sind zwei Lösungsverfahren sehr verbreitet, das Schnittebenenverfahren (*Cut*) und das Branch-and-Bound-Verfahren (*B&B*), das ein Entscheidungsbaumverfahren darstellt (siehe u.a. Nemhauser u. Wolsey (1999)). Auch die Kombination von beiden ist möglich, was als Branch-and-Cut-Verfahren (*B&Cut*) bekannt ist (eine nähere Beschreibung findet sich in Anhang A 2.2).

Sind die zu optimierenden Systeme komplexer, bedient man sich häufig geeigneter Darstellungsmethoden, um die Abhängigkeiten innerhalb der Systeme im mathematischen Modell abzubilden. Eine mathematische Darstellungsart komplexer Probleme ist der sog. Graph. Ein bedeutender Anwendungsbereich der Graphentheorie ist die Berechnung von maximalen oder kostenminimalen *Flüssen in Digraphen* (Müller-Merbach, 1985). Ausführungen zur Graphentheorie und Netzwerkflussproblemen, die in dieser Arbeit Verwendung haben, finden sich in Anhang A 2.3.

Optimierung bei mehrfacher Zielsetzung

Bei der Modellierung vieler Planungsprobleme sind gleichzeitig mehrere Ziele zu berücksichtigen (Domschke und Drexl, 2005). Man spricht auch von multi- oder mehrkriterieller Optimierung (z.B. Ehrgott, 2005) bzw. von Vektoroptimierung (z.B. Gal, 1991), da die Zielfunktion nicht mehr skalar ist, sondern die einzelnen

Zielfunktionen f_i einen Vektor bilden. Die Ziele in einem multikriteriellen Optimierungsproblem (MOP) können hierbei komplementär, konkurrierend (konträr) oder neutral sein. Sind ausschließlich komplementäre Ziele in einem MOP zu berücksichtigen, enthält die Menge der zulässigen Lösungen zumindest einen Eckpunkt, der für jedes der Ziele ein Optimum darstellt; die Lösung nennt man perfekte Lösung (Domschke u. Drexel, 2005). Bei konkurrierenden Zielen – im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft z.B. die Investitionskosten und der ökologische Nutzen von Maßnahmen – tritt insofern ein Zielkonflikt auf, als mit der Verbesserung des Zielerreichungsgrades eines Ziels sich derjenige des anderen Ziels verschlechtert. Daraus folgt, dass es i.d.R. keine Lösung des Problems gibt, die für alle Ziele ein Optimum darstellt.

Ein MOP kann analog Gleichung (3.1) ff definiert werden als

Minimiere

$$\mathbf{z} = F(\mathbf{x}) = (f_1(\mathbf{x}), \dots, f_k(\mathbf{x})) \quad k \in \mathbb{N} \quad (3.6)$$

unter den Nebenbedingungen

$$g_i(x_1, \dots, x_n) \begin{cases} \geq \\ = \\ \leq \end{cases} b_i \quad \text{für } i = 1, \dots, m \quad (3.7)$$

$$\text{bzw.} \quad g_i(\mathbf{x}) \leq 0 \quad (3.8)$$

Eine Lösung des MOP minimiert die Komponenten von $F(\mathbf{x})$, wobei \mathbf{x} ein n -dimensionaler Entscheidungsvariablenvektor $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$ ist. Ein Vektor \mathbf{x}^* ist optimale Lösung für das mehrkriterielle Problem, wenn kein anderer Vektor $\mathbf{x} \in P$ existiert, mit

$$f_i(\mathbf{x}) \leq f_i(\mathbf{x}^*) \quad \text{für alle} \quad i \in (1, \dots, k) \quad (3.9)$$

und

$$f_i(\mathbf{x}) < f_i(\mathbf{x}^*) \quad \text{für mindestens ein} \quad i \in (1, \dots, k) \quad (3.10)$$

Alle Lösungen \mathbf{x}^* , die diesen Bedingungen genügen, werden als (*funktional-*) *effizient* oder *Pareto-optimal* bezeichnet. Es kann keine Zielfunktionskomponente f_i reduziert werden, ohne eine andere gleichzeitig zu vergrößern. Diese Bedingungen werden i.d.R. nicht nur von einem Vektor erfüllt, sondern von unendlich vielen, die sich innerhalb eines begrenzten Bereiches befinden (Schätzer, 2001).

Führt man für das Beispiel aus Abbildung 3-4 eine zweite zu minimierende Zielfunktion $z_2 = f_2(x_1, x_2)$ ein (s. Abbildung 3-6), kann man erkennen, dass für z_1 der

Punkt x_1^* und für z_2 der Punkt x_2^* die *individuell optimale Lösung* darstellt. Berechnet man zu jedem $x \in X$ die zugehörigen Werte $z_1(x)$ und $z_2(x)$ erhält man den in Abbildung 3-6 im z_1 - z_2 -Koordinatensystem dargestellten Lösungsraum Z . Die *effizienten Zielvektoren* des Problems finden sich auf der Verbindungslinie $z(x_1) - z(x_2) - z(x_3)$, da bei allen Punkten dieser Menge Z_E der Wert von z_2 nur vermindert werden kann, wenn sich der z_1 -Wert erhöht und umgekehrt. Die Menge wird auch als Pareto-Menge bzw. Pareto-Front bezeichnet. Die Menge der Pareto-optimalen Lösungen (bzw. der funktional-effizienten Lösungen) sind die Menge X_E aus der Menge der zulässigen Lösungen X , die durch die Verbindungslinie $x_1 - x_2 - x_3$ gebildet wird.

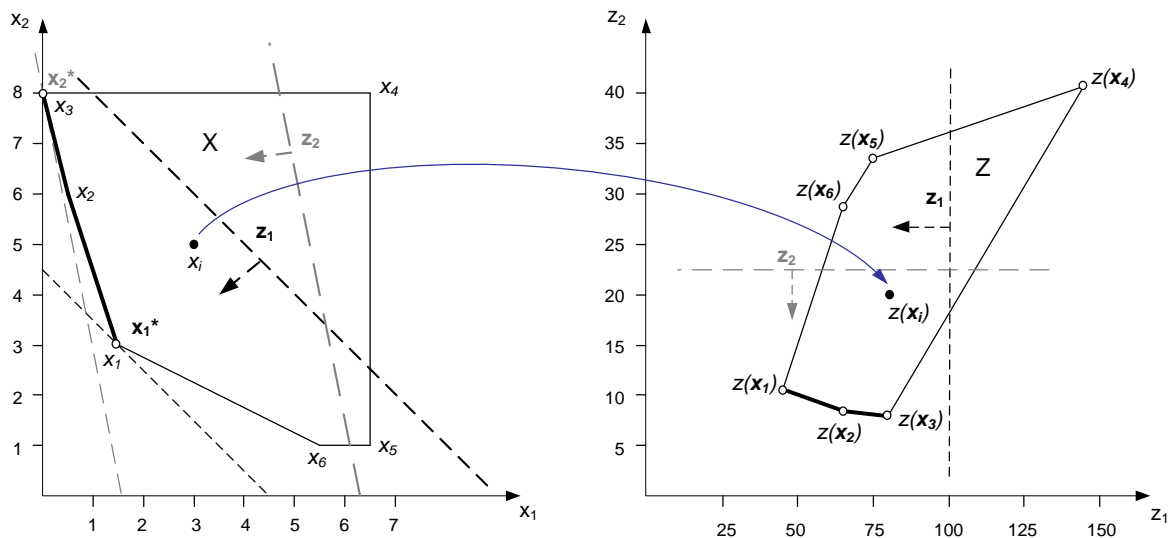


Abbildung 3-6: Graphische Darstellung eines mehrkriteriellen Optimierungsproblems mit zwei Zielfunktionen

Die Lösungen $x \in X_E$ sind nun jene Möglichkeiten, aus denen der Entscheidungsträger eine Kompromisslösung auswählt. Der Zielvektor dieser Kompromissalternative sollte den Zielvorstellungen des Entscheidungsträgers (am besten) entsprechen (Gal, 1991).

Zur Lösung von Zielkonflikten gibt es verschiedene Möglichkeiten, wobei auf unterschiedliche Weise die *Kompromisslösung* ermittelt wird (Domschke u. Drexel, 2005). Der einfachste Weg ist eine Transformation des mehr-kriteriellen Problems in ein ein-kriterielles bzw. die Überführung des Vektoroptimierungsproblems in ein skalares Ersatzproblem. Zwei einfache und häufig angewendete Vorgehensweisen sind die Zieldominanz und die Zielgewichtung.

▪ Zieldominanz oder Methode der Beschränkung (ϵ -constraint-Methode)

Bei dieser Methode muss eines der Ziele als Hauptziel definiert werden. Nur dieses Ziel wird in der Zielfunktion berücksichtigt. Alle weiteren Ziele werden als Nebenziele erklärt und durch \geq - oder \leq -Nebenbedingungen in ihrem Wertebereich beschränkt. Für zu maximierende Nebenziele führt man eine mindestens zu

erreichende untere Schranke, für zu minimierende Nebenziele eine höchstens akzeptable obere Schranke ein. Die Schranken werden als Anspruchsniveaus bezeichnet (Domschke u. Drexel, 2005).

Das mathematische Ersatzproblem lautet dann wie folgt:

$$\begin{aligned} \min f_1(x) \\ x \in P' := \{x \in P : f_i(x) \leq \varepsilon_i, i=2, \dots, p\} \end{aligned} \quad (3.11)$$

Will man möglichst viele Punkte der Pareto-Front mit dieser Methode finden, sind einzelne Berechnungen für verschiedene Schranken durchzuführen (s. Abbildung 3-7).

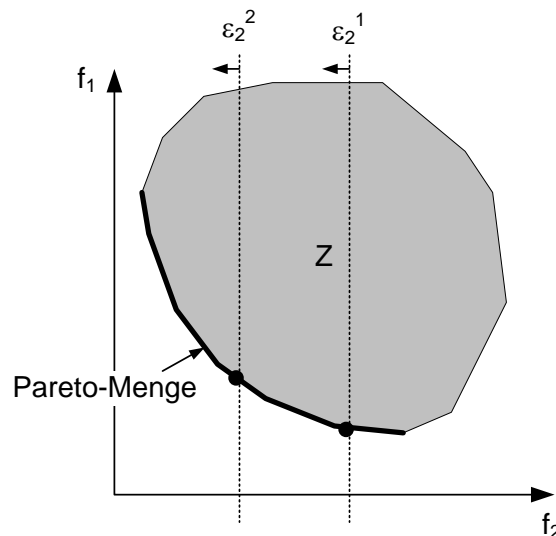


Abbildung 3-7: Lineares Ersatzproblem bei der Methode der Beschränkung

Bei dieser Lösungsmethode kann das Problem auftreten, dass durch ungeeignete (ungünstige) Schranken für die Nebenziele unter Umständen der Zielerreichungsgrad des Hauptziels zu sehr beschnitten wird oder die Menge der zulässigen Lösungen sogar leer wird (Domschke u. Drexel, 2005).

▪ Lineare Zielgewichtung

Bei der Zielgewichtung bewertet man die einzelnen Ziele mit reellen Zahlen. Die Ersatzfunktion ergibt sich als gewichtete Summe der Einzelziele (Domschke u. Drexel, 2005).

$$f_{\text{skalar}} = \sum_{i=1}^m \lambda_i f_i \quad (3.12)$$

$$\text{mit } \lambda \geq 0 \text{ und i.d.R. } \sum_i \lambda_i = 1$$

Die Lösung des Ersatzproblems ist dann der Berührungspunkt der n-dimensionalen Hyperfläche mit dem Pareto-optimalen Rand des zulässigen Lösungsraums Z. Im zweidimensionalen Fall ergibt sich als Ersatzfunktion eine Gerade,

deren Steigung durch die Wichtungsfaktoren bestimmt wird. Die Lösung ist dann der Schnittpunkt dieser Geraden mit der Pareto-Menge (s. Abbildung 3-8). Durch Variation der Wichtungsfaktoren kann jeder Punkt einer konvexen Pareto-Menge gefunden werden (Schätzer, 2001). Ist der Lösungsraum unbeschränkt, kann bei „ungünstigen“ Gewichtungen keine Lösung resultieren (vgl. Abbildung 3-5 e).

Der Nachteil dieser Methode besteht darin, dass vor der Optimierung die verschiedenen Gewichte definiert werden müssen. Das gefundene Ergebnis gibt keinen Aufschluss über die Interaktion der verschiedenen Zielfunktionen. Weiterhin sind bei verschiedenen Einheiten und Dimensionen der Zielgrößen die anzusetzenden Wichtungsfaktoren beliebig und in bestimmten Rahmen subjektiv.

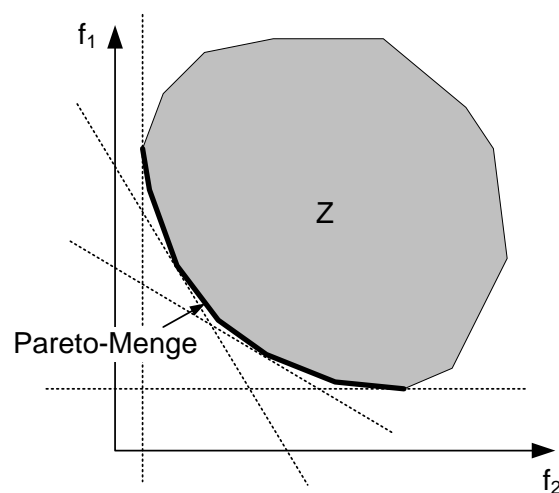


Abbildung 3-8: Lineares Ersatzproblem bei der Methode der Zielgewichtung

▪ Vorgehensweise innerhalb der multikriteriellen Optimierung

Der Lösungsprozess eines multikriteriellen Optimierungsproblems erfordert nicht nur eine Optimierungsmethode, sondern auch eine Entscheidungsfindung zur Auswahl von Kompromisslösungen. Hierzu gibt es drei grundsätzliche Vorgehensweisen zur Definition der Entscheidungspräferenzen (z.B. Geiger, 2005; Gal, 1991; Deb, 2001 zitiert in Muschalla, 2006):

Bei a priori Konzepten findet die Entscheidungsfindung vor der Suche nach optimalen Lösungen statt. Kann der Entscheidungsträger seine Vorstellung hinsichtlich einer zu bevorzugenden Lösung ausdrücken, bspw. Ziel x ist wichtiger als Ziel y, ist eine Reduzierung der multikriteriellen Problemstellung auf ein Problem mit einer Zielvorstellung möglich (z.B. durch die o.a. Methode der Beschränkung oder der linearen Zielgewichtung). Die optimale Lösung des reduzierten Problems stellt dann die zu präferierende Lösung dar.

Bei der a posteriori Definition der Entscheidungspräferenzen wird in einem ersten Schritt eine Auswahl von Pareto-optimalen Alternativen bestimmt. Der Entscheidungsträger wählt dann aus diesen Alternativen die für ihn optimale Kompro-

misslösung aus. Zur Bereitstellung einer Vielzahl der Punkte der Pareto-Front bzw. *der vollständigen Lösung* des MOP, also der Menge aller funktional-effizienten Lösungen X_E , gibt es verschiedene Algorithmen und Lösungsverfahren (s. z.B. Ehrgott, 2005). Auch sog. evolutionäre Algorithmen, die keine Analyse des Problems durchführen, sondern durch Ausprobieren von Lösungsmöglichkeiten schrittweise – nach dem Vorbild der biologischen Evolution – zur Verbesserung gelangen, werden hier eingesetzt (s. z.B. Deb, 2001 und Coello, 1999 zitiert in Mutschalla, 2006).

Im Zuge der hier angewandten Modellierung wird das a priori Konzept genutzt. Durch eine Veränderung der Präferenzen können die verschiedenen Pareto-optimalen Alternativen bereitgestellt werden.

Neben den erforderlichen und ausgewählten Optimierungsmethoden müssen auch die weiteren Kenngrößen für die mathematische Modellierung im Rahmen dieser Forschungsarbeit definiert und im mathematischen Sinne aufbereitet werden.

3.2 Systemaufbereitung für die mathematische Modellierung

Die Optimierungsaufgabe des linearen Problems besteht darin, ökonomische und ökologische Kosten gleichzeitig zu minimieren. Wesentliche Randbedingungen des Optimierungsproblems sind zum einen die Sicherstellung der Funktionsfähigkeit der Entsorgungssysteme und zum anderen die Einhaltung der fachtechnischen Vorgaben. Es sollen daher funktionsfähige Strategien von Umsetzungsmaßnahmen gefunden werden, die nicht in beiden Kostenarten gleichzeitig verbessert werden können. Erst die subjektive Gewichtung der verschiedenen Kriterien oder die Diskussion zwischen den Entscheidungsträgern vor Ort führt dann wie o.a. zur endgültigen Auswahl der durchzuführenden Umsetzungsstrategie.

Wegen der Vielschichtigkeit und Komplexität der Aufgabenstellung sind auch bei Anwendung der Methoden der mathematischen Optimierung geeignete Vereinfachungen unumgänglich. Der Auswahl der Entscheidungsparameter bzw. -kriterien und der Problemformulierung kommt deshalb eine besondere Bedeutung zu. Entscheidend ist, dass trotz Vereinfachungen die wesentlichen Einflussfaktoren erfasst werden, um eine zuverlässige und der Fragestellung entsprechende Aussage zu erhalten (Kaufmann et al., 2006).

3.2.1 Istzustand

Die Analyse des Istzustandes beinhaltet eine Vielzahl von zu erfassenden Parametern und Kenngrößen. Neben der Siedlungs- und Bevölkerungsstruktur werden auch die topografischen und hydrogeologischen Gegebenheiten zusammengestellt. V.a. siedlungswasserwirtschaftliche Kennzahlen wie Trinkwasserverbrauch, Abwasseranfall und -zusammensetzung, Zustand und Struktur der Ab-

wasserentsorgungssysteme müssen für charakteristische Nutzungsarten gebietsweise erfasst werden. Vorhandene Defizite, z.B. bestehende Überlastungen des Kanalnetzes oder sanierungsbedürftige Kanäle, sind herauszuarbeiten. Im Hinblick auf die Einführung neuer Systeme sind außerdem Informationen zu Freiflächenverfügbarkeit (öffentlich und privat) sowie Bebauungsstruktur und -alter wichtig (s. hierzu auch Kap. 4).

Da technische Umrüstungsmaßnahmen längere Zeitabschnitte in Anspruch nehmen, müssen sie zur Sicherstellung der Funktionalität sowohl in einer sinnvollen Reihenfolge als auch in räumlich abgegrenzten Teilgebieten erfolgen. Die Festlegung der Teilgebiete kann neben siedlungsstrukturellen und topografischen Gegebenheiten durch die „fließtechnischen“ Verknüpfungen oder auch durch das Alter und den Zustand der Infrastruktur oder aktuelle Funktionseinschränkungen beeinflusst sein (vgl. Kap. 2.3.2.1).

Im Modell sollen nur solche Kenngrößen abgebildet werden, die für die Dimensionierung oder Auswahl verschiedener Maßnahmen erforderlich sind oder die zur Bilanzierung von zu minimierenden Auswirkungen benötigt werden. Kenngrößen, die nicht in die Optimierungskriterien aufgenommen werden sollen, brauchen nicht im Modell abgebildet zu werden, sondern können nach der Lösungsfindung auch nachträglich bestimmt werden.

3.2.1.1 Abzubildende Systeme der Wasserinfrastruktur

Bei der Betrachtung des gesamten urbanen Wasserkreislaufs sind aufgrund der Komplexität sowohl im urbanhydrologischen Bereich als auch im technischen Bereich der Wasserversorgungs- und Entsorgungsnetze und -anlagen vielfältige Interdependenzen zu berücksichtigen. Zur Erarbeitung einer grundsätzlichen Methodik zur Umgestaltungsplanung durch neue mathematische Ansätze ist die Beschränkung auf einzelne Komponenten der urbanen Wasserinfrastruktur sinnvoll. Im Rahmen dieser Arbeit wird der Schwerpunkt der Modellbildung auf die Siedlungsentwässerung gelegt. Die Energieversorgung oder die Abfallentsorgung, die bei neuartigen Sanitärkonzepten eng mit der Wasserinfrastruktur verknüpft sind, wurden in dieser Arbeit nicht betrachtet. Die Art der Berücksichtigung der einzelnen Systeme wird im Folgenden charakterisiert.

Im Rahmen der Modellbildung wird angenommen, dass durch Anlagen der ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung Betriebswasser unterschiedlicher Qualitätsstufen bereitgestellt werden kann. Die Aufbereitung bis auf Trinkwasserqualität wird nicht berücksichtigt, da sie derzeit auch nur selten angewendet wird. I.d.R wird bei umgesetzten oder projektierten Pilotanlagen das Trinkwasser weiterhin über die zentrale Wasserversorgung bezogen, die zentralen Netze bleiben weiterhin erforderlich. Auf die Abbildung der bestehenden *Wasserversorgungsinfrastruktur* wird deshalb innerhalb des Optimierungsmodells verzichtet. Eine geregelte Wasserversorgung kann im Zuge von Umstrukturierungsmaßnahmen zunächst als eher unproblematisch eingestuft werden, da auch bei ver-

ändertem Trinkwasserbedarf durch die Ausbildung des Wasserversorgungsnetzes als Drucksystem eine ordnungsgemäße Trinkwasserversorgung – ggf. mit erhöhtem betrieblichem Aufwand – möglich ist. Weiterhin wird meistens der Löschwasserbedarf der Gemeinden durch das öffentliche Trinkwasserversorgungsnetz bereitgestellt, was einen Mindestdurchmesser der Leitungen erfordert.

Die Veränderung des Trinkwasserbedarfs bzw. der Anteil an Trinkwasser, der durch Betriebswasser substituiert wird, wird zu jedem Zeitschritt bilanziert. Auswirkungen auf zentrale Wasserversorgungssysteme können innerhalb der Modellierung nachträglich anhand der zeitlichen Änderung des Wasserverbrauchs abgeschätzt werden. Neben den geringeren Fließgeschwindigkeiten und längeren Aufenthaltszeiten in den Verteilungsnetzen wirken sich veränderte Wasserverbrauchszahlen auch auf die Dimensionierung von Hochbehältern, Pumpen und Verteilungsleitungen aus. Die Einflüsse können ebenfalls über den Trinkwasserverbrauch bilanziert werden.

Die Systeme der *Siedlungsentwässerung* werden im Modell in detaillierter Weise berücksichtigt. Neben der Abbildung der Kanalisation mit ihren einzelnen Kanalabschnitten und Sonderbauwerken werden auch die Schnittstellen zum Gewässer betrachtet. Alle Verknüpfungen von Abfluss beeinflussenden Komponenten (Teilflächen, Einwohner, Maßnahmen der ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung) zu den Ableitungselementen müssen bereitgestellt werden, damit eine korrekte Ermittlung der jeweiligen Abflüsse geschehen kann.

Im Istzustand ist bei Abwasserableitungssystemen oftmals ein hydraulischer oder baulicher Sanierungsbedarf vorzufinden, der im Modell Berücksichtigung finden soll. Für die Abwasserableitung ist die Hauptauswirkung der neuartigen Sanärtechnologien in einer Verringerung des Trockenwetterabflusses zu sehen. Die Fließgeschwindigkeiten bei Trockenwetter werden deshalb im Optimierungsmodell berücksichtigt und führen bei Unterschreitung gewisser Grenzen z.B. zu einer erhöhten Spülfrequenz oder auch zu einer geänderten Dimensionierung oder dem Austausch von Ableitungselementen.

Verschiedene Konzepte der Stoffstromtrennung können weitere zusätzliche Ableitungselemente – entweder durch Schwerkraft oder auch durch Vakuum- oder Drucksysteme erforderlich machen. Wird Regenwasser in großem Umfang vom Ableitungssystem abgekoppelt, können auch für die Ableitung in nahegelegene Gewässer oder Behandlungsanlagen vermehrt oberflächige Ableitungselemente wie Rinnen oder Muldensysteme eingesetzt werden. Dies verlangt die Bereitstellung der verschiedenen Möglichkeiten der Ableitung für unterschiedliche Abflusskonstellationen im mathematischen Modell.

Für die Mischwasserbehandlung hat sich gezeigt, dass die Auswirkungen auf Regenüberläufe in Bezug auf Gesamtemissionen als vernachlässigbar einzustufen sind (Kaufmann Alves et al., 2008b). Hier kann im Rahmen der mathematischen Modellierung eine stark vereinfachte Betrachtungsweise gewählt werden. Bei

Regenüberlaufbecken zeigt sich eine je nach betrachtetem Stoff und separat behandeltem Stoffstrom eine deutliche Reduzierung der Entlastungsfrachten. Die Auswirkungen sind vor allem abhängig vom Anteil des Trockenwetterabflusses am Mischwasserabfluss. Da die emittierten Frachten in die Gewässer eine Zielgröße innerhalb der Modellierung darstellen, müssen die Vorgänge in Entlastungsbauwerken berücksichtigt werden. Sie können recht gut vereinfacht bilanziert und abgeschätzt werden (z.B. nach Meißner, 1991 und ATV, 1992).

Eine Anpassung des Drosselabflusses an Regenüberlaufbecken an die geänderte Abflusssituation hat sich als nicht sinnvoll herausgestellt (vgl. Kaufmann Alves und Knerr, 2009). Da aufgrund der langen technischen Nutzungsdauer ein Neubau eher nicht auftritt und auch eine Volumen Anpassung im Bestand i.d.R. schwierig ist, braucht dies im mathematischen Model nicht vorgesehen zu werden. Allerdings sollte die Außerbetriebnahme der Bauwerke möglich sein.

Die Auswirkungen auf zentrale *Abwasserreinigungsanlagen* sind als sehr bedeutend aber auch als sehr komplex einzustufen. Bei Anlagen mit Belebtschlammverfahren wären Betriebsstrategien anzupassen, Betriebsmittel können eingespart werden und die Anforderungen an die Reinigungsleistung können sich ändern (Kaufmann Alves et al., 2008b; Kaufmann Alves und Knerr, 2009). Die genauen Auswirkungen auf die Ablaufkonzentration können nur mittels mathematischer Simulationsrechnungen quantifiziert werden. Insgesamt kann aber bei entsprechender Betriebsanpassung von einer weiterhin ausreichenden Reinigungsleistung und einer Einhaltung der Überwachungswerte ausgegangen werden. Auf eine detaillierte Betrachtung zentraler Kläranlagen wurde deshalb verzichtet. Es wird vereinfacht von einer – unabhängig von der Zuflussbelastung – ausreichenden Reinigungsleistung ausgegangen (Hierzu müssten ggf. Anpassungen auf der Kläranalge durchgeführt werden). Lediglich die Auswirkungen auf die Abwasserabgabe (AbwAG, 2005) als Anteil der Betriebskosten werden aufgenommen.

Nach einer gefundenen Lösung des Modells können durch eine Betrachtung der Kläranlagenzuflusssituation (zeitliche Veränderung von Abflussgrößen und Inhaltsstoffen) die Wirkung auf die Kläranlagenprozesse abgeschätzt werden (s. Kap. 5.1).

3.2.1.2 *Abwasserteilströme*

Für das Modell wurden ausgehend von den Ausführungen in Kapitel 2.2.2 die in nachfolgender Tabelle aufgeführten Komponenten des häuslichen Schmutzwasserabflusses als relevant eingestuft und mit den angegebenen Verschmutzungen im Modell berücksichtigt. Stehen anwendungsspezifische Daten zur Verfügung, sollen diese berücksichtigt werden. Im Modell können auch – falls Unterschiede zwischen lange bestehenden Siedlungsgebieten mit tendenziell älterer Sanitärausstattung und Neubaugebieten vorhanden sind – teilgebiets-scharf unterschiedliche Abflusskennwerte angesetzt werden.

Tabelle 3-1: Teilströme des häuslichen Schmutzwassers im mathematischen Modell

Teilströme		einwohnerspez. Abfluss		einwohnerspez. Fracht	
		$w_{s,d}$	CSB	N_{ges}	P_{ges}
		[l/(E·d)]	[g/(E·d)]	[g/(E·d)]	[g/(E·d)]
Fäzes	q_{Fae}	1	57	1,5	0,5
Urin	q_U	2	15	10	1
Toilettenspülwasser	q_{WC}	32	0	0	0
Grauwasser	q_{Gr}	75	48	1	0,5

Quellen: Oldenburg et al., 2008a; DWA, 2008; Herbst, 2008; Meininger, 2010

Betriebliches Abwasser soll im Modell ortsspezifisch mit den jeweiligen Abflussgrößen und Verschmutzungen vorgegeben werden. Maßnahmen, die Abfluss oder Beschaffenheit ändern (z.B. Prozesswasserführung), werden nicht betrachtet. Abflüsse aus Gewerbebetrieben oder öffentlichen Gebäuden, die aus Küchen- oder Sanitärnutzung resultieren, werden wie das häusliche Abwasser in die verschiedenen Teilströme – mit geändertem spezifischem Abwasseranfall – aufgeteilt.

Die Größe des Fremdwasserabflusses kann teilgebietsspezifisch als Anteil des Trockenwetterabflusses vorgegeben werden. Fremdwasser wird als unverschmutzt angenommen. Vereinfacht wurde der Fremdwasserabfluss als unverändert über die Zeit angenommen. Zwar würde sich durch eine Sanierung von Kanälen der Fremdwasseranteil verringern oder aber ggf. durch den Einsatz von Versickerungsanlagen erhöhen, diese Einflüsse sind allerdings schwer abzuschätzen und wurden deshalb vernachlässigt. Für die Bemessung von Schmutz- und Mischwasserkanälen ist der Fremdwasserabfluss ein Anteil des Bemessungsabflusses, bei Regenwasserkanälen ist dagegen der Fremdwasseranteil in der Bemessung zu vernachlässigen. Im Modell wurde deshalb bei bestehenden Trennsystemen nur dem Schmutzwasserkanal ein Fremdwasserabfluss zugeordnet, in Mischsystemen dem Mischwasserkanal. In Vakuum- und Drucksystemen tritt kein Fremdwasserabfluss auf.

Für die Trockenwetterabflüsse wird von Jahres-Mittelwerten ausgegangen. Für die Bemessung von neuen Ableitungselementen werden diese in der Methodik mit einem „Bemessungs-Faktor“ entsprechend x_{Qmax} (ATV-DVWK, 2003) belegt.

3.2.1.3 Regenwasserabfluss

Für die Darstellung des Istzustandes wurden die in Tabelle 3-2 dargestellten Teilflächen unterschieden. Neben den aus der Literatur zusammengestellten Standardwerten für mittleren und Spitzenabflussbeiwert (ψ_m und ψ_s), Anteilen, die versickern (a_{vers}) und verdunsten (a_{verd}), können jeweils anwendungsspezifische

Werte vorgegeben werden³⁹. Das Schmutzstoffpotenzial des CSB orientiert sich an einer mittleren Verschmutzung von 600 kg/ha und die Abstufung für die verschiedenen Flächentypen an den Vorgaben nach DWA-M 153 (DWA, 2007).

Tabelle 3-2: Teilflächen im mathematischen Modell

Teilflächen		Abflussaufteilungen				Stoffpotenzial auf der Oberfläche	
		ψ_s	ψ_m	a_{vers}	a_{verd}	gering verschmutzt	stark verschmutzt
		[-]	[-]	[-]	[-]	[kg _{CSB} /(ha·a)]	[kg _{CSB} /(ha·a)]
Dachflächen, steil	A_{SD}	1,00	0,90	0	0,10	400	600
Dachflächen, flach	A_{FD}	1,00	0,70	0	0,30	400	600
Terrassen-, Hofflächen	A_{TH}	0,80	0,60	0,15	0,25	500	950
Straßen	A_{Str}	1,00	0,85	0	0,15	600	1.350
Parkplätze	A_P	1,00	0,85	0	0,15	600	1.350
sonstige bef.Flächen	A_{So}	0,75	0,50	0,20	0,30	400	500
unbefestigte Flächen	A_{nb}	0,30	0,05	0,30	0,65	250	400

Quellen: DWA, 2005a, 2006b, 2007; Eppel, 2003; LLUR, 2009; Sieker, 2001; UBA, 2009; eigene Berechnungen

3.2.1.4 Vorhandene Defizite

Im Istzustand können vielfältige Probleme und Funktionsbeeinträchtigungen bekannt sein. Im Rahmen der mathematischen Modellierung werden folgende Defizite bewertet:

- Hydraulische Überlastung von Kanalabschnitten
- Erhöhter baulicher Sanierungsbedarf von Wasserinfrastrukturanlagen
- Nicht-Einhaltung von fachtechnischen Regelwerken zur Emissionsbetrachtung
- Nicht-Einhaltung einer Mindest-Fließgeschwindigkeiten bei Trockenwetterabfluss

Auch die Defizite im Hinblick auf einen nachhaltigen Zielzustand

- Abstand von einem als naturnah einzustufenden lokalen Wasserhaushalt
- „Ungenügende“ Ressourcenschonung

werden berücksichtigt.

³⁹ Für das reale Untersuchungsgebiet in Kap. 4.2.2 wurden für standardisierte Flächen Berechnungen mit einem Niederschlags-Abfluss-Modell durchgeführt.

3.2.1.5 Möglichkeit der Maßnahmenwahl

Zur Bereitstellung von möglichen Maßnahmen anhand der spezifischen Randbedingungen in den Teilgebieten wurde ein vereinfachtes Access-basiertes Auswahltool als EUS entwickelt (Schildwächter, 2006). Anhand verschiedener Eingangsgrößen sollen mögliche Techniken zur Regenwasserbewirtschaftung und der Neuartigen Sanitärsysteme teilgebietspezifisch bereitgestellt werden. Die Erkenntnisse aus Kapitel 2.2.1.4 fließen in die Auswahlmöglichkeiten ein. Neben siedlungsstrukturellen Kennzahlen (vgl. Tabelle 2-2 und Tabelle 2-5) gehen hier zusätzlich geologische und topografische Kenndaten wie Untergrundverhältnisse und Geländeneigung oder die Niederschlagshöhe mit ein.

Eine Einschränkung, dass nur nach Ablauf von Restnutzungsdauern neue Anlagen implementiert werden sollen, wurde nicht vorgegeben. Die Bestimmung von Alter der Sanitärausstattung, Hausinstallationen und Entwässerungsanlagen innerhalb von Gebäuden oder auch von Flächenbelägen (Dacheindeckungen, Hofbefestigungen etc.) ist schwierig und kann nicht mit dem Alter des Gebäudebestandes gleichgesetzt werden. Die Möglichkeit des Ersatzes bestehender Ausstattungen mit neuen Elementen (bei Dachbegrünung, Flächenentsiegelung, Trennung von Abwasserteilströmen, wassersparende Techniken) nur nach der Nutzungsdauer wurde zudem als zu einschränkend angesehen. Das Alter von Anlagen geht im Modell nur bei bestehenden Kanälen und Ableitungselementen mit in die Berechnungen ein. Von allen neu gebauten Techniken wird die Nutzungsdauer betrachtet, um Reinvestition und Sanierungskosten zu bilanzieren.

3.2.2 Zielzustand

Der zukünftige Zielzustand der Abwasserwirtschaft wird für das Modell als gegeben und bekannt angesehen. Die Charakteristiken eines nachhaltigen Zielzustandes sollen also nicht vom Modell ermittelt werden, sondern müssen vorher definiert werden. Hierbei werden die in Kapitel 2 genannten Zielvorstellungen berücksichtigt.

Der Zielzustand kann durch allgemeine Zielvorgaben (wie „unverschmutztes Regenwasser soll zukünftig vom Schmutzwasser getrennt werden“), durch speziellere Zielvorgaben (wie Festlegung eines gewünschten Anteils an versickertem Regenwasser oder einer Grauwasserrecyclingrate) oder aber durch ganz konkrete Maßnahmenvorgaben (wie dezentrale Grauwasserbehandlung durch naturnahe Verfahren in Teilgebiet i) definiert werden. Auch eine Kombination der verschiedenen Vorgabeweisen ist möglich.

Für den gewünschten Zielzustand können im Einzelnen vorgegeben werden:

- Umsetzungszeitraum zur Erreichung des Zielzustandes
- (Teilweise) Vorgabe von durchzuführenden Maßnahmen

-
- Trennung von Regen- und Schmutzwasserabfluss
 - Zielwerte für einen naturnahen Wasserhaushalt
 - Zielwerte für Abwasserrecyclingraten
 - Zielwerte für Emissionen in die Gewässer und Immissionen
 - Behebung der im Istzustand festgestellten Defizite
 - Forderung der Einhaltung von derzeit gültigen Regelwerken

Die Veränderung von Zielvorstellungen oder (rechtlichen) Rahmenbedingungen während der langen erforderlichen Umsetzungszeiträume wird nicht berücksichtigt. Der gewünschte Zielzustand wird einmalig fest vorgegeben.

3.2.3 Bewertungs- und Optimierungskriterien

Aufgrund der Vielzahl von erarbeiteten Kriterien zur Bewertung und zum Vergleich von Sanitärsystemen würde sich bei deren Anwendung auf eine Umsetzungsstrategie eine sehr hohe Komplexität ergeben. Der Schwerpunkt in dieser Arbeit liegt deshalb bei den drei Kriterienfeldern Funktion(alität), ökonomischen Kosten und Umweltauswirkungen (vgl. Kap. 2.3.3.2).

Der Bewertungsrahmen orientiert sich hierbei an allgemeinen Zielvorgaben für den Umgang mit Trinkwasser und Zielen der Siedlungsentwässerung und Abwasserreinigung. Einerseits sind die funktionalen Zusammenhänge und Interdependenzen von Maßnahmen untereinander zu beschreiben, andererseits müssen die Auswirkungen von Umbaumaßnahmen auf die Funktionalität des Systems, deren Kosten und Umweltauswirkungen untersucht bzw. abgeschätzt werden.

3.2.3.1 Garantieren der Funktion

Für jede Sanitärtechnik ist die Funktionsfähigkeit und Betriebssicherheit im Sinne der Prozessstabilität, der Schadenshäufigkeit oder der Auswirkung eines Versagenszustandes wichtig. Der regelkonforme Betrieb der Anlagen wird für das Modell vorausgesetzt. Es findet z.B. keine Bewertung der Anzahl vom Besitzer überwachter Anlagen statt, für die stellenweise eine schlechtere Betriebssicherheit angenommen wird als für zentrale Anlagen (z.B. Hegger, 2007; Herbst, 2008; Hillenbrand et al., 2009). Im Rahmen des Modells interessiert vielmehr die Funktion des sich wandelnden Gesamtsystems. Es werden die grundlegenden Kenndaten

- korrekte Netzstruktur und Fließrichtung,
- Kanalnetzhydraulik (Dimensionierung, hydraulische Leistungsfähigkeit),
- Mindest-Fließgeschwindigkeit bei Trockenwetterabfluss,
- Sanierung/Neubau nach technischer Nutzungsdauer,
- Stilllegung/Rückbau
- Rechtliche Belange des Gewässerschutzes,

im Modell implementiert.

Eine Verringerung der Dimension von bestehenden Kanälen sollte von den Netzanfängen her in Fließrichtung geschehen. Eine Querschnittsvergrößerung und komplett neue Systeme können nur vom Netzeende her ausgeführt werden. Neue Schmutz- oder Regenwasserkanalabschnitte können allerdings zunächst an die bestehende Mischwasserkanalisation angeschlossen werden. Eine oberflächige Ableitung von Regenwasser kann an unterirdische Systeme angeschlossen werden. Sollen im Zielzustand Regen- und Schmutzwasser getrennt abgeleitet werden (WHG, 2009) und hierbei das bestehende Mischsystem weiterhin genutzt werden, muss sichergestellt sein, dass im Endzustand auch nur noch Regen- oder Schmutzwasser angeschlossen ist.

3.2.3.2 Berücksichtigung der ökonomischen Kosten

Investitionskosten

Als Investitionskosten werden nach LAWA (2005) die zur Erstellung, zum Erwerb oder zur Erneuerung von Anlagen erforderlichen einmalig aufzuwendenden Kosten bezeichnet. Im Modell sollen deshalb bei diesen Kosten sowohl die Erstinvestitionen von neuen Anlagen betrachtet werden, als auch die erforderlichen Reinvestitionen nach der Nutzungsdauer und die Sanierungskosten. Einmalige Kosten wie sie z.B. für die Stilllegung oder den Rückbau anfallen, werden ebenfalls als Investitionskosten interpretiert (vgl. Schiller, 2010), obwohl sie keinen „Gegenwert“ erzeugen.

Pauschale Kostenansätze für Maßnahmen in siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastrukturen sind schwer anzugeben, da sie immer von den spezifischen Randbedingungen abhängen. Die Charakteristik des jeweiligen Siedlungsteils, in dem sie eingesetzt werden sollen, ist ein entscheidender Kostenfaktor. Je nach Gebäudestruktur (z.B. Sanitärräume übereinander angeordnet) oder Freiflächenverfügbarkeit sind einige Konzepte aufwändiger bzw. kostengünstiger umsetzbar. Innerhalb der Methodik ist deshalb eine teilgebietspezifische Vorgabe der Kosten möglich.

Die Ermittlung von Kosten für neuartige Sanitärtechnik ist sehr schwierig. Aufgrund der wenigen realisierten Pilotprojekte können nur schwer Kosten für eine flächendeckende Implementierung der Konzepte abgeleitet werden. Investitionskosten gegenwärtiger Pilotanlagen sind noch sehr hoch. Positive Skaleneffekte können zum Tragen kommen, wenn größere Stückzahlen einer bestimmten Anlage kostengünstiger produziert werden. Mögliche zukünftige Kosten können derzeit allerdings nur vage prognostiziert werden (s. z.B. Hillenbrand, 2009).

Im Rahmen des Modells steht aber auch nicht im Vordergrund, verschiedene Sanitärkonzepte untereinander zu vergleichen, sondern eine optimale Strategie zur Erreichung eines bestimmten Sanitär- und Entwässerungskonzeptes zu entwi-

ckeln. Durch die grundsätzliche Entscheidung für ein Konzept, sind v.a. einwohnerspezifische Kosten bzw. flächenabhängige Kosten interessant. Für die mathematische Modellierung würde die Berücksichtigung von Dichteeffekten für Neuartige Sanitärsysteme allerdings einen nicht-linearen Zusammenhang bedeuten. Zur Vereinfachung wurden deshalb teilgebiets- und anlagenabhängig feste einwohnerspezifische Vorgaben gemacht, welche auf Annahmen zur erforderlichen Anlagengröße beruhen. Während z.B. Biogasanlagen nur im (semi-)zentralen Bereich zum Einsatz kommen, wurde bei der Grauwasserbehandlung durch technische Anlagen angenommen, dass es sich eher um Kompaktanlagen auf Gebäude- und Komplexebene handelt. Bei Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen sind diese Effekte eher weniger ausgeprägt, da der Anlagentyp (z.B. dezentrale Muldenversickerung, Versickerungsbecken) mögliche „Anlagengrößen“ vorgibt. Die Kosten pro m² angeschlossener Fläche werden deshalb für die verschiedenen Techniken teilgebietspezifisch im Modell vorgegeben.

Unterhaltungskosten

Betriebs- und Instandhaltungskosten sind die zum Betrieb, Wartung, Unterhaltung und Überwachung aufzuwendenden Mittel. In LAWA (2005) werden diese Kosten als laufende Kosten bezeichnet, wozu die Personal-, Sach- und Energiekosten des laufenden Betriebs gezählt werden. Bei langlebiger Infrastruktur kann es sinnvoll sein, alterungsabhängig höhere Unterhaltungskosten anzunehmen, weshalb für das Modell ein Kostensteigerungsfaktor vorgegeben werden kann.

Bei Unter- oder Überlastung treten erhöhte Kosten zur Aufrechterhaltung eines zuverlässigen Betriebes auf. Ein Effekt bei der Unterauslastung von Kanalisationen ist die Verstärkung von Ablagerungen, Geruchsproblemen oder Korrosionserscheinungen durch eine geringere Fließgeschwindigkeit. Dies wird im Modell durch zusätzliche Betriebskosten bei Unterschreitung einer gewissen Mindestfließgeschwindigkeit berücksichtigt (s.o.). Für Kanalhaltungen, bei denen die Kapazität zur Weiterleitung des Bemessungsabflusses nicht ausreicht, werden pauschale Kosten für die Instandsetzung von durch Überflutung auftretenden Schäden berechnet.

Im mathematischen Modell werden laufende Kosten vereinfacht nur von vorhandenen öffentlichen Abwasserableitungs- und -reinigungsanlagen und allen (öffentlich wie privaten) neu gebauten Anlagen berechnet.

Zur Berechnung der Investitions- und Unterhaltungskosten wird eine dynamische Wirtschaftlichkeitsbetrachtung angestellt. Hierzu werden Barwerte⁴⁰, die auf den Bezugszeitpunkt diskontiert⁴¹ werden, betrachtet (s. LAWA, 2005). Kalkulations- und Entscheidungszeitpunkt werden so gleichgesetzt und vor die erste Zahlung gelegt (Prager, 2002). Investitionskosten werden für den Zeitpunkt des Baus

⁴⁰ Als (Kosten-)Barwert bezeichnet man den Wert einer Kostengröße im Bezugszeitpunkt (LAWA, 2005)

⁴¹ Nach dem Bezugszeitpunkt anfallende Kosten werden abgezinst (diskontiert) (LAWA, 2005)

bzw. der Sanierung der jeweiligen Anlagen bilanziert, laufende Kosten als jährliche Kosten. Rahmenbedingungen wie die Inflationsrate, die Zinsentwicklung, die Entwicklung des allgemeinen Preisniveaus und der Energiepreise werden vernachlässigt, um hypothetische Annahmen auszuschließen (vgl. auch Oldenburg, 2007; Herbst, 2008; Felmeden et al., 2010).

Wertverlust und sunk cost

Bei zentralen wasserwirtschaftlichen Netzinfrastrukturen gilt der größte Teil des investierten Kapitals als irreversibel. Durch die langen Nutzungsdauern entstehen zusätzlich lange Abschreibungs- und Erneuerungszyklen (DWA, 2008). Werden technische Anlagen vor Ende ihrer wirtschaftlichen Nutzungsdauer stillgelegt, entfällt der Wert der Restnutzung. Bei der Betrachtung von Projektkosten⁴² werden diese Fälle in der Literatur unterschiedlich berücksichtigt. Teils gehen die entstehenden Buchungsverluste als „Kosten“ in die Kostenberechnung ein (Koziol et al. (2006)), was im Sinne von Kostenbetrachtung allerdings falsch ist (Schiller, 2010). Teils werden sie zwar mit einem „Kostenbegriff“ benannt, bei der Kostenbetrachtung aber ausgeschlossen (Siedentopet al., 2006; Reidenbach et al., 2008 zitiert in Schiller, 2010). Mehrere Arbeiten betrachten Kapitalkosten von Abwasseranlagen als sunk cost und berechnen kalkulatorische Jahreskosten bis zum Ende der vorgesehenen Nutzungsdauer unabhängig davon, ob die Anlagen bestehen bleiben oder nicht (z.B. Schiller, 2010; Herbst, 2008; Prager, 2002).

Im entwickelten mathematischen Modell liegt der Schwerpunkt auf den Kosten für eine Integration innovativer Sanitär- und Entwässerungssysteme. Investitionskosten werden für neue Anlagen jeweils zum Zeitpunkt des Baus betrachtet und nicht in jährliche Kosten umgewandelt. Deshalb wurden auch für bestehende Anlagen keine Jahreskosten bilanziert und auf eine Betrachtung der Restbuchwerte verzichtet. Da in den meisten mit dem erstellten Modell durchgeführten Berechnungen (s. Kap. 5.1 und 5.2) die bestehende Kanalisation aus Kostengründen größtenteils zur getrennten Ableitung eines Teilstroms erhalten bleibt, erscheint dieser Ansatz sinnvoll.

Kostenentlastung

Kostenentlastungen können bei einer Umgestaltung der Wasserinfrastruktur im öffentlichen Bereich auftreten, wenn z.B. Mehrkosten in der Unterhaltung sanierungsbedürftiger Kanäle oder Anlagen nach der Sanierung oder dem Umbau wegfallen, Anpassungen zur Verminderung von Spülkosten durchgeführt werden oder Kanalabschnitte stillgelegt werden. Diese Effekte werden im Modell nachgebildet.

⁴² Als Projektkostenbarwert bezeichnet man die Summe der Barwerte einer Kostenreihe, die ein Projekt charakterisieren (LAWA, 2005)

Sowohl wassersparende Maßnahmen als auch die Substitution von Trinkwasser durch Regenwasser oder aufbereitetes Grauwasser führen zu einer Kostenentlastung in den Haushalten. Da zum Erreichen der geforderten Zielzustände ohnehin solche Maßnahmen durchgeführt werden müssen und der Hauptaugenmerk der Methodik auf der Strategiefindung liegt, ist es nicht erforderlich z.B. zu berechnen, ob und ab wann sich Investitionen in den Haushalten rechnen. Kostenentlastungen im Privatbereich wurden deshalb nicht bilanziert, können aber nach Ergebnisfindung bewertet werden.

Die dezentrale Nutzung von im Grauwasser enthaltener Wärme kann zur Kostenreduzierung beim Energiebedarf führen; Energiebelange werden in der Methodik allerdings nicht betrachtet.

Erlöse/Einnahmen

Erlöse können durch den Verkauf von Erzeugnissen aus den ressourcenorientierten Abwasserkonzepten entstehen. Sie sind möglich aus thermischer Energie, elektrischer Energie und der Produktion von Nährstoffen und Düngemitteln oder durch den Verkauf von zentral aufbereitetem Betriebswasser.

Mögliche Erlöse aus Produkten Neuartiger Sanitärsysteme sind derzeit sehr schwer abzuschätzen. Es werden zwar Substrate produziert, die als Düngemittel eingesetzt werden könnten, der rechtliche Status ist allerdings noch nicht abschließend geregelt (DWA, 2008). Erlöse hängen v.a. von momentanen Rohstoffpreisen, -qualitäten und -reserven ab (Dockhorn, 2007). Aufgrund der Unsicherheiten wurden die Erlöse nicht bilanziert. Weiterhin zeigen Untersuchungen von Oldenburg (2007) und Felmeden et al. (2010), dass Erträge innerhalb der Gesamtkosten eine untergeordnete Rolle spielen. Wie o.a. wird der Energiesektor – und damit auch die Erlöse aus Energieprodukten – nicht im Modell berücksichtigt. Außerdem sollen im Modell die Kosten für den „Umstieg“ auf ein anderes Abwasserentsorgungssystem minimiert werden. Nachträglich könnten potenzielle Einnahmen bilanziert werden, da z.B. die Anteile an Schwarzwasser, die einer Biogasanlage zugeführt werden, bilanziert werden.

Kostenträger

In der Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung erfolgt auf Grundlage der Kommunalabgabengesetze eine vollständige Umlage der Kosten auf die angeschlossenen Nutzer. Die Kosten werden hierbei meist auf das gesamte Versorgungsgebiet bezogen und auf die Gesamtzahl der angeschlossenen Nutzer umgelegt. „Eine verursachergerechte Differenzierung der Kostenbelastung nach siedlungsstrukturellen Kriterien unterbleibt in der Regel“ (Siedentop et al., 2006: 150).

Eine Aufteilung der Kosten in private und kommunale/öffentliche Kosten im Sinne einer getrennten Zielfunktion wäre nicht zielführend. Da die Methodik den (Komplett-)Umbau optimieren soll, ist es bei dezentral ausgelegten Maßnahmen erforderlich, dass Investitionen auch im Privatbereich getätigt werden. Diese z.B.

gegenüber den öffentlichen Kosten zu minimieren würde daher nicht zum Ziel führen. Außerdem werden einerseits öffentliche Kosten für den Bau zentraler Anlagen und Infrastrukturen durch die Abwassergebühren wiederum in den Privatbereich umgelagert. Andererseits können durch z.B. Regen- oder Grauwassernutzung Kosten für Trinkwasserbezug und die Abwasserabgabe eingespart werden; es entsteht in gewisser Weise ein Ausgleich zwischen den beiden Kostenarten. Diese Vorgehensweise wird auch in der Literatur bei Kostenvergleichsrechnungen für Neuartige Sanitärkonzepte häufig gewählt (vgl. z.B. Hiessl et al., 2003; Oldenburg et al., 2007; Schiller, 2010). Nach Lösung des Problems können die privaten und öffentlichen Kosten voneinander getrennt ausgewiesen werden.

I.d.R. ist die Kreditwürdigkeit im privaten Bereich geringer und die Zinslast höher als im öffentlichen Bereich. Vereinfachend wird für alle Kosten mit dem gleichen Zinssatz gerechnet. Mögliche Eigenkapitalleistungen wurden – wie in der Kostenrechnung üblich – nicht berücksichtigt.

3.2.3.3 *Umweltauswirkungen*

Unter den „ökologischen Folgen“ werden sowohl die Auswirkungen auf die Umwelt (z.B. durch Gewässereinleitungen) als auch die Auswirkungen auf den Menschen (z.B. Überflutungsschutz) verstanden. Die besondere Herausforderung besteht darin, dass die Zusammenhänge in einer „mathematisch“ zugänglichen Form formuliert werden müssen. Es ist dabei zu beachten, dass diese Maßzahlen und die funktionalen Beziehungen von Einzelmaßnahmen von der Reihenfolge ihrer Durchführung abhängig sein können.

Umweltauswirkungen werden im Rahmen der Arbeit durch die Schwerpunktbildung „Siedlungsentwässerung“ v.a. auf Einflüsse auf den lokalen Wasserhaushalt, die Emissionen aus Entwässerungssystemen und Immissionen für das Gewässer gelegt. Als wichtig werden auch Einflüsse auf Ressourcenverbrauch und Recyclingmöglichkeiten eingestuft.

Bilanzierung

Aufgrund der komplexen und vielschichtigen Zusammenhänge innerhalb des urbanen Wasser- und Stoffkreislaufs ist eine Begrenzung auf wesentliche Elemente, die im Rahmen der zu erarbeitenden Methodik ausschlaggebend sind, sinnvoll. Als Hauptelemente sollen unterschiedliche Flächen, von denen Regenwasserabfluss resultiert und Schmutzwasser von Haushalten und Gewerbe abgebildet werden (s. Kap. 3.2.1). Abbildung 3-9 zeigt mögliche Wege der Abflüsse und Stoffströme aus den verschiedenen Bereichen.

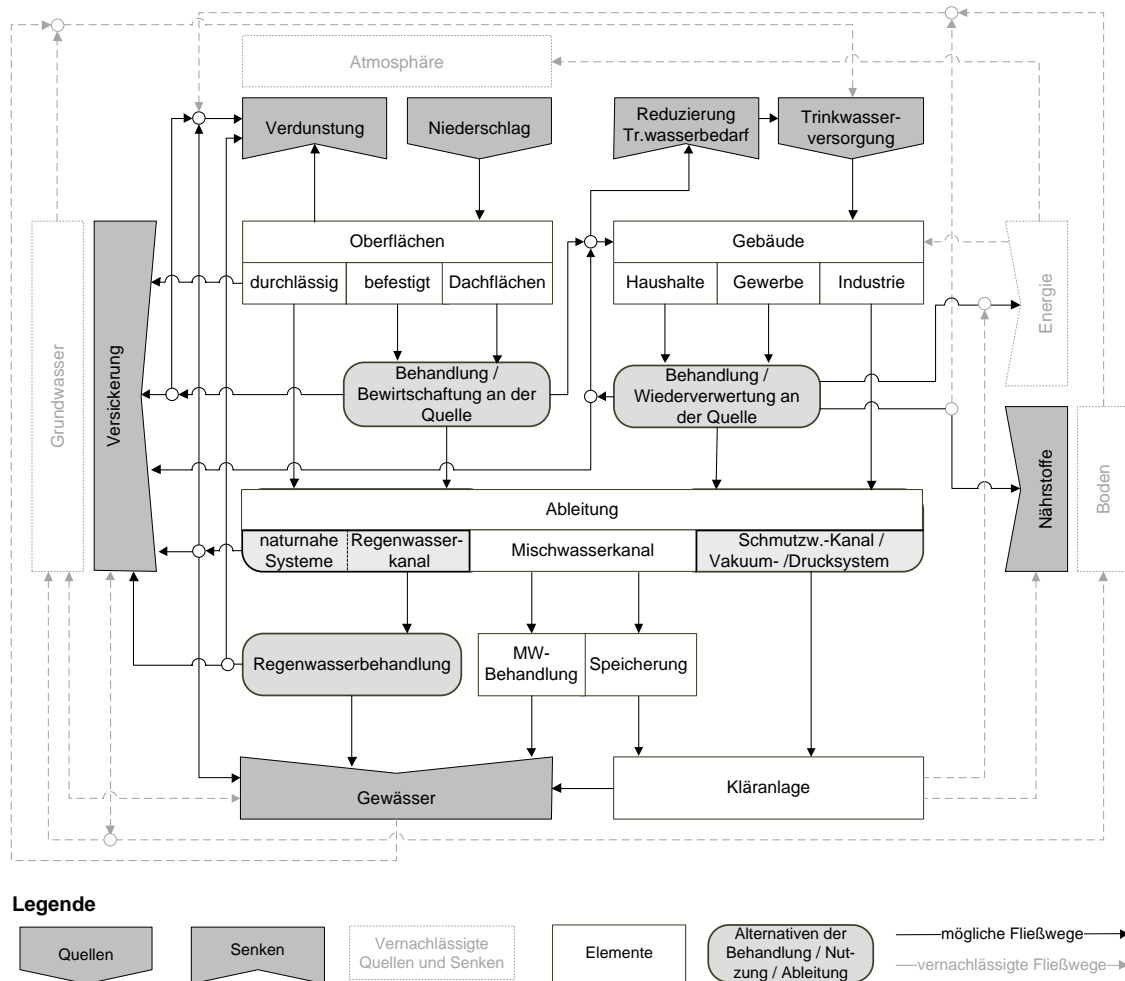


Abbildung 3-9: Elemente der Bilanzierung von Umweltauswirkungen im Rahmen der Arbeit (erweitert nach Kaufmann Alves, 2008)

Maßnahmen der ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung beeinflussen die Fließwege des (Ab)Wassers und seiner Inhaltsstoffe. Als Quellen des betrachteten Systems werden Niederschlag und Trinkwasser aufgefasst. Senken für „Abflüsse“ sind neben der Verdunstung und der Versickerung (Boden) die Gewässer. Außerdem sollen Anteile des Regenwassers, die einer Nutzung zugeführt werden und Einsparungen des Trinkwasserbezugs durch wassersparende Maßnahmen oder Grauwasserrecycling bilanziert werden. Die Verteilung der Abwasserinhaltsstoffe ändert sich durch verschiedene Behandlungsmaßnahmen oder sie können nach entsprechender Behandlung auch als Nährstoffe oder Energie einer weiteren Nutzung zugeführt werden. Nährstoff- oder Energieerträge werden hierbei nicht betrachtet, da sie kein Optimierungskriterium darstellen sollen. Die Abflüsse und Verschmutzungen aus den unterschiedlichen Bereichen können sich je nach fließtechnischer Verknüpfung, Netzstruktur und Behandlungsoption in dem mit der Zeit geänderten und erweiterten System unterschiedlich vermischen oder aufteilen. Über verschiedene „Aufteilungsfaktoren“ werden zu jedem Zeitpunkt an jeder Stelle des Systems die aktuellen Abflüsse oder Frachten bilanziert.

Bei der Einführung einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung ist eine Trennung von Regenwasser- und Schmutzwasserkreislauf nur noch schwer möglich. Behandeltes und nicht genutztes Grauwasser kann direkt in ein Gewässer eingeleitet oder versickert werden (s. Kap. 2.2.2.3). Hierdurch würde sich z.B. der Anteil an der Gesamt-Versickerung des betrachteten Gebietes erhöhen. Als Versickerung im Sinne der Wasserhaushaltsbilanz werden im Rahmen dieser Arbeit nur die Anteile des Regenwassers, die versickern, berücksichtigt. Versickernde Grauwasseranteile werden getrennt bilanziert. Ebenso wird die Regenwassernutzung getrennt von Wasserspar- und Recyclingmaßnahmen bilanziert.

Zur Beurteilung der qualitativen Auswirkungen von Maßnahmen der ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung wird innerhalb der Methodik als Leitparameter der CSB als Bilanzierungs- und Optimierungsgröße aufgenommen. Der CSB als wichtiger und häufig untersuchter Summenparameter organischer Verschmutzung dient als Kenngröße zur Belastung von Oberflächenabfluss, Schmutzwasser oder dem Kläranlagenablauf (Welker, 2005). In siedlungswasserwirtschaftlichen Planungen und Nachweisen wird er häufig als Beurteilungsgröße angewendet (z.B. ATV-A 128, 1992; ATV-DVWK-A 131, 2000; AbwV, 2004; MURL, 1991; LAWA, 1998 zitiert in Welker, 2005). Da ein hoher CSB-Wert das Potenzial eines vermehrten Sauerstoffverbrauchs durch Organismen in Fließgewässern anzeigt, hat er eine hohe Bedeutung zur Beurteilung der Reinhaltung oberirdischer Gewässer (Welker, 2005). In aktuellen Diskussionen zur emissionsbezogenen Bewertung wird vom CSB als Leitparameter für Siedlungsabflüsse zwar abgewichen, da er v.a. mit ökotoxischen Stoffen (bspw. organischen Schadstoffen oder Schwermetallen) weniger gut korreliert als die Feinfraktion der abfiltrierbaren Stoffe (AFS_{fein}) (Schmitt, 2012). Die hohe Relevanz des CSB zur Beurteilung von Gewässerbelastungen durch sauerstoffzehrende Verbindungen ist aber gegeben.

Das Verhalten von weiteren Stoffen in den Abwasserkompartimenten kann nach der Lösungsfindung aufgrund der Maßnahmenwahl und den Aufteilungsfaktoren für die Zeitdauer der Umsetzung berechnet werden (s. Kap. 5.1).

Technologische Entwicklungen sind nur schwer zu prognostizieren, haben aber einen maßgeblichen Einfluss auf die ökologischen Auswirkungen neuartiger Sanitärtechniken. Die Stoffrückhalte bei den verschiedenen Behandlungsverfahren wurden ausgehend vom derzeitigen Kenntnisstand in Kapitel 2.2 abgeschätzt.

Bewertung

Zur Bewertung der Umweltauswirkungen wurden die in Tabelle 3-3 zusammengestellten Kriterien aus den Feldern „Wasserhaushalt“, „Ressourcenschonung“, „Emissionen“ und „Immissionen“ ausgewählt. Hierzu können einerseits Zielwerte (Z_{verd} , Z_{vers} , Z_{nutz} , Z_{twe} , Z_{gwn} , Z_{due}) definiert werden oder es werden die Summen an gewissen Punkten berechnet (Frachtaustrag, Spitzenabflüsse).

Tabelle 3-3: Beurteilungskriterien der Umweltauswirkungen

Einzelkriterien		Beurteilungsgröße
<i>Wasserhaushalt</i>		
Abstand von naturnaher	- Verdunstungsrate	$Z_{verd} - a_{verd}(t)$
	- Versickerungsrate	$Z_{vers} - a_{vers}(t)$
Abstand von gewünschter	- Regenwassernutzungsrate	$Z_{nutz} - a_{nutz}(t)$
<i>Ressourcenschonung</i>		
Abstand von gewünschter	- Rate an direkter Trinkwassereinsparung	$Z_{twe} - a_{twe}(t)$
	- Grauwassernutzung	$Z_{gwn} - a_{gwn}(t)$
	- Rate für „Nährstoff- und Energieverwertung“	$Z_{due} - a_{due}(t)$
<i>Emissionen</i>		
Frachtaustrag in die Gewässer		$\sum_{\text{Gew.knoten}} B_{\text{CSB,gew}}(t)$
Entlastungsrate Mischwasserentlastung (ATV-A 128)		vorh. $e(t)$ – zul. $e(t)$
Mischverhältnis in Mischwasserentlastung (ATV-A 128)		erf. $m(t)$ – vorh. $m(t)$
<i>Immissionen</i>		
Maximalabflüsse in Gewässer		$\sum_{\text{Gew.knoten}} Q_{\text{max,gew}}(t)$
<i>Bewertung von sonstigen Defiziten</i>		
fiktive Kosten für Kanalüberstauungen		$[Q_{\text{max,Kanal}}(t) - Q_{\text{v,Kanal}}(t)] \cdot fk_j$
fiktive Kosten für vernachlässigte Kanalsanierungen		$Q_{\text{max,Kanal}}(t) \cdot fk_j$
Z_i – Zielwerte [%]	$a_i(t)$ – momentane Anteile [%]	fk_j - fiktive (abflussabhängige) Kosten

Bei den Kennwerten Entlastungsrate e und Mischverhältnis m (ATV, 1992) werden Differenzen von zulässigen und vorhandenen Werten gebildet. Bei Nichteinhaltung können auch ökonomische Kosten nach AbwAG (2005) berechnet werden. Auch sonstige Defizite, die über die Abbildung der Funktionalitäten nicht berücksichtigt sind, können durch fiktive Kosten bewertet werden.

Die Maximalabflüsse in die Gewässer wurden als „Immissionskriterium“ abgelegt, da sie einerseits in Immissions-Regelwerken (BWK-M 3 (BWK, 2004), HMULV, 2004) verankert sind und andererseits einen anderen Charakter als die unter „Emissionen“ zusammengefassten mittleren jährlichen Bezugsparameter aufweisen. Zur Bewertung der Kriterien können verschiedene Skalen angewendet werden. Die meist als Abstände definierten Beurteilungen können direkt als Zahlenwert in die Berechnung der „ökologischen Kosten“ eingehen, oder die Beurteilungsgrößen können skaliert oder normiert werden (s. Kap. 3.3.2.2).

3.2.4 Maßnahmen zur Umgestaltung und Auswirkungen

Mögliche Maßnahmen zum Erreichen jeweiliger Zielzustände müssen ermittelt und geordnet werden. Die Maßnahmen und Umbauschritte sind hinsichtlich ihrer ökonomischen Kosten und möglichen Auswirkungen auf die Systeme und die Umwelt zu analysieren und zu bewerten. Informationen über die Durchführung von bestimmten Maßnahmen, die für jeweilige Zielzustände erforderlich sind, und über mögliche sinnvolle Abfolgen bzw. Prioritäten von Einzelmaßnahmen sollen abgebildet werden können.

Im Rahmen einer optimierten Umsetzungsstrategie ist es allerdings nicht erforderlich, die verschiedenen Anlagen im Detail zu planen. Hierzu ist eine eigene planerische Ingenieurleistung für den Einzelfall erforderlich. Für das mathematische Modell ist eine vereinfachte Dimensionierungsvorschrift notwendig, um die Größenordnung der Anlage festzulegen, da diese maßgeblich die Investitions- und Betriebskosten beeinflusst. Im Rahmen dieser Arbeit werden unter Berücksichtigung der teilgebietsspezifischen Randbedingungen verschiedenen Auslegungsgrößen der Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen und Neuartigen Sanitärsysteme bereitgestellt. Für die Regenwasserbewirtschaftung sind diese bezogen auf die angeschlossene abflusswirksame Fläche gewählt, es wird also bspw. für eine Versickerungsmulde nicht die Muldenfläche sondern die angeschlossene Fläche als Auslegungsgröße vorgegeben. Die tatsächlich erforderliche Muldengröße ist nicht relevant, die Auswahl möglicher Maßnahmen je Teilgebiet berücksichtigt, ob und inwieweit Versickerungsanlagen jeweils ausgeführt werden können. Die Kosten werden dann als €/m²_{AE,b} den verschiedenen Auslegungsgrößen zugeordnet und die Auswahl der passenden Größe gewährleistet die Berücksichtigung angepasster Kosten. Im Bereich der neuartigen Sanitärkonzepte werden die Kosten entsprechend auf die angeschlossenen Einwohner (€/EW) bezogen.

Für Ableitungselemente ist nicht nur zur Ermittlung der zutreffenden Kosten eine vereinfachte Dimensionierung nötig. Hier müssen Kanäle, offene Ableitungsrinnen oder Drucksysteme für die maximalen auftretenden Bemessungsabflüsse ausgelegt werden (zur Dimensionierung s. auch Kap. 3.3.2.1).

3.2.4.1 Maßnahmen im Bereich Regenwasserbewirtschaftung

Für die mathematische Modellierung wurden die vielfältigen Kombinationsmöglichkeiten der Verfahren zur Regenwasserbewirtschaftung auf Standardanwendungsfälle reduziert. Tabelle 3-4 zeigt die verwendeten Maßnahmen mit ihrem Anwendungsbereich für die verschiedenen Teilflächen sowie den dazugehörigen pauschalen Kosten und Baudauern, die anhand der genannten Literatur abgeschätzt wurden.

Die Spannen in Tabelle 3-4 geben mögliche Kosten je nach teilgebietsspezifischen Gegebenheiten an. Eine dezentrale Versickerungsmaßnahme in einem Teilgebiet mit geringerem k_f -Wert wäre dann z.B. als Mulden-Rigolen-Element auszuführen

und die Kosten würden im oberen Bereich der Spanne angesetzt. Insgesamt sind die Werte als Anhaltswerte zu verstehen. Kosten und Nutzungsdauern verstehen sich inkl. erforderlicher Zuleitungen zu dezentralen Anlagen und als Mittelwerte für bauliche und maschinentechnische Anlagenteile, falls vorhanden. Es können die Abflüsse von den genannten Regenwasserbewirtschaftungssystemen auch an weitere Anlagen z.B. Versickerungsmulden oder Retentionsräume angeschlossen werden. Die nachgeschalteten Anlagen müssen dann in angepasster Weise dimensioniert werden.

Tabelle 3-4: Maßnahmen der (dezentralen) Regenwasserbewirtschaftung für die mathematische Modellierung

Maßnahmen	Teilflächen							Baukosten [€/m ² _{AE,b}]	Unterhaltungskosten [€/((m ² · _{AE,b} a))]	Baudauer [AT/m ² _{AE,b}]	Techn. Nutzungsdauer [a]
	Dachfläche, steil	Dachfläche, flach	Terrassen-/Hoffl.	Straßen	Parkplätze	sonst. bef. Flächen	unbef. Flächen				
Dachbegrünung	-	+	-	-	-	-	-	40	0,5	0,1	30
Entsiegelung	-	-	+	+	+	+	-	40	0	0,13	40
Versickerung	+	+	+	(+)	(+)	(+)	(-)	2 - 15	0,05	0,05	35
Versickerungsbecken	+	+	+	(+)	(+)	(+)	(-)	1 - 5	0,01	0,01	35
RW-Nutzung (nur Bewässerung)	+	+	-	-	-	-	-	50 (30)	0,75	0,2	35
Retention	+	+	+	+	+	+	(-)	5	0,07	0,15	40
Behandlung	-	-	-	(+)	(+)	(+)	-	5- 50	0,05-0,5	0,02-0,1	25-40

+ für Teilfläche anwendbar - nicht für Teilfläche anwendbar/erforderlich (+) je nach Verschmutzung
 Quellen: Balke und Rudolph, 1998; Emschergenossenschaft, 2009; Gantner, 2002; Geiger und Dreiseitl, 2005; Geiger et al., 2010; Hamacher, 2000; Herbst, 2008; Herzer, 2005; König, 2000; Landeshauptstadt Dresden, 200.; LAWA, 2005; Londong, 2000; Meyer u. Rott, 2003; Schütze, 2005; Sieker, 2001; sirAdos, 2010

Auswirkungen der Maßnahmen beziehen sich hauptsächlich auf die veränderten Abflüsse und Abflussaufteilung für die Anteile, die versickern (a_{vers}), verdunsten (a_{verd}) oder einer Nutzung zugeführt werden (a_{nutz}). Die „Aufteilungen“ sind einerseits für Abflüsse und andererseits für Schmutzfrachten (b_{abf} bzw. b_{boden}) für den betrachteten Parameter CSB zu ermitteln (s. Tabelle 3-5). Von den hier angegebenen Standardwerten kann bei ortsspezifischen Kenntnissen abgewichen wer-

den⁴³. Von einer Versickerungsmulde ausgehend würden so z.B. von den zugeleiteten Abflüssen bei den Jahresbilanzwerten 87 % versickern, 12 % verdunsten und 1 % abfließen. Von der ankommenden CSB-Fracht würde nach der Bodenpassage noch 9 % in den Untergrund versickern.

Tabelle 3-5: Aufteilung der Abflüsse und Schmutzfrachten (CSB) bei Maßnahmen der (dezentralen) Regenwasserbewirtschaftung

Maßnahmen	Kürzel	Abflussaufteilungen					Stofffrachtaufteilungen CSB	
		ψ_s [-]	ψ_m [-]	a_{vers} [-]	a_{verd} [-]	a_{nutz} [-]	b_{abf} [-]	b_{boden} [-]
Dachbegrünung	<i>GD</i>	0,60	0,30	0	0,70	0	0,19	0
Entsiegelung	<i>Ent</i>	0,50	0,25	0,45	0,30	0	0,25	0,05
Versickerung (Muldenversickerung)	<i>VM</i>	0 ¹⁾	0,01	0,87	0,12	0	0,01	0,09
Versickerung ((semi-)zentrales Becken)	<i>VMz</i>	0 ¹⁾	0	0,80	0,20	0	0	0,08
RW-Nutzung im Haushalt	<i>RN1</i>	0 ¹⁾	0,20	0,03	0,05	0,72	0,20	0,03
RW- Nutzung nur zur Gartenbewässerung	<i>RN2</i>	0 ¹⁾	0,40	0,22	0,38	0 ²⁾	0,40	0,02
Sonstige Retention	<i>Ret</i>	0 ¹⁾	0,25	0,75	0	0	0,25	0
Behandlung in technischer Anlage	<i>BH1</i>	1,00	1,00	0	0	0	0,10	0
Behandlung in naturnaher Anlage	<i>BH2</i>	1,00	0,88	0	0,12	0	0,20	0

1) Für den angesetzten Bemessungsregen für die Ableitung resultiert kein Abfluss von Nutzungs- oder Versickerungsanlagen, da das Speichervolumen ausreicht.

2) Als Regenwassernutzung wird nur die direkte Nutzung im Haushalt bilanziert.

auf Grundlage von DWA, 2010; Eppel, 2003; Gantner, 2002; Kaiser, 2004; LLUR, 2009; Sieker, 2001; UBA, 2009; Welker, 2005; eigenen Berechnungen

⁴³ Für das reale Einzugsgebiet in Kap. 4.2.2 wurden für standardisierte Maßnahmen (T = 10a) mittlere langjährige Abflussbeiwerte mittels Niederschlags-Abfluss-Simulation berechnet.

3.2.4.2 Maßnahmen im Bereich Neuartiger Sanitärsysteme

Im Rahmen der Arbeit sollen weniger konkrete Behandlungsverfahren im Vordergrund stehen, sondern vielmehr auf Konzeptebene gearbeitet werden. Abbildung 3-10 zeigt die Schwerpunktbildung zur Betrachtung Neuartiger Sanitärsysteme im Rahmen dieser Arbeit.

Die Verfahrensschritte Trennung der Abwasserteilströme, Transport und Behandlung werden als Konzept der Neuartigen Sanitärsysteme zusammengefasst. Diese Auffassung beinhaltet dann die Installation der getrennten Leitungen innerhalb des Gebäudes, der Aufbereitungsanlage und Rückführung zu Betriebswasserzwecken. Der Transport außerhalb von Gebäuden wird, sofern es sich um zentrale Ableitungselemente wie Druckentwässerung oder Freispiegelkanal handelt, detailliert betrachtet. Die entstehenden Produkte werden nicht im Detail betrachtet. Hier wird nur unterschieden, ob es sich um „Wasserprodukte“ handelt, die der Wiederverwertung im Haushalt zugeführt werden, oder abgeleitet bzw. versickert werden. Weiterhin werden „Stoffprodukte“ als Gesamtheit der Erzeugnisse aller möglichen Techniken zur Wiedergewinnung von Nährstoffen und / oder Energie verstanden. Die durch diesen Pfad in den Boden – z.B. durch landwirtschaftliche Verwertung des produzierten Düngers – gelangenden Fraktionen werden nicht mit betrachtet (s.o.).

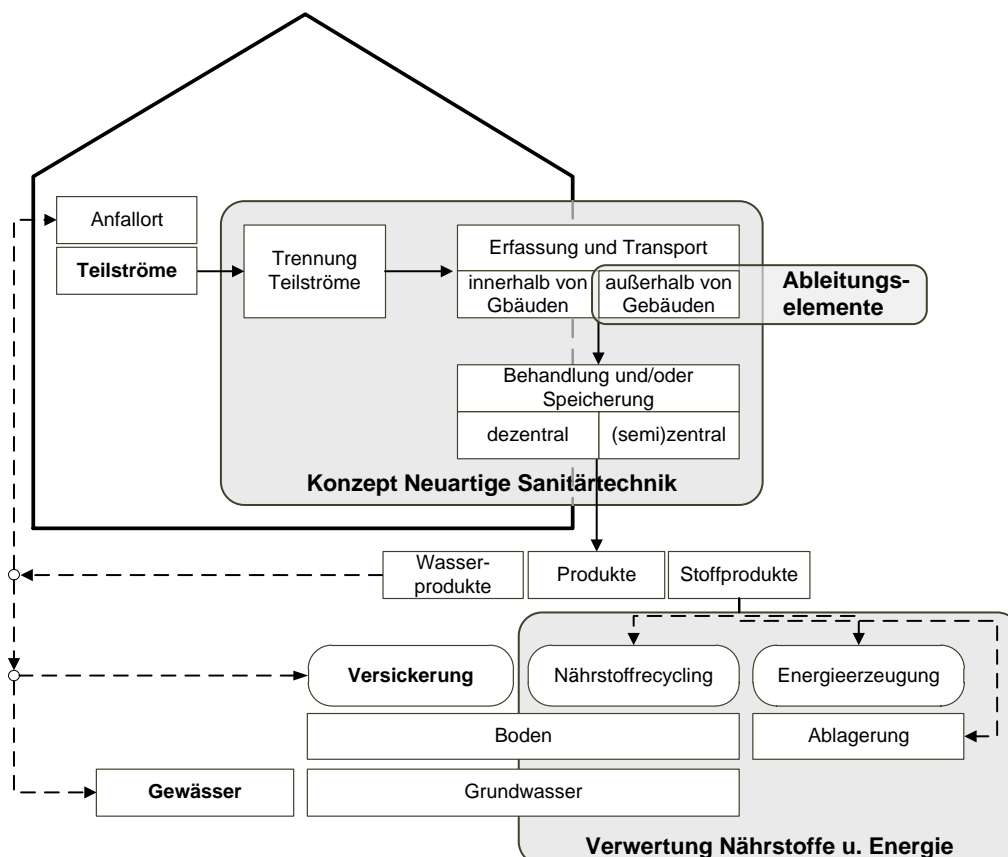


Abbildung 3-10: Schwerpunktbildung zur Betrachtung Neuartiger Sanitärsysteme im Rahmen der Arbeit

Für die mathematische Modellierung wurden bei Verfahren und Techniken der neuartigen Sanitärtechnik ausgehend von den Ausführungen in Kapitel 2.2.1.4 die Maßnahmen in Tabelle 3-6 ausgewählt. Als weitere Maßnahmen wurden zusätzlich Kleinkläranlagen in den Auswahlkatalog mit aufgenommen.

Die Kostenangaben können sich in Abhängigkeit der angeschlossenen Teilströme in leichten Spannen bewegen, z.B. wenn bei biologischer Schwarzwasserbehandlung nur Braunwasser oder der gesamte Schwarzwasserstrom angeschlossen ist. Für Grauwasserbehandlungsmaßnahmen mit einer Nutzung der aufbereiteten Grauwassers im Haushalt wird angenommen, dass sowohl das Toilettenspülwasser als auch das Wasser zum Wäschewaschen substituiert wird.

Die Auswirkungen der Maßnahmen sind hauptsächlich in der Verringerung der verbleibenden Schmutzwasserabflüsse zu sehen. Tabelle 3-7 gibt die resultierenden Aufteilungen der CSB-Verschmutzungen und Abflüsse nach der Anwendung der verschiedenen Maßnahmen an. Dargestellt sind Aufteilungen von ankommenden Teilströmen (z.B. q_{Gr} bei Grauwasserbehandlungsmaßnahmen, q_{WC} , q_{Fae} (+ q_u) bei Schwarzwasserbehandlungsmaßnahmen) nach dem „Passieren“ der Maßnahmen auf die Anteile die weiterhin abfließen (abf), die eingespart werden (twe), die genutzt werden (gwn), versickern (ver) oder durch Behandlung zurückgehalten werden (auf) bzw. einer Nährstoff- oder Energieverwertung zugeführt werden (due). Durch den vorhandenen Überschuss bei Grauwasserrecycling resultieren so z.B. noch im Mittel 30 % Abflüsse. Für die Grauwasserbehandlung wurde eine Eliminationsleistung für den CSB von 80 % angenommen. Bei Komposttoiletten ergibt sich bei den Schwarzwasserfraktionen sowohl bei Abflussanteilen als auch bei Frachten jeweils eine 0.

Tabelle 3-6: Maßnahmen der Grau- und Schwarzwasserbehandlung für die Modellierung (ergänzt nach Kaufmann et al., 2007)

Maßnahmen	Teilströme				Baukosten[€/E]	Unterhaltungskosten [€/E·a]	Baudauer [AT/E]	Techn. Nutzungsdauer [a]
	Grauwasser	WC-Spülwasser	Urin	Fäzes				
Wassersparende Techniken Grauwasser ¹⁾	+	-	-	-	35	0	0,25	25
Wassersparende Techniken Toilette	-	+	-	-	50	0	0,25	25
Grauwasserbehandlung durch technische Anlage	+	-	-	-	1.400	7	9	35
...mit Nutzung ²⁾	+	-	-	-	1.600	9	10	25
Grauwasserbehandlung durch Bodenfiltration	+	-	-	-	700	12	9	25
...mit Nutzung ²⁾	+	-	-	-	900	14	10	35
Versickerungsanlage für behandeltes Grauwasser ³⁾	+ ³⁾	-	-	-	200	1,5	2	35
Zentrale Behandlung von Grauwasser auf der KA	+	-	-	-	50	0	1	-
Komposttoiletten ...Kleinkammersystem	-	+ ⁴⁾	(+)	+	1.200	10	5	25
...Großkammersystem	-	+ ⁴⁾	(+)	+	1.800	15	5	25
Urinseparation mit Speicherung	-	-	+	-	500	40	3	25
Biologische Schwarzwasserbehandlung	-	+	+	+	2.000	30	5	35
Zentrale Schwarzwasserbehandlung auf der KA	-	+	+	+	50	0	1	-
Kleinkläranlage	+	+	+	+	1.250	50	7	30

+ für Teilstrom anwendbar - nicht für Teilstrom anwendbar + Teilströme müssen gemeinsam „behandelt“ werden

1) wassersparende Armaturen und Geräte im Küchen-, Hauswirtschafts- und Badbereich

2) für Toilettenspülung, Waschmaschine, Putzen, Garten

3) für behandeltes Grauwasser als nachgeschaltete Maßnahme

4) entfällt

Quellen: aqua-save 2006; Beneke et al., 2004; BMLFUW, 2005, 2009; fbr, 2009; Felmeden et al., 2010; Günthert und Reicherter, 2001; giz, 2011; gtz, 2009, 2010a, 2010b; Halbach, 2003; Herbst, 2008; Hiessl et al., 2003; Hillenbrand, 2009; LAWA, 2005; Lange und Otterpohl, 2000; Meinzinger, 2010; Oldenburg, 2007; Oldenburg u. Otterpohl, 2005; Refsgaard, 2001; Sachse, 2006; Schütze, 2005; Strakl et al., 2005; van der Vleuten-Balkema, 2003; Wienblad et al., 2004; Herstellerangaben u. Internetrecherche

Tabelle 3-7: Aufteilung der Abflüsse und Schmutzfrachten (CSB) bei Maßnahmen der Neuartigen Sanitärtechnik

Maßnahmen	Kürzel	Abflussaufteilungen						Stofffrachtaufteilungen CSB				
		a _{abf}	a _{twe}	a _{gwn}	a _{due}	a _{ver}	a _{KKA}	b _{abf}	b _{auf}	b _{due}	b _{vers}	b _{KKA}
		[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]
Wassersparende Techniken Grauwasser	WS_Gr	0,61	0,39	0	0	0	0	1,0	0	0	0	0
Wassersparende Techniken Toilette	WS_WC	0,48	0,52	0	0	0	0	1,0	0	0	0	0
Grauwasserbehandlung durch techn. Anlage	GW_T	1,00	0	0	0	0	0	0,2	0,8	0	0	0
...mit Nutzung	GW_T_N	0,30	0	0,70	0	0	0	0,06 ²⁾	0,8	0	0	0
Grauwasserbehandlung durch Bodenfiltration	GW_BF	1,00	0	0	0	0	0	0,2	0,8	0	0	0
...mit Nutzung	GW_BF_N	0,30	0	0,70	0	0	0	0,06 ²⁾	0,8	0	0	0
Zentrale Behandlung Grauwasser auf KA	GW_Z	1,00	0	0	0	0	0	1,0	0	0	0	0
Versickerung Grauw.	GW_VM	0	0	0	0	1,0	0	0	0	0	1,0	0
Komposttoiletten (Kleinkammersystem)	SW_KoT1	0	0,83 ¹⁾	0	0,17	0	0	0	0	1,0	0	0
Komposttoiletten (Großkammersystem)	SW_KoT2	0	0,83 ¹⁾	0	0,17	0	0	0	0	1,0	0	0
Biologische Schwarzwasserbehandlung	SW_Bio	0	0,30 ¹⁾	0	0,70	0	0	0	0	1,0	0	0
Urinseparation mit Speicherung	U_Sep	0	0	0	1,0	0	0	0	0	1,0	0	0
Zentrale Schwarzwasserbeh. auf KA	SW_Z	1,00	0	0	0	0	0	1,0	0	0	0	0
Kleinkläranlage	KKA	0	0	0	0	0	1,0	0	0	0	0	1,0

1) Durch die neue erforderliche Toilettentechnik (Trockentoilette bzw. Vakuuntoilette) wird Trinkwasser eingespart (bilanziert ausgehend von einer wassersparenden Toilette).

2) Fehlende Fracht-Anteile gelangen in Knoten „GW-Nutzung“, hier nicht dargestellt.

Abschätzung auf Grundlage von: DWA, 2008; Herbst, 2008; Hillenbrand, 2009; Lange u. Otterpohl, 2000; Mitchell u. Diaper, 2006; Meininger, 2010; van der Vleuten-Balkema, 2003

3.2.4.3 Maßnahmen im Bereich Ableitungselemente

Als weitere Maßnahmengruppe innerhalb der mathematischen Modellierung werden Bau- und Sanierungsmaßnahmen für Ableitungselemente bereitgestellt. Einen Überblick über die vereinfacht angenommenen Kosten sowie Bau- und Nutzungsdauern gibt Tabelle 3-8. Die längenbezogenen Bau- und Unterhaltungskosten verstehen sich inkl. Hausanschlussleitungen und erforderlicher Pump- bzw. Vakuumpstationen als mittlere Werte. Ebenso ist die angegebene Nutzungsdauer als durchschnittlicher Wert der baulichen, maschinellen und elektrotechni-

schen Teile zu sehen. Die Vielzahl möglicher Sanierungsverfahren für Kanäle wurde nicht berücksichtigt, es wurde lediglich das sehr häufig angewendete Reliningverfahren als Standardverfahren ausgewählt.

Tabelle 3-8: Ableitungselemente im Rahmen der mathematischen Modellierung

Maßnahmen		Baukosten	Unterhaltungskosten	Baudauer	Techn. Nutzungsdauer
		[€/lfm]	[€/lfm·a]	[AT/lfm]	[a]
Neubau Freispiegelkanäle	<i>RWK, SWK, MWK</i>	1 · DN (mm)	0,5	1 [+ 2 AT]	80
Sanierung Kanäle	<i>SAN</i>	0,5 · DN (mm)	0,5	0,2 [+ 2 AT]	45
Drucksystem	<i>DS</i>	150	1,5	0,5 [+ 2 AT]	40
Vakuumsystem	<i>VS</i>	160	1,0	0,5 [+ 2 AT]	40
Oberfl. Ableitung in Pflasterrinnen	<i>OA1</i>	50 · Breite (m)	0	0,5 [+ 1 AT]	40
Oberfl. Ableitung in Rasenrinnen	<i>OA2</i>	25 · Breite (m)	0,2	0,5 [+ 1 AT]	40
Stilllegung	<i>AUS</i>	1	-	1 [+ 2 AT]	-

[] Baustelleneinrichtung

basierend auf: Günther und Reicherter, 2001; Herbst, 2008; Hillenbrand, 2009; Meininger, 2010; LAWA, 2005; Sieker, 2001; UBA, 2004; sirAdos, 2010

Für alle neu zu bauenden Freispiegelkanäle werden für Gefälle zwischen 1 ‰ und 10 ‰ für DN 200 bis DN 1500⁴⁴ entsprechende Vollfüllungsabflüsse, Vollfüllungsfließgeschwindigkeiten und die entsprechenden Bau- und Unterhaltungskosten zugeordnet. Für Pflasterrinnen wird $k_{st} = 50 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ und B:H = 8, für Rasenrinnen $k_{st} = 30 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ und B:H = 5 gewählt und Breiten von 0,2 m bis 2 m bereitgestellt und Gefälle ab 0,2 ‰ betrachtet. Je nachdem, welche Abflüsse dem entsprechenden Ableitungselement zugeleitet werden, muss die Dimensionierungsvorschrift für Schmutz- bzw. Regen- und Mischwasserkanäle eingehalten werden. Für Druck- und Vakuumleitungen wurde vereinfacht nur ein mittlerer Durchmesser angenommen, da hier die Kosten für verschiedene Leitungsgrößen nur geringfügig variieren.

Bei geschlossenen Kanalsystemen werden der Abfluss und die Fracht zu 100 % an das nachfolgende Element weitergegeben. Bei einer Ableitung in Rinnen wird angenommen, dass im Jahresmittel 5 % des Abflusses verdunsten. Bei Rasenrinnen beträgt dieser Anteil 10 %, 25 % würden versickern.

⁴⁴ Diese Spannen sind für die im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Anwendungsfälle ausreichend.

Ausgehend von den erforderlichen Modelleigenschaften, Optimierungsmethoden, Kenngrößen und Bilanzierungsvorschriften wird im folgenden Kapitel die Entwicklung des mathematischen Optimierungsmodells zur Strategieentwicklung der Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung vorgestellt.

3.3 Mathematisches Optimierungsmodell

3.3.1 Modellstruktur

Eine Hauptaufgabe ist es, eine Modellstruktur zu entwickeln, die die Abbildung der vielschichtigen Zusammenhänge ermöglicht. Zur Abbildung der komplexen Modellstruktur wird sich der graphentheoretischen Darstellung eines Knoten-Kanten-Netzwerkes als gerichteter Graph $\mathcal{D} = [\mathcal{V}, \mathcal{A}]$ mit i Knoten und j Kanten bedient (zur Definition der Parameter s. Anhang A 4.1). Knoten $i \in \mathcal{V}$ und Kanten $j \in \mathcal{A}$ müssen jeweils für das Flussnetzwerk und das Aktivitätsnetzwerk (als Vorgangspfeilnetzwerk) gleichzeitig gelten.

Das abgebildete Netzwerk kann dann zeitabhängig – mit dem Bau von Umgestaltungsmaßnahmen – um Knoten und Kanten erweitert werden.

3.3.1.1 Knoten i

Knoten müssen unterschieden werden in solche, die zum Startzeitpunkt vorhanden sind, und solche, die zeitpunktbezogen bei Erweiterung des Netzwerkes benötigt werden. Für das Projektplanungsproblem kennzeichnen die Aktivitätsknoten das Ereignis, dass die Maßnahme umgesetzt wurde. Für jede in Tabelle 3-5 bis 3-8 dargestellte Maßnahme wird je definiertem Teilgebiet ein Knoten im Aktivitätsnetzwerk bereitgestellt.

Im Netzwerkflussproblem sind Informationen über die Größe des Vorrats und Bedarfs der betrachteten Flüsse X_{ji}^K (s. Kap. 3.3.2.1) auf den Knoten abgelegt. Alle Teilflächen (Tabelle 3-5) und Abwasserteilströme (Tabelle 3-1) pro Teilgebiet wurden als Bedarfsknoten, in denen „Zuflüsse“ entstehen, abgebildet. In den Knoten für Flächen sind die Informationen Flächengröße b_i^A (ha) oder Regenabflussfracht als spez. Schmutzstoffpotential (kg/ha) multipliziert mit der Fläche b_i^{FR} gespeichert. Außerdem ist ein bemessungsrelevanter Maximal-Abfluss b_i^R (l/s) angegeben. In den Schmutzwasserknoten werden die Trockenwetterabflussanteile für das Teilgebiet b_i^T (l/s) mit der jeweiligen Verschmutzung b_i^{FT} (kg/a) als Produkt aus einwohnerspezifischen Frachten und Einwohnern im Teilgebiet abgelegt. Die teilgebietsspezifische Betrachtung sieht hier je einen Knoten für die verschiedenen Teilflächen und Abwasserteilströme je Teilgebiet vor. Die resultierenden „Zuflüsse“ b_i^K sind in Tabelle 3-9 und Tabelle 3-10 (Seite 125f) mit aufgeführt.

Die bestehenden und zukünftigen Abwassernetze können detaillierter berücksichtigt werden und besitzen mehrere Schächte und Übergabepunkte je Teilgebiet. Die Schächte bzw. auch die Bauwerke sind als Durchflusssknoten mit

$$b_i^K = 0 \quad (3.13)$$

zu verstehen. Ein Verteilerknoten je Ableitungssystemart (*MWK, RWK, SWK, OA1/2, DS, VS*) lässt die flächen- bzw. einwohnergewichtete Verteilung der Gesamtzufüsse auf die einzelnen Schächte des Ableitungssystems zu.

Ebenfalls als Durchflusssknoten im Flussproblem werden die möglichen Maßnahmen zur ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung abgebildet.

Die Netzwerkstruktur macht den fiktiven Startknoten Superquelle *SQ* und den Endknoten Supersenke *SuS* erforderlich. Aus *SQ* werden die unterschiedlichen Abwasserteilströme bzw. Flächen- und Regenabflussanteile auf die einzelnen Knoten in den Teilgebieten „verteilt“.

$$b_{SQ}^K = \sum_{i=1}^n b_i^K \quad K \in \mathcal{F} \quad (3.14)$$

Dem Bedarfsknoten *SuS* zur Bündelung der gesamten Flüsse am Ende des Netzwerkes, ist als Bedarf

$$b_{SuS}^K = -\sum_{i=1}^n b_i^K \quad K \in \mathcal{F} \quad (3.15)$$

zugeordnet.

Als weitere Knoten wurden sog. „Bilanzierungsknoten“ eingeführt, in denen bspw. verdunstete oder versickerte Anteile des Regenwassers oder Anteile, die als Betriebswasser genutzt werden, je Teilgebiet oder für das Gesamtgebiet bilanziert werden (vgl. Abbildung 3-9) können. Insgesamt sind folgende Bilanzierungsknoten erforderlich.

- Zum Bilanzierungsknoten *Verdunstung* gelangen die Anteile des Niederschlags, die im Jahresmittel verdunsten. Vereinfacht (fiktiv) werden hier vereinfacht auch Frachtanteile eingeleitet, die durch Regenwasserbehandlungsmaßnahmen zurückgehalten werden.
- Dem Bilanzierungsknoten *Versickerung* werden alle Anteile des Niederschlags und entsprechende Frachten zugeführt, die im Jahresmittel versickern.
- Im Knoten *Regenwassernutzung* werden die Anteile des Regenwassers bilanziert, die einer direkten Nutzung zugehen. Bei den Abflussgrößen der Trockenwetteranteile, die durch Regenwasser ersetzt wurden, ergibt sich keine Änderung.

- Zum Bilanzierungsknoten *direkte Trinkwassereinsparung* können nur Abflussanteile des Schmutzwasserabflusses geleitet werden, die durch wassersparende Techniken eingespart werden.
- Im Knoten *Nutzung von recyceltem Grauwasser* werden ähnlich dem Knoten Regenwassernutzung die Anteile bilanziert, die durch Grauwasser-Recycling erneut genutzt werden.
- Frachten, die durch Behandlungsmaßnahmen der Neuartigen Sanitärsysteme entsprechend der Reinigungsleistung zurückgehalten werden, werden zum Knoten *Aufbereitung* geleitet.
- In den Knoten *Nährstoff- und Energieverwertung* („Düngerproduktion“) gelangen Abflussanteile und Frachten der Schwarzwasserteilströme, die entweder durch Komposttoiletten oder Biogasanlagen behandelt werden.
- Grauwasser, das nach einer Behandlung versickert wird (*Versickerte Grauwasseranteile*), wird separat bilanziert und nicht über den Bilanzierungsknoten *Versickerung* für die Regenwasseranteile geleitet.
- In den Knoten *Kleinkläranlage* werden sowohl die Abflusskomponenten als auch deren Schmutzfrachten geleitet, die an die Maßnahme Kleinkläranlage angeschlossen werden.
- In den Knoten *Überstau* werden die Anteile des Bemessungsregenabflusses geleitet, die die Kapazität der vorhandenen Freispiegelkanäle überschreiten. Je überlasteter Haltung des abgebildeten Kanalnetzes gibt es eine Kante vom Startschacht zu *Überstau*. Auf dieser Kante werden fiktive „Überstau-Kosten“ bilanziert.
- In *Gewässerknoten* werden die Abfluss- und Schmutzfrachtanteile bilanziert, die in die oberirdischen Gewässer gelangen.

Von allen Bilanzierungsknoten führt eine Kante zur Supersenke *SuS*.

Je nach Anzahl der verschiedenen Teilflächen, Teilströme, möglichen Maßnahmen und Ableitungselemente ergeben sich so bis zu ca. 100 erforderliche Knoten in einem Teilgebiet. Tabelle A - 2 im Anhang A 3.1 zeigt für ein beispielhaftes Teilgebiet aus Kap. 4.2.2 die verschiedenen Knotenarten mit den jeweiligen Informationen, die hinterlegt sind.

3.3.1.2 Kanten *j*

Die Kanten geben die möglichen Verbindungen zwischen den Knoten an. Sie können unbewertet sein, mit Kapazitäten versehen oder mit Kosten bewertet werden. Auch hier wird eine Unterscheidung in Kanten, die zum Startzeitpunkt vorhanden sind und Kanten, die zeitpunktbezogen aktiviert werden, vorgenommen.

Die Kanten für das Projektplanungsproblem stellen somit die Vorgänge, also den Bau einer Maßnahme dar, die mit Kosten (bk_{jp}, uk_{jp}), Bau (d_{jp})- und Nutzungsdauern (nd_{jp}, nds_{jp}) und erforderlichen Ressourcen (r_{jpi}) bewertet sind. Die Bau- und Unterhaltungskosten werden in fixe Anteile (z.B. Baustelleneinrichtung) und variable Anteile (z.B. einwohnerspezifische Kosten) eingeteilt. Genauso kann die Baudauer einen fixen und variablen Anteil haben (vgl. z.B. Tabelle 3-8).

Für die Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung (RWM), Neuartigen Sanitärsysteme (SWM) und den Bau von Ableitungselementen (ABL) stehen jeweils verschiedene Modi M_j zur Verfügung. Das heißt mehrere mögliche Kanten von einem Knoten i zum Knoten $i+1$ werden zu einer Kante mit unterschiedlichen Ausprägungen zusammengefasst (Dimensionierungskanten). Diese beschreiben die verschiedenen erforderlichen Größen bzw. Durchmesser der Elemente, die, je nachdem welche Anzahl von verschiedenen Teilflächen bzw. Teilströmen angeschlossen werden sollen, verschiedene Kosten und Baudauern verursachen.

Für das Funktionsnetzwerk gibt es unbewertete Kanten, die mögliche Verbindungen zwischen verschiedenen Elementen darstellen (z.B. Kante von Dachfläche zu einem Schacht der Regenwasserkanalisation) (Zuleitungskanten). Innerhalb der Modellierung kann aus Komplexitätsgründen ausgehend von einem Knoten nur eine Kante ausgeführt werden. Dies würde beispielsweise bedeuten, dass, nachdem die Kante von der Dachfläche zu einer Regenwasserversickerungsanlage gewählt wurde, (auch zu einem späteren Zeitpunkt) nicht mehr die Kante zur Regenwassernutzung gewählt werden kann. Zur Dimensionierung von Ableitungselementen sind Kapazitäten für einen Bemessungsregen (dim_{jp}^{RT}) und zur Dimensionierung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen mögliche angeschlossene Flächen (dim_{jp}^A) angegeben. Auf allen Kanten sind untere ($l_{jp}^K \geq 0$) und obere ($u_{jp}^K > 0$) Kapazitätsschranken und Flussaufteilungswerte für die betrachteten Flüsse angegeben (λ_j^K). Für die berücksichtigten Schmutzfrachten sind diese Aufteilungsfaktoren von einem Knoten ausgehend evtl. abweichend zu wählen, da verschiedene Maßnahmen die Verschmutzung der abfließenden Anteile ändern.

Alle Ableitungselemente werden ebenfalls als Kanten abgebildet. Sie verbinden in realer fließtechnischer Verknüpfung die Knoten (Schächte, Übergabepunkte) der abgebildeten Entwässerungsinfrastruktur. Hierdurch wird auch die fließrichtungsabhängige Verknüpfung der einzelnen Teilgebiete gewährleistet. Die Detailinformationen wie Länge und Gefälle werden an dieser Stelle nicht benötigt. Sie sind schon in die Aufstellung von Baukosten, Unterhaltungskosten oder Vollfüllungswerten der jeweiligen Kanäle oder Rinnen eingegangen.

Die Nutzungsdauern von Zuleitungskanten sind unbeschränkt. Die der Ableitungselemente entsprechen der Restnutzungsdauer, sofern diese schon vorhanden sind (nd_{IST}) bzw. der Nutzungsdauer nach Neubau (nd_{jp}) oder Sanierung (nds_{jp}). Kanten zu „Maßnahmenknoten“ haben wie die Kanten, die den Bau der Maßnahme darstellen, spezifische Nutzungsdauern (nd_{jp}).

Abbildung 3-11 verdeutlicht die Vielzahl von Kanten, die ausgehend von einem Knoten, hier dargestellt am Beispiel der Teilfläche „Flachdach“ und den zugehörigen möglichen Maßnahmen in einem Teilgebiet bereitgestellt werden müssen. Für ein Teilgebiet beläuft sich die Anzahl der Kanten in Abhängigkeit der Anzahl der Teilflächen, Ableitungselemente und durchführbaren Maßnahmen auf 100 bis 300. In Anhang A 3.1 sind in Tabelle A - 3 bis A - 5 die möglichen Kanten in einem Teilgebiet als verkürzte Adjazenzmatrix dargestellt.

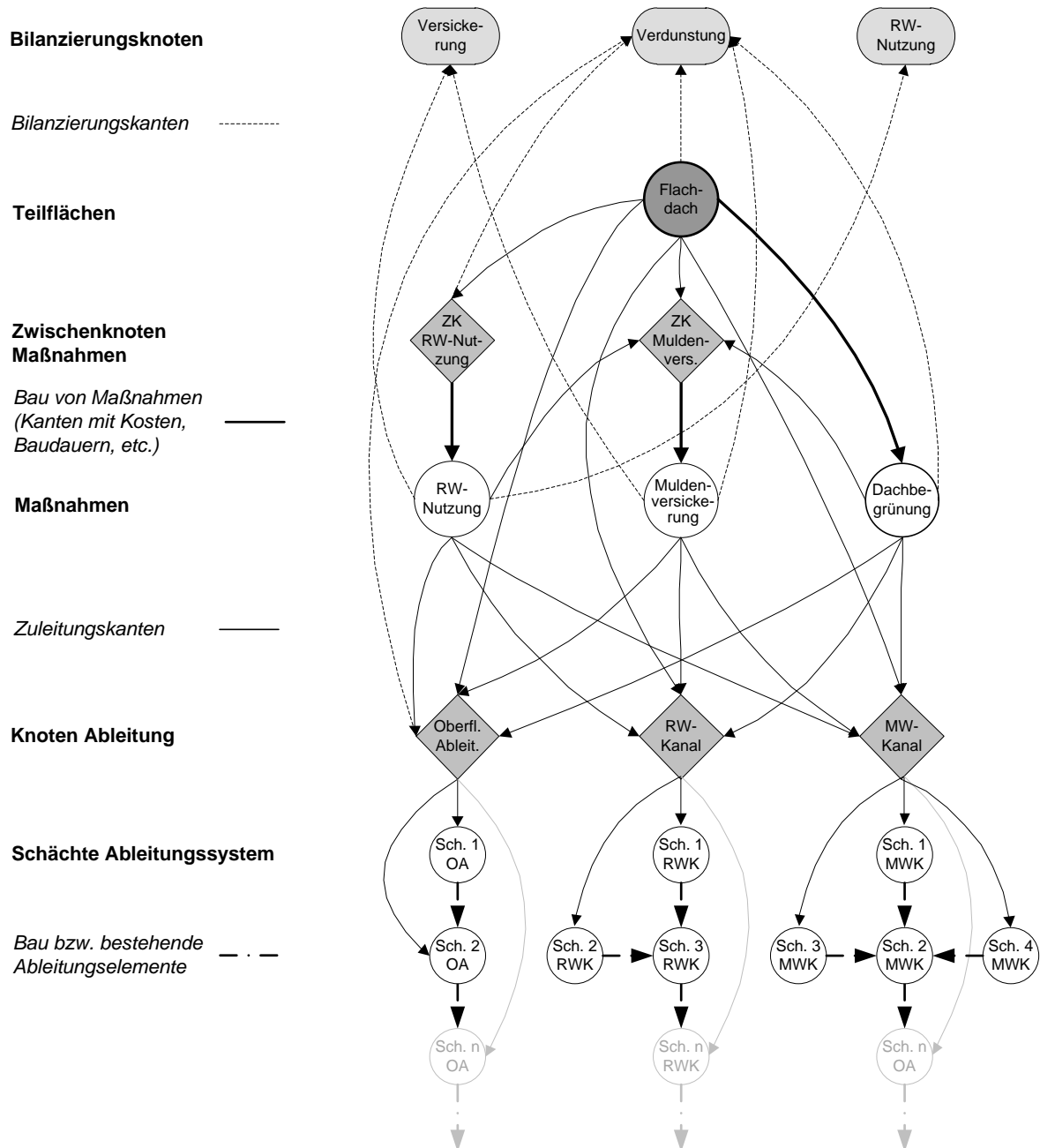


Abbildung 3-11: Mögliche Kanten ausgehend von einer Teilfläche am Beispiel eines Flachdaches (aus Übersichtsgründen wurde nur eine Auswahl möglicher Maßnahmen dargestellt)

Zusammenfassend erhält man ein Netzwerk mit unbewerteten Zuleitungskanten, Kanten mit Kapazitäten, die sowohl zur „Aufteilung“ von Abflüssen und Schmutzfrachten durch Maßnahmen als auch zur Sicherstellung von Dimensionierungen dienen und mit Kosten bewertete Kanten, die den Bau und die Sanierung von Maßnahmen darstellen.

3.3.2 Modellformulierung

Basierend auf der eingeführten Modellstruktur werden das Projektplanungsproblem und das Netzwerkflussproblem in einem linearen gemischt-ganzzahligen Modell miteinander verknüpft. Das resultierende Optimierungsmodell wird im Folgenden als *ProNet* bezeichnet. Die Besonderheit von *ProNet* ist, dass die Auswahl der Maßnahmen sowie das Testen der Funktionalität simultan in einem einzigen Netzwerk erfolgen. Des Weiteren werden die Reihenfolgebedingungen der Maßnahmen sowohl durch die Anordnung der Kanten im Netzwerk als auch implizit durch die Zulässigkeit des Netzwerkflussproblems berücksichtigt. Zudem können klassische Vorgängerbeziehungen ins Modell integriert werden.

Im Folgenden werden Nebenbedingungen (NB), Variablen (Var) sowie die Zielfunktionen (Ziel) spezifiziert. In Anhang A 4 werden sämtliche Parameter (A 4.1), Variablen (A 4.2), Nebenbedingungen (A 4.3) und Zielfunktionen (A 4.4) nach einzelnen Problemklassen und in rein mathematischer Form zu einem bikriteriellen linearen gemischt-ganzzahligen Modell zusammengefasst. Im Weiteren wird an entsprechender Stelle auf die jeweilige Komponente (NB, Var oder Ziel) des mathematischen Modells im Anhang verwiesen. Zur besseren Übersicht werden die Variablen und Nebenbedingungen in die einzelnen Klassen – Projektplanungsproblem, Zusammenführung Projektplanungs- und Netzwerkflussproblem sowie Netzwerkflussproblem – untergliedert.

3.3.2.1 Variablen und Nebenbedingungen

Projektplanungsproblem

Innerhalb der mathematischen Modellierung wird das beschriebene Knoten-Kanten-Netzwerk, ausgehend von den vorhandenen und möglichen Elementen, mit der Zeit erweitert. In diesem Netzwerk können nun bereitgestellte Kanten – die zu implementierenden Maßnahmen – zeitpunktbezogen „aktiviert“, also gebaut, werden. Die Besonderheit besteht allerdings darin, dass nicht alle vorgegebenen Maßnahmen ausgeführt werden müssen, sondern aus einer Auswahl von Maßnahmen gerade solche ausgewählt werden sollen, die eine Pareto-optimale Umsetzungsstrategie gewährleisten. (Kaufmann et al., 2006)

Der Bau jedes Elements wird durch eine **Bauvariable** B_{jpt} in der Modellierung beschrieben, d.h. die Bauvariable kennzeichnet, zu welchem Zeitpunkt mit dem Bau eines neuen Elementes begonnen wird (nur zu diesem Zeitpunkt wird der Wert

der Variable 1, ansonsten 0). Je nachdem, welche Kante i in welchem Modus p gewählt wird, entstehen die entsprechenden Investitions- und Unterhaltungskosten sowie Baudauern.

Zur Auswahl und dem Bau von Maßnahmen wurden folgende weitere **Nebenbedingungen** eingeführt:

- Für eine Teilfläche bzw. einen Abwasserteilstrom in einem Teilgebiet darf nur eine Maßnahme ausgeführt werden. Kanten, die von einem solchen Knoten zu Knoten für Maßnahmen führen schließen sich deshalb aus (NB (A.25)).
- Teilflächen und -ströme können nicht weiter unterteilt werden. Soll der Flächentyp Dachfläche an Versickerungsmaßnahmen angeschlossen werden, geschieht das mit allen Dachflächen im Teilgebiet. Diese Bedingung ist bereits durch die Struktur vorgegeben, indem alle Teilflächen bzw. Teilströme einer Art in einem Knoten je Teilgebiet zusammengefasst sind. Der Diskretisierung der Teilgebiete kommt deshalb eine hohe Bedeutung zu.
- In einem Teilgebiet darf eine Maßnahme nur einmal gebaut werden (NB (A.24) und (A.25)).
- Nach der Nutzungsdauer müssen gebaute Elemente saniert bzw. erneut gebaut werden. Sie können auch nach der Nutzungsdauer nicht durch andere Maßnahmen ersetzt werden, dies stellt eine Vereinfachung zur Reduzierung der Komplexität dar (im Istzustand vorhandene Entwässerungselemente können ersetzt oder stillgelegt werden).
- Die Sanierung wird durch die **Sanierungsvariable** S_{jpt} gekennzeichnet (NB (A.30) bis (A.32)). Während der Sanierungsdauer bleibt das Element „nutzbar“.
- Maßnahmen müssen innerhalb des vorgegebenen Umgestaltungszeitraums so gebaut werden, dass der Bau auch innerhalb der Zeitspanne abgeschlossen werden kann (NB (A.27)). Die Gesamtbetrachtungsdauer kann länger gewählt werden.
- Es können verschiedene Maßnahmen, die unbedingt durchgeführt werden sollen, vorgegeben werden. Für diese fixierten Kanten besteht die Bedingung, dass B_{jpt} im Betrachtungszeitraum 1 werden muss (NB (A.22)).
- Die vorhandenen Ressourcen - hier vereinfacht „Baufirmen“ - müssen berücksichtigt werden. Hierzu ist bei jeder Maßnahme je Teilgebiet abgespeichert, wie viele „Baufirmen“ benötigt werden, um die Maßnahme durchzuführen (bei großen Teilgebieten verringert sich so die erforderliche Baudauer). Weiterhin sind die vorhandenen Baufirmen je Maßnahme aufgeführt. Sind durch den Bau einer bestimmten Maßnahme (z.B. Dachbegrünungen) in verschiedenen Teilgebieten zu einem bestimmten Zeitpunkt dann alle Ressourcen für diese Maßnahme aufgebraucht, kann in keinem weiteren Teilgebiet mit dem Bau dieser Maßnahme begonnen werden (NB (A.23)).

- Ein eventuell vorgegebenes Budget für Zeitabschnitte ($\text{€}/\Delta T$) oder Zeitpunkte muss eingehalten werden (NB (A.25)).

Zusammenführung Projektplanungs- und Netzwerkflussproblem

Der Zusammenhang zwischen Projektplanungs- und Netzwerkflussproblem wird dadurch charakterisiert, dass durchgeführte Maßnahmen (= gebaute Kanten) nach Baubeginn erst nach der erforderlichen Baudauer genutzt werden können.

Erst wenn ein neues Element im Netzwerk „freigeschaltet“ ist, können über dieses die entsprechenden Flüsse geführt werden. Dies wird durch **Freischaltungsvariablen** Y_{jpt} gewährleistet, die im mathematischen Optimierungsprozess erst 1 werden können, wenn die Zeit gleich dem Zeitpunkt des Baubeginns zuzüglich der erforderlichen Baudauer ist (NB (A.28) und (A.35)). Für jeden Zeitschritt, in dem $Y_{jpt} = 1$ ist, kann die zugehörige Kante im ausgewählten Modus genutzt werden. In der Regel sollen einmal freigeschaltete Kanten auch bis zum Ende des Betrachtungszeitraums genutzt werden. Das heißt, wenn sich zu einem bestimmten Zeitpunkt für den Bau einer Maßnahme entschieden wurde, kann nicht nachträglich die Maßnahme wieder rückgebaut werden (Vereinfachung aus Komplexitätsgründen). Eine Ausnahme bilden Zuleitungen zu Ableitungselementen, die innerhalb des Betrachtungszeitraums auch geändert werden dürfen (NB (A.29)). Prinzipiell wäre diese Option für beliebige Kanten möglich.

Weitere **Nebenbedingungen**, die durch die Freischaltungsvariablen eingehalten werden müssen, sind:

- Bedingungen für sich ausschließende Maßnahmen (Kanten) müssen beachtet werden (NB (A.33)).
- Bedingungen für Kanten, die gleichzeitig freigeschaltet werden sollen, müssen beachtet werden (NB (A.34)).
- Eine Kante darf nur in einem zur Verfügung stehenden Modus freigeschaltet werden (NB (A.37) bis (A.39)).

Durch die letztgenannten Nebenbedingungen (A.37) bis (A.39) wird die Dimensionierung von Elementen vorgenommen. Wie in Kapitel 3.2.4 beschrieben stehen verschiedene „Größen“ der Maßnahmen zur Auswahl. Bei Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung sind also verschiedene angeschlossene abflusswirksame Flächen vorgegeben. Je nachdem welche Flächenkombination angeschlossen wird, muss ein Modus gewählt werden, bei dem der Parameter dim_{ip}^A größer oder gleich der anzuschließenden abflusswirksamen Fläche ist. Abbildung 3-12 zeigt die erforderlichen Modi am Beispiel einer Versickerungsmaßnahme in einem Teilgebiet. Da nicht nur Teilflächen, sondern auch abfließende Anteile von anderen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen an Versickerungsanlagen angeschlossen werden können, ergibt sich eine Vielzahl Kombinationsmöglichkeiten von Zuflüssen. Da diese Flächen ausschließlich für die Zuordnung der entsprechenden Kosten, Baudauern und Ressourcen herangezogen werden, wurde zur

Reduzierung der Anzahl der erforderlichen Modi vereinfacht die Summe der A_i , die an die Maßnahme angeschlossen werden darf, in zehn Abstufungen eingeteilt. Auch bei Retentionsmaßnahmen wurde diese vereinfachte Vorgabe der Modi gewählt. Da bei den übrigen Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung und bei Maßnahmen zu Neuartigen Sanitärsystemen die Kombinationsmöglichkeiten für angeschlossene Knoten geringer sind, wurden hier alle Möglichkeiten detailliert als Modi vorgegeben.

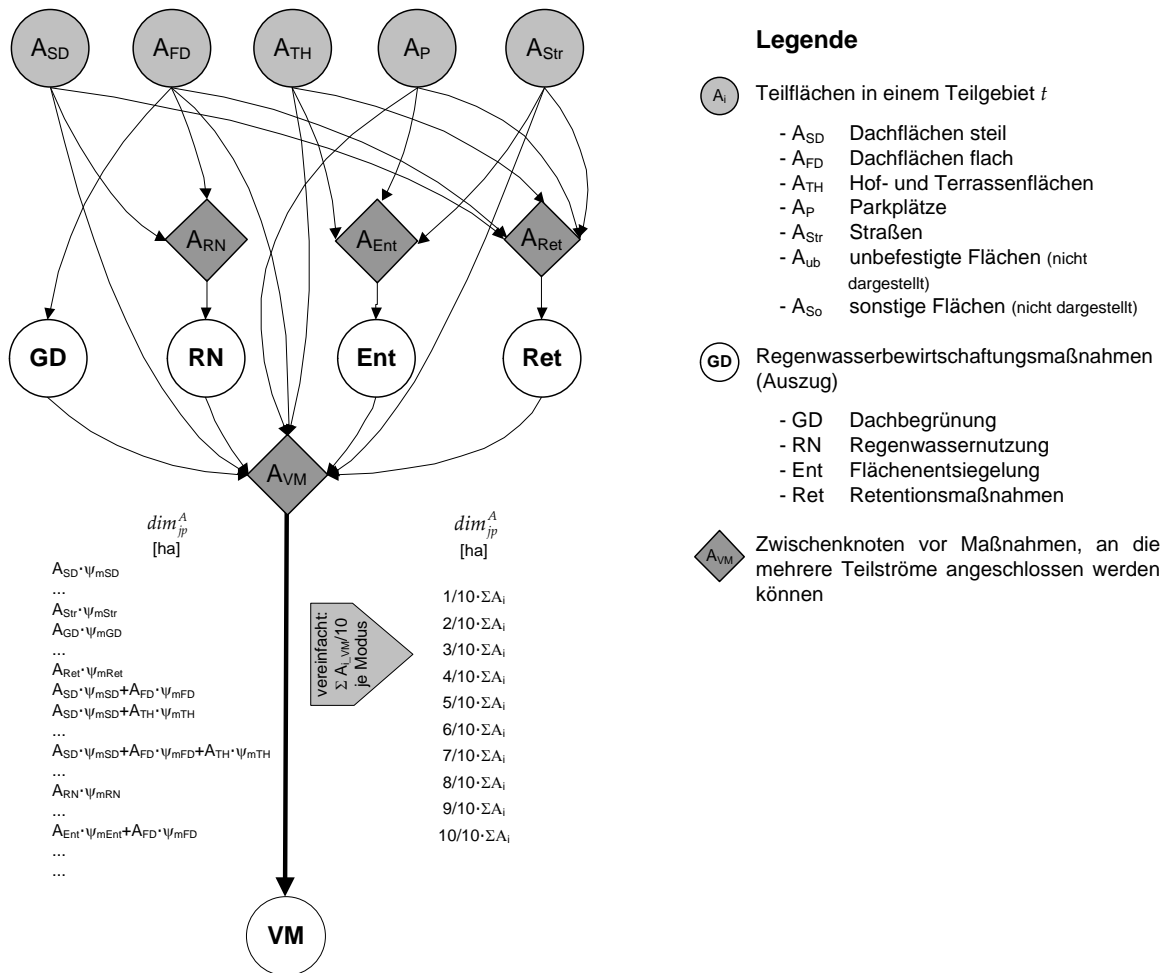


Abbildung 3-12: Verschiedene Modi am Beispiel einer Muldenversickerung VM in einem Teilgebiet

Für Maßnahmen der Neuartigen Sanitärsysteme wird dann die „Maßnahmengröße“ je nach angeschlossenen Teilströmen ausgewählt (dim_{jp}^T). Bei Ableitungselementen geben die Modi die verschiedenen möglichen Vollfüllungsleistungen für verschiedene Kanalquerschnitte bzw. Rinnenabmessungen an (dim_{jp}^{RT}). Es muss ein entsprechender Modus ausgewählt werden, der die Dimensionierungsvorschriften für die entsprechenden Ableitungselemente einhält (z.B. Teilfüllung von max. 90 % bei Regen- und Mischwasserkanälen) (NB (A.37)).

Zusammenfassend erhält man durch die Einführung von zeitabhängigen Freischaltungsveränderlichen zeitabhängige Netzwerke, in denen zu jedem Zeitpunkt die Zulässigkeit verschiedener Netzwerkflüsse garantiert werden muss.

Netzwerkflussproblem

Insgesamt werden in der mathematischen Modellierung fünf verschiedene Flüsse durch das zeitabhängige Netzwerk geleitet, die durch Flussvariablen X_{jt}^K beschrieben werden. Dies ist hier einerseits der Bemessungsregenabfluss X_{jt}^R (in l/s), der zu jedem Zeitschritt für jede Teilfläche bzw. Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme in Abhängigkeit von ihren „Eigenschaften“ neu berechnet wird. Andererseits wird die an verschiedene Maßnahmen und Ableitungselemente angeschlossene abflusswirksame Fläche X_{jt}^A (in ha) mit ihrer zugehörigen Schmutzfracht X_{jt}^{FR} (in kg/a) und der Trockenwetterabfluss X_{jt}^T (in l/s) mit der jeweiligen Verschmutzung X_{jt}^{FT} (in kg/a), der ebenfalls in jedem Zeitschritt durch Maßnahmen der Neuartigen Sanitärsysteme veränderbar ist, als variabler Fluss berücksichtigt. Tabelle 3-9 und Tabelle 3-10 geben einen Überblick über die vereinfachten Berechnungsmethoden und die Erforderlichkeit der fünf getesteten Flüsse im mathematischen Modell.

Für die genannten Flussvariablen wird zur Sicherstellung der Funktionsfähigkeit der Systeme eine Flusserhaltungsgleichung aufgestellt (NB (A.50)). Die Kapazitätsschranken der verschiedenen Kanten müssen eingehalten werden und innerhalb des Weges durch das Netzwerk müssen zu jedem Zeitschritt Abflüsse, Flächenanteile oder Schmutzfrachten vollständig erhalten bleiben. Die in Tabelle 3-2, 3-5 und 3-7 zusammengestellten „Aufteilungsfaktoren“ für die einzelnen Flüsse sind auf den entsprechenden Kanten vorgegeben.

Tabelle 3-9: Flüsse R , A und FR im mathematischen Modell

Fluss	Einheit	Berechnungsmethode	Erfordernis	Benötigte Parameter	Bezeichnung Parameter in ProNet
Niederschlagsabfluss	l/s	$Q_R = A_i \cdot r_{D,n} \cdot \psi_{S,j}$ Kanalmatzberechnung mit einfacher Listenrechnung	<ul style="list-style-type: none"> Dimensionierung von Ableitungselementen max. Abflüsse in Gewässer 	Teilflächen A_i - Dachflächen steil A_{SDi} - Dachflächen flach A_{FDi} - Hof- und Terrassenflächen A_{THi} - Parkplätze A_{Pi} - Straßen A_{Sri} - unbefestigte Flächen A_{ubi} - sonstige Flächen A_{Sot}	R b_j^A
Fläche	ha			Bemessungsregen- spende $r_{D,n}$ Wert $A_i \cdot r_{D,n}$ Spitzenabflussbeiwert $\psi_{S,j}$	b_j^R λ_j^R
Aufteilung Niederschlag im Jahresmittel (über Flächenanteile ermittelt)	ha				A
Anteil Fläche, der zum Abfluss kommt	ha	$A_{abf,i} = A_i \cdot \psi_{m,j}$	<ul style="list-style-type: none"> Dimensionierung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen 	Mittlerer Abflussbeiwert auf Jahresbasis $\psi_{m,j}$	λ_j^A
Anteil Fläche, der verdunstet	ha	$A_{verd,i} = A_i \cdot a_{verd,j}$	<ul style="list-style-type: none"> Bilanzierung von abflusswirksamer Fläche (Jahresmittel), Verdunstungs-, Versickerungs- und Nutzungsrate 	Mittlere Verdunstungsrate $a_{verd,j}$	λ_j^A
Anteil Fläche, der versickert	ha	$A_{vers,i} = A_i \cdot a_{vers,j}$		Mittlere Versickerungsrate $a_{vers,j}$	λ_j^A
Anteil Fläche, der einer RW-Nutzung zugeführt wird	ha	$A_{nutz,i} = A_i \cdot a_{nutz,j}$	<ul style="list-style-type: none"> Bilanzierung von Entlastungsrate, Mischverhältnis an Entlastungsbauwerken 	Mittlere Verdunstungsrate $a_{nutz,j}$	λ_j^A
Schmutzfracht in den Niederschlagsanteilen	kg/a		<ul style="list-style-type: none"> Frachteinträge in Gewässer und Boden Bilanzierung Entlastungsfracht an Entlastungsbauwerken Kläranlagenablauffracht 	Schmutzpotenzial auf der Oberfläche $SF_{pot, Ai}$ Wert $SF_{pot, Ai} \cdot A_i$ Frachtaufteilung b_{FR} (z.B. bei Bodenpassage, Behandlung)	FR - b_j^{FR} λ_j^{FR}

Tabelle 3-10: Flüsse T , FT im mathematischen Modell

Fluss	Einheit	Berechnungsmethode	Erfordernis	Benötigte Parameter	Bezeichnung Parameter in ProNet
Trockenwetterabfluss	l/s	$Q_{T,aM,j} = Q_{S,aM,j} + Q_{F,aM,j} + Q_{B,j}$ mit $Q_{S,aM,j} = \sum EZ_i \cdot w_{S,d,TS,i} \cdot \delta_{TW}$ TS = Teilstrom	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Dimensionierung von Ableitungselementen ▪ Dimensionierung von Maßnahmen zur Neuartigen Sanitärtechnik ▪ Bilanzierung von Anteilen, die eingespart oder recycelt werden ▪ Abflüsse in Gewässer ▪ Bilanzierung von Entlastungsrate, Mischverhältnis an Entlastungsbauwerken 	Einwohnerzahl EZ_i	T
				spez. Grauwasseranfall $w_{S,d,Gr,i}$	b_j^T
				spez. Spülwasseranfall $w_{S,d,WC,i}$	b_j^T
				spez. Urinanfall $w_{S,d,U,i}$	b_j^T
				spez. Fäzesanfall $w_{S,d,Fea,i}$	b_j^T
				Aufteilung a_{TW} (z.B. bei direkter Trinkwassereinsparung)	λ_j^T
					[E]
	[l/(E·d)]				
	[l/(E·d)]				
	[l/(E·d)]				
	[l/(E·d)]				
	[%]				
Schmutzfracht im Trockenwetterabfluss	kg/a	$B_{T,j} = B_{QH,j} + Q_{B,j} \cdot C_{Bi}$ mit $B_{QH,j} = \sum EZ_i \cdot w_{B,d,TS,i} \cdot b_{FTj}$ $B_{QF,j} = 0$	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Frachteinträge in Gewässer und Boden ▪ Bilanzierung Entlastungsfracht an Entlastungsbauwerken ▪ Kläranlagenablauffracht 	einwohnerspez. Schmutzfracht im Grauwasser $w_{B,d,Gr,i}$	FT
				einwohnerspez. Schmutzfracht im Spülwasser $w_{B,d,WC,i}$	-
				einwohnerspez. Schmutzfracht im Urin $w_{B,d,U,i}$	-
				einwohnerspez. Schmutzfracht in Fäzes $w_{B,d,Fea,i}$	-
				Wert $EZ_i \cdot w_{B,d,TS,i} \cdot$ Umrechnung	b_j^{FT}
				Frachtaufteilung b_{FTj} (z.B. bei Behandlung)	λ_j^{FT}
					[g/(E·d)]
	[g/(E·d)]				
	[g/(E·d)]				
	[g/(E·d)]				
	[kg/a]				
	[%]				

Erweiterungen des Netzwerkflussproblems

▪ Aufteilungen von Flüssen an Sonderbauwerken

An *Drossleinrichtungen* von Sonderbauwerken soll im Modell für die Betrachtung des Flusses Bemessungsabfluss $X_{jt}^R + X_{jt}^T$ ein konstanter Abfluss in den weiterführenden Kanal und der Rest in den Entlastungskanal geleitet werden. Hierfür wurde an Knoten, die Sonderbauwerke mit festen maximal weiterzuleitenden Abflüssen darstellen, zur Diskretisierung der Flüsse *Approximationen für Drosselabflüsse* eingeführt (NB (A.49) - (A.54)). Hierbei wird als Eingangswert in einer Liste mit diskreten Werten der Zufluss bei Regen approximiert ($p_u^{dr}(RT) \geq 0$) und ein entsprechender Drosselabfluss ausgegeben ($w_u^{dr}(DR) \geq 0$) (vgl. Tabelle A - 6). Bei Zuflüssen kleiner dem Drosselabfluss des Bauwerks wird der Zuflusswert ausgegeben, bei Werten größer dem Drosselabfluss der maximal mögliche Drosselabfluss. Der nachgeschlagene Wert für den weiterführenden Abfluss wird dann vereinfacht auf die Komponenten Trockenwetterabfluss und Niederschlagsanteil so aufgeteilt, dass der komplette ankommende Trockenwetterabfluss durch die Drossel weitergeleitet und der Rest durch Regenwasserabfluss aufgefüllt wird. Diese Vereinfachung ist auch vor allem für die Bemessung nachfolgender Bauwerke und Elemente notwendig, da hierfür der Fluss Trockenwetterabfluss vollständig „ankommen“ muss. Innerhalb der mathematischen Modellierung wurde aus Komplexitätsgründen der Drosselabfluss, wie in Kapitel 3.2.1 beschrieben, als unveränderlich über den gesamten Betrachtungszeitraum angesehen. Die Abflüsse an Bauwerken können also nicht in Abhängigkeit von geänderten, angeschlossenen abflusswirksamen Flächen oder geänderten Trockenwetterabflüssen angepasst werden.

Auch zur vereinfachten Ermittlung von *Entlastungskennwerten* wurden Nachschlagetabellen mit diskreten Werten eingeführt (s. Tabelle A - 7 bis Tabelle A - 10). Durch das Abfragen von Entlastungsrate, Mischverhältnis, Entlastungsfrachtrate und Anteile des Trockenwetterabflusses an den Entlastungsgrößen werden die an Sonderbauwerken ankommenden Flüsse X_{jt}^R , X_{jt}^{FR} und X_{jt}^{FT} aufgeteilt. Die Beurteilungskriterien zur Mischwasserbehandlung können hierbei nur vereinfacht bilanziert werden. Hierzu wird z.B. die zum jeweiligen Zeitschritt zulässige Entlastungsrate mit dem Formblatt aus ATV-A 128 (ATV (1992)) in Abhängigkeit der veränderten Randbedingungen ermittelt, während die jeweils vorhandene Entlastungsrate nach Meißner (1991) abgeschätzt wird. Zur Ermittlung des momentan vorhandenen Mischverhältnisses im Entlastungsabfluss werden ebenfalls vereinfachte Berechnungen angestellt. Diese Werte werden vorab für eine Vielzahl von möglichen Kombinationen an angeschlossener Fläche, Trockenwetterabfluss und Verschmutzungen in Trocken- und Regenwasserabfluss berechnet und in Nachschlagetabellen bereitgestellt. Bei Regenüberlaufbecken wurde hierbei nur ein Frachtrückhalt über die Speicherung, also über die Entlastungsrate, berücksichtigt. Im Einzelnen werden die verschiedenen Tabellen nach dem Schema in Abbildung 3-13 durchlaufen, um diskrete Werte für die Kanten vom Bauwerk

zum weiterführenden Kanal bzw. zum Entlastungskanal ins Gewässer auszugeben (NB (A.42) bis (A.54)).

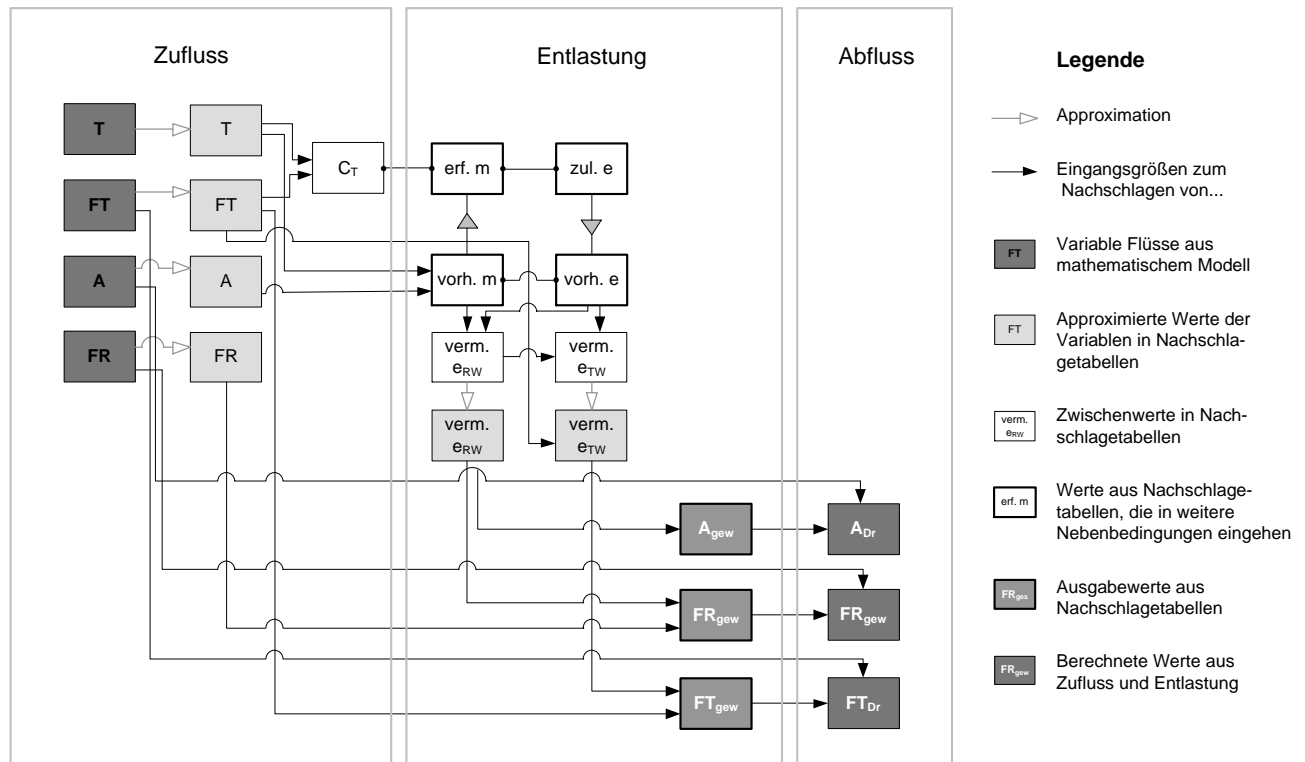


Abbildung 3-13: Schema der Nachschlagetabellen für Flussaufteilungen an Sonderbauwerken

▪ Aufteilungen von Flüssen bei Schachtüberstauungen

Eine weitere Besonderheit ist die Flussaufteilung des X_{ji}^R -Flusses bei *Schachtüberstauungen*. Gewählt wurde eine Formulierung der Restriktionen analog den Drossleinrichtungen an Sonderbauwerken (NB (A.55) - (A.60)), da auch bei Kanälen bei starkem Regen maximal der Vollfüllungsabfluss abgeführt werden kann und - vereinfacht betrachtet - Abflussanteile die diesen maximal möglichen Abfluss überschreiten, an Schächten austreten (Tabelle A - 11). Ausgetretene Abflussanteile werden auch bei Mischwasserkanälen nur für den Regenabfluss bestimmt. Zur Bewertung des „hydraulischen Sanierungsbedarfs“ werden die überstauten Anteile mit fiktiven, flussabhängigen Kosten belegt, die dann zu minimieren sind (s. Kapitel 3.3.2.2). Dies bewirkt, dass durch geeignete Maßnahmen (z.B. Flächenabkoppelung, Querschnittsvergrößerung) die Überstausituation beseitigt wird.

Weitere Nebenbedingungen beim Netzwerkflussproblem

Neben den Flusserhaltungs- und Flussaufteilungsbedingungen für jeden Flusstyp müssen noch weitere Nebenbedingungen erfüllt sein.

Zur Dimensionierung von Ableitungselementen muss auch berücksichtigt werden, dass bei Schmutz- und Mischwasserkanälen eine Mindestfließgeschwindigkeit

keit bei Trockenwetter von $v = 0,5 \text{ m/s}$ ($lb_{vT} \geq 0$) eingehalten ist. Diese darf in gewissen Schranken unterschritten werden ($rlb_{vT} \geq 0$), dann fallen allerdings erhöhte Unterhaltungskosten (zusätzliche Spülkosten $spk_j \geq 0$) an. Für die Bestimmung der momentanen Fließgeschwindigkeit bei Trockenwetter wurden Teilfüllungstabellen für die Beziehung Q_T/Q_V zu v_T/v_V hinterlegt (s. Tabelle A - 12). Die Einhaltung der Fließgeschwindigkeit wird über die Restriktionen (A.63) - (A.67) gewährleistet.

Für Sonderbauwerke in der Mischwasserkanalisation soll weiterhin die

- zulässige Entlastungsrate e und das
- Mindest-Mischverhältnis m

nach ATV-A 128 (ATV, 1992) eingehalten werden (NB (4.48)).

Zusätzlich können beliebige Frachten (z.B. in einer Gewässereinleitung) und Abflussgrößen begrenzt werden. Die Größen zur Berechnung der Wasserbilanz und der Trockenwetterabflussanteile, die z.B. einem Recycling zugeführt werden, werden hierbei im Modell direkt über den Fluss „mittlere abflusswirksame Fläche“ bzw. „Trockenwetterabfluss“ betrachtet.

3.3.2.2 Zielfunktionen

Im dargestellten Anwendungsfall werden zwei verschiedene Zielfunktionen - ökonomische und ökologische Kosten - minimiert.

Zielfunktion $K(1)$ – ökonomische Kosten

Die ökonomischen Kosten $K_i(1)$ ergeben sich zu jedem Zeitschritt aus der Summe der Investitionskosten (bk_{jp}) der Maßnahmen, deren Bau im betrachteten Zeitschritt begonnen wird ($K_1(1)$: Ziel (A.68)) und der Unterhaltungskosten (uk_{jp}) aller „freigeschalteter“ Maßnahmen bzw. vorhandenen Ableitungselemente ($K_2(1)$: Ziel (A.69)). Weiterhin fallen nach der Nutzungsdauer von Elementen Sanierungskosten (sk_{jp}) bzw. Reinvestitionskosten (bk_{jp}) an. Diese sind wie die Investitionskosten nur zum Zeitpunkt des Baubeginns „fällig“. Mit in die Summe der ökonomischen Kosten können Spülkosten bei Unterschreitung der Mindestfließgeschwindigkeit (spk_j) ($K_3(1)$: Ziel (A.70)) und eine vereinfacht bilanzierte Abwasserabgabe ($abwk$) (bei angenommener gleich bleibender Reinigungsleistung der Kläranlage unabhängig von der Abwasserzusammensetzung) aufgenommen werden ($K_4(1)$: Ziel (A.71)). Für Kanalhaltungen, bei denen im Istzustand die Kapazität zur Weiterleitung des Bemessungsabflusses nicht ausreicht, werden pauschale Kosten für die Instandsetzung von durch Überflutung auftretenden Schäden berechnet (mk_j) (Ziel (A.71)). (nach Kaufmann et al., 2006)

Die Unterhaltungskosten können als konstante jährliche Kosten über die Zeit angesetzt werden, oder es kann ein Faktor zur Erhöhung der Betriebskosten mit der Nutzungsdauer (zfi) maßnahmenspezifisch vorgegeben werden (Ziel (A.69)).

Alle ökonomischen Kosten können als Projektkostenbarwerte auf den Ausgangszeitpunkt bezogen und mit einem festsetzbaren Zinsfaktor (Z) abgezinst werden. Der Zinsfaktor ist variabel festlegbar bzw. kann ganz vernachlässigt werden. In den hier dargestellten Berechnungen wurde er mit 3 % festgesetzt. Die einzelnen Kostenarten können untereinander gewichtet werden ($\gamma(1)$). Hiermit ergibt sich für die ökonomischen Kosten die Summe

$$K(1) := \sum_{i=1}^4 \gamma_i(1) K_i(1). \quad (3.16)$$

Zielfunktion $K(2)$ – ökologische Kosten

Innerhalb der ökologischen Kosten $K_i(2)$ wird eine Vielzahl von verschiedenartigen Auswirkungen berücksichtigt (s. Tabelle 3-3). Bei den Feldern „Wasserhaushalt“ und „Ressourcenschonung“ sollen vorgegebene Zielwerte innerhalb der Optimierung bestmöglich erreicht werden. Bei den anderen Feldern sollen Emissionen und Immissionen, bzw. fiktive Kosten minimiert werden.

Die ökologischen Kosten sind nicht monetär bewertet, sondern werden durch eine abstrakte Zahl ausgedrückt. Hierbei wurde eine Art Kosten-Nutzen-Analyse gewählt, wobei nicht der Nutzen bewertet wurde, sondern vielmehr der Schaden (vgl. Peters, 2007), der als „ökologische Kosten“ bezeichnet wird. Hierbei wird der Nutzen nicht abgezinst bzw. der Schaden aufgezinnt, wie es normalerweise in einer Kosten-Nutzen-Analyse üblich ist (Maniak, 2001). Vielmehr wird angenommen, dass der Nutzen für die Umwelt der gleiche ist, egal zu welchem Zeitpunkt er eintritt, da keine monetäre Bewertung des Nutzens bzw. Schadens vorgenommen wird.

Die Bewertung, also die Kosten für jedes Kriterium, wurden in den Modellversionen *ProNet a* (ohne Dekompositionsmethoden) und *ProNet b* (mit Dekompositionsmethoden, s. Kap. 3.3.3.2) entweder als Kosten (also negative Auswirkungen bzw. Abstand von einem gewünschten Zielzustand) oder „negative Kosten“, also einer positiven Auswirkung, z.B. einer Emissionsreduzierung bilanziert. Die nach Tabelle 3-3 pro Zeitschritt berechneten Werte gehen hierbei als solche direkt als Kosten ein. Eine einheitliche „Maßzahl“ wird durch die Multiplikation mit gewissen Faktoren (z.B. Frachten in Gewässer mit dem Faktor 0,01) erreicht (s. Anhang A 3.3).

In der Nachfolge-Modellversion *ProNet c* wurden die Einzelkosten in einem Intervall $[0,1]$ skaliert. Hierzu wurden für alle Kriterien lineare Transformationsfunktionen gewählt, die aufgrund der verschiedenen Ausgangswerte bzw. Zielgrößen für jeden Anwendungsfall angepasst werden müssen. Die Skalierungen sind nach verschiedenen Kriterien denkbar. Für die Modellimplementierung wurde für die Kriterien aus den Feldern „Wasserhaushalt“ $K_1(2)$ und „Ressourcenschonung“ $K_2(2)$ festgelegt, dass die ökologischen Kosten eines Teilkriteriums im Istzustand 1 sind und idealerweise im Zielzustand 0 wären. Dies setzt voraus, dass im Istzustand weder der Zielwert erreicht ist, noch dass er sich im Hinblick

auf die Zielerreichung zwischenzeitlich verschlechtern soll. Durch die Bewertung der Kriterien als Abstand des momentanen Wertes vom Zielwert, sind diese Bedingungen eingehalten. Der Wert des Istzustandes kann auch abweichend von 1 eingeordnet werden. In Anhang A 3.3 sind die Transformationsfunktionen dargestellt.

Einige Kriterien bzw. Ziele stehen hierbei im Konflikt zueinander, z.B. die Minimierung von Emissionen (hier Schmutzfracht) in Gewässer und ein Zielwert für eine naturnahe Versickerungsrate von Regenwasser. Würde Regenwasser über die Zielrate hinaus versickert, könnte die Gewässerbelastung weiter reduziert werden. Es zeigt sich, dass je größer die Anzahl der Kriterien, die zur Zielfunktion $K(2)$ beitragen, die Lösung des mathematischen Problems umso komplexer wird.

Im mathematischen Modell sind die ökologischen Kosten durch folgende Zielfunktionen spezifiziert.

- $K_1(2)$: Annäherung X_{wt}^A an vorgegebene Zielwerte Z_w des naturnahen Wasserhaushalts (Ziel (A.72)).
- $K_2(2)$: Annäherung X_{wt}^T an vorgegebene Zielwerte Z_h zur Ressourcenschonung (Ziel (A.73)).
- $K_3(2)$: Verringerung der in Gewässer eingetragenen Schmutzfrachten $X_{gew}^{FR} + X_{gew}^{FT}$ (Ziel (A.74)).
- $K_4(2)$: Abweichung Mischverhältnis und Entlastungsrate (Ziel (A.75)).
- $K_5(2)$: Verringerung der maximalen Abflüsse in Gewässer $X_{gew}^R + X_{gew}^T$ (Ziel (A.76)).
- $K_6(2)$: Verringerung von flussabhängigen fiktiven Kosten $fk_j^K \cdot X_{jt}^K$ (Ziel (A.77)). Je nach Art der mit fiktiven Kosten bewerteten Defizite können diese auch den ökonomischen Kosten $K(1)$ zugeschlagen werden oder (zusätzlich) unter eine Schranke gesetzt werden.

Die Einzelkosten werden dann über eine (gewichtete) Summe in die gesamten ökologischen Kosten $K(2)$ überführt. Die Gewichtung kann je nach Anwendungsfall frei gewählt werden. Aus Vergleichbarkeitsgründen sollte die Summe der Gewichte 1 ergeben.

$$K(2) := \sum_{i=1}^6 \gamma_i(2) K_i(2) \quad (3.17)$$

3.3.3 Lösungsfindung, Lösungsverfahren

3.3.3.1 Standardmethoden

Für gemischt-ganzzahlige Probleme (englisch mixed-integer program, MIP) sind zwei Lösungsverfahren sehr verbreitet, das Schnittebenen-Verfahren (*Cut*) von Gomory und das Branch-and-Bound-Verfahren (*B&B*) von Land and Doig (siehe

u.a. Nemhauser and Wolsey, 1999). Auch die Kombination von beiden ist möglich, was als Branch-and-Cut-Verfahren (*B&Cut*) bekannt ist. Oft können diese Verfahren aber nur Probleme von moderater Größe effizient lösen. Erschwerend kommt in diesem Anwendungsfall hinzu, dass zwei in Konflikt stehende Zielfunktionen zu berücksichtigen sind.

Zum Lösen des bikriteriellen Problems *ProNet* werden zwei Möglichkeiten vorgesehen. Im ersten Fall wird die gewichtete Summe (*ProNet(w)*) aus beiden Kostenarten – ökonomischen und ökologischen Kosten – minimiert. Hierbei kann durch die Gewichtung vorgegeben werden, welche Kostenart mehr Einfluss auf die Lösungsfindung, also die Umsetzungsstrategie, haben soll. Der zweite Lösungsansatz ist die Methode der Beschränkung. Hier wird nur eine Zielfunktion minimiert und die andere als Restriktionsfunktion aufgestellt (*ProNet(e)*), d.h. eine Kostenart wird unter eine Schranke gesetzt, während die anderen Kosten minimiert werden (vgl. Kap. 3.1.2.2). Das bedeutet, dass mit einem bestimmten finanziellen Gesamtbudget der bestmögliche ökologische Zustand erreicht, bzw. für eine bestimmte „Umweltbelastung“ im Zielzustand der minimale finanzielle Aufwand für die Umbauschritte ermittelt wird.

Aufgrund der hohen Anzahl an Variablen und Nebenbedingungen in *ProNet* sind Dekompositionsverfahren erforderlich, die den Rechenaufwand reduzieren aber dennoch eine gute Umsetzungsstrategie liefern. Die folgenden Dekompositionsmethoden gelten sowohl für *ProNet(w)* als auch für *ProNet(e)*.

3.3.3.2 Dekompositionsmethoden

Zur Lösung der Optimierungsaufgabe wird bei komplexeren Problemen eine Dekomposition, also eine „Zerlegung“ des Problems in Teilprobleme erforderlich. Hier ist eine räumliche oder zeitliche Dekomposition denkbar. Auch die Kombination von beiden ist möglich. Im ersten Fall werden die Teilgebiete zu wenigen, größtenteils unabhängigen Einzugsgebieten zusammengefasst. Für diese kann dann im Optimierungsprozess stufenweise eine Umsetzungsstrategie gefunden werden, indem durchgeführte Maßnahmen für bereits betrachtete Einzugsgebiete fixiert werden. Für die weiteren Gebiete wird dann mit der vorher erzeugten Fixierung eine neue Umsetzungsstrategie ausgehend vom Startzeitpunkt gefunden (Erweiterung von *ProNet(s)* mit $s \in \{w,e\}$ zu *ProNet(s,RD)*).

Bei einer zeitlichen Dekomposition wird der Betrachtungszeitraum in mehrere Teilstücke eingeteilt. Ausgehend von einem ersten Teilzeitraum, für den eine Strategie gefunden worden ist, werden dann diese Ergebnisse wiederum als Eingabedaten für den nächsten Zeitraum vorgegeben (*ProNet(s,ZD)*). Eine dritte Möglichkeit wird durch die Kombination beider Methoden gegeben (*ProNet(s,RZD)*).

Im Anhang A 5 werden die Dekompositionsmethoden dargestellt und erläutert. Solche Dekompositionsmethoden garantieren im Allgemeinen nicht das Erkennen

bzw. das Auffinden einer Optimallösung, können aber als gute Näherungsverfahren, sogenannte Heuristiken, eingesetzt werden.

3.3.4 Programmier- und Software-technische Implementierung

Für die Implementierung des Optimierungstools wurde die Programmiersprache C++ (Compiler g++(GCC)3.3.3) verwendet. Neben der programmiertechnischen Umsetzung der zahlreichen Nebenbedingungen und Approximationen liegt ein Schwerpunkt auf der Programmierung der räumlichen und zeitlichen Dekompositionsalgorithmen. Als Standardsoftware für das Lösen der gemischt-ganzzahligen Teilprobleme $ProNet(s, RD, i)$ und $ProNet(s, ZD, c)$ wurde ILOG CPLEX 9.0 und 11.0 (ILOG, 2005) über die Schnittstellensoftware ILOG Concert Technology 2.0 verwendet. Für gemischt-ganzzahlige Probleme steht der Mixed Integer Optimizer zur Verfügung, der standardmäßig das Branch-and-Cut-Verfahren ($B\&Cut$) verwendet. Des Weiteren können relative (absolute) Optimalitätstoleranzen eingeführt werden, die den Lösungsprozess stoppen, falls die aktuelle zulässige Lösung maximal um einen selbstdefinierten, prozentualen (absoluten) Wert von der Optimallösung abweicht. Durch die Anwendung dieser Toleranzen können für die Teilprobleme $ProNet(s, RD, i)$ und $ProNet(s, ZD, c)$ Lösungen mit garantierter Güte gefunden werden.

3.3.5 Voruntersuchungen zur Eingrenzung der Optimierungsmethoden und -parameter

Die für das Modell erforderlichen, wichtigen Optimierungsparameter sind zusammenfassend in Tabelle 3-11 dargestellt. Aufgrund ausführlicher Tests konnten die genannten sinnvollen Grenzen und Wertebereiche für verschiedene Parameter des Modells abgeleitet werden.

Durch die Vielzahl der Kombinationen der möglichen Optimierungsparameter können sehr komplexe und schwer bzw. nicht lösbare Probleme entstehen. Im Folgenden wird eine kurze Übersicht möglicher Einschränkungen der Lösungsfindung für komplexe Anwendungsfälle und die Eingrenzung von Lösungsmethoden für die folgende Anwendung gegeben.

Tabelle 3-11: Vorgaben für die Optimierung

Themenfeld	Optimierungskriterium	Parameter	sinnvoller Wertebereich
Untersuchungszeitraum	Untersuchungszeitraum	\mathcal{T}	15 ... 100 a
	Zeitschritt	ΔT	1 ... 10 a
	Umsetzungszeitraum von Baumaßnahmen	$\mathcal{T}_B \in \mathcal{T}$	$\mathcal{T}_B > 0,5 \mathcal{T}$
Dekompositionsmethode	zeitliche Dekomposition	\mathcal{T}_c	$c = 3 \dots 5$
	räumliche Dekomposition	EG_i	$i = 2 \dots 10$
Lösungsmethode	Zielgewichtung ¹⁾	α, β	$\alpha \in [0, \infty]; \beta \in [0, \infty]$
	e-constraint K(1)	$\varepsilon_1 \geq 0$	Abschätzung anhand umzusetzender Maßnahmen
	e-constraint K(2)	$\varepsilon_2 \geq 0$	Abschätzung anhand umzusetzender Maßnahmen
Ausgestaltung Szenario	freie Wahl der Maßnahmen	$VAR = \emptyset$	
	teilweise Vorgabe von Maßnahmen	$VAR = \{1, \dots, var_n\}$	$n = 1, \dots$, alle durchzuführenden Maßnahmen
	keine Vermischung von Regen- und Schmutzwasser im Zielzustand	$\frac{TR^{SW}}{TR^{RW}}$	ja / nein
Ökonomische Kriterien	Budgetierung pro Zeitschritt	$bud_t \geq 0$	Abschätzung anhand umzusetzender Maßnahmen
	Zinssatz	Z	$Z \in [0, 0,1]$
	Zeitabhängige Unterhaltungskosten	zfi	ja / nein
	Ressourcen	res	1 ... ∞
	Gewichtung der Einzelkosten	$\gamma_i(1) \geq 0$	$\Sigma \gamma_i(1) = 1$
Ökologische Kriterien	Zielerreichungswerte	Z_{verd}	$a_{verd,IST} \dots 100 \%$
		Z_{vers}	$a_{vers,IST} \dots 100 \%$
		Z_{nutz}	$a_{nutz,IST} \dots 100 \%$
		Z_{twe}	$a_{twe,IST} \dots 100 \%$
		Z_{gwn}	$a_{gwn,IST} \dots 100 \%$
		Z_{due}	$a_{due,IST} \dots 100 \%$
	Gewichtung der ökologischen Kriterien	$\gamma_i(2) \geq 0$	$\Sigma \gamma_i(2) = 1$
	Einhaltung Mindestmischverhältnis (ATV-A 128)	$(1, mie, 2, miv)$	ja / nein / zul. Unterschreitung (0 ... 50 %)
	Einhaltung zul. Entlastungsrate (ATV-A 128)	$(1, ez, 2, ev)$	ja / nein / zul. Überschreitung (0 ... 10 %)
	Einhaltung der Fließgeschwindigkeit bei Trockenwetter	V_{jpt} LB_{jpt}	ja / nein
	Mindestfließgeschwindigkeit bei Trockenwetter	$lb_{vT} \geq 0$	0,5 m/s
zul. Unterschreitung (Spülkosten werden fällig)	$rlb_{vT} \geq 0$	0 ... 0,2 m/s	

1) aufgrund der unterschiedlichen Dimensionen der Zielgewichtung ergeben sich unterschiedliche Größenordnungen für α und β (s. Kap. 3.3.5,4)

3.3.5.1 Darstellung von Kostenverläufen $K(1)$

Da nur der Umsetzungszeitraum betrachtet wird, ergeben sich nicht die typischen aus Kostenvergleichsrechnungen bekannten Verläufe von Kostenbarwerten. Es werden im Rahmen der Modellanwendung nicht, wie bei Kostenvergleichsrechnungen, verschiedene Alternativen, die zum gleichen Zeitpunkt gebaut werden, über lange Zeiträume verglichen um bspw. Rentabilitätsschwellen zu finden. Im Rahmen dieser Arbeit liegt der Schwerpunkt in der Betrachtung des Zeitraums für die Umgestaltung vom derzeitigen Zustand in einen gewünschten Zielzustand. Diese Dauer wird ebenfalls vergleichsweise lange gewählt (20 - 80 a), es werden allerdings in nahezu jedem Zeitschritt der Betrachtungsdauer Investitionen getätigt, wodurch sich ständig Sprünge in der Summenlinie der Kostenbarwerte ergeben. Zur einfacheren Darstellung werden die Verläufe dieser Summenlinien im Folgenden als Polygonlinie wie in Abbildung 3-14 abgebildet, gezeigt.

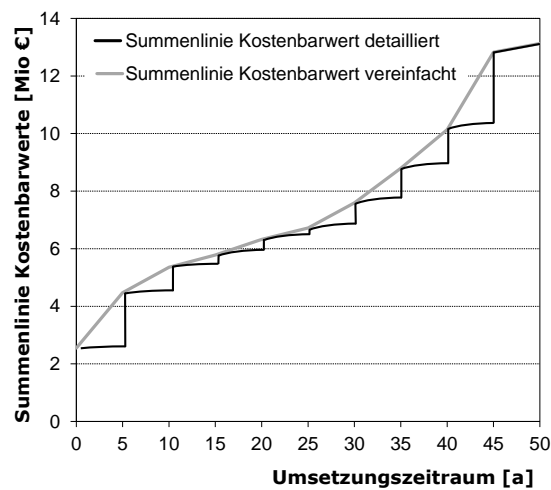


Abbildung 3-14: Vereinfachte Abbildung der Summenlinien der Kostenbarwerte bei einem Zeitschritt $\Delta T = 5a$ für eine mit dem Modell ermittelte Umsetzungsstrategie

3.3.5.2 Festlegung des Untersuchungszeitschrittes

Zur Modellerstellung und -verifikation anhand eines fiktiven Testgebietes (s. Kap. 4.2.1) wurde zunächst zur möglichst detaillierten Abbildung ein Zeitschritt von $\Delta T = 1$ a gewählt. Zur Betrachtung längerer Umsetzungszeiträume und größerer Gebiete hat sich dies aufgrund der erforderlichen Rechenzeit als zu detailliert herausgestellt. Die Vereinfachung auf einen Zeitschritt von $\Delta T = 5$ a zeigt allerdings keine gravierenden Einflüsse auf den Verlauf der Kapitalkosten oder die Summe der ökologischen Kosten. In Abbildung 3-15 sind die Summenlinien von ökonomischen $K(1)$ und ökologischen Kosten $K(2)$ für verschiedene Zeitschritte ΔT gezeigt. Die Sprünge in der Kapitalkostenlinie, die eine erhöhte Bautätigkeit im entsprechenden Zeitschritt kennzeichnen, finden sich bei beiden Variationen wieder. Der bei der Betrachtung in Jahresschritten charakteristische Verlauf, bei dem nach einer (Re-)Investition die Kurve flacher wird, da dann evtl. kurzfristig nur Unterhaltungskosten anfallen, die jeweils abgezinst werden, ist bei einer grö-

beren Zeiteinteilung nicht mehr deutlich erkennbar. Es ergeben sich vielmehr Sprünge zwischen Zeitschritten, diese wurden wie o.a. als Verbindungslinie dargestellt.

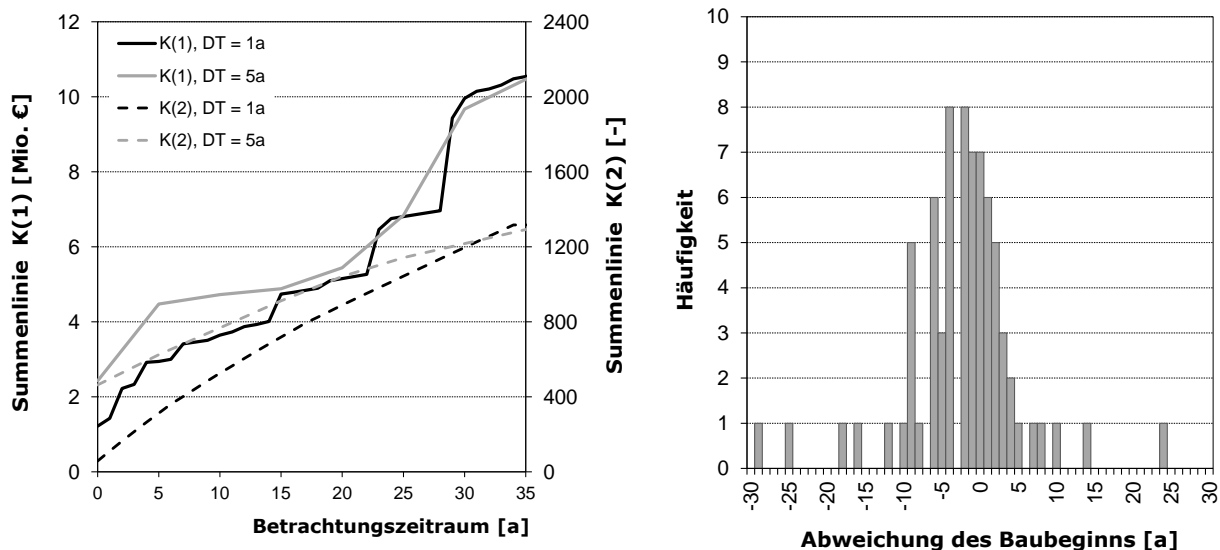


Abbildung 3-15: Gegenüberstellung der Kosten K(1) und K(2) sowie der Startzeitpunkte gebauter Maßnahmen für verschiedene ΔT in Untersuchungsgebiet 1

Die durchgeführten Maßnahmen werden aufgrund des geänderten mathematischen Problems nicht zu den gleichen Zeiten gebaut. Dies ist in Abbildung 3-15 rechts gezeigt, indem die Differenzen des Baubeginns der Einzelmaßnahmen für beide Variationen in ihrer Häufigkeitsverteilung dargestellt sind. Es zeigt sich allerdings, dass mit 70 % der Großteil der Bauaktivitäten in einer Spanne von ± 5 a begonnen wird.

Für sehr kleinteilig betrachtete Einzugsgebiete kann diese Vereinfachung zu einer „Verzögerung“ der Umsetzung führen, da die Baudauern, die kleiner der Zeitschrittgröße sind, aufgerundet werden. So können neue Elemente jeweils erst nach dem gewählten Teilschritt genutzt werden. Allerdings scheint diese Abbildung einer „Frist“ für die Umsetzung von Maßnahmen im Privatbereich sinnvoll. Insgesamt hat die Zeitschrittgröße keinen bedeutenden Einfluss auf das Ergebnis, sofern sie nicht zu groß gewählt wird. Die Einteilung in $\Delta T = 5$ a wird für die folgenden Berechnungen genutzt.

3.3.5.3 Festlegung der Dekompositionsmethode

Bei der *Zeitdekomposition* wird der gesamte Untersuchungszeitraum wie o.a. in verschiedene Teilabschnitte unterteilt, die dann nacheinander optimiert werden. Beim hier gezeigten Beispiel zur Schwarzwasserseparation im Testgebiet werden für den gesamten Untersuchungszeitraum von 45 Jahren jeweils drei Zeitschritte à 5 a als Dekompositionseinheit vorgegeben. Nach 15 Jahren werden dann die bis dahin freigeschalteten Kanten fixiert und das Problem mit den fixierten Kanten neu für die nächsten 15 a optimiert. Der Vergleich von Kapitalkostenverlauf und

Einzelwerten von $K(1)$ und $K(2)$ ist in Abbildung 3-16 gezeigt. Während im ersten Abschnitt (0-10 a) die Verläufe durch die relativ hohe Gewichtung von $K(2)$ gleich sind, unterscheiden sie sich für die nächsten beiden Abschnitte deutlich.

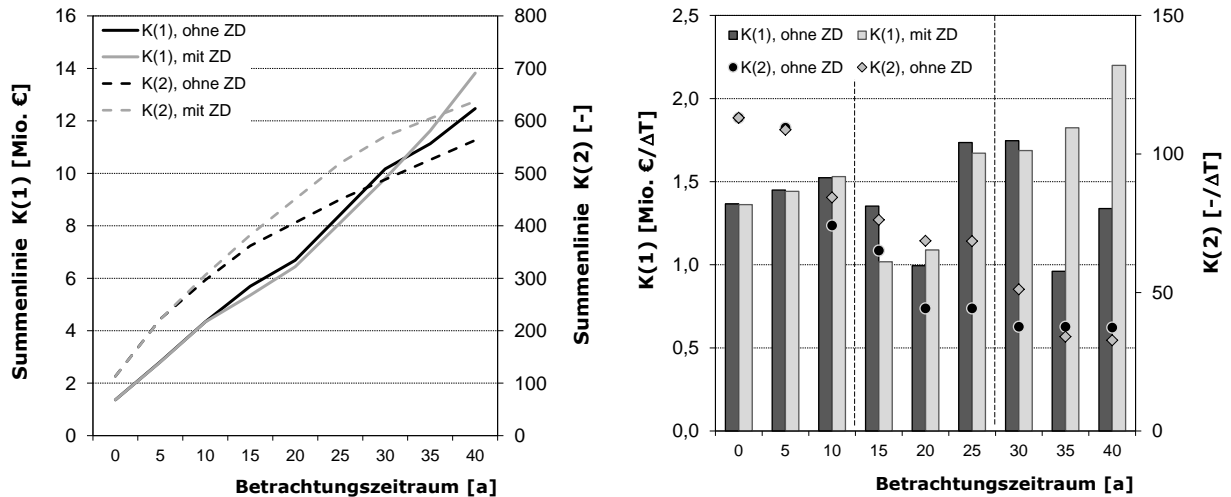


Abbildung 3-16: Vergleich Summenlinien $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte pro Zeitschritt für Berechnung mit und ohne Anwendung der zeitlichen Dekomposition (ZD) (Gewichtung $\alpha = 1$, $\beta = 10.000$, Budgetvorgabe 1,3 Mio €/ΔT)

Insgesamt fallen ökonomische und ökologische Kosten bei Anwendung der zeitlichen Dekomposition jeweils ca. 10% schlechter aus. Die meisten Maßnahmen (75 %) werden zur gleichen Zeit oder mit Beginn ± 5 a ausgeführt. Obwohl insgesamt bei der Dekomposition des Problems größere Kapitalkosten anfallen, sind die ökologischen Kosten schlechter, da die Platzierung der Maßnahmen im nicht dekomponierten Problem in Summe besser die ökologischen Kosten $K(2)$, die als Summe in die Zielfunktion eingehen, reduziert.

Bei Anwendung der zeitlichen Dekomposition kann es zu Problemen von Vorgaben für den Zielzustand kommen. Soll im gewünschten Zielzustand bspw. Regen- und Schmutzwasser nicht weiter vermischt werden, kann evtl. keine zulässige Lösung resultieren. Für weiterhin genutzte Mischwasserkanäle wird im Endzustand der Zufluss entweder von Regenwasser oder von Schmutzwasserkomponenten zugelassen. In den Berechnungen war es oft der Fall, dass diese Bedingung durch vorherige Fixierung von Zuleitungen nicht bis zum Ende erfüllt werden konnte.

Bei der *Raumdekomposition* des Problems werden die definierten Teilgebiete zu größeren, zusammenhängenden Einzugsgebieten zusammengefasst. Hier wird dann auch zunächst für das erste Einzugsgebiet eine Optimallösung gefunden und die freigeschalteten Kanten werden für die Betrachtung des nächsten Einzugsgebietes fixiert. Alle bereitgestellten optionalen Ableitungselemente werden keinem Teilgebiet zugeordnet, sodass sie nach Bedarf in jedem Dekompositionsschritt gebaut werden können.

Kapitalkosten $K(1)$ und ökologische Kosten $K(2)$ unterscheiden sich bei der in Abbildung 3-17 dargestellten Berechnung zur Schwarzwasserseparation für ein reales Gebiet (s. Kap. 4.2.2) in Summe nur jeweils um 2%. Hier wurde je eines der sechs betrachteten Teilgebiete als Einzugsgebiet für die räumliche Dekomposition abgebildet. Wie bei der zeitlichen Dekomposition werden trotz höherer ökonomischer Kosten $K(1)$ bei Dekomposition die ökologischen Kosten $K(2)$ nicht effektiver gesenkt. Auffallend ist, dass bei der Dekomposition das Budget in den ersten beiden Zeitschritten ausgeschöpft wird, während dies im Ausgangsproblem nicht der Fall ist. Hier werden erst im dritten Zeitschritt mehr Ausgaben getätigt. Mit $\alpha = 1$ und $\beta = 5.000$ haben beide Kostenarten etwa ein gleiches Gewicht.

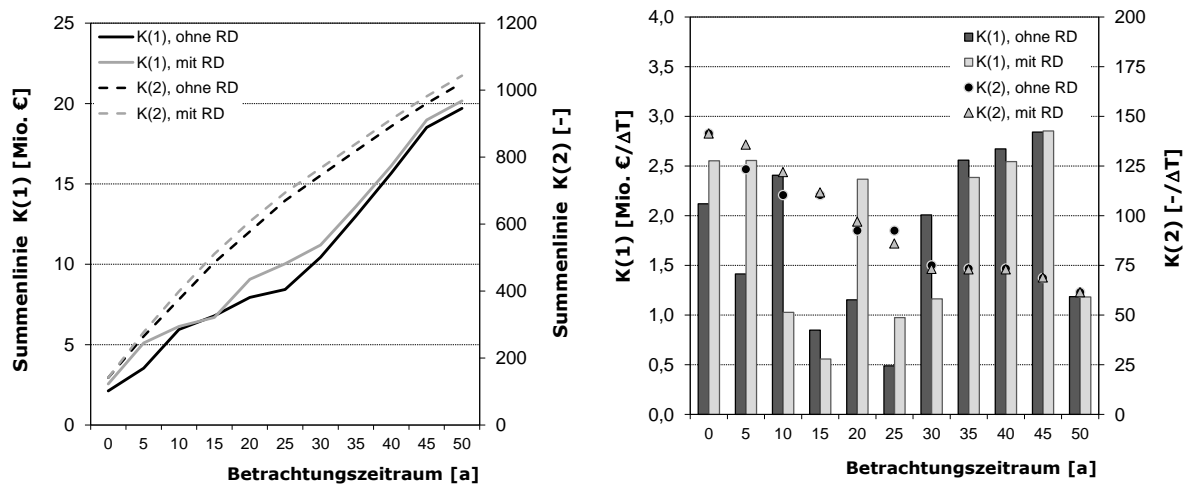


Abbildung 3-17: Vergleich Summenlinien $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte pro Zeitschritt für Berechnung mit und ohne Anwendung der räumlichen Dekomposition (RD) (Gewichtung $\alpha = 1$, $\beta = 5.000$, Budgetvorgabe = 2,5 Mio €/ΔT)

In beiden Fällen werden die gleichen Maßnahmen für die Optimallösung ausgewählt. 75 % der Maßnahmen werden in einem Intervall von ± 5 a gebaut. Tendenziell werden bei den übrigen Aktivitäten etwas mehr Maßnahmen früher gebaut, wobei wie bei der zeitlichen Dekomposition keine Ableitung für verschiedene Maßnahmenarten möglich ist. Je weniger Einzugsgebiete der räumlichen Dekomposition definiert werden, desto ähnlicher bleibt das dekomponierte Problem dem Ausgangsproblem und desto schwieriger bleibt die Lösung (vgl. Anhang A 6.1).

Insgesamt zeigt sich, dass durch die Dekomposition des Problems dieses leichter und damit in kürzerer Rechenzeit zu lösen ist. Große Probleme müssen ohnehin aus Komplexitätsgründen in mehrere Einzelprobleme unterteilt werden, um mit den dargestellten Lösungsverfahren eine Lösung des Linearen Programmes zu erhalten. Da bei einer zeitlichen Dekomposition ggf. manche Zielkriterien nicht berücksichtigt werden können und insgesamt eine teilräumliche Zerlegung zu Ergebnissen näher am Ausgangsproblem führt, wurde Raumdekomposition für die weiteren Betrachtungen ausgewählt.

3.3.5.4 Auswahl der Lösungsmethode

Die implementierten Lösungsmöglichkeiten – Methode der Beschränkung und Methode der Zielgewichtung (vgl. Kap. 3.1.2.2) – sind beide zum Auffinden der Punkte der Pareto-Front zulässiger Lösungen geeignet.

Die *Methode der Beschränkung* ist bei unbekannter Größenordnung der resultierenden ökologischen oder ökonomischen Kosten schwer anzuwenden, da die Schranken einer Kostenart a priori festgelegt werden müssen. Bei gleichzeitiger Anwendung einer der Dekompositionsmethoden könnte die vorgegebene Schranke in einem Dekompositionsschritt schon ausgenutzt werden, die weiteren Optimierungsschritte werden dadurch unlösbar. Für die zu beschränkende Kostenart muss deshalb für jeden Dekompositionsschritt eine eigene Schranke definiert werden. Dies hat sich als sehr schwer realisierbar herausgestellt bzw. die Schranken mussten so hoch gesetzt werden, dass die Methode nicht mehr sinnvoll anzuwenden war. Selbst bei einer vorherigen Abschätzung der Kosten z.B. über eine Berechnung mit der Methode der gewichteten Summe ist im vorliegenden Anwendungsfall die Methode der Beschränkung nicht zielführend einsetzbar (vgl. Darstellungen im Anhang A 6.2). Trotz augenscheinlich praxisnahem Vorgehen wird deshalb diese Lösungsmethode im spezifischen Anwendungsfall in den weiteren Betrachtungen nicht genutzt.

Bei der *Methode der Zielgewichtung* ist allerdings aufgrund der unterschiedlichen Dimensionen und Größenordnungen der beiden Zielfunktionen die Vorgabe der Gewichtungsfaktoren α und β schwierig. In der Regel sollten die Gewichtungsfaktoren in Summe 1 ergeben. Bei den ökonomischen Kosten $K(1)$ entstehen allerdings Werte im Bereich von mehreren Millionen € und bei den ökologischen Kosten $K(2)$ summieren sich die fiktiven Werte auf Größenordnungen von mehreren Hundert bei einer direkten Verrechnung der Differenzen von Zielwerten bzw. ca. 10 bei Bilanzierung der Kosten in einem Intervall von $[0,1]$ (vgl. Kap. 3.3.2.2). Will man z.B. ein gleiches Gewicht von $K(1)$ und $K(2)$ erreichen, wäre im ersten Fall ein Wert von $\alpha = 1$ und β ca. 5.000 erforderlich, im zweiten Fall eher in der Größenordnung von $\alpha = 1$ und $\beta = 2 - 5$ Mio. Die wirkliche Gewichtung der beiden Zielfunktionen ist erst nach der Lösungsfindung festzustellen, wenn die beiden Werte $K(1)$ und $K(2)$ verglichen werden können. Hierbei kann aber nur gefolgert werden, wie viele Einheiten $K(1)$ im Vergleich zu „gewichteten“ Einheiten $K(2)$ in der Lösung resultieren. Im Folgenden wird die Gewichtung mit $G = (\alpha:\beta)$ abgekürzt.

Die Schwierigkeit besteht darin, zu entscheiden, welche Kostenart – ökologische oder ökonomische Kosten – ein höheres Gewicht bei der Lösungsfindung haben sollen. Eine a posteriori-Entscheidung wäre möglich, wenn in der Optimierungsroutine verschiedene Pareto-optimale Lösungen bereitgestellt werden könnten. In der Regel will der Modellanwender dem Entscheidungsträger mehrere mögliche Lösungen präsentieren. Bei dem hier gewählten Ansatz wird dies erreicht, indem in

Folge verschiedene Elemente der sog. Pareto-Front berechnet werden, also verschiedene Gewichtungen nacheinander betrachtet werden.

Es hat sich allerdings gezeigt, dass nicht bei allen Szenarien für alle untersuchten Gewichtungen auch eine Lösung gefunden wird. Durch die zahlreichen Einstellmöglichkeiten bei Nebenbedingungen und Optimierungsparametern können Kombinationen auftreten, bei denen der zulässige Lösungsraum zumindest bereichsweise nicht konkav ist bzw. unbeschränkt wird (vgl. a. Abbildung 3-5, S. 84).

4 Modellanwendung zur Transformationsplanung

4.1 Siedlungsspezifische Implementierung des mathematischen Modells

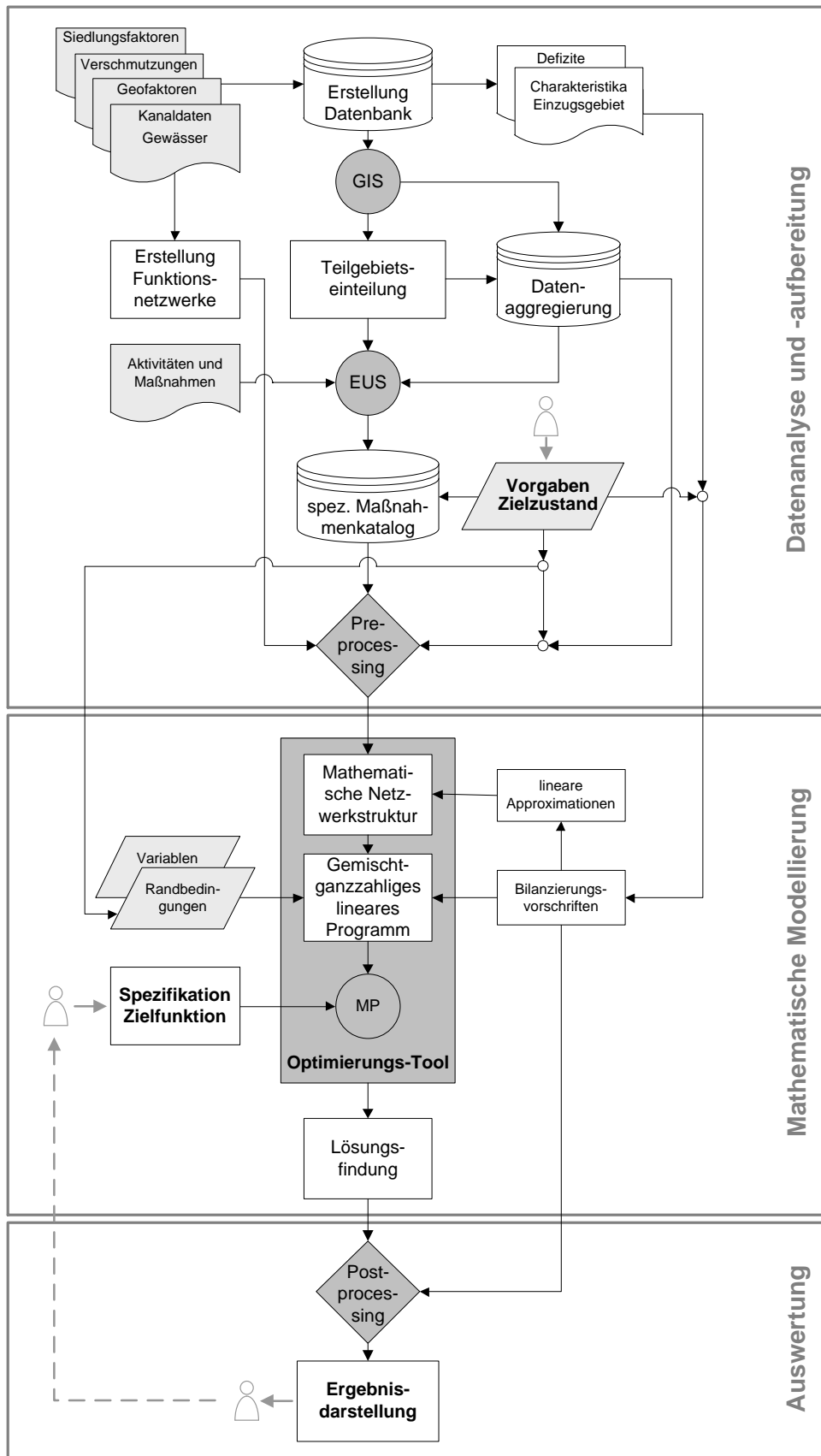
Bei der Anwendung des entwickelten Optimierungsmodells für reale Siedlungsgebiete liegt der Schwerpunkt zunächst auf dem Datenmanagement und der Datenaufbereitung bevor in einem späteren Schritt die Anwendung des mathematischen Optimierungsmodells erfolgt. Abbildung 4-1 zeigt das Ablaufschema zur Anwendung des mathematischen Optimierungstools für bestehende Siedlungsgebiete.

4.1.1 Datenanalyse und -aufbereitung

Zunächst muss eine Einteilung des Untersuchungsgebietes in Teilgebiete erfolgen. Dieser wichtige Schritt ist von zahlreichen Faktoren abhängig, die in die Gruppen Geofaktoren, Siedlungsfaktoren, Flächendaten und Kanalisationsdaten unterteilt werden können (Kaufmann et al., 2006).

Die verschiedenen Faktoren können mithilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) entsprechend überlagert werden, um kleinräumige Bereiche der Siedlung mit ähnlichen Parametern zu ermitteln. Anhand der teilgebietspezifischen Randbedingungen und Kenndaten können dann mithilfe eines Accessbasierten Auswahltools (EUS) (Schildwächter, 2006) mögliche Maßnahmen zur (dezentralen) Regenwasserbewirtschaftung und zu Neuartigen Sanitärsystemen je Teilgebiet ausgewählt werden.

Außer der Erstellung des spezifischen Maßnahmenkatalogs ist die Vereinfachung der vorhandenen Ableitungselemente zu einem „Berechnungsnetz“ erforderlich. Für diese abgebildeten Kanäle werden dann in der mathematischen Modellierung die Vollfüllungsleistungen und Fließgeschwindigkeiten geprüft. Gleichzeitig müssen die möglichen neuen Ableitungselemente wie Schmutzwasserkanäle, Druck- oder Vakuumleitungen, Regenwasserkanäle und -rinnen mit ihren Fließbeziehungen vorgegeben werden. Für diese werden dann alle sinnvoll möglichen Durchmesser mit zugehörigen Kosten abgelegt (Kaufmann et al., 2006).



GIS Geografisches Informationssystem; EUS Entscheidungsunterstützendes System; MP Mathematical Programming Engine – hier: CPLEX; ♂ Beteiligung Entscheidungsträger

Abbildung 4-1: Ablaufschema zur Modellanwendung (ergänzt nach Kaufmann Alves et al., 2008a)

Da das entwickelte Modell auch als Unterstützung für Entscheidungsträger dienen soll, ist deren Einbindung von entscheidender Bedeutung. Der erste Schritt ist die Definition des gewünschten zukünftigen Zielzustandes, da für die Methodik die Entscheidung, welche prinzipielle Sanitärkonzeption gewünscht ist, schon getroffen worden sein muss. Ein weiterer Schritt ist die Entscheidung, ob und wie bestimmte Zielwerte z.B. für die Anpassung an einen natürlichen Wasserhaushalt oder zur Ressourcenschonung in die Ziele für den zukünftigen Zustand einfließen sollen.

In einer umfangreichen automatisierten Vorverarbeitung (Pre-Processing) erfolgt dann die Verknüpfung von Kenndaten, Maßnahmen, Kosten etc. zu den Eingabeformaten des mathematischen Modells. Dazu werden sämtliche Kenngrößen aus der angelegten Datenbank mittels Makros kombiniert, selektiert und zu einem für den Optimierungsschritt relevanten Datensatz komprimiert.

4.1.2 Mathematische Modellierung

Erst nach dieser umfangreichen Datenaufbereitung kann das Optimierungsmodell selbst „gestartet“ werden. Von den eingebundenen Randbedingungen sind jedoch einige vom jeweils betrachteten Einzugsgebiet abhängig (z.B. Zielwerte für Anpassung an den naturnahen Wasserhaushalt, approximierte Werte für die Mischwasserbehandlung, Regenanteile, die versickern oder verdunsten etc.). Weiterhin müssen die in Tabelle 3-11 zusammengestellten Optimierungskriterien vorgegeben werden.

4.1.3 Auswertung

Nach Lösen des Optimierungsproblems werden neben den Zielfunktionswerten die zeitlich unterschiedlichen Variablenwerte für alle Kanten, die im Verlauf der Optimierung benutzt wurden, ausgegeben. Für größere Siedlungsgebiete mit zahlreichen Teilgebieten wird dies jedoch sehr komplex. Außerdem interessieren in verschiedenen spezifischen Anwendungsfällen auch unterschiedliche Bilanzen bzw. unterschiedliche Stellen im Entsorgungssystem, die detaillierter betrachtet werden sollen. Zur Auswertung der Ergebnisse ist bei größeren Einzugsgebieten eine automatisierte Nachbearbeitung (Post-Processing) der Ausgabedateien notwendig, da zur Darstellung der Variablen über den Betrachtungszeitraum erst noch zusammenfassende Betrachtungen angestellt werden müssen.

4.2 Untersuchungsgebiete zur Modellanwendung

Das entwickelte mathematische Optimierungsmodell wird für zwei Untersuchungsgebiete – ein repräsentatives fiktives Siedlungsgebiet in Stadtrandlage und ein bestehendes ländlich strukturiertes Gebiet – angewendet. Es werden sowohl optimale Strategien zur Umgestaltung für verschiedene Zielzustände als auch für verschiedene Spezifikationen bei den Optimierungsparametern untersucht.

4.2.1 Untersuchungsgebiet 1 – fiktives repräsentatives Beispielgebiet

Das Untersuchungsgebiet 1 wurde zur Modellverifikation und für erste Modellimplementierungen entworfen. Durch die realitätsnahe Annahme verschiedener Einzugsgebietscharakteristika im kleinstädtischen Bereich und der wirklichkeitsgetreuen funktionstechnischen Verknüpfung der Teileinzugsgebiete stellt es ein für viele Anwendungsfälle repräsentatives Beispielgebiet dar. Es könnte mit der resultierenden Einwohnerdichte und Flächengröße bspw. einen Randbereich einer Stadtregion oder eine kleinstädtische Siedlung darstellen.

Das betrachtete fiktive Einzugsgebiet besteht aus fünf Teileinzugsgebieten unterschiedlicher Siedlungsstruktur (s. Abbildung 4-2 und Tabelle A - 14 in Anhang A 7). Alle Teilgebiete werden im Mischverfahren entwässert. Das gesamte Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von rund 25 ha und 2.200 Einwohnern, wobei ein großes Gewerbe- und Industriegebiet (TG 1) die Hälfte der Gesamteinzugsgebietsfläche ausmacht. Durch Dienstleistung und Gewerbe erhöhen sich die Einwohnerwerte auf 6.500. Der Trockenwetterabfluss von $Q_{T,aM} = 13,6$ l/s setzt sich aus insgesamt 6,9 l/s häuslichem Schmutzwasser, 3,5 l/s betrieblichem Abwasser und 3,2 l/s Fremdwasserabfluss zusammen. Am Ende des Entwässerungssystems befindet sich ein Regenüberlaufbecken mit einem Volumen von 480 m³ und einem Drosselabfluss Q_M von 37 l/s. Die Abflüsse könnten einerseits an ein überregionales System angeschlossen sein oder zu einer für die Größenklasse 3 typischen zentralen Abwasserbehandlungsanlage mit Kohlenstoffelimination und Nitrifikation gelangen.

Die mittlere Verschmutzung im Trockenwetterabfluss beträgt 660 mg/l CSB. Für diesen wurden Verschmutzungen in den Abwasserteilströmen analog Kapitel 3.2.3 festgesetzt. Fremdwasser wurde als unverschmutzt angenommen, für den industriellen Abfluss wurde von einer Verschmutzung der Produktionswässer (3,5 l/s) von 830 mg/l CSB ausgegangen. Das Kanalisationsnetz wurde in sieben Berechnungsstrecken eingeteilt (vgl. Abbildung 4-2).

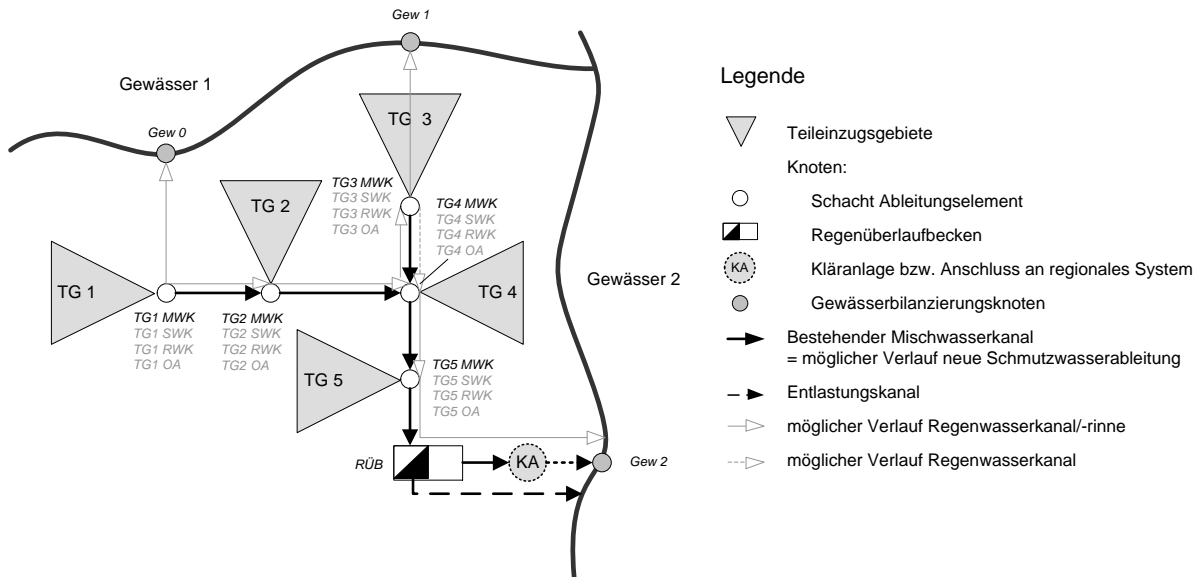


Abbildung 4-2: Teileinzugsgebiete und Fließschema des fiktiven Einzugsgebiets (nach Kaufmann et al., 2006)

Für den Abschnitt zwischen den Knoten TG2 MWK und TG4 MWK wird eine Überlastung der bestehenden Kanalisation angenommen.

Mögliche neue Ableitungswege werden in der Trassenführung an den vorhandenen Kanälen orientiert und geeignete Einleitstellen in die Gewässer definiert. Für oberflächige Ableitungsrinnen ergeben sich aufgrund topografischer Gegebenheiten teilweise abweichende Möglichkeiten. Durch angenommene Randbedingungen zu Freiflächenverfügbarkeit, Untergrundverhältnissen, Nutzungsformen und Topografie werden durchführbare bzw. erforderliche Maßnahmen in den fünf Teilgebieten festgelegt (s. Tabelle A - 15 in Anhang A 7). Die Möglichkeit der Anordnung von neuen Ableitungselementen ist in Abbildung 4-2 dargestellt.

4.2.2 Untersuchungsgebiet 2 – reales Siedlungsgebiet

Als reales Siedlungsgebiet zur Implementierung des mathematischen Modells wurde der Stadtteil Kaiserslautern-Siegelbach ausgewählt. Die Gegebenheiten in Siegelbach sind repräsentativ für zahlreiche weitere eher dörflich strukturierte Kommunen. Der Stadtteil weist bei einer Siedlungsgröße von ca. 3.000 Einwohnern unterschiedliche Siedlungsstrukturen (alter gewachsener Ortskern, Neubaugebiete, Gewerbegebiet) und unterschiedliche Verfahren der Siedlungsentwässerung (Mischsystem im Ortskern und (modifiziertes) Trennsystem in den Neubaugebieten) auf. Die Fotos in Abbildung 4-3 zeigen einige Eindrücke der verschiedenen Siedlungsstrukturen in Siegelbach.



Abbildung 4-3: Auswahl Fotos in verschiedenen Teilgebieten in Kaiserslautern-Siegelbach

4.2.2.1 Beschreibung des Einzugsgebietes

Das betrachtete Gesamteinzugsgebiet weist eine kanalisierte Fläche $A_{E,k}$ von ca. 90 ha auf. Der Großteil des Gebietes wird im Mischverfahren entwässert, 30 % werden durch (modifizierte) Trennsysteme entwässert und resultierende abfließende Regenwasseranteile in den Frauenwiesbach oder den Erfenbach eingeleitet. Im Süden Siegelbachs befindet sich das ca. 20 ha große Gewerbegebiet Sauerwiesen, in dem größtenteils Dienstleister angesiedelt sind. Die Trockenwetterabflüsse der Trenngebiete sowie die Abflüsse der im Mischverfahren entwässerten Siedlungsgebiete werden zur Zentralkläranlage Kaiserslautern geleitet. Das Mischsystem besitzt drei Entlastungsbauwerke: einen Regenüberlauf „Geiersberg“ (RÜ 1), der in ein nahe gelegenes Teichsystem entlastet, den Regenüberlauf „Kästenbergstraße“ (RÜ 2) und das netzabschließende Regenüberlaufbecken (RÜB), die beide in den Frauenwiesbach entlasten. In der Ortslage ist der Frauenwiesbach größtenteils verrohrt.

Der Trockenwetterabfluss für Siegelbach beträgt 11,4 l/s und setzt sich aus 6,2 l/s häuslichem Schmutzwasserabfluss, 2,0 l/s betrieblichem Schmutzwasser und 3,2 l/s Fremdwasserabfluss zusammen. Die CSB-Verschmutzung im Trockenwetterabfluss ergibt sich zu 560 mg/l.

Für die Ermittlung der in Kapitel 4.1.1 aufgeführten Kenndaten zur Teilgebietseinteilung und zur Anwendung des EUS konnten zahlreiche Quellen herangezogen werden. Eine Übersicht über die Vielzahl und Heterogenität der Daten

gibt Tabelle A - 16 im Anhang A 8.1. Die Daten wurden, sofern sie nicht in georeferenzierter Form vorlagen, entsprechend aufbereitet und in das verwendete Geografische Informationssystem (ArcView GIS) übertragen. Im GIS konnten dann die verschiedenen Layer überlagert werden und so Teilgebiete mit gleichen Parametern identifiziert werden (vgl. Abbildung A - 9). Insgesamt wurden 32 Teilgebiete identifiziert, für die die genannten Faktoren größtenteils übereinstimmen. Die Kenndaten, Flächengrößen und Trockenwetterabfluss-Teilströme für die Gebiete sind in Tabellen A-17 bis A-20 im Anhang A 8.2 zusammengestellt.

Abbildung 4-4 zeigt die ermittelten Teilgebiete in einer GIS-Darstellung. Neben den Gewässern, Gebäude- und Straßenflächen ist auch die Untergrunddurchlässigkeit gezeigt. Die Kreisdiagramme stellen die Aufteilung der kanalisierten Flächen der Teilgebiete in die verschiedenen betrachteten Teilflächen dar, wobei die Größe der Kreise die Größe der jeweiligen Gesamtfläche widerspiegelt. Aus den unbefestigten Flächen wurden ausgehend von einzuhaltenden Grenzabständen, Abständen zu Gebäuden und Flächen zur Freizeitnutzung potenzielle Freiflächen für Maßnahmen ermittelt. Dieser Anteil ergab sich zwischen 10 und 100 % der nicht befestigten Flächen, im Mittel über alle Teilgebiete wurden ca. 37 % der unbefestigten Flächen als Freiflächen für Maßnahmen identifiziert.

Gleichzeitig wurde das bestehende Kanalnetz zu einem so genannten Grobnetz vereinfacht. Hierzu wurden mehrere Einzelhaltungen zu Ersatzhaltungen zusammengefasst, die einerseits einen gleichen Vollfüllungsabfluss aufweisen, wie die in Fließrichtung am untersten gelegene Haltung und andererseits eine ähnliche Fließgeschwindigkeit bei Vollfüllung zeigen. Insgesamt wurden die in Siegelbach vorhandenen ca. 740 Haltungen durch 100 Ableitungselemente im Grobnetz abgebildet (s. Tabelle A - 20). Hierbei wurden Haupt- und Nebensammler beibehalten und die restlichen Stränge vernachlässigt. Das ermittelte Grobnetz der bestehenden Ableitungselemente und die betrachteten Gewässerabschnitte sind ebenfalls in Abbildung 4-4 dargestellt. Die Längen der vernachlässigten Haltungen wurden für die Berechnung der Unterhaltungskosten und Sanierungskosten mit berücksichtigt und den Kostenwerten der abgebildeten Elemente zugeschlagen.

Mögliche neue Ableitungselemente wurden in Fließrichtung, Gefälle und Länge an bestehenden Kanälen orientiert. An geeigneten Stellen wurden Übergabeschächte von z.B. neuen Schmutzwasserkanälen an des bestehende Mischwasser-Netz definiert. Für Regenwasserkanäle und -rinnen wurden an geeigneten Punkten Einleitstellen in die Gewässer definiert. Das Knoten-Kanten-Netzwerk für die Ableitungselemente erlangt damit eine Größe von 550 Knoten und 1000 Kanten.



Legende

- | | | |
|----------|---------------------------|---|
| Gewässer | Ableitungselemente | Teilflächen im Teilgebiet <i>i</i> |
| mittel | Mischwasserkanal | A_{SDi} Dachflächen steil |
| gering | Regenwasserkanal | A_{FDi} Dachflächen flach |
| | Schmutzwasserkanal | A_{THi} Hof- und Terrassenflächen |
| | Bauwerke | A_{Pi} öffentl. Parkplätze |
| | Gewässerabschnitte | A_{Stri} Straßen |
| | | A_{S0i} sonstige befestigte Flächen |
| | | A_{ubi} unbefestigte Flächen |

Abbildung 4-4: Teilgebiete Kaiserslautern-Siegelbach

Aufteilungsfaktoren für die verschiedenen Flüsse wurden für Bemessungsregenabfluss (X_{jt}^R) und abflusswirksame Fläche (X_{jt}^A) mittels eines Niederschlagsabfluss-Modells (*erwin*® (ifs, 2000)) für statistische langjährige Niederschlagsdaten für Kaiserslautern ermittelt. Hierbei wurden für Standardflächen (z.B. Steildach, Pflasterflächen, Asphaltflächen) und Maßnahmen (Dachbegrünung, RW-Nutzung, Versickerungsmulden) mittlere langjährige Abflussbeiwerte berechnet, um eine realitätsnähere Betrachtung zu ermöglichen. Hierbei ergeben sich stellenweise andere Daten, als in Tabelle 3-2 und Tabelle 3-5 und für Untersuchungs-

gebiet 1 zugrunde gelegt wurden (Die Zusammenstellung findet sich in Anhang A 8.3).

Die Verschmutzungen der Teilflächen und die einwohnerspezifischen Frachten bei den Schmutzwasserkomponenten wurden wie in Kapitel 3.2.1 dargestellt festgelegt. Die Abwasserteilströme wurden ausgehend vom in Siegelbach gemessenen Trockenwetterabfluss und dem ermittelten Fremdwasseranteil abweichend von Tabelle 3-1 und Untersuchungsgebiet 1 festgelegt. Für den Grauwasseranteil ergaben sich 75 l/(E·d) und für Toilettenspülwasser im Mittel 32 l/(E·d). Diese Werte stimmen recht gut mit den Daten in Abbildung 2-3 für aktuelle Verbrauchszahlen überein.

Mit einer hydraulischen Kanalnetzrechnung anhand der detaillierten Kanalnetzdaten wurde der hydraulische Sanierungsbedarf für Siegelbach ermittelt. Im Grobnetz wurden diese überlasteten Kanäle so nachgebildet, dass die Kapazität nicht ausreicht und die vorgegebenen „Überstaukanten“ benutzt werden müssen. An insgesamt sieben Haltungen wurde eine Überstausituation festgestellt und abgebildet. Anhand der vorhandenen Kanaldatenbank konnten auch Kanalabschnitte mit erhöhtem baulichem Sanierungsbedarf identifiziert werden (s. Tabelle A - 20).

4.2.2.2 Weitere Randbedingungen

Für die Bebauung und die Bevölkerungszahl wird, wie in Kapitel 3.1.1 festgelegt, von gleichbleibenden Rahmenbedingungen ausgegangen. Für dieses Beispielgebiet scheint eine über lange Betrachtungsdauern gleichbleibende Bevölkerungszahl laut demographischen Studien angebracht (Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz, 2009). Ebenso wird aus Komplexitätsgründen auf die Abbildung einer bestehenden zentralen Abwasserbehandlungsanlage verzichtet. Das Abwasser aus Siegelbach wird zur Zentralkläranlage in Kaiserslautern (200.000 EW) geleitet und hat am gesamten Zufluss zur Kläranlage nur einen sehr geringen Anteil. Deshalb wären diese Einflüsse im Implementierungsbeispiel sowieso nahezu ohne Belang. Die zusammenfassende Abflusssituation am Abschluss des Gebietes wird dennoch analysiert um Rückschlüsse auf erforderliche Reinigungsprozesse des Restabwassers zu ziehen.

Zielwerte zum naturnahen Wasserhaushalt für das Einzugsgebiet wurden anhand hydrologischer Daten (s. Tabelle A - 16) für den unbebauten Zustand mit einer Verdunstungsrate von 60 %, einer Versickerungsrate von 30 %⁴⁵ und einer Direktabflussrate von 10 % festgelegt. Die Grenze für die Bilanzierung des Wasserhaushalts wird auf das kanalisierte Einzugsgebiet festgelegt. Bei einer Festlegung auf das Siedlungsgebiet hat sich durch die Hinzunahme der unbebauten Flächen und dem allgemein hohen Anteil unbefestigter Flächen (vgl. Abbildung 4-4) her-

⁴⁵ Die Grundwasserneubildungsrate ist geringer.

ausgestellt, dass die Zielwerte schon im Istzustand recht gut angenähert sind und deshalb die Implementierung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung nicht forciert wird. Zum Testen der Methodik werden auch die Zielwerte variiert. Bestehende private Anlagen zur Regenwasserversickerung oder -nutzung wurden aufgrund einer Ortsbegehung abgeschätzt. Im Neubaugebiet TG 5 sind die Regenabflüsse an eine zentrale Versickerungsmulde angeschlossen.

4.2.2.3 *Mögliche Maßnahmen*

In einem nächsten Schritt werden für die Teilgebiete mögliche Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung und zu Neuartigen Sanitärsystemen mithilfe des in Kapitel 3.2.1.5 beschriebenen EUS anhand der teilgebietsspezifischen Kenndaten zusammengestellt. Einen Überblick über die in den einzelnen Teilgebieten möglichen Maßnahmen geben Tabelle A - 21 und Tabelle A - 22 in Anhang A 8.2.1.

Es zeigt sich, dass vor allem in den Gebieten im Ortszentrum aufgrund der geringen Flächenverfügbarkeit nur wenige Maßnahmen möglich sind. Aufgrund der alten Bebauung im Ortszentrum wurde vermutet, dass in diesen Gebäuden Sanitärräume nicht übereinander angeordnet sind. Hier ist dann bspw. keine Großkammer-Komposttoilette möglich oder eine Nutzung von recyceltem Grauwasser wurde aufgrund der erforderlichen Leitungsführung als zu kostenintensiv eingestuft. Versickerungsmaßnahmen sind entsprechend der schlechten Untergrunddurchlässigkeit nur in einigen Teilgebieten möglich. In einigen Neubaugebieten sind Wohnhäuser nicht unterkellert. Auch hier sind einige Maßnahmen wie Großkammer-Kompostsysteme nicht möglich.

Insgesamt ergeben sich für die Darstellung des Untersuchungsgebietes 2 mit der Diskretisierung in 32 Teilgebiete (Untersuchungsgebiet 2(32)) im Knoten-Kanten-Netzwerk für *ProNet* rund 2700 Knoten und 9000 Kanten. Nach Aufstellen des linearen Programmes erhält man so mehrere Millionen Nebenbedingungen.

4.2.2.1 *Reduzierung der Komplexität*

Zur effizienteren Betrachtung unterschiedlicher Szenarien und Variationen wurde ein System mit geringerer Komplexität entwickelt. Als Untersuchungsgebiet 2(6) wurden die identifizierten 32 Teilgebiete zu sechs größeren Teilgebieten zusammengefasst (s. Abbildung 4-5). Auch das Grobnetz wurde auf 25 Haltungen und 30 Schächte reduziert. Für die Zusammenfassung der Teilgebiete wurden Summenwerte bzw. gewichtete Mittelwerte gebildet (s. Anhang A 8.2.2). Insgesamt ist dadurch die mögliche Maßnahmenwahl im Vergleich zur kleinräumigeren Einteilung etwas eingeschränkt, da für die neuen Gebiete zusammenfassende Betrachtungen gemacht werden müssen. Das reduzierte Problem führt zu einem Knoten-Kanten-Netzwerk von 850 Knoten und 2400 Kanten.

Diese gröbere Einteilung des Untersuchungsgebietes würde der erforderlichen Vorgehensweise bei Betrachtung einer größeren Stadtregion mit Einteilung in

städtische Teilräume wie Kernstadt, Mischgebiete oder Stadtrandlagen entsprechen.

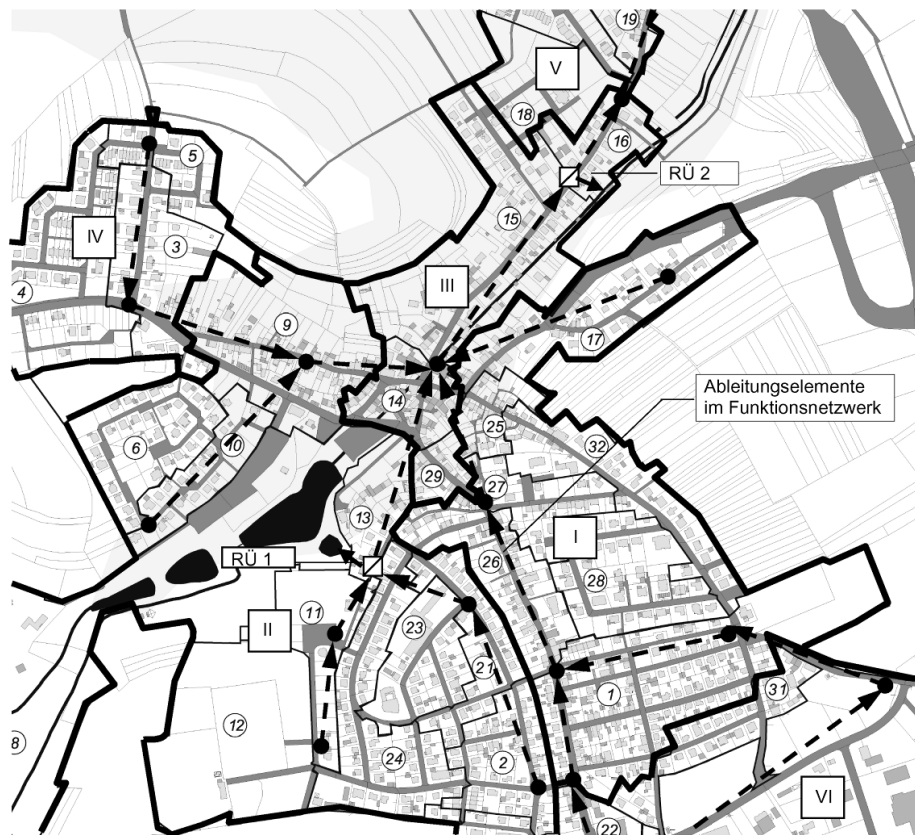


Abbildung 4-5: Reduzierung der Teilgebiete Untersuchungsgebiet 2

4.3 Basisszenarien und Variationen

Für die Untersuchungsgebiete werden optimale Umgestaltungsstrategien für verschiedene Zielzustände mit dem aufgestellten Modell berechnet. Bei allen betrachteten Szenarien wird eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in Anlehnung an einen naturnahen Wasserhaushalt angestrebt. Für den ressourcenorientierten Umgang mit Schmutzwasser werden für die Untersuchungen aus den vielfältigen möglichen Zielzuständen der Systemausgestaltungen zwei Basisszenarien der Umgestaltung ausgewählt, die dem in Kapitel 2.2.1.4 eingeführten 2-Stoffstrom-System zuzuordnen sind. Zum einen wird eine möglichst komplette Separation des Grauwasserstroms vom bestehenden System untersucht, zum anderen eine komplette Abkopplung des Schwarzwasserstroms (wobei auch eine getrennte Erfassung des Urins möglich ist (3-Stoffstrom-System)). In allen Zielzuständen wird davon ausgegangen, dass eine zentrale Behandlungsanlage, entweder direkt am Ende des Gebietes oder als regionale Lösung, zur Behandlung der resultierenden Schmutzwasserabflüsse bestehen bleibt. Diese wird wie o.a. aus Komplexitätsgründen nicht in die Optimierungsroutine aufgenommen. Die Bewirtschaftung der einzelnen Teilströme und die betrachteten ökonomischen und ökologi-

schen Kosten sind in Tabelle 4-1 für das Basisszenario Grauwasserseparation und in Tabelle 4-2 für die Schwarzwasserseparation zusammengestellt.

Tabelle 4-1: Betrachtete Stoffströme und Kosten innerhalb des Basisszenarios Grauwasserseparation

Teilstrom	Behandlung, Verbleib	Kostenbetrachtung K(1)	Kostenbetrachtung K(2)
Trinkwasser	Bedarf wird durch Grauwasser- und ggf. Regenwassernutzung sowie wassersparende Techniken reduziert	- ¹⁾	- ²⁾
Regenwasser	Bewirtschaftung angepasst an naturnahen Wasserhaushalt keine gemeinsame Ableitung mit Schmutzwasser (optional)	+	Anpassung an naturnahe Rate für Verdunstung und Versickerung, Auswirkung auf Emissions- und Immissionskriterien
	Nutzung als Betriebswasser im Haushalt nur dort, wo keine Nutzung des Grauwassers möglich ist ggf. Nutzung als Bewässerungswasser im Garten	+	Anpassung an gewünschte Rate Regenwassernutzung, Auswirkung auf Emissions- und Immissionskriterien
Grauwasser	Einsatz von wassersparenden Techniken	+	Anpassung an gewünschte Rate Trinkwassereinsparung, Auswirkung auf Emissionskriterien
	semi- / dezentrale Behandlung und Nutzung im Haushalt zur Toiletten-spülung, Wäschewaschen und Raumreinigung	+	Anpassung an gewünschte Rate Grauwassernutzung, Auswirkung auf Emissionskriterien
Urin	ggf. getrennte Sammlung und Speicherung zur späteren Verwertung	+	ggf. Anpassung an gewünschte Rate Nährstoffrecycling, Auswirkung auf Emissionskriterien
Fäzes	Ableitung zur zentralen Kläranlage	nur Kosten für Stoffstromtrennung	Auswirkung auf Emissionskriterien
	Ableitung zur zentralen Kläranlage	nur Abwasserabgabe für zentrale Kläranlage	
Toilettenspülwasser	wassersparende Techniken sollten eingesetzt werden	+	Anpassung an gewünschte Rate Trinkwassereinsparung, Auswirkung auf Emissionskriterien

1) Kosten für wassersparende Techniken, Grauwasserrecycling werden beim entsprechenden Teilstrom berechnet.

2) Die Trinkwassereinsparung wird bilanziert s. Grauwasser und Toilettenspülwasser.

Tabelle 4-2: Betrachtete Stoffströme und Kosten innerhalb des Basisszenarios Schwarzwasserseparation

Teilstrom	Behandlung, Verbleib	Kostenbetrachtung K(1)	Kostenbetrachtung K(2)
Trinkwasser	Bedarf wird durch Regenwassernutzung sowie wassersparende Techniken reduziert	- ¹⁾	- ²⁾
Regenwasser	Bewirtschaftung angepasst an naturnahen Wasserhaushalt keine gemeinsame Ableitung mit Schmutzwasser (optional)	+	Anpassung an naturnahe Rate für Verdunstung und Versickerung, Auswirkung auf Emissions- und Immissionskriterien
	ggf. Nutzung als Betriebswasser im Haushalt zur Toilettenspülung, Wäschewaschen und Raumreinigung ggf. Nutzung als Bewässerungswasser im Garten	+	Anpassung an gewünschte Rate Regenwassernutzung, Auswirkung auf Emissions- und Immissionskriterien
Grauwasser	Einsatz von Wassersparenden Techniken	+	Anpassung an gewünschte Rate Trinkwassereinsparung, Auswirkung auf Emissionskriterien
	Ableitung zur zentralen Kläranlage	nur Kosten für Stoffstromtrennung nur Abwasserabgabe für zentrale Kläranlage	Auswirkung auf Emissionskriterien
Urin	ggf. getrennte Sammlung und Speicherung zur späteren Verwertung	+	Anpassung an gewünschte Rate Nährstoffrecycling, Auswirkung auf Emissionskriterien
	Mitbehandlung bei Fäzes		
Fäzes	dezentrale Behandlung durch Kompostierung oder (semi-)zentrale Behandlung in Biogasanlagen	+	
Toilettenspülwasser	ggf. zunächst wassersparende Techniken Einsatz von Trockentoiletten (bei Kompostierung) bzw. Vakuumtoiletten (bei Behandlung in Biogasanlagen)	+	Anpassung an gewünschte Rate Trinkwassereinsparung, Auswirkung auf Emissionskriterien

1) Kosten für wassersparende Techniken, Grauwasserrecycling werden beim entsprechenden Teilstrom berechnet.

2) Die Trinkwassereinsparung wird bilanziert s. Grauwasser und Toilettenspülwasser.

Die Bezeichnung der Basisszenarien in den Ergebnisdarstellungen ergibt sich aus der Kennzeichnung des abgetrennten Schmutzwasserstroms (G für Grauwasser und S für Schwarzwasser) und der Kennzeichnung des Untersuchungsgebietes (1

oder 2). Bei Untersuchungsgebiet 2 wurde wie oben beschrieben das System in einer Version mit sechs (2(6)) und in einer zweiten Version mit 32 Teileinzugsgebieten (2(32)) betrachtet. Weiterhin wurden die Untersuchungen mit verschiedenen Modellversionen durchgeführt, die sich, wie in Tabelle 4-3 gekennzeichnet, hinsichtlich Dekomposition (vgl. Kap. 3.3.3.2 und 3.3.5.3) des Problems und Berechnung der ökologischen Kosten (vgl. Kap. 3.3.2.2) unterscheiden.

Tabelle 4-3: Kennzeichnung der Basisszenarien in den Untersuchungsgebieten in Abhängigkeit von der Modellversion

Modellversion	Dekompositionsmethode	Skalierung ökologische Kosten	Untersuchungsgebiet 2		
			Untersuchungsgebiet 1	6 Teilgebiete 32 Teilgebiete	
<i>ProNet a</i>	keine	Differenzen (als %-Punkte) bzw. Summe	G_1a [5] S_1a [15]	G_2(6)a [5] S_2(6)a [15]	
<i>ProNet b</i>	räumlich	Differenzen (als %-Punkte) bzw. Summe	G_1b [5] S_1b [5]	G_2(6)b [10] S_2(6)b [30]	G_2(32)b [30] S_2(32)b [5]
<i>ProNet c</i>	räumlich	Skalierung in einem Intervall [0,1]		G_2(6)c [15] S_2(6)c [25]	

[...] Anzahl der ausgewerteten Berechnungen

Innerhalb dieser Basis-Szenarien wurden sowohl verschiedene Gestaltungsoptionen als auch verschiedene Zielkriterien und Umgestaltungszeiträume analysiert. Die Werte in Klammer geben die durchgeführten Berechnungen für die verschiedenen Szenarien an. Für Untersuchungsgebiet 1 wurden zur Modellerstellung außerdem zahlreiche Berechnungen mit Vorversionen des Modells durchgeführt. Erkenntnisse aus diesen Berechnungen fließen in die zusammenfassenden Betrachtungen mit ein. Den Schwerpunkt der Untersuchungen bildet die Betrachtung des realen Untersuchungsgebietes 2(6), da in dem reduzierten Problem wesentlich schneller eine Optimallösung gefunden werden kann als im detaillierten Problem mit 32 Teilgebieten. Für die Ergebnisdarstellung in Kapitel 5 werden jeweils einzelne Optimierungsrechnungen ausgewählt und detailliert dargestellt.

Innerhalb der in Tabelle 4-3 aufgeführten Berechnungen wird weiterhin die Auswirkung der Variation wichtiger Optimierungsparameter auf die optimalen Umsetzungsstrategien analysiert. Die im Rahmen der Arbeit vorgestellten Untersuchungen lassen sich in die Gruppen

- Variation des Untersuchungszeitraumes (VT),
- Variation innerhalb der ökonomischen Kriterien (VK(1)),
- Variation innerhalb der ökologischen Kriterien (VK(2)) und
- Variation der Zielgewichtung (VG)

unterteilen.

Eine Übersicht der untersuchten Variationen in den Untersuchungsgebieten und Basisszenarien gibt Tabelle 4-4. Bei den Variationen der ökonomischen Optimierungskriterien, der ökologischen Kriterien und der Zielgewichtung wurden zusätzlich weitere Einflüsse untersucht. Z.B. wurde in S_2(6) die Veränderung eines Budgets je Zeitschritt (in VK(1)) bei verschiedenen Zielgewichtungen (VG) und unterschiedlichen ökologischen Zielfunktionen (VK(2)) analysiert.

Tabelle 4-4: Übersicht der untersuchten Variationen in den Untersuchungsgebieten

Untersuchungs- gebiet	Untersuchungs- gebiet 1			Untersuchungsgebiet 2														
				6 Teilgebiete						32 Teilgebiete								
	Basisszenario	G_1		S_1			G_2(6)			S_2(6)			G_2(32)			S_2(32)		
zusätzliche Veränderung	VK(1)	VK(2)	VG	VK(1)	VK(2)	VG	VK(1)	VK(2)	VG	VK(1)	VK(2)	VG	VK(1)	VK(2)	VG	VK(1)	VK(2)	VG
Untersuchungszeit- raum (VT)	.. + + + + + - ..		
Variation Ökonomische Kriterien (VK(1))	.. + ..			+ + -			+ + -			+ + +			+ - +			.. - ..		
Ökologische Kriterien (VK(2))	.. + + ..			- + +			+ + +			- + +			.. - ..		
Zielgewichtung (VG)	.. + ..			+ + +			- + +			+ + +			+ + +			.. + ..		

.. - .. Variation wird im Untersuchungsgebiet nicht analysiert

.. + .. Variation wird im Untersuchungsgebiet analysiert, weitere Einflüsse werden nicht untersucht

+ Variation wird im Untersuchungsgebiet unter zusätzlicher Berücksichtigung der Veränderung des entsprechenden Kriterienfeldes untersucht

- zusätzliche Veränderung des Kriterienfeldes wird nicht untersucht

Der Schwerpunkt der Sensitivitätsanalyse liegt einerseits in der Veränderung der Gewichtung der beiden Zielfunktionen K(1) und K(2). Andererseits wird die Auswirkung der berücksichtigten Anzahl und Gewichtung der ökologischen Kriterien in Zielfunktion K(2) mit besonderer Intensität untersucht.

Die Vorgaben und Annahmen für die einzelnen Berechnungen sind jeweils mit den zugehörigen Ergebnissen beschrieben.

5 Ergebnisse und Diskussion

Zur Vorstellung der möglichen Ergebnisse, die mit dem entwickelten mathematischen Optimierungsmodell erzielt werden können, werden zunächst für die beiden Untersuchungsgebiete Basis-Szenarien im Detail vorgestellt (Kap. 5.1). Hierzu werden zur Darstellung der möglichen Bandbreite der Modellanwendungen für Untersuchungsgebiet 1 zwei verschiedene Gewichtungen der beiden Zielfunktionen (Kosten $K(1)$ und $K(2)$) vergleichend für eine weitgehende, separate Schwarzwasserbehandlung dargestellt. In Untersuchungsgebiet 2(32) wird die flächendeckende Integration dezentraler Grauwasserrecyclinganlagen für drei unterschiedliche Gewichtungen diskutiert und für Untersuchungsgebiet 2(6) die Auswirkungen von Schwarz- und Grauwasserrecycling bei hoher Gewichtung der ökologischen Kosten $K(2)$ gegenüber gestellt. Anschließend werden die Einflüsse der Variation verschiedener Kriterien und Vorgaben auf die optimalen Umsetzungsstrategien dargestellt (Kap. 5.2). Abschließend werden die Ergebnisse in mathematischen und wissenschaftlichen Rahmen eingeordnet, zusammenfassend diskutiert und Empfehlungen zur Modellanwendung abgeleitet (Kap. 5.3).

5.1 Ergebnisse der Basisszenarien in den Untersuchungsgebieten

5.1.1 Untersuchungsgebiet 1

Als Beispiel für verschiedene mögliche Zielzustände wird ein Szenario ausgewählt, bei dem im gewünschten Zielzustand durch die Einführung Neuartiger Sanitärsysteme Schwarzwasser flächendeckend separat behandelt werden soll, während Grauwasser weiterhin zur zentralen Abwasserreinigungsanlage gelangt. Weiterhin wird angestrebt, das Regenwasser komplett vom Schmutzwasser zu entkoppeln. Als mögliche neue Ableitungselemente werden Schmutzwasserkanäle und Druckleitungen sowie Regenwasserkanäle und -rinnen bereitgestellt.

5.1.1.1 Optimierungskriterien S_{1a}

In zwei Variationen wird durch Vorgabe einer unterschiedlichen Gewichtung G von ökonomischen $K(1)$ und ökologischen Kosten $K(2)$ der Schwerpunkt einerseits auf geringe finanzielle Kosten ($G = 1:5.000$)⁴⁶ und andererseits auf einen mög-

⁴⁶ Diese Schreibweise bedeutet eine Gewichtung von $\alpha = 1$ „zu“ $\beta = 5.000$.

lichst guten ökologischen Zustand gelegt ($G = 1:15.000$). Zur Vorgabe der Gewichtungsfaktoren wird auf Kapitel 3.3.5 verwiesen.

Das mathematische Modell ist bereits für das fiktive Testgebiet äußerst komplex und die hier vorgestellten Berechnungen wurden ohne die in Kapitel 3.3.3.2 beschriebenen Dekompositionsverfahren durchgeführt. Deshalb wurden zur Vereinfachung des Optimierungsproblems neben dem Zielzustand noch weitere mindestens auszuführende Aktivitäten bei Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in den verschiedenen Teilgebieten vorgegeben.

Die wichtigsten Zielkriterien sind zusammengefasst:

- Basisszenario: Grauwasserseparation
- Betrachtungszeitraum: 45 a
- Gewichtungen⁴⁷: Variation V1: $G = 1:5.000$ (Ziel: geringe ökonomische Kosten $K(1)$)
Variation V2: $G = 1:15.000$ (Ziel: guter ökologischer Zustand)
- Modellversion: *ProNet a*
- Es wird keine Budgetbeschränkung vorgegeben.
- Die ökologischen Zielkriterien wurden, wie in Tabelle 5-1 aufgeführt, ausgewählt und gewichtet (die Differenzen der Ziel- und aktuellen Werte gehen als %-Punkte ein).

Tabelle 5-1: Ökologische Zielkriterien des Beispiels für Untersuchungsgebiet 1

$K_i(2)$	$Z_i^{(1)}$ [%]	$\gamma_i(2)$ [-]	$K_i(2)$	Berechnung	$\gamma_i(2)$ [-]	
<i>Wasserhaushalt $K_1(2)$</i>			<i>Emissionen $K_3(2)$</i>			
K_{1a}	Verdunstungsrate	50	1	K_{3a} Frachteinträge in Gewässer ²⁾	$\frac{\Sigma B_{CSB, \text{gew}}(t)}{100}$	1
K_{1b}	Versickerungsrate	20	1	K_{3b} Entlastungsrate e	-	-
K_{1c}	RW-Nutzungsrate	5	1	K_{3c} Mischverhältnis m	-	-
<i>Ressourcenschonung $K_2(2)$</i>			<i>Immissionen $K_4(2)$</i>			
K_{2a}	dir. Trinkwassereinsparung	45	1	K_4 Maximalabflüsse	-	-
K_{2b}	Grauwassernutzung	-	-			
K_{2c}	Nährstoff-/ Energieverwertung	25	1			

$K_i(2)$ ökologische Kostenanteile Z_i Zielwerte $\gamma_i(2)$ Gewichtungsfaktor $K_i(2)$ gew Gewässer

- 1) Die Zielwerte beziehen sich auf Anteile des Niederschlags bzw. auf Anteile des häuslichen und aus ähnlichen Bereichen anfallenden Schmutzwasserabflusses
- 2) Es werden niederschlagsbedingte Emissionen betrachtet, die Kläranlagenablauffracht des Trockenwetteranteils wird nicht in die Zielfunktion aufgenommen.

⁴⁷ Die Gewichtung beinhaltet auch einen „Skalierungsfaktor“. Eine Gewichtung $G = 1:5.000$ führt bei dieser Untersuchung zu einer Strategie bei der ökonomische Kosten etwa 5-mal „wichtiger“ sind als ökologische Kosten; $G = 1:15.000$ zu einer Strategie, in der beide Kosten etwa gleich „wichtig“ sind.

Durch die direkte Verrechnung der Abstands- bzw. Frachtwerte in der ökologischen Zielfunktion müssen die resultierenden Werte erst in einen ähnlichen Wertebereich skaliert werden (z.B. durch Divisor 100 bei Emissionen). Für die Anpassung an einen naturnahen Wasserhaushalt wurden entsprechende Zielwerte angenommen. Sie beziehen sich auf die Anteile des Niederschlags, die verdunsten bzw. versickern. Durch eine überschlägige Ermittlung der im Istzustand verdunstenden oder versickernden Anteile (gemäß „Aufteilungsfaktoren“ nach Tabelle 3-2) kann die Ausgangszahl der Einzelkosten abgeschätzt werden – hier rund 35.

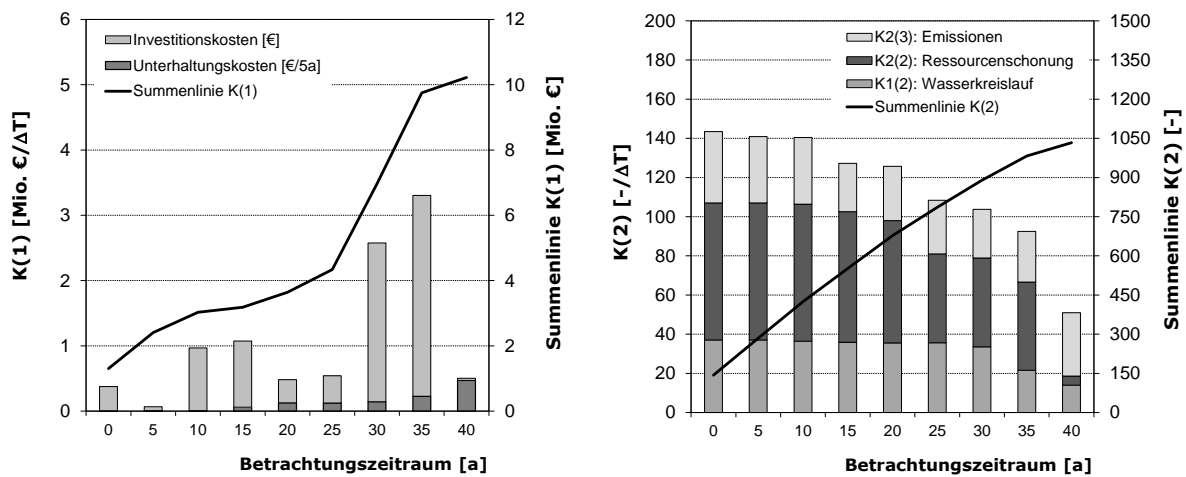
Die Zielwerte der Ressourcenschonung beziehen sich auf Anteile des häuslichen Schmutzwassers oder ähnlicher Herkunftsbereiche, die durch wassersparende Armaturen reduziert werden oder einer Schwarzwasserbehandlung und damit potenziell der Nährstoff- oder Energiegewinnung zugeführt werden. Die Zielwerte wurden vorab abgeschätzt und beziffern das maximale Einsparpotenzial bzw. den Anteil des gesamten Schwarzwasserabflusses. Dieses Kriterium hat im Istzustand, da weder zum Knoten Trinkwassereinsparung noch zum Knoten „Nährstoff- und Energieverwertung“ Flüsse gelangen, den Wert 70.

Für die Emissionen sollten ebenfalls überschlägig die momentanen Frachteinträge ermittelt werden, um die Maßzahl des Istzustandes abzuschätzen (hier rund 35). Durch die Gewichtungen kann dann vorgegeben werden, welches Kriterium ein höheres Gewicht haben soll. In diesem Beispiel haben, da alle Anteile mit den Gewichtungsfaktor $\gamma_i(2) = 1$ multipliziert wurden, die Kriterien zur Ressourcenschonung somit ein doppelt so hohes Gewicht wie die beiden anderen ausgewählten Kriterienfelder.

5.1.1.2 Zielfunktionswerte S_{1a}

Die Ermittlung einer Umsetzungsstrategie bei geringerer Gewichtung der ökologische Kosten in der Zielfunktion (Variation V1) führt dazu, dass möglichst viele Maßnahmen erst am Ende des Betrachtungszeitraums gebaut werden, da sie dann durch den angesetzten Zinsfaktor und die Betrachtung von Projektkostenbarwerten günstiger sind (s. Abbildung 5-1). Bei Variation 2 ergibt sich ein Schwerpunkt der Umsetzung von Maßnahmen auch schon zu Beginn des Umsetzungszeitraumes, da dann die ökologischen Kosten gleich von Beginn an effektiv gesenkt werden. Es werden alle Teilkosten $K_i(2)$ schneller reduziert als bei V1. Da die Kriterien der Ressourcenschonung in der ökologischen Zielfunktion ein höheres Gewicht haben, geschieht die Anpassung an die Zielwerte schneller als bei den beiden anderen Kriterien. Insgesamt resultieren bei V1 bei 10 % geringeren Kapitalkosten 40 % höhere ökologische Kosten.

Variation V1: G = 1:5.000



Variation V2: G = 1:15.000

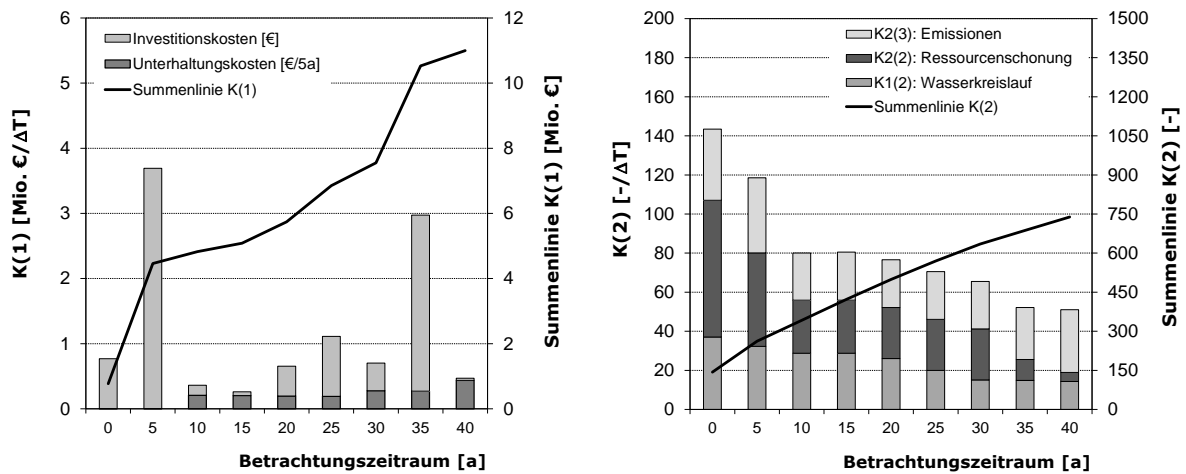


Abbildung 5-1: Vergleich der ökonomischen $K(1)$ und ökologischen Kosten $K(2)$ für V1 und V2

5.1.1.3 Bauabfolge der Umsetzungsstrategie S_1a

In Tabelle 5-2 sind die Zeitpunkte der Fertigstellung von verschiedenen Maßnahmengruppen für Variation 1 und 2 gegenübergestellt. Zur getrennten Ableitung der Stoffströme wurde für Regenwasser ein neues System angelegt und der resultierende Schmutzwasserabfluss weiterhin in den bestehenden Mischwasserkanal geleitet. Die raumzeitliche Umsetzungsstrategie zeigt bei V1 analog zu den Kostenverläufen einen Schwerpunkt der Umsetzung von Maßnahmen in den letzten beiden Zeitschritten. V.a. die neuartige Sanitärtechnik zur Behandlung des Schwarzwassers (implementiert werden Komposttoiletten in den Teilgebieten 3 und 5 und eine Biogasanlage für die Schwarzwasserabflüsse aus den Teilgebieten 1, 2 und 4) wird so implementiert, dass sie am Ende des vorgegeben Umsetzungszeitraums fertig gestellt ist. Durch die erforderlichen Hausan- und -umschlüsse und Ausstattung der Sanitärräume ergeben sich hier lange Umsetzungsdauern.

In allen Teilgebieten wird der Betrachtungszeitraum voll ausgenutzt, d.h. es werden über die gesamte zur Verfügung stehende Umsetzungsdauer Aktivitäten durchgeführt. Räumlich gesehen werden neue Techniken in TG 1 und TG 5 später

implementiert. In TG 1 als flächenmäßig größtes Gebiet ist v.a. die Umgestaltung der Regenwasserentsorgung kostenintensiv, während TG 5 in der fließtechnischen Verknüpfung am Netzende liegt.

Tabelle 5-2: Vergleich der Fertigstellung unterschiedlicher Maßnahmen in den Teilgebieten für Variation 1 und 2

		Fertigstellung zum Zeitpunkt T = [a]									
		V1: G = 1: 5.000					V2: G = 1:15.000				
		TG1	TG2	TG3	TG4	TG5	TG1	TG2	TG3	TG4	TG5
Dachbegrünung	<i>GD</i>	35	-	-	-	40	10	-	-	-	35
Entsiegelung	<i>Ent</i>	40	15	-	10	35	40	35	-	10	10
Versickerung	<i>VM(z)</i>	-	-	30	-	35	-	-	10	-	10
Regenwassernutzung	<i>RN1/2</i>	-	40	40	20	-	-	40	10	30	-
Behandlung	<i>BH1/2</i>	35	-	-	-	-	10	-	-	-	-
Ableitung RW	<i>OA</i>	35	5	10	15	20	10	5	10	10	10
Wassersparen GW	<i>Wsp</i>	40	15	20	40	20	5	5	5	5	5
Schwarzwasserrecycling	<i>SW_Bio/ SW_KoT</i>	20	35	40	40	20	10	40	10	35	40

frühe Implementierung ... späte Implementierung

Bei V2 werden die meisten Maßnahmen innerhalb der ersten 30 a implementiert. Auffallend ist die Umsetzung von wassersparenden Techniken für den Grauwasserstrom zu Beginn in allen Teilgebieten und die frühe getrennte Ableitung des Regenwassers (gewählt wurden oberflächige Rinnen, außer für behandlungsbedürftige Abflüsse aus TG 1). Die Abflüsse werden allerdings erst nach und nach angeschlossen. Räumlich gesehen ist das Randgebiet TG 3 am frühesten umgestaltet und wie in V1 TG 1 am spätesten. Die vollständige Trennung von Regenwasser und Schmutzwasser wird erst im letzten Teilschritt vollzogen.

5.1.1.4 Umweltauswirkungen S_1a

Die mit ökologischen Zielkriterien bewerteten Umweltauswirkungen sind in Abbildung 5-2 bis Abbildung 5-6 dargestellt, wobei die Kriterien für die Mischwasserbehandlung und Immissionen nicht in die Zielfunktion aufgenommen wurden. Sie können nachträglich dargestellt werden, da alle Variablenwerte der Optimallösung ausgegeben werden.

Wie die Verläufe der ökologischen Kosten und Bauzeitpunkte erwarten lassen, werden die vorhandenen Anteile der Wasserhaushaltsbilanz und Ressourcenschonung bei V2 schneller an die vorgegebenen Zielwerte angenähert als bei V1. Im Zielzustand sind die Aufteilungen dann aber nahezu identisch, was teilweise auf die Vorgabe einzelner durchzuführender Maßnahmen zurückzuführen ist.

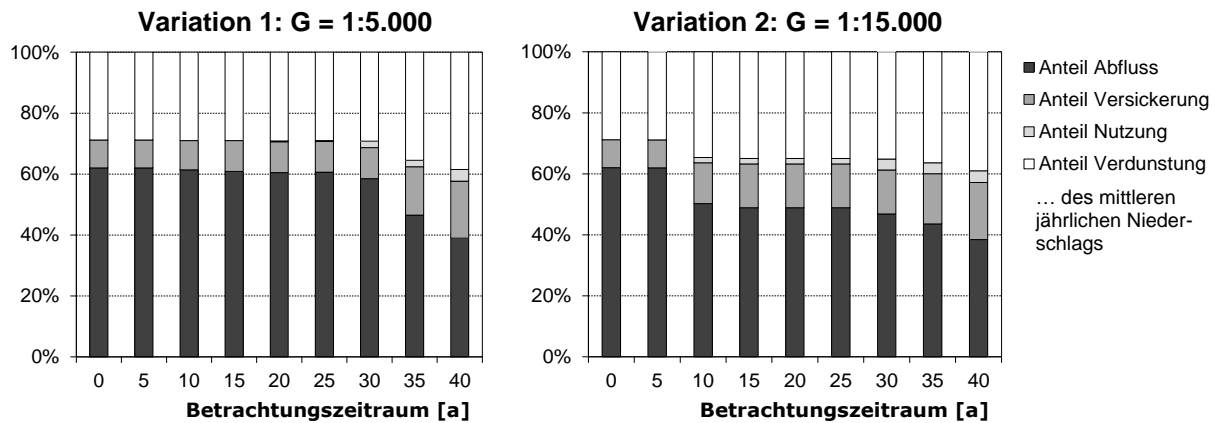


Abbildung 5-2: Vergleich der ökologischen Kriterien des naturnahen Wasserhaushalts für Variation 1 und 2

Die vorgegebenen Zielwerte werden bei der Anpassung an Werte der Ressourcenschonung besser erreicht als bei dem naturnahen Wasserhaushalt. Hier bleibt die Verdunstungsrate mit 40 % im Zielzustand 10 %-Punkte unter dem gewünschten Wert. Durch eine Erhöhung des Gewichts der ökologischen Kosten bzw. des Kriterienfeldes „Wasserhaushalt“ innerhalb K(2) wird dieser Wert besser an das Ziel angepasst. Allerdings kann aufgrund der groben Teilgebietseinteilung, die bspw. für TG 3 und 4 die Möglichkeit einer Dachbegrünung ganz ausschließt, der Zielwert für eine naturnahe Verdunstungsrate nicht erreicht werden. Da die Werte des naturnahen Wasserhaushalts nicht als beschränkende Nebenbedingung für die Erreichung des Zielzustandes formuliert wurden, sondern als Zielwerte zur Bewertung mit ökologischen Kosten, werden diese Werte auch nicht zwingend im Zielzustand erreicht.

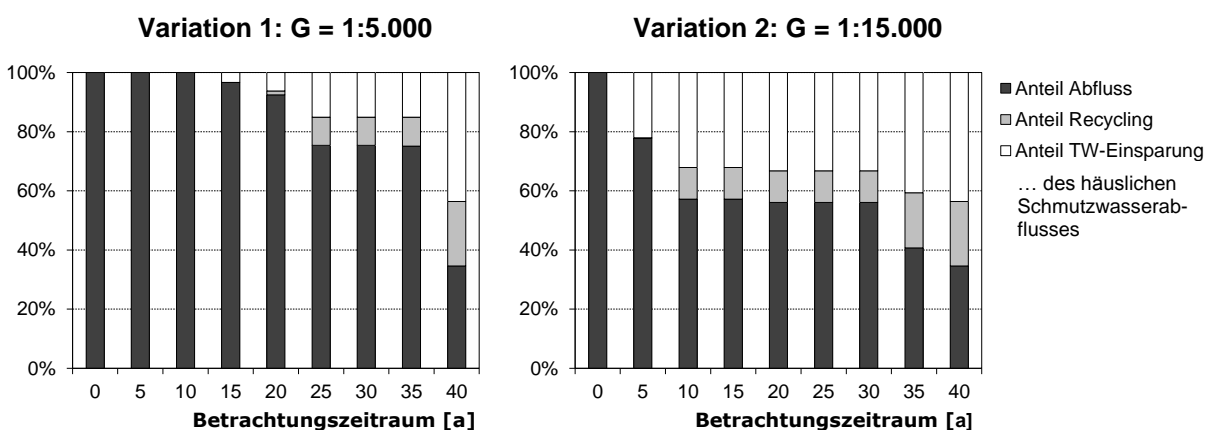


Abbildung 5-3: Vergleich der ökologischen Kriterien der Ressourcenschonung für Variation 1 und 2

Durch Niederschlagsabflüsse bedingte CSB-Frachteinträge in die Gewässer, die für das Emissionskriterium in der Zielfunktion bewertet wurden, sind in Abbildung 5-4 als Summe der Emissionen an den einzelnen Gewässerknoten (Gew 0 bis 2, s. Abbildung 4-2) dargestellt. Ähnlich dem zeitlichen Verlauf der ökologi-

schen Kosten $K_3(2)$ zeigt sich hier bei V2 eine insgesamt schnelle Abnahme der Frachten, die in die Gewässer eingetragen werden.

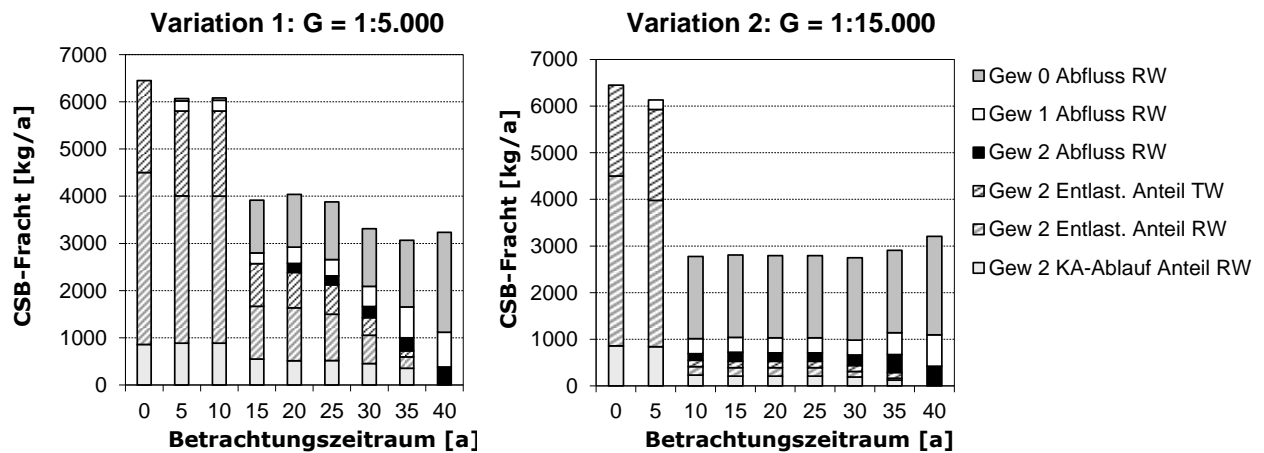


Abbildung 5-4: Vergleich der niederschlagsbedingten Emissionen in die Gewässer für Variation 1 und 2

Da in V2 schon früher Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen umgesetzt werden, sinkt der durch Regenentlastungen im Mischsystem verursachte Frachteintrag bereits im Zeitschritt 10 a von 5.600 kg/a auf 320 kg/a. Zum Ende des Betrachtungszeitraums steigen die Frachten bei Variante 2 wieder leicht an, da zuvor noch an die Kläranlage angeschlossene Regenabflüsse dann direkt in die Gewässer eingeleitet werden. Vorher wurden diese durch die in diesem Beispiel unabhängig von Abwasserzusammensetzung und Trocken- oder Regenwetterfall angenommene Reinigungsleistung durch die Kläranlagenpassage stark reduziert. Der Anteil der Niederschlagsabflüsse, der am RÜB zur Kläranlage weitergeleitet wird, ist mit 70 % im Istzustand nämlich sehr hoch. Die an Gewässer angeschlossene, abflusswirksame Fläche verringert sich aber dennoch stetig von 15,4 ha im Ausgangszustand über 13,2 ha im Jahr 20 bis auf 9,6 ha im Zielzustand. (Kaufmann et al., 2006)

Für das netzabschließende RÜB werden Entlastungsrate und Mischverhältnis vereinfacht bilanziert, aber deren Einhaltung weder gefordert noch die Differenzen zwischen zulässigen und vorhandenen Werten in der Zielfunktion bewertet. Da Beckenvolumen oder Drosselabfluss nicht an die geänderten Bedingungen angepasst werden (s. Kap.3.2.1), sinkt die Entlastungsrate bei V1 ab $T = 35$ a, bei V2 ab $T = 10$ a sprunghaft. Bei V1 steigt dadurch das Mischverhältnis im Entlastungsabfluss zunächst stetig an, ein gefordertes Mindest-Mischverhältnis sinkt leicht (s. auch Abbildung 5-7). Dennoch wäre im Zeitschritt $T = 35$ a das Mindestmischverhältnis nicht eingehalten, da bei stark verringertem Regenabfluss noch immer die Mischwasserkanalisation aufrecht erhalten wird, wodurch sich ein Mischverhältnis im Entlastungsabfluss von rund $m = 4$ ergeben würde. Da bei V2 schneller wassersparende Maßnahmen umgesetzt werden, ist aufgrund der steigenden Trockenwetterkonzentration das erforderliche Mindest-Mischverhält-

nis höher als bei V1. Es wird in den Zeitschritten 30 a und 35 a unterschritten, wenn die mittlere Entlastungsrate unter 5% sinkt.

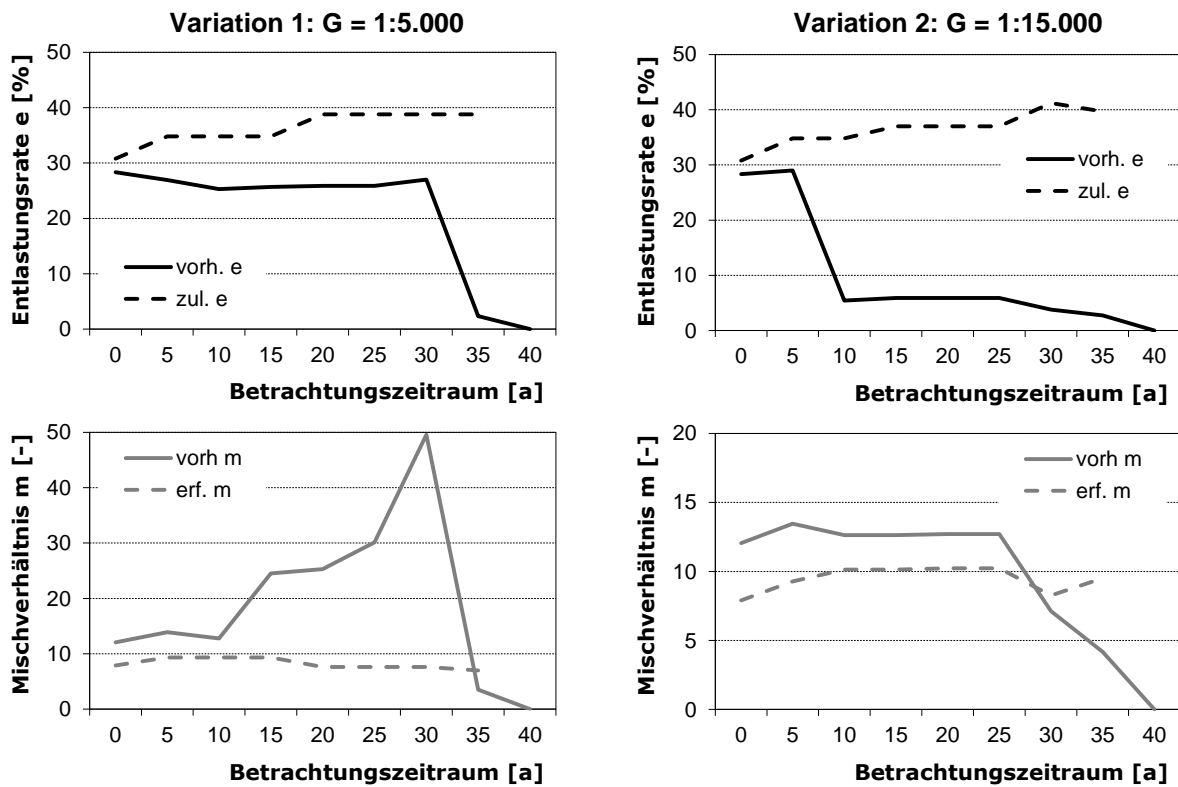


Abbildung 5-5: Vergleich der Entlastungsraten und Mischverhältnisse nach ATV-A 128 (1992) für Variation 1 und 2

Konsequenterweise hätte zur Einhaltung der Anforderungen entweder – bei Aufrechterhaltung der Mischkanalisation – das Bauwerksvolumen oder der Drosselabfluss verkleinert werden müssen oder die Außerbetriebnahme des Beckens bei vollständiger Trennung von Regen- und Schmutzwasser forciert werden müssen. Bei einer höheren Gewichtung der ökologischen Kosten ($G = 0:1$) werden Entsiegelungsmaßnahmen früher gebaut und die Regenwasserabflüsse schon früher vom Schmutzwasser getrennt, sodass das RÜB nach 20 a Betrachtungsdauer nicht mehr zur Mischwasserbehandlung erforderlich wäre. Dann resultieren allerdings in Summe 15,4 Mio. € Kapitalkosten (50 % mehr als in V2), da alle ausgewählten ökologischen Zielkriterien bestmöglich angepasst werden. Eine gezielte Vorgabe einzelner Maßnahmen – hier z.B. der Entsiegelung und Dachbegrünung – mit konkretem Bautermin oder eine Vorgabe, wann das RÜB nicht mehr genutzt werden darf, würde evtl. eher zielführend sein.

Für die Maximalabflüsse zu den Gewässerknoten – vereinfacht berechnet für die auch zur Dimensionierung der Ableitungselemente vorgegebene Regenspende von $r_{(15;0,5)}$ zeigen sich die in Abbildung 5-6 dargestellten Verläufe. In Gewässerknoten 0 und 1 fanden im Istzustand keine Einleitungen statt. Je nach Immissi-

onsanforderungen könnten hier auch zusätzliche Retentionsmaßnahmen vor der Einleitung erforderlich werden, die allerdings nicht berücksichtigt wurden.

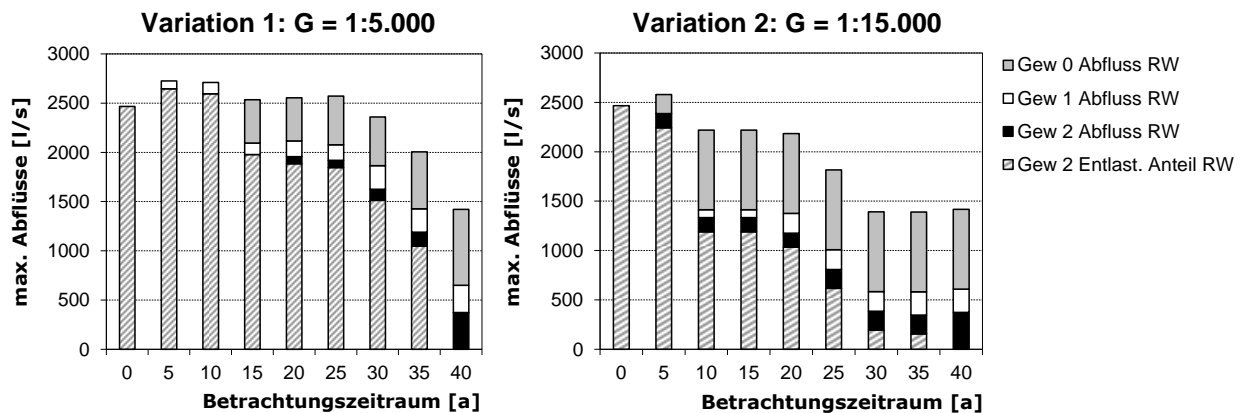


Abbildung 5-6: Vergleich der Maximalabflüsse in die Gewässer für Variation 1 und 2

Bei V1 fällt auf, dass im zweiten Zeitschritt die maximalen Entlastungsabflüsse größer werden. Dies liegt daran, dass zur Sanierung der hydraulischen Überlastung des Mischwasserkanal-Abschnittes TG2 MWK – TG4 MWK der Durchmesser vergrößert wird und dadurch die Abflüsse komplett weitergeleitet werden. Insgesamt zeigt sich, dass die Summe der Einleitungen tendenziell verringert wird und im Zielzustand bei 50 % des Ausgangszustandes liegt. Eine Umnutzung des RÜB als Retentionsraum wurde nicht untersucht.

Die Betrachtung der Abflusssituation am Netzende zeigt, dass der Trockenwetterabfluss aufgrund des hohen Anteils an Fremdwasser und industriellem Abwasser insgesamt um ca. 33 % sinkt. Da der bestehende Mischwasserkanal weiterhin genutzt wird, bleibt mit den Modellannahmen der Fremdwasseranteil bestehen. Das häusliche Schmutzwasser wird dagegen um 65 % verringert. Der Trinkwasserbedarf verringert sich in noch größerem Maße, da Regenwasser zur Toilettenspülung und zum Wäschewaschen genutzt wird. Obwohl die bestehende Mischwasserkanalisation zur Ableitung des verringerten Trockenwetterabflusses genutzt wird, werden hier keine Durchmesser verringert, um eine Mindestfließgeschwindigkeit einzuhalten. Es ist eine zulässige Unterschreitung der Mindestfließgeschwindigkeit um 0,2 m/s möglich, was zu erhöhten Unterhaltungskosten (Spülkosten) führt. Diese werden hier für zwei Kanalabschnitte in Kauf genommen, da eine Verringerung der Kanaldimensionen – zumindest für die hier betrachtete Zeitdauer – höhere Kosten verursacht hätte.

Da zwar einerseits die Schwarzwasserfraktion mit einer größeren angenommenen einwohnerspezifischen CSB-Fracht separiert wird, aber andererseits wassersparende Maßnahmen in erheblichem Umfang eingesetzt werden, verändern sich die resultierenden CSB-Konzentrationen bei V1 sowohl im gesamten Trockenwetterabfluss als auch im Schmutzwasserabfluss nur wenig. Werden wassersparende Techniken früher integriert als die Recyclingmaßnahmen, steigen während der

Umsetzung bei V2 die Konzentrationen zunächst an. Im Zielzustand ergeben sich die gleichen Werte wie in V1. Eine Betrachtung nur des Zielzustandes kann folglich zu falschen Schlüssen für mögliche Anpassungen folgender Anlagen führen. Für eine am Netzeende gelegene Abwasserreinigungsanlage würden die zwischenzeitlich höheren CSB-Konzentrationen auch höhere Umsatzraten bei der Kohlenstoffelimination bedeuten (vgl. Monod-Kinetik, z.B. Mudrack u. Kunst, 2003), es könnten allerdings Kapazitätsreserven zur Abpufferung von Belastungsstößen erschöpft sein.

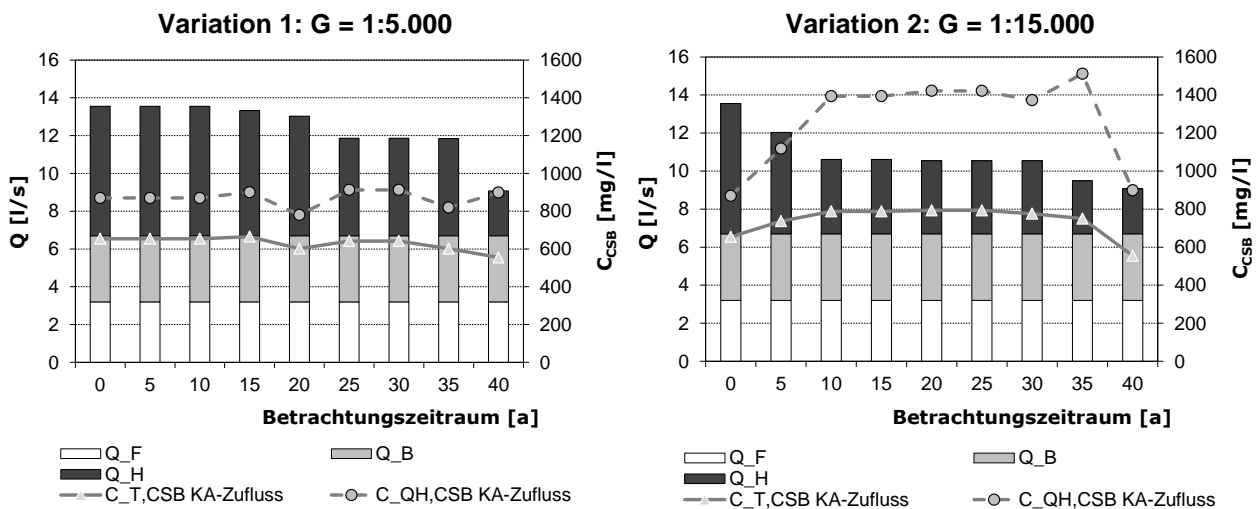


Abbildung 5-7: Vergleich der Abflüsse und CSB-Konzentrationen am Kläranlagenzulauf für Variation 1 und 2

Insgesamt zeigt sich durch die Betrachtung eines Beispiel-Zielzustandes der Schwarzwasserseparation inkl. einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in Untersuchungsgebiet 1, dass

- die Gewichtung der beiden gewählten Kostenarten erheblichen Einfluss auf die jeweilige optimale Strategie hat und
- sich charakteristische anfangs- bzw. endbetonte Kurvenverläufe der ökonomischen und ökologischen Kosten sowie der gewählten Zielkriterien ergeben.
- Je nach Gewichtung oder Auswahl der ökologischen Kriterien werden die weiteren Infrastrukturen schnell oder langsam beeinflusst.
- Die Gewichtung der ökologischen Kriterien untereinander hat Einfluss auf die Anpassung nicht nur des höher gewichteten Kriteriums sondern auch der weiteren Kriterien.
- Die Effekte der Implementierung unterschiedlicher Maßnahmenarten (Wirkung auf Abflussgrößen, Wirkung auf Schmutzfrachten) bei verschiedenen Umsetzungsstrategien können sich unterschiedlich überlagern.
- Durch eine flächendeckende Schwarzwasserseparation verringern sich die Schmutzwasserabflüsse – v.a. bei paralleler Einführung wassersparender Armaturen – erheblich.

- Obwohl der stärker verschmutzte Abwasserteilstrom abgetrennt wird, können sich während einer Umsetzung Konzentrationen im Abfluss auch erhöhen.
- Emissionen und Immissionen in Gewässer werden insgesamt in erheblichem Maß verringert.
- Ggf. entstehen Zwischenzustände, die eine Verschlechterung des Ausgangszustandes bzw. des vorangegangenen Zustandes darstellen.
- Durch die alleinige Betrachtung von Zielzuständen können nicht zwingend Rückschlüsse für die zeitlichen Auswirkungen während des Umgestaltungszeitraums gezogen werden.
- In den sich wandelnden Systemen werden ggf. nicht alle derzeitigen Bestimmungen in Regelwerken eingehalten bzw. die strikte Einhaltung würde Umsetzungsstrategien verteuern.
- Zum Erreichen des gleichen Zielzustandes sind verschiedene optimale Umsetzungsstrategien möglich.
- Es ist schwierig, die vielfältigen Optimierungskriterien im Vorhinein festzulegen und
- es gibt neben den Optimierungskriterien noch weitere Möglichkeiten der gezielten Einflussnahme auf die Umgestaltungsstrategien.

Das Modell liefert für die festgelegten Optimierungskriterien die optimale Umgestaltungsstrategie. Die Diskussion mit Entscheidungsträgern vor Ort zur Festlegung der „Stellschrauben“ ist allerdings unumgänglich. Eine für den spezifischen Anwendungsfall optimale Umsetzungsstrategie kann sich aus einem iterativen Vorgehen ergeben. Da für die jeweilige Optimallösung die zeitlichen Auswirkungen gezeigt und kontrolliert werden können, können die Einflüsse veränderter Einstellungen im Detail analysiert werden.

5.1.2 Untersuchungsgebiet 2(32)

Im Zielzustand wird eine flächendeckende Grauwasserseparation angestrebt. Regenwasser soll wie in Kapitel 5.1.1 komplett vom Schmutzwasser getrennt und möglichst naturnah bewirtschaftet werden. Als Möglichkeiten der Ableitung werden sowohl Schmutzwasserkanäle und Druckleitungen als auch neue Regenwasserkanäle und -rinnen bereitgestellt.

5.1.2.1 Optimierungskriterien G_2(32)b

Die wichtigsten Zielkriterien sind:

- Basisszenario: Grauwasserseparation
- Betrachtungszeitraum: 55 a

- Gewichtungen: Variation V1: G = 1:0 (minimale ökon. Kosten)
Variation V2: G = 1:5.000 (höheres Gewicht ökon. Kosten)
Variation V3: G = 0:1 (minimale ökol. Kosten)
- Modellversion: ProNet b
- Es wird ein Budget von 2,5 Mio €/ΔT vorgegeben.
- Die ökologischen Zielkriterien werden wie in Tabelle 5-3 ausgewählt und gewichtet (die ökologischen Kosten gehen als Differenzen der %-Punkte ein).

Tabelle 5-3: Ökologische Zielkriterien des Beispiels für Untersuchungsgebiet 1

$K_i(2)$		$Z_i^{(1)}$ [%]	$\gamma_i(2)$ [-]	$K_i(2)$		Berechnung	$\gamma_i(2)$ [-]
<i>Wasserhaushalt $K_1(2)$</i>				<i>Emissionen $K_3(2)$</i>			
K_{1a}	Verdunstungsrate	60	1	K_{3a}	Frachteinträge in Gewässer ²⁾	$\frac{\Sigma B_{CSB, gew}(t)}{100}$	0,5
K_{1b}	Versickerungsrate	35	1	K_{3b}	Entlastungsrate e ³⁾	$e(t) - e_{zul.}(t)$	0,25
K_{1c}	RW-Nutzungsrate	2	1	K_{3c}	Mischverhältnis m ³⁾	$m_{erf.}(t) - m(t)$	0,25
<i>Ressourcenschonung $K_2(2)$</i>				<i>Immissionen $K_4(2)$</i>			
K_{2a}	dir. Trinkwassereinsparung	40	1	K_4	Maximalabflüsse	-	-
K_{2b}	Grauwassernutzung	30	1				
K_{2c}	Nährstoff-/ Energieverwertung	-	-				

$K_i(2)$ ökologische Kostenanteile Z_i Zielwerte $\gamma_i(2)$ Gewichtungsfaktor $K_i(2)$ gew Gewässer

- 1) Die Zielwerte beziehen sich auf Anteile des Niederschlags bzw. auf Anteile des häuslichen und aus ähnlichen Bereichen anfallenden Schmutzwasserabflusses.
- 2) Es werden niederschlagsbedingte Emissionen betrachtet, die Kläranlagenablauffracht des Trockenwetteranteils wird nicht in die Zielfunktion aufgenommen.
- 3) Um den Istzustand nicht mit negativen Kosten zu bewerten, da beide Kriterien eingehalten sind, wurde ein Wert aufaddiert, damit im Istzustand ein Wert von 0 resultiert. Im Verlauf der Umsetzung können diese Kosten negativ werden.

Die Zielgewichtung G = 1:0 ist vor dem Hintergrund sinnvoll, dass bis zum Erreichen des Zielzustandes zwingend in jedem Teilgebiet eine Maßnahme zur Grauwasserbehandlung ausgewählt werden muss, da der Zielzustand eine komplette Abkopplung des Grauwassers vorsieht. Aufgrund der Größe des Problems wurde weiterhin zur Regenwasserbewirtschaftung vorgegeben, dass in jedem Teilgebiet mindestens eine der möglichen Maßnahmen durchgeführt werden soll. So wird auch bei einer Gewichtung von G = 1:0 eine Verbesserung der ökologischen Kosten erreicht. Die Gewichtung G = 1:5000 führt dazu, dass ökologische Kosten $K(2)$ etwa eine halb so große Bedeutung für die Optimallösung haben wie ökonomische Kosten $K(1)$. Bei G = 0:1 sollen minimale Umweltauswirkungen während der Umsetzung erreicht werden. Bei den ökologischen Kosten wird eine Gewichtung von $K_1(2):K_2(2):K_3(2) = 1:2:2$ vorgegeben.

Weiterhin hat sich herausgestellt, dass durch die Vereinfachung der Kanalnetzdaten zu einem Grobnetz die Berücksichtigung der Fließgeschwindigkeit nicht möglich war. Durch die vereinfachte Listenrechnung zur Abflussberechnung mussten

viele Haltungen größer abgebildet werden, als sie in der Realität sind, um die Abflusskapazität zu gewährleisten. In vielen Haltungen war deshalb die Fließgeschwindigkeit auch im Istzustand bei Trockenwetter sehr gering und lag unterhalb der festgelegten Mindest-Fließgeschwindigkeit. Eine Verringerung der Mindestfließgeschwindigkeit pauschal für alle abgebildeten Haltungen wurde als nicht sinnvoll erachtet, weshalb die Einhaltung der Bedingung Mindest-Fließgeschwindigkeit nur exemplarisch für einzelne Kanalabschnitte gefordert wurde.

5.1.2.2 Zielfunktionswerte $G_{2(32)b}$

Die Summenlinien der ökonomischen und ökologischen Kosten der drei Variationen sind vergleichend in Abbildung 5-8 gezeigt.

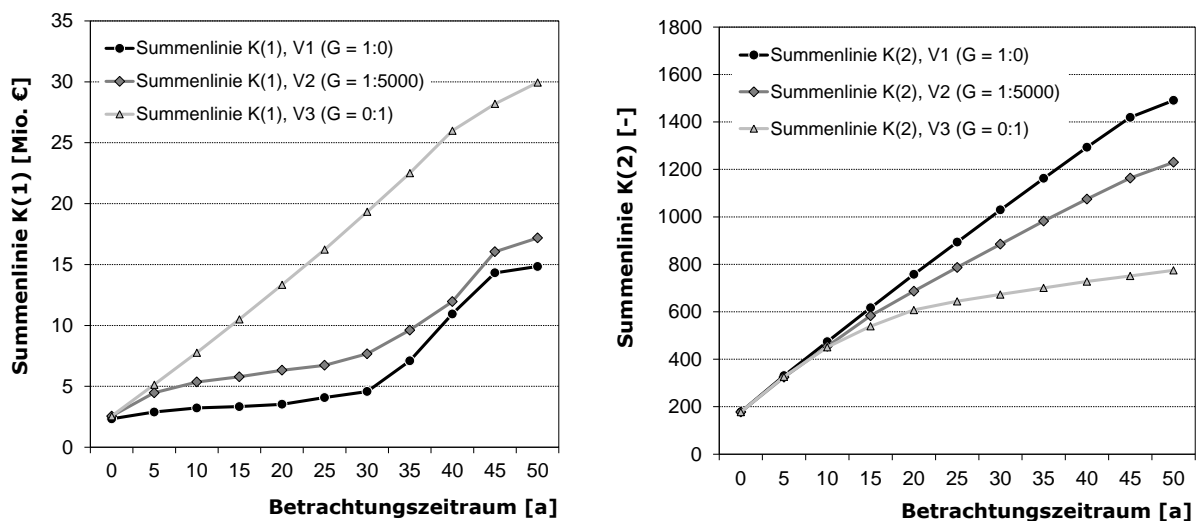


Abbildung 5-8: Vergleich der Summenlinien der ökonomischen und ökologischen Kosten der drei Variationen in Untersuchungsgebiet 2(32)

Während in V1 und V2 15 bzw. 17 Mio. € für die Umsetzung des gewünschten Zielzustandes entstehen, verdoppelt sich dieser Wert bei V3 auf rund 30 Mio. € Kapitalkosten. Für die ökologischen Kosten resultieren in Summe allerdings auch nur 800 Punkte im Vergleich zu rund 1.500 in V1.

Die Aufteilung der ökologischen Kosten in die drei betrachteten Kriterienfelder zeigt Abbildung 5-9 für V2 und V3. In V1 werden alle Kostenanteile erst gegen Ende der Betrachtungsdauer reduziert (im Anhang A 9.1, Abbildung A - 10 dargestellt). Die Verläufe sind für die ersten drei Zeitschritte nahezu gleich, dann werden in V3 alle Kriterien weiterhin sehr deutlich reduziert. Die unter Emissionen zusammengefassten Beurteilungskriterien sinken bei V3 im Vergleich zu V2 so stark ab, da die Kriterien zum Vergleich von zulässigen und erforderlichen Entlastungskennwerten e und m mit negativen Werten bewertet werden (vgl. auch Abbildung 5-17). Bei beiden Variationen werden jeweils die Kriterien mit dem höheren Gewicht $K_2(2)$ und $K_3(2)$ tendenziell schneller reduziert.

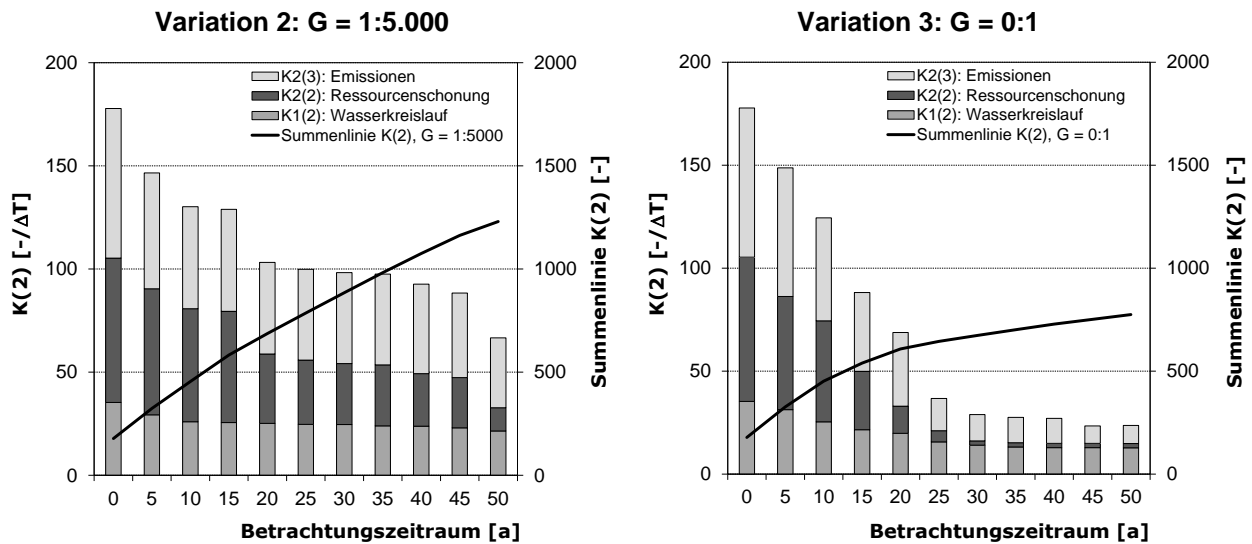


Abbildung 5-9: Vergleich der Einzelkriterien der ökologischen Kosten für V2 und V3 in Untersuchungsgebiet 2(32)

5.1.2.3 Bauabfolge der Umsetzungsstrategie $G_2(32)b$

Die gezeigten Verläufe der beiden Kosten $K(1)$ und $K(2)$ lassen sich anhand der Zeitpunkte des Baus bzw. der Inbetriebnahme der entsprechenden Maßnahmen nachvollziehen. Abbildung 5-10 zeigt die Fertigstellung von Maßnahmen des Grauwasserrecyclings in den einzelnen Teilgebieten. Bei einer geringen Gewichtung von $K(2)$ werden diese erst sehr spät gebaut. Mit zunehmender Gewichtung werden deutlich mehr Grauwasserrecycling-Maßnahmen früher abgeschlossen, wobei nicht zwingend Anlagen in den gleichen Teilgebieten früher gebaut werden. Insgesamt werden bei V1 ($G = 1:0$) günstigere Maßnahmen – also solche in kleineren Teilgebieten oder unter Anwendung naturnahen Verfahren eher gebaut. Steigt die Gewichtung von $K(2)$, kann kein eindeutiger Zusammenhang festgestellt werden; hier werden auch kostenintensive Anlagen, die dann aber wiederum größere positive Auswirkungen auf die ökologischen Kosten haben, früher gebaut. Tendenziell kann man eine grobe Umsetzung in Fließrichtung erkennen.

Noch deutlicher werden diese Zusammenhänge bei Maßnahmen im Schwarzwasserbereich (s. Abbildung 5-11). Hier werden lediglich wassersparende Toiletentechniken eingesetzt. In V1 werden diese in allen Teilgebieten so implementiert, dass sie zum Ende des Betrachtungszeitraumes fertig gestellt sind. In V2 wird der Großteil bis zum Zeitpunkt $T = 15$ a umgestaltet, in einzelnen Teilgebieten – eher kleineren bzw. solchen mit weniger Einwohnern, in denen dann die Wirkung auf das Kriterium Trinkwassereinsparung nicht so groß ist – auch sehr spät.

V1: G = 1:0



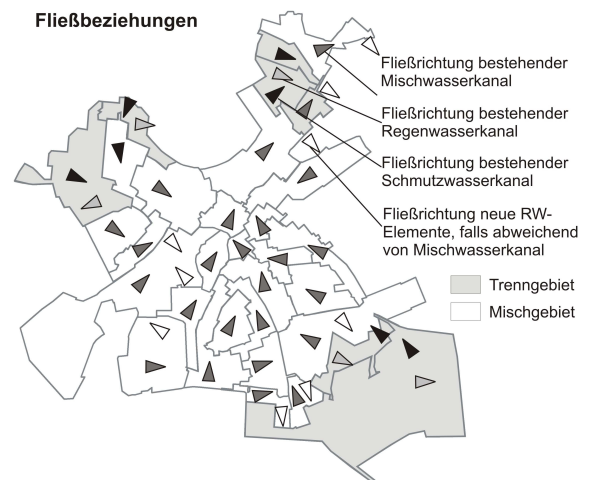
V2: G = 1:5000



V3: G = 0:1



Fließbeziehungen



Legende der Fertigstellungszeitpunkte [a]

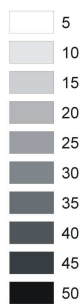


Abbildung 5-10: Fertigstellung von Grauwasserrecyclingmaßnahmen in den Teilgebieten

V1: G = 1:0



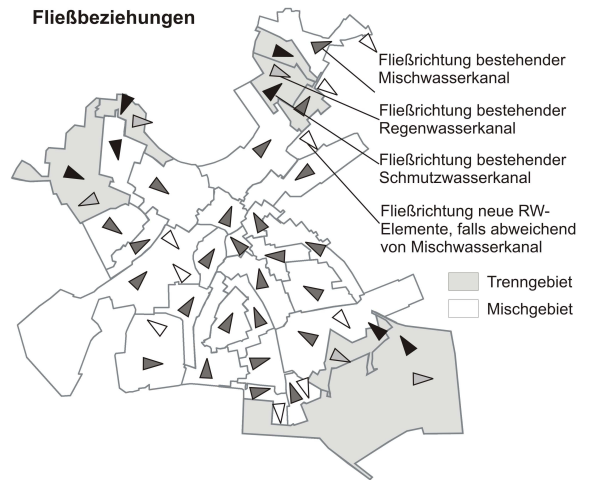
V2: G = 1:5000



V3: G = 0:1



Fließbeziehungen



Legende der Fertigstellungszeitpunkte [a]

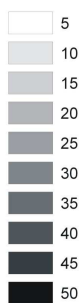


Abbildung 5-11: Fertigstellung der Trinkwassereinsparung für Toilettenspülwasser in den Teilgebieten

Bei den Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung werden mit höherer Gewichtung von K(2) wesentlich mehr Maßnahmen gebaut (insgesamt 81 bei V3 gegenüber 56 bei V1) und diese auch teils in größeren Dimensionen, d.h. es werden auch mehr Teilflächen angeschlossen. Da Anlagen je Teilgebiet über den gesamten Zeitraum gebaut werden, ist eine Darstellung wie in Abbildung 5-10 mit Kennzeichnung der Fertigstellung der Bautätigkeit für die Maßnahmengruppe nicht geeignet. In Abbildung 5-12 erkennt man die unterschiedlichen Baubeginne aller Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Es wird deutlich, dass bei V1 viele Maßnahmen zu Beginn implementiert werden – hierbei handelt es sich überwiegend um kostengünstige Versickerungsmaßnahmen. Diese werden häufig in einer Größe angelegt, die zum Fertigstellungstermin noch überdimensioniert ist, da z.B. kostenintensive Entsiegelungsmaßnahmen erst gegen Ende der Betrachtungsdauer gebaut werden und erst dann zusätzlich angeschlossen werden. Die Bauaktivität für Anlagen der Regenwasserbewirtschaftung wird maßgeblich von den ökologischen Kriterien des naturnahen Wasserhaushalts beeinflusst. Die geringe Anzahl an Anlagen im ersten Zeitschritt bei V3 mit $G = 0:1$ ist darauf zurückzuführen, dass die Anpassung an eine gewünschte Ressourcenschonung ein höheres Gewicht hat. Durch die Budgetierung werden deshalb zu Beginn eher Grauwasserrecyclinganlagen gebaut.

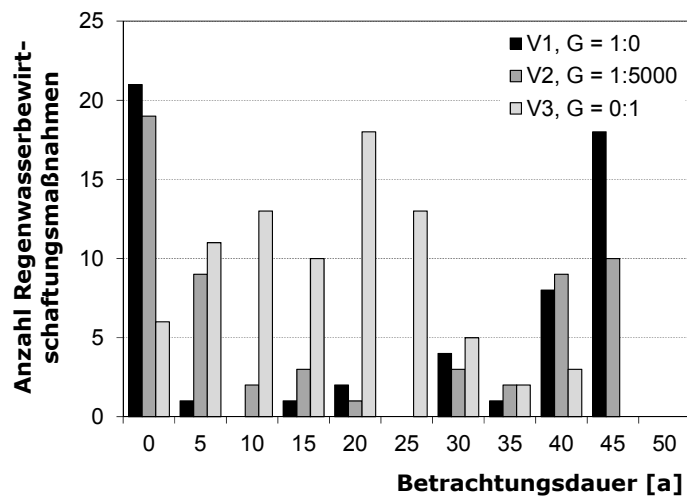


Abbildung 5-12: Anzahl von gebauten Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen für die Szenarien V1 bis V3 in Untersuchungsgebiet 2 (32)

Auch für Aktivitäten, die nicht direkt die ökologische Zielfunktion beeinflussen, aber zur Erreichung des Zielzustandes durchgeführt werden müssen, erkennt man diese Tendenz. Für den Zielzustand ist jeweils vorgegeben, dass sich gering belastetes Regenwasser nicht mit Schmutzwasser vermischen soll. Zur Trennung wird für das Schwarzwasser – dort wo noch keine Trennkanalisation vorhanden ist – ein neues Ableitungssystem als Drucksystem gebaut. Aufbereitetes Grauwasser, das nicht genutzt wird, wird versickert oder zusammen mit dem Regen-

wasser im bestehenden Mischwasserkanal abgeleitet und an geeigneten Stellen ins Gewässer eingeleitet.

V1: G = 1:0

V2: G = 1:5000



V3: G = 0:1



Legende der Fertigstellungszeitpunkte [a]

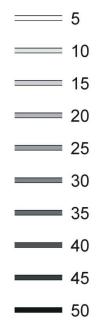


Abbildung 5-13: Fertigstellung der neuen Ableitungssysteme für Schmutzwasser in den Teilgebieten

Die Leitungen werden tendenziell von den Netzanfängen her ausgeführt. Es besteht an gewissen Übergabepunkten die Möglichkeit, die neuen Leitungen noch an den bestehenden Mischwasserkanal anzuschließen, bis die Folgestücke fertiggestellt sind. Insgesamt ergibt sich so die „günstigere“ Lösung, wenn die neuen

Leitungen mit Fertigstellung der Maßnahmen im Schwarzwasserbereich gebaut werden und nicht vom Netzende her. Auffallend ist, dass in V1 auch schon neue Ableitungselemente fertiggestellt sind, bevor im Schwarzwasserbereich die wassersparenden Techniken umgesetzt sind. Da ein Drucksystem ausgeführt wird, für das vereinfacht nur längenbezogene Kosten unabhängig vom abzuleitenden Abwasserabfluss vorgegeben wurden, ist die Ableitung zunächst größerer Abflüsse nicht teurer. Die resultierenden Schmutzwasserabflüsse der bereits im Trennverfahren entwässerten Gebiete werden mit der Zeit an das neue System angeschlossen, wofür jeweils Übergabepunkte definiert werden müssen und Umschlusskosten (z.B. für eine Pumpstation) anfallen. Der Regenabfluss und der resultierende Schmutzwasserabfluss sind allerdings bei V1 und V2 erst im letzten Teilschritt und bei V3 im vorletzten betrachteten Schritt komplett getrennt. Die bestehenden Regenüberlaufbauwerke werden sukzessive außer Betrieb genommen. In V3 wird z.B. das in Fließrichtung am Anfang gelegene RÜ1 nach 20 a Betrachtungsdauer, das RÜ2 nach 35 a und das RÜB nach 40 a nicht mehr zur Mischwasserbehandlung genutzt, da die jeweils oberhalb liegende Entwässerung umgestaltet wurde.

Die im Istzustand festgestellten Engpässe in der Kanalisation wurden mit fiktiven Kosten fk_i von 10.000/(l/s) für Überstau bewertet und in der Zielfunktion für K(1) minimiert. In die Kosten geht die Größe des Kapazitätsengpasses ($Q_{\max} - Q_v$) direkt ein. Diese Differenz reicht bei sieben identifizierten Haltungen in Untersuchungsgebiet 2(36) von 50 l/s bis 500 l/s. Letztgenannte Haltung hat somit eine 10fach größere Schadpunktzahl. Da einerseits an Schächten austretendes Wasser Schäden verursachen kann und andererseits eine Verletzung des Regelwerks stattfindet, sollte das Defizit möglichst schnell behoben sein. In den Fällen mit hoher Schadpunktzahl wurde deshalb eine Sanierung durch eine Vergrößerung des Rohrdurchmessers vorgenommen. Nur in den Fällen mit niedriger Schadpunktzahl reichte die Versickerung von einzelnen Teilflächen zur hydraulischen Sanierung in diesem Beispiel aus. Eine dezentrale Bewirtschaftung von größeren Abflussteilen hätte für die übrigen überlasteten Kanäle eine zu lange Baudauer bedeutet, um die fiktiven Kosten zu senken.

5.1.2.4 Umweltauswirkungen G_2(32)b

Durch die geringere Gewichtung der Anpassung an den naturnahen Wasserhaushalt zeigt sich, wie in Untersuchungsgebiet 1, dass aktuelle Aufteilungen an die Bilanzwerte weniger gut und eher langsam angenähert werden. Dennoch verringert sich bspw. die abflusswirksame Fläche in V2 von 33,5 ha auf 20,4 ha (Reduzierung um 40 %). Ein solcher Wert stellt für bestehende Gebiete einen sehr hohen Anteil dar und wäre in dichter bebauten Gebieten eher nicht zu realisieren.

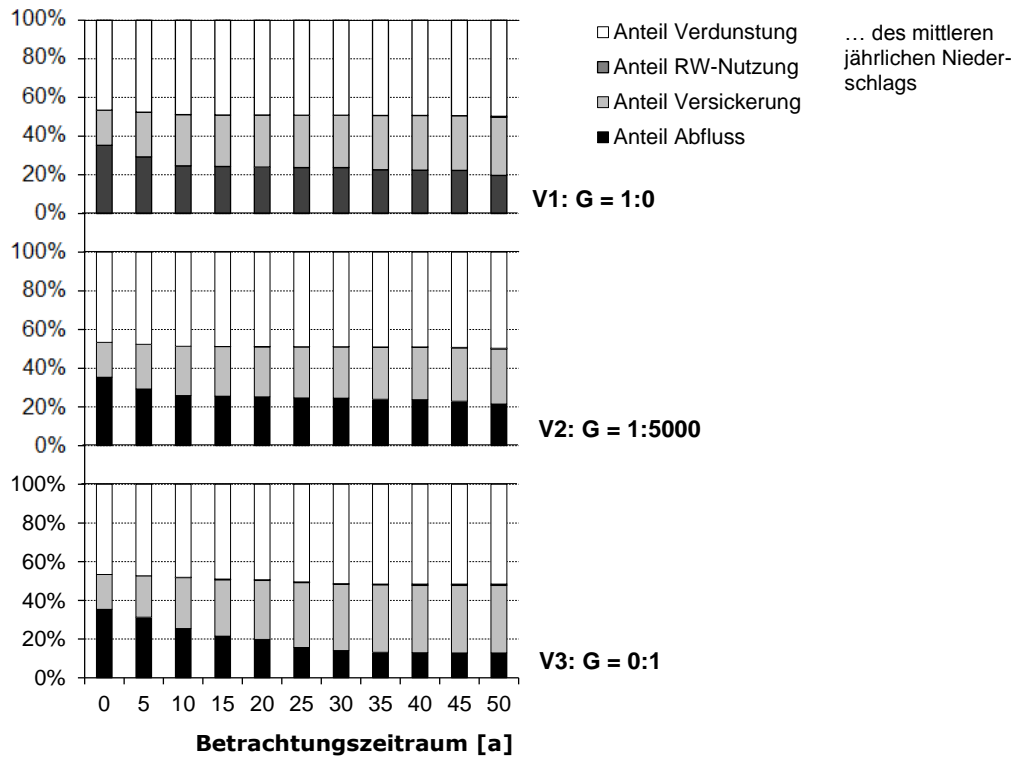


Abbildung 5-14: Anpassung an gewünschten naturnahen Wasserhaushalt in Untersuchungsgebiet 2(32) bei unterschiedlichen Zielgewichtungen

Bei einer höheren Gewichtung von K(2) werden wie in Untersuchungsgebiet 1 die Kriterien der Ressourcenschonung deutlicher minimiert, eine Annäherung an die vorgegebenen Zielwerte also schneller erreicht (s. Abbildung 5-15).

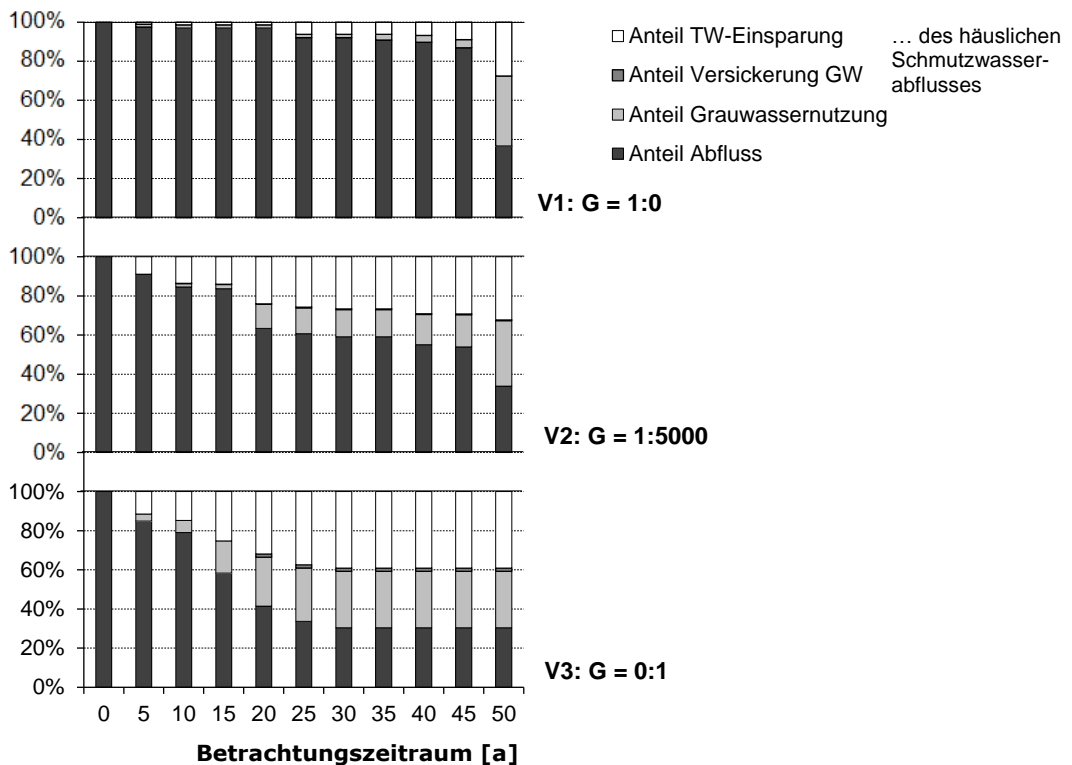


Abbildung 5-15: Anpassung an gewünschte Ressourcenschonung in Untersuchungsgebiet 2(32) bei unterschiedlichen Zielgewichtungen

Während in V1 die Maßnahmen zur Bewirtschaftung des Schmutzwassers erst später gebaut werden, werden bei höheren Gewichtungen die Anteile der Trinkwassereinsparung und Grauwassernutzung der von Beginn an im Hinblick auf den gewünschten Zielzustand angenähert. Auffällig ist, dass mit steigender Gewichtung von K(2) der Anteil an direkt eingespartem Trinkwasser steigt. Anteilig wird deshalb bei V1 und V2 sogar mehr Abwasser einem Grauwasserrecycling zugeführt. Der Zielwert für die Grauwasserrecyclingrate von 30% des Schmutzwasseranfalles, der an wassersparenden Techniken orientiert ist, wird somit sogar überschritten, was allerdings dann wiederum mit höheren Kosten bewertet wurde, da die Beträge der Abstände vom Zielwert eingehen. Der gewünschte Zustand ist bei V1 und V2 erst am Ende des Umsetzungszeitraums bestmöglich erreicht, bei V3 schon zum Zeitpunkt $T = 30$ a. Um Frachten in die Gewässer weiter zu minimieren wird überschüssiges, behandeltes Grauwasser in V2 in geringem Maß, in V3 in etwas größerem Umfang versickert.

Zur Darstellung der Frachteinträge in die Gewässer wird beispielhaft die Situation am netzabschließenden RÜB gezeigt (Abbildung 5-16). Die vielen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen, die in V1 und V2 zu Beginn der Betrachtungsdauer implementiert werden, reduzieren die Entlastungsfrachten sprunghaft. Das Becken wird allerdings in V3 bereits in $T = 45$ a außer Betrieb genommen, bei den anderen beiden Variationen erst im letzten Untersuchungszeitschritt. Insgesamt resultiert in V1 eine Entlastungsfracht von 130 t in den 55 Jahren, bei V2 102 t und bei V3 72 t. Die Entlastungskonzentration steigt in der in V3 ermittelten Strategie allerdings sehr stark an. Werden in Zukunft auch für regenwasserbedingte Einleitungen Grenzwerte für Entlastungskonzentrationen gefordert (Schmitt, 2012), kann dies zu Problemen führen.

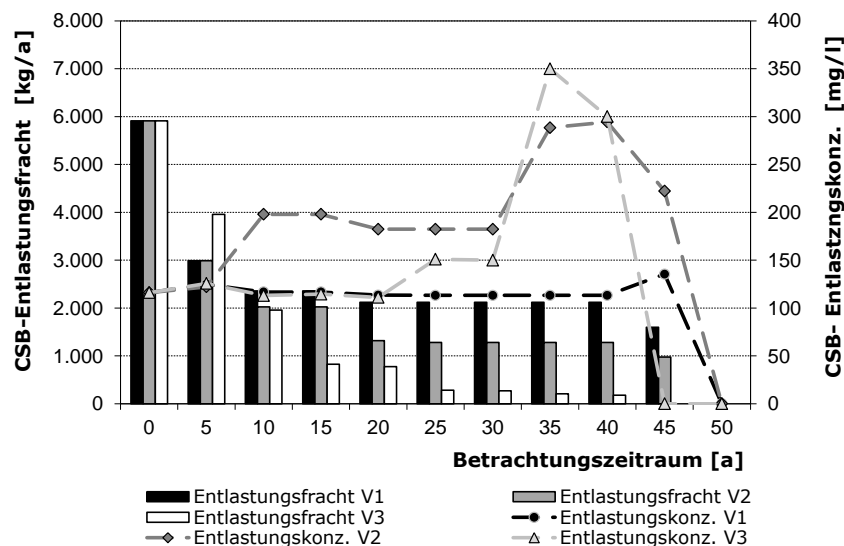


Abbildung 5-16: CSB Entlastungsfrachten und -konzentrationen am netzabschließenden RÜB in Untersuchungsgebiet 1

Für die im Emissionskriterium bewerteten Abstände von zulässigen Kennwerten zeigt sich, dass die Entlastungsrate in allen Variationen stetig reduziert wird. Für das Mischverhältnis ergibt sich, dass es nur bei der Strategie in V2 während der gesamten Umsetzungsdauer eingehalten wäre (im Anhang A 9.1 dargestellt). Als Kriterium der Zulässigkeit der Systemzustände wurde die Einhaltung des Mischverhältnisses nicht als Nebenbedingung formuliert. Abbildung 5-17 zeigt die Verläufe für V1 und V3.

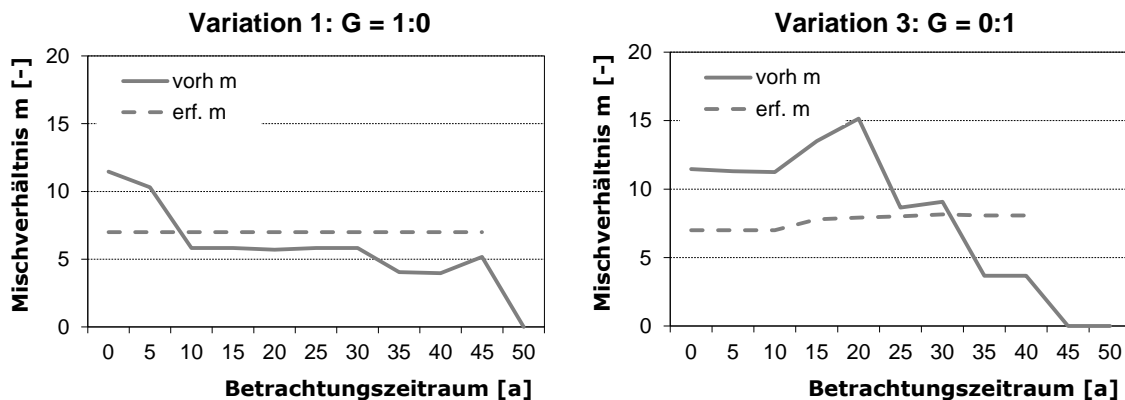
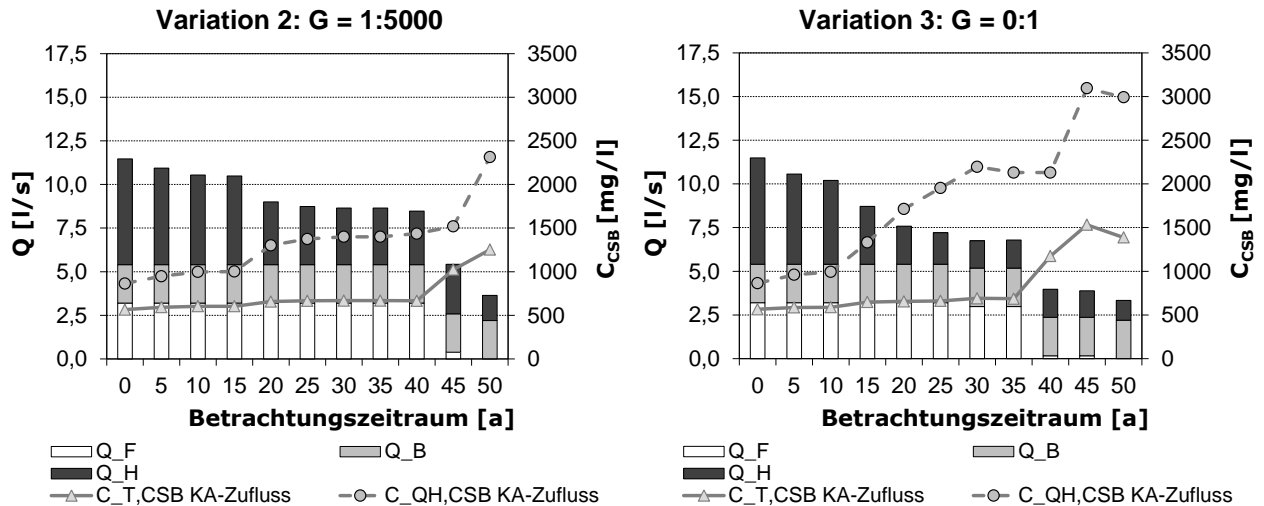


Abbildung 5-17: Verlauf von Mindest-Mischverhältnis und vorhandenen Mischverhältnissen in Untersuchungsgebiet 2(32) bei unterschiedlichen Zielgewichtungen

Bei geringem Gewicht der ökologischen Kosten in V1 ist das Mischverhältnis schon ab einem Zeitpunkt von $T = 10$ a unterschritten, was in der zu Beginn großen Anzahl implementierter Regenwasserbewirtschaftungsanlagen liegt. Dies ist auch bei einer Gewichtung von $G = 1:0$ der Fall, da zur Reduzierung des Problems eine Auswahl an Maßnahmen zur Durchführung vorgegeben wurden. Günstige Versickerungsmaßnahmen werden so zu Beginn gebaut. Bei einer Gewichtung von $G = 0:1$ zeigt sich indes, dass durch die gleichzeitige Reduzierung von abflusswirksamer Fläche und Trockenwetterabfluss zunächst die Anforderung Mindest-Mischverhältnis und das vorhandene Mischverhältnis steigen, während ab einem Zeitpunkt von $T = 35$ a die Anforderung unterschritten ist. Dann resultieren aber auch nur noch sehr geringe Entlastungsfrachten.

Insgesamt wird der Trockenwetterabfluss um mehr als 60 %, der häusliche Schmutzwasserabfluss um bis zu 80 % in V3 gesenkt (s. Abbildung 5-18). Im Gegensatz zu Untersuchungsgebiet 1 zeigt sich, dass die CSB-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss bei den drei betrachteten Variationen stetig ansteigen. V.a. bei V3 steigt die Konzentration durch den Wegfall des Grauwasserstroms und parallel verstärkte durchgeführte Wassersparmaßnahmen in der Toilettentechnik und den verringerten Fremdwasseranteil sehr stark an. Der Wegfall des Fremdwasserabflusses im resultierenden Gesamtabfluss ist darauf zurückzuführen, dass die neuen Ableitungssysteme als Drucksysteme sukzessive fertiggestellt und Abflüsse an- und umgeschlossen werden. Für Drucksysteme wurde kein Fremdwasser angenommen, der ursprüngliche Fremdwasserabfluss bleibt im als

Regenwasserkanal umgenutzten Mischsystem erhalten. Die zum Zielzustand steigenden CSB-Konzentrationen würden für die Abwasserreinigung wie o.a. höhere Umsatzraten erwarten lassen.



Abbildungung 5-18: Vergleich der Abflüsse und CSB-Konzentrationen am Netzende für Variation 2 und 3 in Untersuchungsgebiet 2(32)

Die Zusammensetzung des Abflusses für die Nährstoffe wurde nachträglich anhand der ausgegebenen Aufteilungen von Abwasser- und Stoffflüssen berechnet, um Auswirkungen auf zentrale Abwasserreinigungsanlagen bei ähnlichen Anwendungsfällen zu ermitteln.

Es zeigt sich, dass sich das CSB:N:P-Verhältnis bei V2 nur allmählich ändert und sich bis zum Zielzustand auf 100:16:2,5 verschiebt (s. Abbildung 5-19). Bei V3 ist dieser Wert schon nach ca. 30 a Umgestaltungsdauer erreicht. Es wird deutlich, dass sich als Folge der sukzessiven Grauwasserseparation das CSB:N:P-Verhältnis zu Gunsten der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor verschiebt. Die Folge ist, dass bei Belebungsanlagen eine vollständige Denitrifikation mit dem maximal in ATV-DVWK-A 131 (2003) empfohlenen anteiligen Denitrifikationsvolumen am Gesamtbelebungs volumen ($V_D/V_{BB} \leq 0,5$) nicht mehr erreicht werden kann. Um dies zu vermeiden, müsste externer Kohlenstoff zur Steigerung der Denitrifikation zugegeben werden. Außerdem entsteht ein Widerspruch zur Definition der Ausbaugröße anhand der organischen Belastung – diese wird verringert, während Stickstoff und Phosphorfrachten erhalten bleiben – und der damit verbundenen Festlegung der Reinigungsleistung einer Kläranlage.

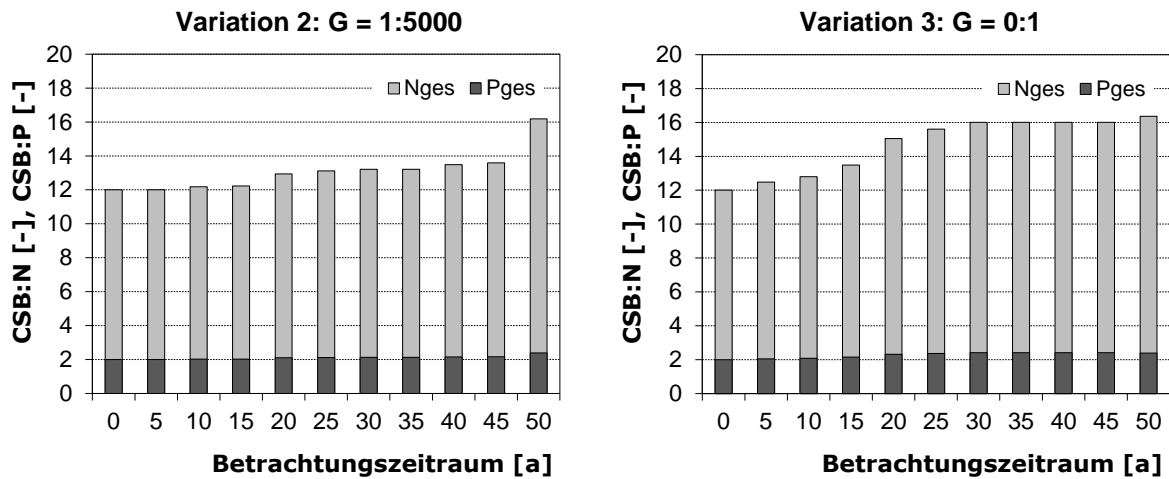


Abbildung 5-19: Vergleich der Kohlenstoff-Nährstoffverhältnisse am Netzende für Variation V2 und V3 in Untersuchungsgebiet 2(32) als Absolutwerte $CSB:N = 100:N$ und $CSB:P = 100:P$

Verallgemeinernd zeigt sich durch die Betrachtung des Untersuchungsgebietes 2(32) ergänzend zu Erkenntnissen aus Kapitel 5.1.1, dass

- sich bei flächendeckender Einführung von Grauwasserrecyclinganlagen die Schmutzwasserabflüsse drastisch reduzieren lassen und
- bei paralleler Reduzierung von Toilettenspülwasser sich sehr hohe Konzentrationen im resultierenden Trockenwetterabfluss ergeben.
- Durch die geänderte Abwasserzusammensetzung für die Abwasserreinigung ist evtl. eine vollständige Denitrifikation nicht mehr möglich bzw. kann nur unter Zugabe von Kohlenstoff erreicht werden kann (Bei einer hohen Gewichtung von $K(2)$ kann dies schon sehr frühzeitig der Fall sein).
- Anforderungen an ein Mindest-Mischverhältnis (nach derzeitigem Regelwerk (ATV, 1992) können schlechter eingehalten werden als bei einem weitreichendem Schwarzwasserrecycling.
- Die zusätzliche positive Bewertung der Einhaltung von Vorgaben in Regelwerken in der Zielfunktion ist nicht erforderlich ist und kann auch nur schwer mit Kriterienwerten belegt werden.
- Neue Ableitungselemente werden eher von den Netzanfängen ausgeführt, sofern sie an bestehende (Mischwasser-)Kanäle angeschlossen werden können.
- Bei einer kleinräumigen Einteilung des Untersuchungsgebietes kann die Wirkungs- und Funktionsermittlung differenzierter erfolgen und die zeitliche Veränderungen finden fließender statt, dennoch
- findet kein linearer Verlauf der Annäherung an Zielwerte oder der Reduzierungen von Emissionen statt. Dieser kann für realistische Umgestaltungsstrategien nur schwer im Vorfeld abgeschätzt werden.
- Durch die kleinräumigere Einteilung ergeben sich insgesamt in den Teilgebieten kürzere Baudauern (Durch den gewählten Betrachtungszeitschritt

von 5 Jahren werden sehr kurze Baudauern nicht detailliert wiedergegeben, sondern auf 5 Jahre aufgerundet).

- Bei einer detaillierteren Kostenbetrachtung entstehen tendenziell in Summe geringere Kapitalkosten als bei einer gröberen Einteilung des Untersuchungsgebietes.
- Die insgesamt kleinere Teilgebietsgröße hat für die Umsetzungsreihenfolge aufgrund der flächen- bzw. einwohnerspezifischen Kostenermittlung einen kleineren Einfluss als bei weniger Teilgebieten,
- es lassen sich allerdings keine generellen teilräumlichen Umsetzungspräferenzen ableiten.

5.1.3 Untersuchungsgebiet 2(6)

Für Untersuchungsgebiet 2(6) werden an dieser Stelle zwei unterschiedliche Basisszenarien, die weitgehende dezentrale Behandlung von Grauwasser (G_2(6)) und eine getrennte Schwarzwasserbehandlung (S_2(6)), verglichen. Da in den beiden Szenarien zwei ganz unterschiedliche Zielzustände angestrebt werden, dient dieser Vergleich nicht dazu, die Vorzüge eines Szenarios herauszustellen. Die Entscheidung, welche Charakteristiken der Zielzustand haben soll, ist vor Anwendung des Optimierungsmodells gefallen. Der Vergleich soll vielmehr die Unterschiede in den möglichen Auswirkungen auf ökologische Kosten und Funktion beider Szenarien beleuchten. Da die Einstellung einer gezielten Gewichtung der beiden Zielfunktionen schwierig ist (s. Kap. 3.3.5.4 und 5.2.4), wird, um eine bessere Vergleichsbasis zu schaffen, die Gewichtung $K(1):K(2) = 0:1$ gewählt, d.h. der gewünschte Zielzustand soll unter optimalen ökologischen Kosten, also unter Minimierung der Umweltauswirkungen erreicht werden. Das Szenario G_2(6) kann dann mit Variation V3 der detaillierten Betrachtung des Untersuchungsgebietes 2(32) verglichen werden.

5.1.3.1 Optimierungskriterien G_2(6)c und S_2(6)c

Die wichtigsten Zielkriterien sind:

- Basisszenario G_2(6)c: Grauwasserseparation
- Basisszenario S_2(6)c: Schwarzwasserseparation
- Betrachtungszeitraum: 50 a für die Umgestaltung und zusätzlich 30 a für die Unterhaltung des Zielzustandes⁴⁸
- Gewichtung: G = 0:1 (minimale ökologische Kosten)

⁴⁸ Die zusätzliche Betrachtungsdauer wurde so gewählt, dass die meisten auch spät gebauten Maßnahmen mindestens einmal im Untersuchungszeitraum reinvestiert werden müssen. Eine noch längere Betrachtungsdauer macht das Optimierungsproblem äußerst komplex, da Kosten und Umweltauswirkungen über die gesamte Betrachtungsdauer und nicht nur während der Umsetzungsdauer minimiert werden.

- Modellversion: *ProNet c*
- Es wird ein Budget von 2,5 Mio €/ΔT vorgegeben.
- Die ökologischen Zielkriterien wurden entsprechend Tabelle 5-4 wie folgt ausgewählt und gewichtet (die ökologischen Kosten gehen normiert in einer Skala von [0,1] in die ökologische Zielfunktion ein).

Tabelle 5-4: Ökologische Zielkriterien des Beispiels für Untersuchungsgebiet 2(6)

$K_i(2)$	$G_2(6)$		$S_2(6)$	
	$Z_i^{(1)}$ [%]	$\gamma_i(2)$ [-]	$Z_i^{(1)}$ [%]	$\gamma_i(2)$ [-]
<i>Wasserhaushalt $K_1(2)$</i>				
K_{1a} Verdunstungsrate	55	0,11	55	0,11
K_{1b} Versickerungsrate	30	0,11	30	0,11
K_{1c} RW-Nutzungsrate	5	0,11	10 ²⁾	0,11
<i>Ressourcenschonung $K_2(2)$</i>				
K_{2a} dir. Trinkwassereinsparung	50	0,16	50	0,16
K_{2b} Grauwassernutzung	30	0,16	-	-
K_{2c} Nährstoff-/ Energieverwertung	-	-	20	0,16
<i>Emissionen $K_3(2)$</i>				
K_{3a} Frachteinträge in Gewässer ³⁾ als $\Sigma B_{CSB,gew}$	25 (des Ausgangswertes)	0,33	25 (des Ausgangswertes)	0,33

$K_i(2)$ ökologische Kostenanteile Z_i Zielwerte $\gamma_i(2)$ Gewichtungsfaktor $K_i(2)$ gew Gewässer

- 1) Die Zielwerte beziehen sich auf Anteile des Niederschlags, auf Anteile des häuslichen und aus ähnlichen Bereichen anfallenden Schmutzwasserabflusses und auf einen Zielwert bei den CSB-Emissionen.
- 2) Bei Separation von Schwarzwasser wurde der Zielwert der Regenwassernutzung höher angesetzt als bei Grauwasserrecycling, da vermehrt Trinkwasser durch Regenwasser substituiert werden soll.
- 3) Es werden alle CSB-Emissionen in die Gewässer in die Zielfunktion aufgenommen.

5.1.3.2 Zielfunktionswerte $G_2(6)c$ und $S_2(6)c$

In Abbildung 5-20 sind die Investitionskosten in den Einzelzeitschritten der beiden Basisszenarien als Kostenbarwerte gezeigt. Sie sind in die Maßnahmengruppen Regenwasserbewirtschaftung, Neuartige Sanitärsysteme (inkl. direkter wassersparender Technologien) und Ableitungselemente eingeteilt. Die Werte kennzeichnen bis zu $T = 50$ a die Kosten für den Neubau von Anlagen oder die Sanierung und Anpassung bestehender Kanäle. Zu späteren Zeitpunkten handelt es sich um Reinvestitionen und Sanierungskosten. Insgesamt resultiert für $G_2(6)$ ein Projektkostenbarwert von 32 Mio €, für $S_2(6)$ von 37 Mio €. Die Kostenverläufe sind aufgrund der hohen Gewichtung von $K(2)$ und der einschränkenden Budgetierung sehr ähnlich. Es wird zu Beginn der Umsetzung das vorhandene Budget jeweils voll ausgenutzt. Insgesamt ist auch die Aufteilung auf die drei Maßnahmengruppen ähnlich. Gegen Ende der Umgestaltungsdauer bei ca. 30 – 40 a Betrachtungsdauer werden bei Szenario $G_2(6)$ weniger Maßnahmen implementiert. Bei $S_2(6)$ sind die weiterhin höheren Kosten durch den Bau bzw. Sanierung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen verursacht. In $S_2(6)$ werden

für die Regenwasserbewirtschaftung 20 Mio € Kapitalkosten aufgewendet, in G_2(6) nur 14 Mio €. V.a. die höher angestrebte Regenwassernutzungsrate lässt die Kosten für S_2(6) steigen, da Anlagen zur Nutzung von Regenwasser im Haushalt im Vergleich zu anderen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen teuer sind. Bei G_2(6) wird Regenwasser, wenn überhaupt, nur für Bewässerungszwecke genutzt, da recyceltes Grauwasser im Haushalt wiederverwendet wird.

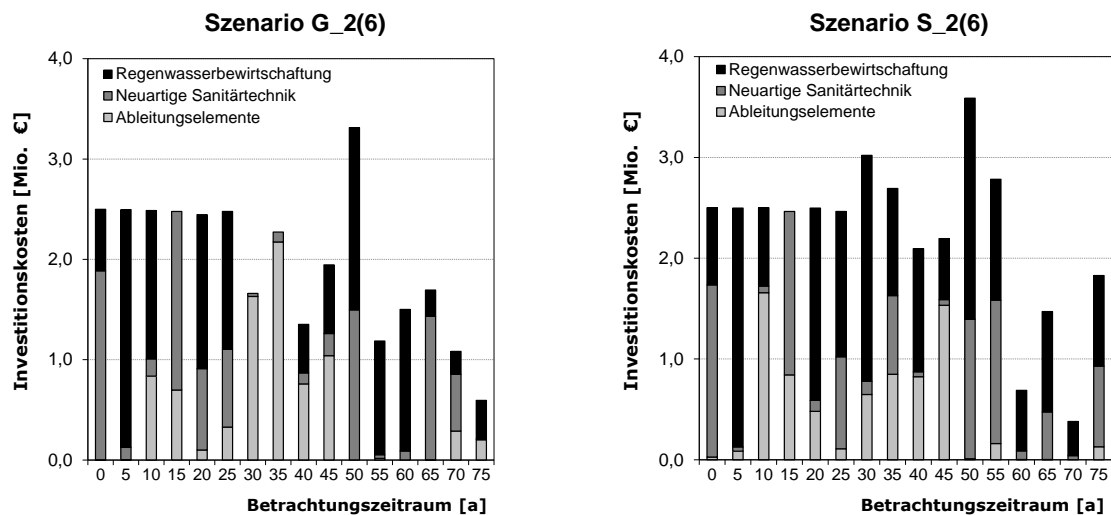


Abbildung 5-20: Vergleich Investitionskosten unterteilt nach Maßnahmengruppen für G_2(6) und S_2(6)

Zur Ableitung des Regenwasserabflusses werden bei beiden Szenarien die bestehenden Mischwasserkanäle weiter genutzt und an zusätzlich drei Punkten das Regenwasser in das Gewässer eingeleitet. Bei Szenario G_2(6) wird ein Drucksystem zur Ableitung der resultierenden Schmutzwasserabflüsse eingeführt, während bei S_2(6) verbleibende Grauwasser- und betriebliche Abflüsse im Freispiegel abgeleitet werden. In Szenario G_2(6) werden so insgesamt 2,2 Mio € Kapitalkosten als Investitionskosten für neue Ableitungssysteme benötigt, in S_2(6) 3,4 Mio €. In Summe resultieren für den Betrachtungszeitraum mit den Unterhaltungskosten für beide Ableitungsarten ähnliche Kosten.

Die ökologischen Kosten werden bei beiden Szenarien durch die hohe Gewichtung gleich von Beginn an effektiv reduziert (vgl. Abbildung 5-21). Es ergeben sich sehr ähnliche Verläufe der Einzelkosten $K_i(2)$, obwohl die Einzelkriterien nicht gleich ausgewählt wurden, und in Summe resultiert bei beiden Szenarien ein ähnlicher Wert von $K(2) = 6,9$ bei Szenario G_2(6) und $7,2$ bei S_2(6). Während in Szenario G_2(6) die Kriterien zur Anpassung an einen naturnahen Wasserhaushalt besser erreicht werden ($\Sigma K_1(2) = 1,8$ im Vergleich zu $2,3$ bei S_2(6)), werden die Ressourcenschonung definierenden Kosten $K_2(2)$ bei beiden Szenarien gleich gut verringert und die Emissionskosten $K_3(2)$ sind in S_2(6) geringer ($2,3$ gegenüber $2,5$ in G_2(6)). Die bessere Anpassung an den naturnahen Wasserhaushalt bei der Grauwasserseparation liegt hauptsächlich an der gering gefor-

dernten Regewassernutzungsrate. Beide Raten werden zwar jeweils sehr gut erreicht, im Fall von G_2(6) allerdings früher, wodurch die Summe $K_{1c}(2)$ geringer ausfällt. Die geringeren Kosten für das Emissionskriterium in S_2(6) liegen einerseits daran, dass mit dem Schwarzwasser der stärker verschmutzte Abwasserstrom getrennt behandelt wird. Andererseits wird – trotz höherer Kosten $K_1(2)$ – die abflusswirksame Fläche in S_2(6) stärker reduziert als in G_2(6). Durch die hohe Gewichtung der ökologischen Kosten und damit auch des Kriteriums der Emissionen in die Gewässer wird in G_2(6) kein gereinigtes Grauwasser direkt in die Gewässer eingeleitet, da dies die emittierten Frachten im Vergleich zu einer Ableitung über die Kläranlage erhöht hätte. Gereinigtes und nicht genutztes Grauwasser wird, wo möglich, versickert, restliche Abflüsse zusammen mit dem Schwarzwasser abgeleitet. Bei einer geringeren Gewichtung von $K(2)$ oder einer Bestimmung des Kriteriums „Emissionen“ ohne Trockenwetterabflussfrachten wird das gereinigte Grauwasser ins Gewässer eingeleitet (s. Kap. 5.1.2).

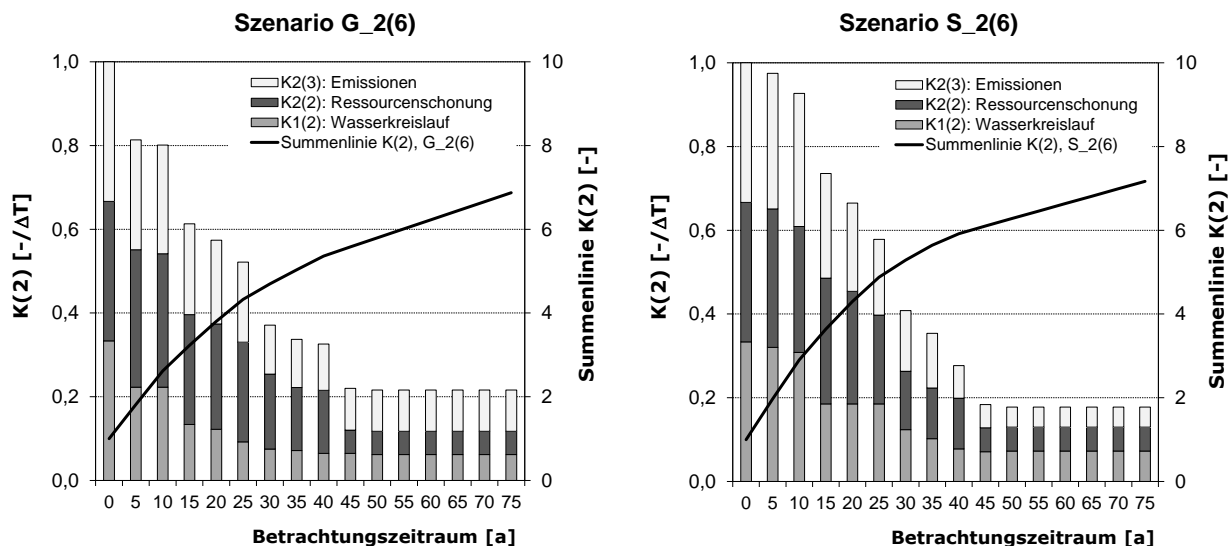


Abbildung 5-21: Vergleich der Einzelkriterien der ökologischen Kosten $K(2)$ für G_2(6) und S_2(6)

5.1.3.3 Bauabfolge der Umsetzungsstrategie G_2(6)c und S_2(6)c

Die Umsetzung der neuen Anlagen bei einer weitreichenden Grauwasserseparation ist in Abbildung 5-22 gezeigt. Sie ist als Bauzeitenplan mit Bau- und Instandsetzungszeiträumen der implementierten Techniken in zeitlicher und räumlicher Abfolge für jedes betrachtete Teilgebiet dargestellt. Die verschiedenen Maßnahmenfelder – Regenwasserbewirtschaftung, Neuartige Sanitärsysteme und Ableitungselemente – sind gekennzeichnet, wobei der Übersichtlichkeit halber nicht jede einzelne Maßnahme, z.B. Bau einer Versickerungsmulde oder eines Gründaches, genannt ist. Obwohl in den ersten beiden Zeitschritten hohe ökonomische Kosten anfallen, werden anzahlmäßig nur wenige Maßnahmen gebaut. Allerdings sind diese in den flächenmäßig größeren Gebieten 1 und 2 angeordnet, wo die Auswirkungen auf ökologische Zielkriterien größer sind. Der Umsetzungsschwerpunkt liegt bei G_2(6) zwischen den Jahren 10 und 30. In diesem Zeitraum

werden 60 % der durchgeführten Einzelmaßnahmen implementiert. Obwohl die ausgewählten ökologischen Zielkriterien die gleiche Gewichtung haben, werden zu Beginn mehr Neuartige Sanitärsysteme implementiert als bspw. Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen (vgl. auch Abbildung 5-20). Die Ableitungselemente werden wie in Untersuchungsgebiet 2(32) von den Netzanfängen an umgestaltet und an die bestehende Mischwasserkanalisation angeschlossen. Das fließtechnisch unterhalb gelegene TG 3 wird daher am Ende ableitungstechnisch umgestaltet.

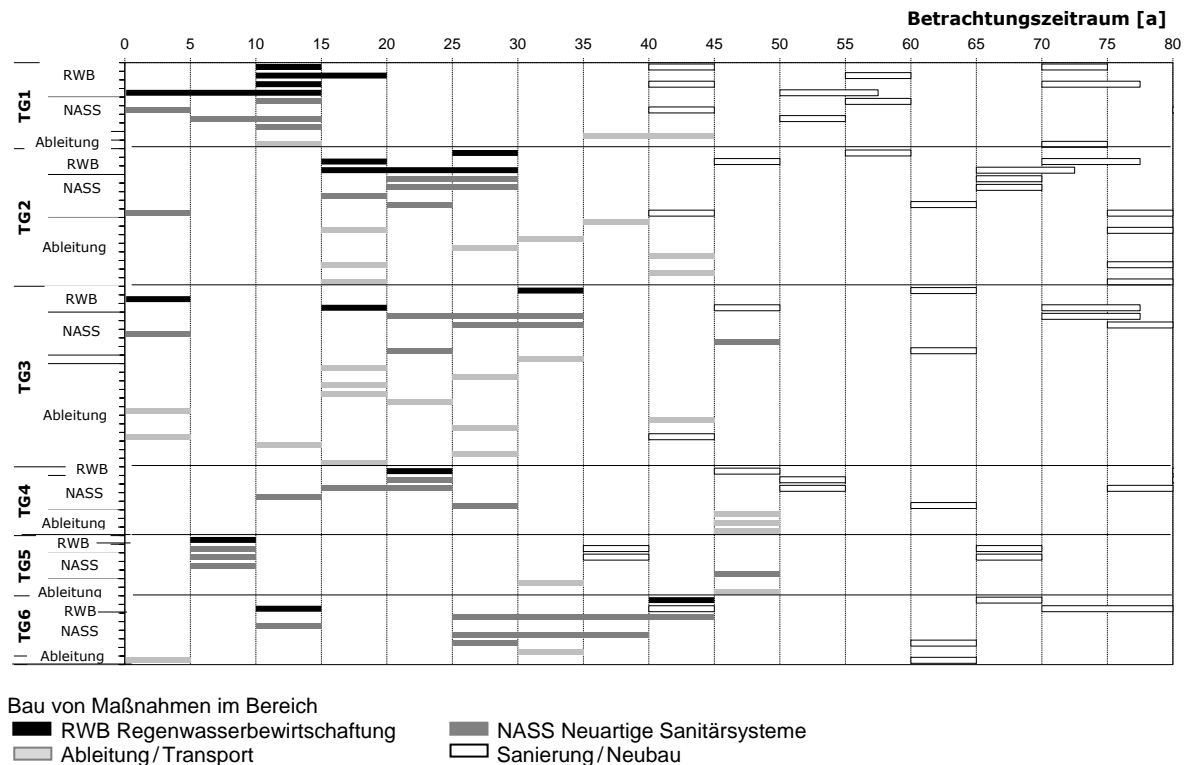


Abbildung 5-22: Implementierung von Maßnahmen für G_2(6)

Insgesamt werden die im Trennverfahren entwässerten Gebiete TG 4 (anteilig) bis TG 6 später umgestaltet. Hier werden in Summe auch nur wenige Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen integriert und neue Ableitungselemente sind nicht erforderlich; die bestehenden Schmutzwasserkanäle werden an entsprechenden Punkten an das neue System angeschlossen.

Die Betrachtung der Bauzeiten in den Teilgebieten auch für weitere Zielgewichtungen ergibt allerdings keine deutlichen Zusammenhänge für die räumliche Implementierungsstrategie dahingehend, ob etwa in den verschiedenen Teilgebieten bestimmte Maßnahmen tendenziell früher oder später gebaut werden.

Die raumzeitliche Betrachtung der Umgestaltung für die weitreichende Schwarzwasserseparation zeigt, dass in allen Teilgebieten lange Zeiträume beansprucht werden und durch die hohe Gewichtung der K(2) auch in allen Teilgebieten schon zu Beginn neue Anlagen implementiert werden (Abbildung 5-23). Der Schwer-

punkt der Implementierung ist hier etwas später als bei Szenario G_2(6). Mehr als ein Drittel der Einzelmaßnahmen werden zwischen 25 und 35 Jahren gebaut.

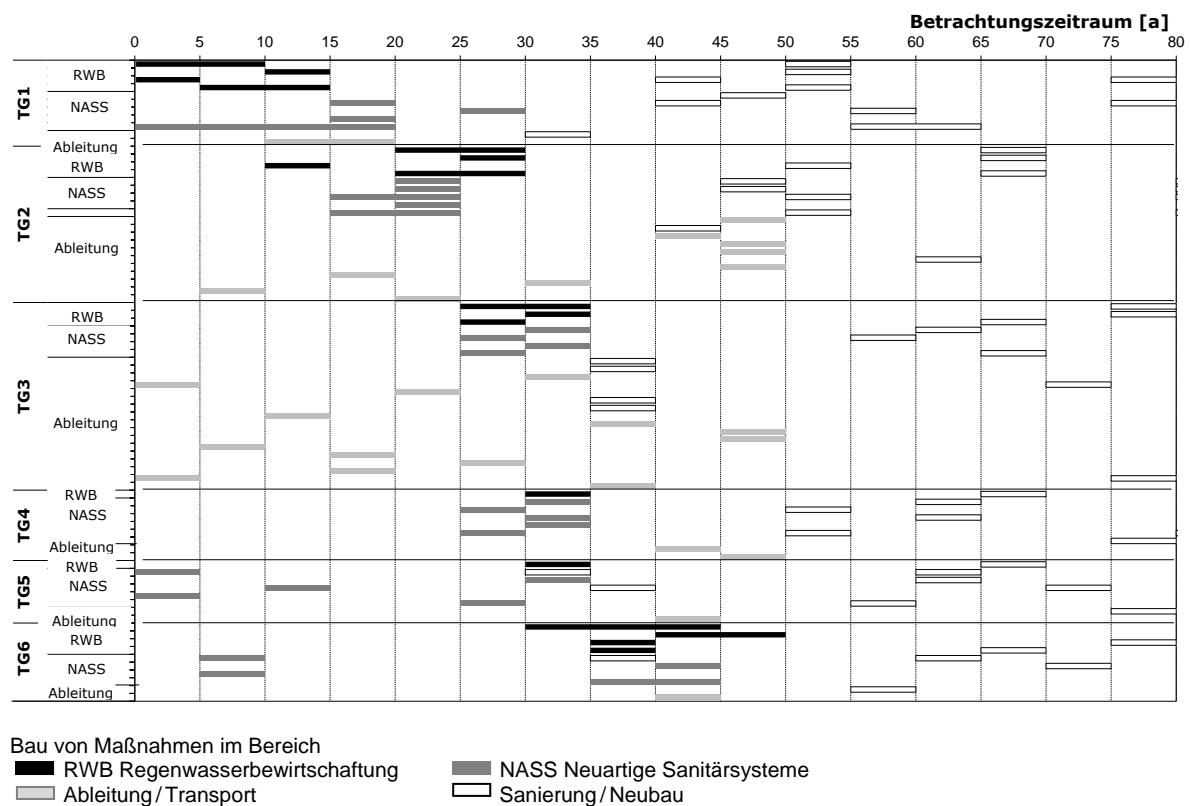


Abbildung 5-23: Implementierung von Maßnahmen für S_2(6)

In den Trenngebieten TG 4 bis TG 6 werden wie in G_2(6) wesentlich weniger Aktivitäten durchgeführt. Hier ist der Schwerpunkt der Bauaktivität insgesamt erst gegen Ende der Umsetzungsdauer zu sehen. Die Bauaktivitäten sind tendenziell in TG 1 am ehesten abgeschlossen und in TG 6 am spätesten, was einerseits der fließtechnischen Verknüpfung entspricht. Bei der hohen Gewichtung von K(2) und der damit verbundenen Ausschöpfung des vorgegebenen Budgets/ ΔT ist dies andererseits auch teilweise auf Effekte der angewendeten räumlichen Dekomposition zurückzuführen, bei der jedes Teilgebiet auch als Dekompositionsschritt vorgegeben wurde und nacheinander optimiert wird. Bei einer geringeren Gewichtung der ökologischen Kosten sind die fließtechnischen Verknüpfungen von größerer Bedeutung für die Umsetzungsstrategie (Im Anhang A 9.2 dargestellt für S_2(6) bei einer Gewichtung von $G = 1:2,5$ Mio). Dort geschieht bspw. die gesamte Umsetzung im in Fließrichtung unterhalb gelegenen Teilgebiet 3 in den Jahren 25 bis 50, während die fließtechnisch oberhalb gelegenen Gebiete 1 und 2 insbesondere bei Ableitungselementen früher umgestaltet sind.

5.1.3.4 Umweltauswirkungen G_2(6)c und S_2(6)c

Die Umweltauswirkungen sind nur für den Umsetzungszeitraum von 50 a dargestellt. Danach werden zwar noch Anlagen saniert, aber keine abweichenden An-

lagen mehr gebaut, sodass sich die definierten ökologischen Kriterien nicht mehr ändern (s. auch Abbildung 5-21).

Auf die Anpassung an den örtlichen naturnahen Wasserhaushalt und die Emissionsreduzierung wurde bereits bei der Diskussion der ökologischen Kosten näher eingegangen (Darstellungen s. Anhang A 9.2.2). Die Werte für die Ressourcenschonung sind in Abbildung 5-24 gezeigt. In beiden Szenarien werden ca. 40 % des Trinkwasserbedarfs durch wassersparende Techniken eingespart. In G_2(6) wird darüber hinaus Grauwasser recycelt und wo möglich als Betriebswasser eingesetzt. Insgesamt wird der Schmutzwasserabfluss aus häuslichen und ähnlichen Bereichen bis zum Zielzustand stetig auf 35 % des ursprünglichen Abflusses reduziert. Bei S_2(6) ergibt sich ein ähnlicher Verlauf, der resultierende Abfluss besteht dann nur noch aus Grauwasser, was im Endzustand ca. 40 % des häuslichen Schmutzwasserabflusses des Istzustands ausmacht. Bei beiden Szenarien ist der gewünschte Zustand zum Zeitpunkt T = 45 a bestmöglich erreicht.

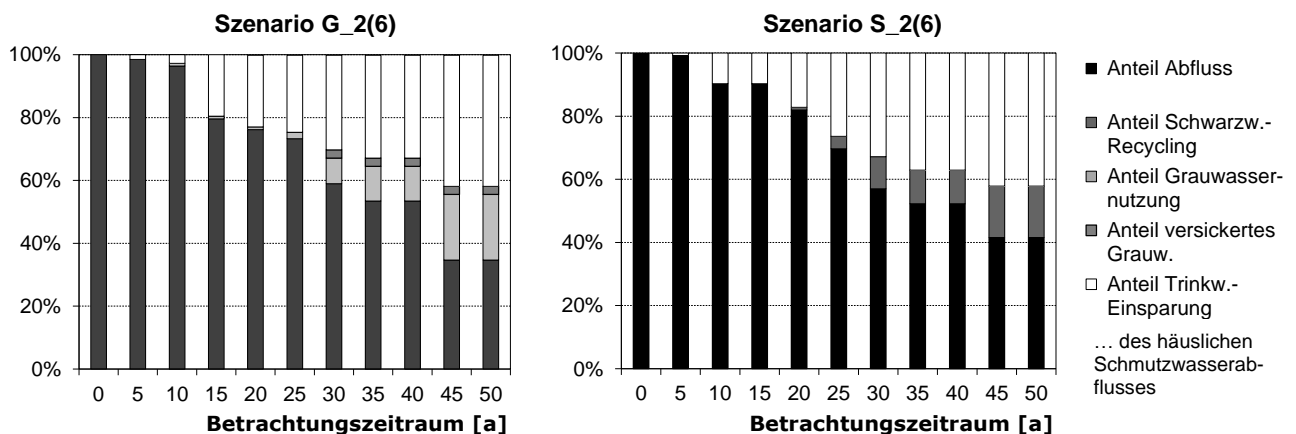


Abbildung 5-24 Anpassung an gewünschte Ressourcenschonung für G_2(6) und S_2(6) als prozentuale Anteile des häuslichen Schmutzwasserabflusses

Betrachtet man das Untersuchungsgebiet detaillierter wie in Kapitel 5.1.2, kann bei hoher Gewichtung von K(2) die gewünschte Aufteilung der Komponenten früher erreicht werden. Durch die kleinteiligere Einteilung ergibt sich aufgrund der einzelnen kürzeren Bauabschnitte und die jeweils geringeren Einzelkosten eher die Möglichkeit in mehreren Teilgebieten gleichzeitig Maßnahmen umzusetzen. Es entstehen nicht nur fließendere Übergänge zwischen den einzelnen Zeitschritten, sondern auch kürzere mögliche Anpassungszeiträume.

Auf die Zusammensetzung der resultierenden Abflussanteile am Netzende wirken sich die beiden Szenarien allerdings sehr unterschiedlich aus (s. Abbildung 5-25). Bei Szenario G_2(6) werden neue Ableitungssysteme früher fertiggestellt als bei der Schwarzwasserseparation. Der Fremdwasserabfluss verringert sich ab T = 20 a und ist ab T = 35 a nicht mehr am Netzende für die weiterzuführenden Abflüsse vorhanden. Bei S_2(6) bleibt durch das neue Freispiegelsystem ein Anteil des Fremdwassers erhalten. Die Überlagerung der Effekte des Wegfalls des ge-

ringer verschmutzten Grauwasserstroms, der wassersparenden Toilettensysteme und der Reduzierung des Fremdwasseranfalls in G_2(6) lassen die CSB-Konzentrationen im resultierenden Trockenwetterabfluss sehr stark ansteigen. Das insgesamt höher konzentrierte Abwasser kann für eine zentrale Abwasserbehandlungsanlage eine größere Effektivität der Reinigungsprozesse bedeuten (s.o.). Bei S_2(6) verändern sich die CSB-Konzentrationen dagegen nur wenig.

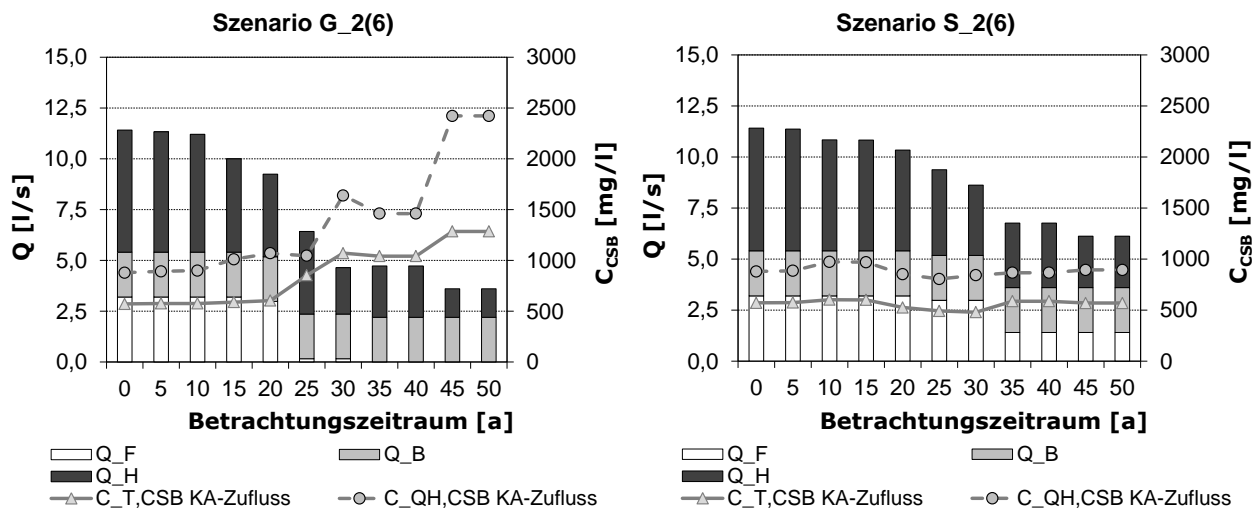


Abbildung 5-25: Vergleich der Abflüsse und CSB-Konzentrationen am Netzende für Szenario G_2(6) und S_2(6)

Das Kohlenstoff-Nährstoffverhältnis verändert sich in G_2(6) etwas langsamer als bei der detaillierteren Betrachtung G_2(32). Bei S_2(6) ergeben sich nicht nur umgekehrte und deutlichere Effekte, da durch Separation des Schwarzwasserstroms schwerpunktmäßig Nährstoffe für die zentralen Systeme „abgekoppelt“ werden, sondern auch eine schnelle Veränderung der Zusammensetzung (s. Abbildung 5-26).

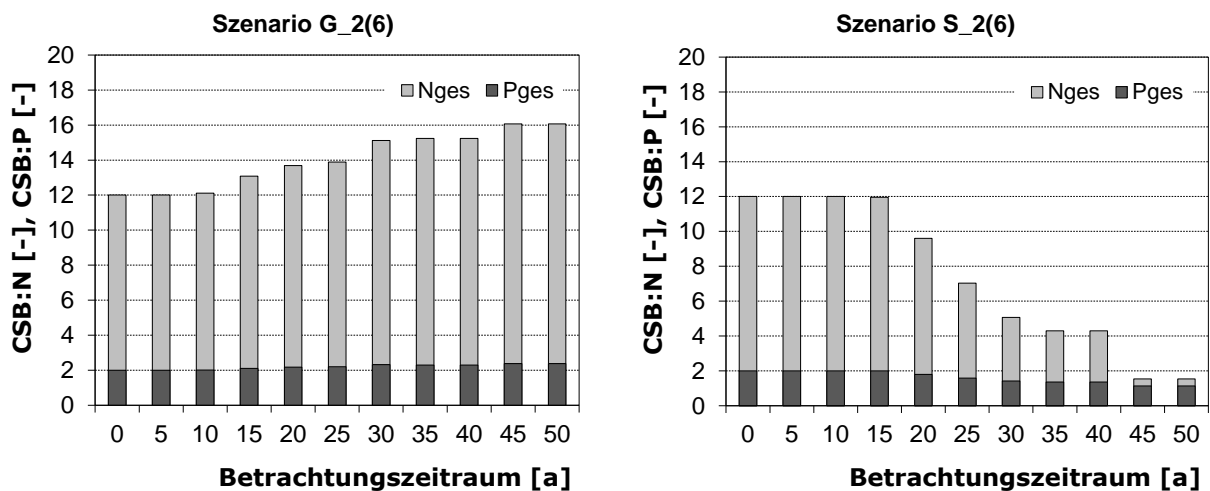


Abbildung 5-26: Vergleich der Kohlenstoff-Nährstoffverhältnisse am Netzende für Szenario G_2(6) und S_2(6) als Absolutwerte CSB:N = 100:N und CSB:P = 100:P

Bei einem idealen Verhältnis von CSB:N:P von 100:10:2 bis 100:5:1 können die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe vollständig in die Biomasse assimiliert werden. Für eine zentrale Abwasserbehandlung würde dies bei S_2(6) ab ca. 25 a Umsetzungsdauer bedeuten, dass keine N- und P-Elimination erforderlich wäre. Da die Anlagentechnik bei Kläranlagen eine technische Nutzungsdauer in diesem Bereich zeigt, würde sich bei einer anstehenden Reinvestition der Abwasserreinigung die Anpassung an die geänderten Verhältnisse anbieten. In den letzten beiden Zeitschritten wäre allerdings zu wenig Stickstoff für eine vollständige Kohlenstoffelimination vorhanden. Es müsste Stickstoff zugegeben werden. Eine vollständige Schwarzwasserseparation wäre in einem solchen Fall evtl. nicht sinnvoll. Es könnte vielmehr nur in einem solchen Maß getrennt behandelt werden, dass für zentrale Anlagen durch das Restabwasser noch ein „ideales“ C:N:P-Verhältnis besteht. In diesem Beispiel wären dies ca. 80 % abzutrennendes Schwarzwasser. Die insgesamt schnellere Veränderung der Abwasserzusammensetzung ergibt sich bei der Schwarzwasserseparation auch bei einer geringeren Gewichtung oder anderen ausgewählten ökologischen Zielkriterien. Im Anhang A 9.3 sind pro Zeitschritt die minimalen und maximalen Werte für 15 verschiedene Berechnungen (unterschiedliche ökologische Zielkriterien, unterschiedliche Zielgewichtungen) in S_2(6) gezeigt. Bei allen Strategien könnte ab einem Zeitpunkt von etwa T = 35 a die Nitrifikation entfallen, da Stickstoff vollständig assimiliert wird.

Die Detailbetrachtung der Mischwasserbehandlung am netzabschließenden Regenüberlaufbecken ist für die Einhaltung des geforderten Mischverhältnisses und die CSB-Entlastungsfrachten in Abbildung 5-27 gezeigt. Die Entlastungsrate verringert sich in beiden Szenarien stetig bis zur Außerbetriebnahme des Beckens im Zeitschritt T = 35 a, während die vereinfacht berechnete zulässige Entlastungsrate stetig ansteigen würde. Für das Mischverhältnis im entlasteten Abwasser zeigen sich sehr unterschiedliche Zusammenhänge im Vergleich der beiden Szenarien. Durch die stark gestiegene CSB-Konzentration in G_2(6) würden sich ab T = 25 a ein sehr hohes Mindest-Mischverhältnis ergeben. Dies wird nicht eingehalten, da das vorhandene Mischverhältnis durch das stark reduzierte Entlastungsvolumen rapide absinkt. Allerdings werden dann ohnehin nur noch minimale Frachten ins Gewässer eingetragen, die Anforderung scheint nicht mehr gerechtfertigt. Auch bei S_2(6) geht das vorhandene Mischverhältnis sehr stark zurück, die Anforderung bleibt allerdings mit erf. m = 7 bei der Mindestanforderung, da die CSB-Trockenwetterkonzentration sich nicht deutlich ändert. Dennoch wäre es zwischen T = 30 a und 35 a unterschritten. Der oberhalb im Gebiet liegende Regenüberlauf RÜ 1 wird in G_2(6) bereits bei T = 20 a außer Betrieb genommen, bei S_2(6) nach 25 a Betrachtungsdauer.

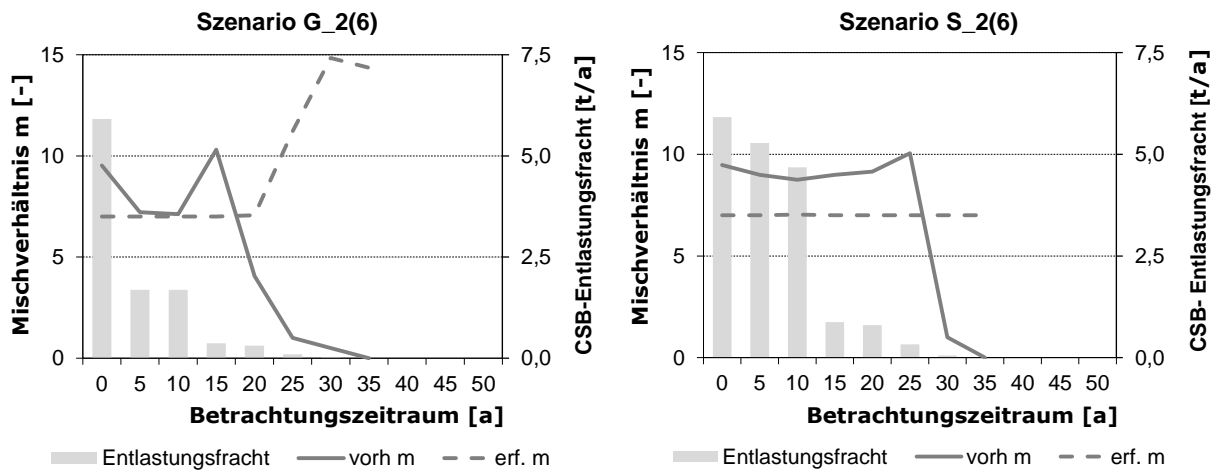


Abbildung 5-27: Vergleich der Mischverhältnisse nach ATV-A 128 (1992) und der CSB-Entlastungsfracht für Szenario G_2(6) und S_2(6)

Obwohl für die Regenwasserbewirtschaftung und Trennung der Stoffströme die Maßnahmen sehr ähnlich implementiert werden, ergeben sich durch die Überlagerung der Einzel-Effekte sehr unterschiedliche Auswirkungen. Durch das Zusammenspiel aus Budgetierung, Zielgewichtung und ökologischen Kriterien werden die Abwasserströme nicht früher komplett getrennt und das Becken bleibt formal bis zum Zeitpunkt $T = 35$ a als Mischwasserbehandlungsvolumen erforderlich. Inwieweit heutige Anforderungen noch auf solche umgestalteten Systeme sachgerecht anwendbar sind, ist allerdings in Frage zu stellen.

Zusammenfassend erhält man aus der Betrachtung von Untersuchungsgebiet 2(6) die zusätzlichen Erkenntnisse, dass

- in diesem Beispiel eine flächendeckende Grauwasserseparation inkl. naturnaher Regenwasserbewirtschaftung mit geringeren Kapitalkosten einzuführen wäre als eine weitreichende getrennte Schwarzwasserbehandlung;
- in der gewählten Methodik die gleichen ökologische Kosten und Verläufe der Unterkriterien nicht die gleichen Auswirkungen bedeuten müssen;
- eine hohe Gewichtung von K(2) unabhängig vom betrachteten Szenario zur schnellen Annäherung an die Zielwerte führt;
- eine Budgetierung die Umstellung allerdings verlangsamt und der komplette Umsetzungszeitraum zur Erfüllung der Zielkriterien gebraucht wird.
- Effekte der fließtechnischen Verknüpfung, der Funktionszusammenhänge und der Teilgebietsgrößen überlagern sich in den gefundenen raumzeitlichen Umsetzungsstrategien.
- In diesem Beispiel beeinflusst die Einführung flächendeckender Grauwasserseparation zentrale Abwasserbehandlungsanlagen weniger stark als eine weitreichende Schwarzwasserseparation (für die betrachteten Stoffe) und

- die betrachteten Kriterien zur Mischwasserbehandlung können bei weitreichender Grauwasserseparation schlechter eingehalten werden.
- Die Anteile emittierter Frachten, die in der Zielfunktion einbezogen werden, haben Einfluss auf die Umsetzungsstrategie (hier die Ableitung gereinigten Grauwassers).
- Trotz gröberer Einteilung des Untersuchungsgebietes im Vergleich zu 2(32) können die gleichen Aussagen, teils in geringfügig geänderter zeitlicher Abfolge, getroffen werden;
- die Kosten fallen sehr ähnlich zu der Betrachtung in detaillierter Weise aus (sie sind durch die gröbere Einteilung tendenziell etwas höher), allerdings
- können bei kleinräumiger Einteilung des Untersuchungsgebiets bei hoher Gewichtung von $K(2)$ früher die gewünschten Zielwerte bestmöglich erreicht werden.

5.1.4 Zusammenfassung der Ergebnisse in den Untersuchungsgebieten

Insgesamt lässt sich festhalten, dass mit dem aufgestellten Optimierungstool trotz teilweise stark vereinfachter Annahmen für verschiedene Anwendungsfälle – hier aufgeführt wurden verschiedene Komplexitätsstufen, verschiedene Gewichtungen der beiden Zielfunktionen und verschiedene Zielzustände – optimale Umsetzungsstrategien vom Ist- zum Zielzustand berechnet werden können. Einschränkend muss beachtet werden, dass nur wenige Standard-Maßnahmen zur Verfügung gestellt wurden und die Kosten somit nur als Anhaltswerte verstanden werden können. Die Kosten wurden weiterhin nicht in private und öffentliche Kosten aufgeteilt (s. Kapitel 3.3.2.2) und auch keine möglichen Einsparungen, z.B. beim Trinkwasserbezug, berücksichtigt. Die resultierenden Gesamtkosten beschreiben deshalb lediglich die Kosten für den Umbau von einem heutigen System zu einem an der Ressourcenschonung orientierten neuen System inklusive der Unterhaltungskosten während der Betrachtungsdauer. Die Kosten für die Behandlung oder Verwertung des verbleibenden Abwasserteilstroms gehen nicht in die Bilanzierungen ein.

Neben der Abfolge der Umbauschritte und der zugehörigen ökonomischen und ökologischen Kosten können viele weitere Veränderungen und Auswirkungen während des Untersuchungszeitraums betrachtet werden. Sie geben Aufschlüsse über die Änderung des Abwasseranfalls und der resultierenden Verschmutzung bzw. der Emissionen in die Gewässer und den Boden. Diese zeitlichen Veränderungen beim Umsetzen einer Umbaustrategie zu gewünschten zukünftigen Zuständen stellen eine wichtige Diskussionsgrundlage bei der weitreichenden Einführung neuartiger Techniken dar. So können bspw. die Zielwerte zur Abtrennung von gewissen Stoffströmen aufgrund der Bilanzierung der Auswirkungen auf andere Infrastrukturen oder die Gewässer festgelegt werden.

Ziel dieser Untersuchungen war es nicht, allgemein gültige Schlüsse zu ziehen, da die mit dem Modell berechneten optimalen Umsetzungsstrategien durch viele Optimierungseinstellungen und -kriterien beeinflusst werden können (eine Sensitivitätsanalyse für wichtige Kriterien findet sich im folgenden Kapitel). Vielmehr lassen sich – neben den in den Unterkapiteln zusammengefassten detaillierten Erkenntnissen – vor allem typische Verläufe der ökonomischen und ökologischen Kosten oder Anpassungen an gewünschte Zielkriterien feststellen, die verallgemeinernd im Folgenden zusammengefasst werden können.

Die ermittelten Verläufe der ausgewählten Bewertungskriterien zeigen bei einer optimierten sukzessiven Integration neuer Techniken keinen linearen Verlauf, sondern charakteristische Kurvenverläufe. Auch der Zahlungsfluss ist nur in wenigen Fällen annähernd linear (s. Abbildung 5-28 und Abbildung 5-29). Die charakteristischen Verläufe sind für die diskreten zeitlichen Werte in Abbildung 5-28 als Schwerpunktklinien aller betrachteter Variationen und Szenarien gezeigt. Die $K(1)$ sind als Barwertverläufe (Kosten pro ΔT) ohne Reinvestitionen dargestellt. Wenn diese mit aufgenommen werden, verschieben sich die Linien ab einer gewissen Betrachtungsdauer (ca. 30 a) nach oben. Wird keine Budgetierung vorgegeben, steigen bei Betrachtung von Kapitalkosten mit Abzinsung auf den Ausgangszeitpunkt bei hoher Gewichtung der ökonomischen Kosten $K(1)$ die Ausgaben zum Ende des Betrachtungszeitraumes an. Neue Anlagen werden so implementiert, dass sie noch in der Betrachtungsdauer fertig gestellt werden können. Bei unterschiedlichen Zinssätzen würden sich Linien verschieben, bei größeren Zinssätzen z.B. in Richtung „endbetont“, die tendenziellen Aussagen treffen in jedem Fall zu. Entsprechend werden die ökologischen Kosten auch erst am Ende der Betrachtungsdauer gesenkt. Steigt das Gewicht der ökologischen Kosten $K(2)$, werden Maßnahmen von Beginn an implementiert und die ökonomischen Kosten verlaufen gleichmäßiger. Die zugehörigen Umweltauswirkungen nehmen stetig ab. Bei sehr hoher Gewichtung der $K(2)$ fallen zu Beginn des Betrachtungszeitraumes hohe Kapitalkosten an, die zum Ende stark sinken, was eine rasche Abnahme und frühe „Stagnation“ der ökologischen Kosten bedeutet. Die Anpassungen an gewünschte Zielwerte verhalten sich entsprechend der Verläufe der ökologischen Kosten. Bei Beschränkung der Kapitalkosten durch eine zeitliche Budgetierung verlaufen die ökonomischen Kosten deutlich anders. Es ergibt sich zwar bei hoher Gewichtung von $K(1)$ ein endbetonter Zuwachs der Einzelwerte, es werden aber schon frühzeitig größere Investitionen getätigt. Die ökologischen Kriterien werden deshalb auch besser und schneller an die Zielwerte angepasst. Bei hoher Gewichtung von $K(2)$ verlaufen die Anpassungsprozesse bei Vorgabe eines Budgets allerdings langsamer. Bei einer ähnlichen Gewichtung von $K(1)$ und $K(2)$ zeigt sich für die ökonomischen Kosten ein Verlauf, der jeweils zum Beginn und zum Ende des Betrachtungszeitraumes hohe Projektkosten aufweist. Einerseits werden viele Maßnahmen zu Beginn implementiert, um effektiv die ökologischen Kosten zu senken, andererseits werden auch viele Anlagen möglichst spät implementiert, da sie dann aufgrund der Barwertbetrachtung günstiger

sind. Eine Verschiebung des Budgets führt zu einer Verlagerung der Tiefpunkte der Kurven und wird in Kapitel 5.2.2. detailliert untersucht.

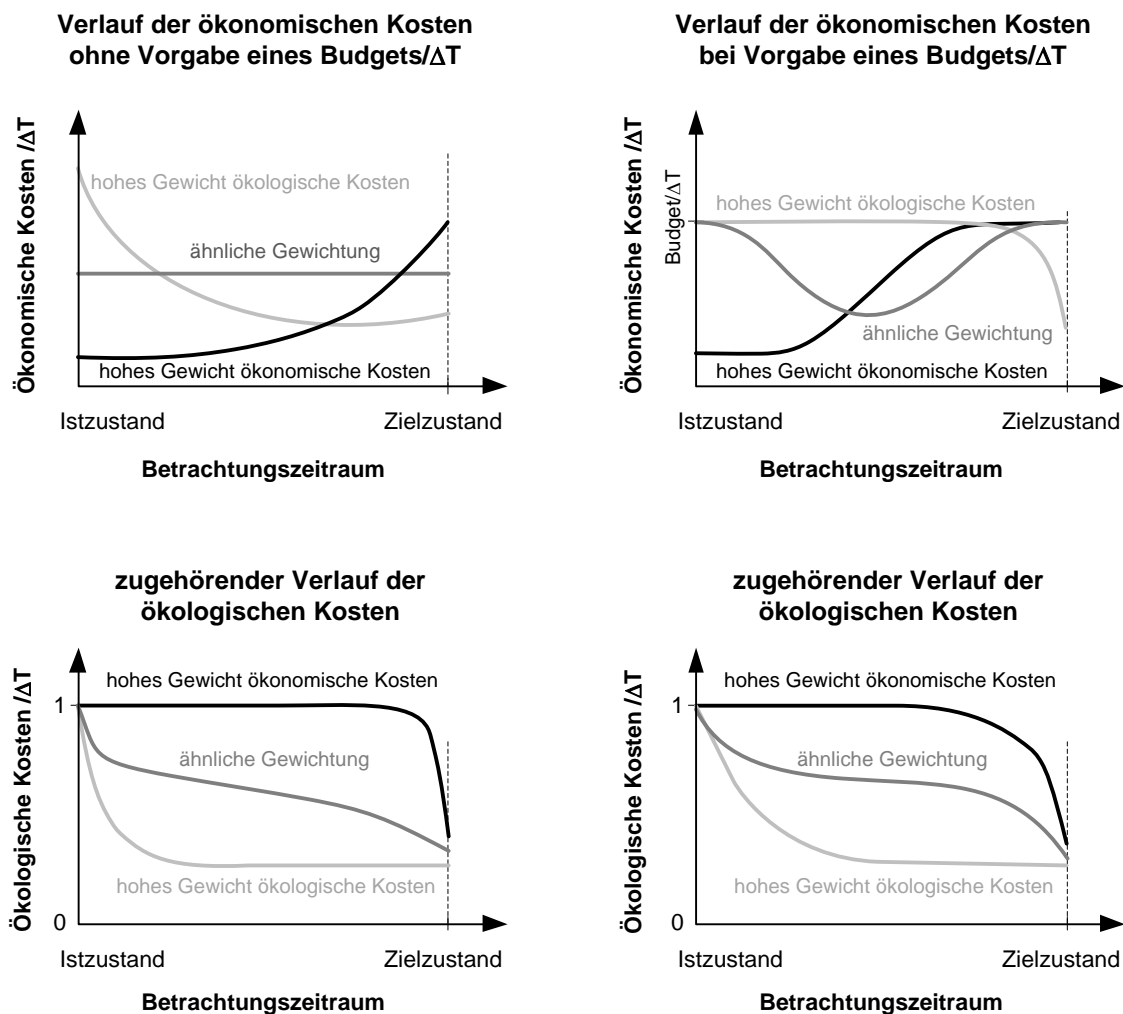


Abbildung 5-28: Qualitative Kostenverläufe $K(1)$ [z.B. Mio. €/a] und $K(2)$ [-/a] bei unterschiedlichen Gewichtungen der Zielfunktionen

Die entsprechenden Summenlinien sind in Abbildung 5-29 gezeigt. Diese sind zwar ebenfalls nur qualitativ dargestellt, allerdings in einem relativen Bezug. Die Gesamtkosten bei hoher Gewichtung der ökologischen Kosten wären somit bei Vorgabe einer zeitlichen Budgetierung bspw. höher als ohne Budgetbeschränkung. Die Summe der ökologischen Kosten könnte dadurch geringer ausfallen.

Aus dieser Darstellungsart kann gefolgert werden, dass je nach Gewichtung der Kostenarten unterschiedliche Anteile der Projektkosten zu gewissen Zeitpunkten bereitgestellt werden müssen. Bei einer hohen Gewichtung der ökologischen Kosten sind schon nach einer kurzen Umsetzungsdauer mehr als die Hälfte der Mittel verausgabt, bei umgekehrter Gewichtung wird die Summe der Kapitalkosten erst gegen Ende erhöht. Durch die Vorgabe einer Budgetierung werden diese Anteile im Falle der hohen Gewichtung von $K(1)$ früher, im Falle der höheren Gewichtung von $K(2)$ später erreicht.

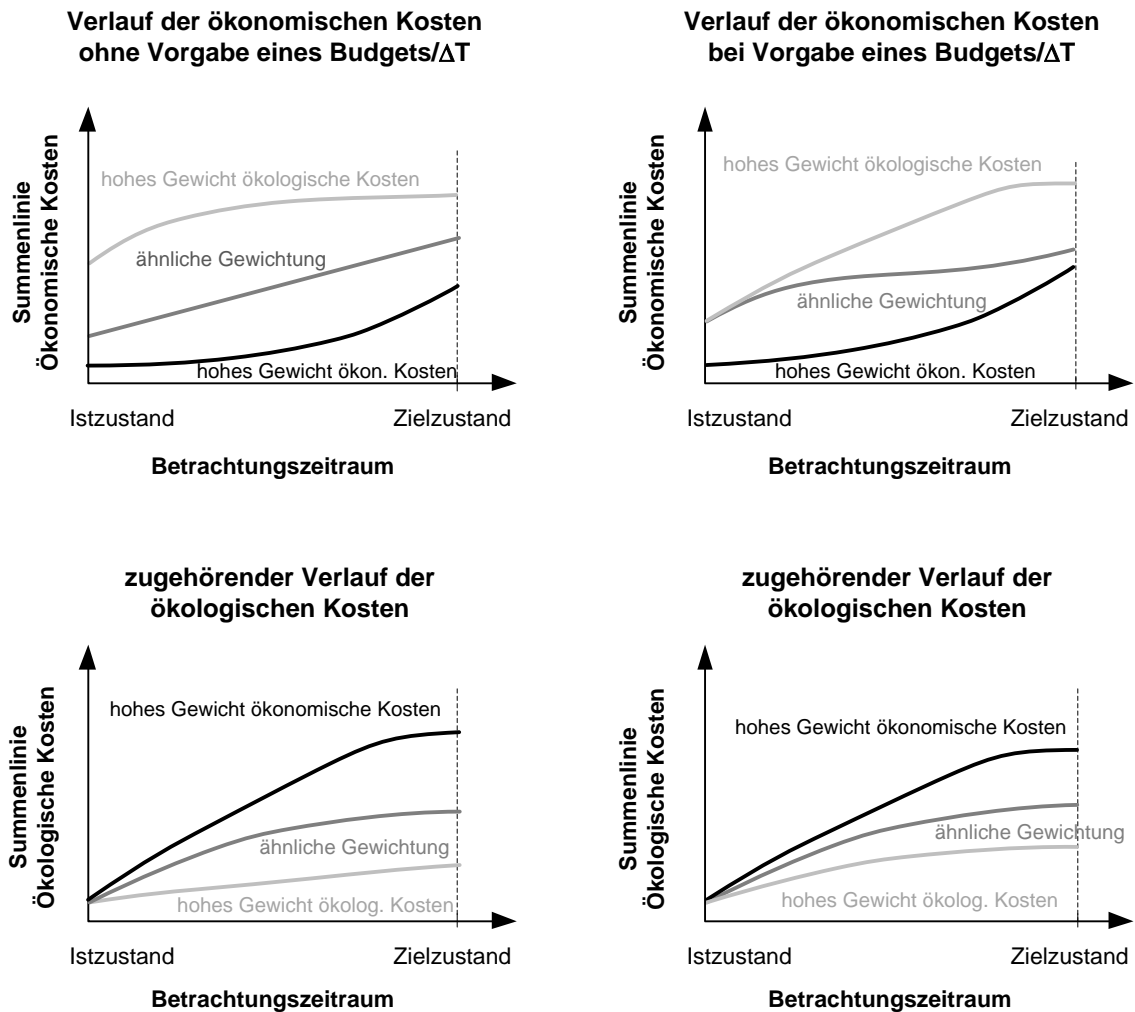


Abbildung 5-29: Qualitative Verläufe der Summenlinien $K(1)$ [z.B. Mio €] und $K(2)$ [-] bei unterschiedlichen Gewichtungen der Zielfunktionen

Die Beeinflussung der beiden Kostenarten und weitere Auswirkungen bei Variation von Zielgewichtung, ökonomischen und ökologischen Zielkriterien werden im Folgenden näher untersucht.

5.2 Ergebnisse der Variation der Optimierungskriterien

Wie die Ausführungen in 5.1 gezeigt haben, überlagern sich die Effekte verschiedener Zielkriterien in den ermittelten optimalen Umsetzungsstrategien. Die gezeigten Effekte sind deshalb evtl. nicht ausschließlich auf die Variation des jeweiligen Kriteriums zurückzuführen. Die folgenden Ergebnisse sind jeweils exemplarisch an einigen durchgeführten Berechnungen gezeigt. Verallgemeinernde Aussagen finden sich am Ende jedes Unterkapitels.

5.2.1 Variation des Untersuchungszeitraums

Eine grundsätzliche Vorgabe stellt die Dauer des Umsetzungszeitraumes \mathcal{T}_B dar. Dieser kann sich vom gesamten Untersuchungszeitraum \mathcal{T} unterscheiden. Für alle betrachteten Szenarien wurde z.B. festgelegt, dass im letzten Zeitschritt keine Baumaßnahmen mehr begonnen werden dürfen.

Verändert man die Dauer des Umsetzungszeitraumes \mathcal{T}_B , ergeben sich die in Abbildung 5-30 dargestellten Ergebnisse. Ohne Budgetierung und mit relativ hoher Gewichtung der ökologischen Kosten ($G = 1:10.000$) zeigt sich, dass sowohl bei kurzem als auch bei längerem Umsetzungszeitraum viele Aktivitäten am Beginn des Betrachtungszeitraumes durchgeführt werden.

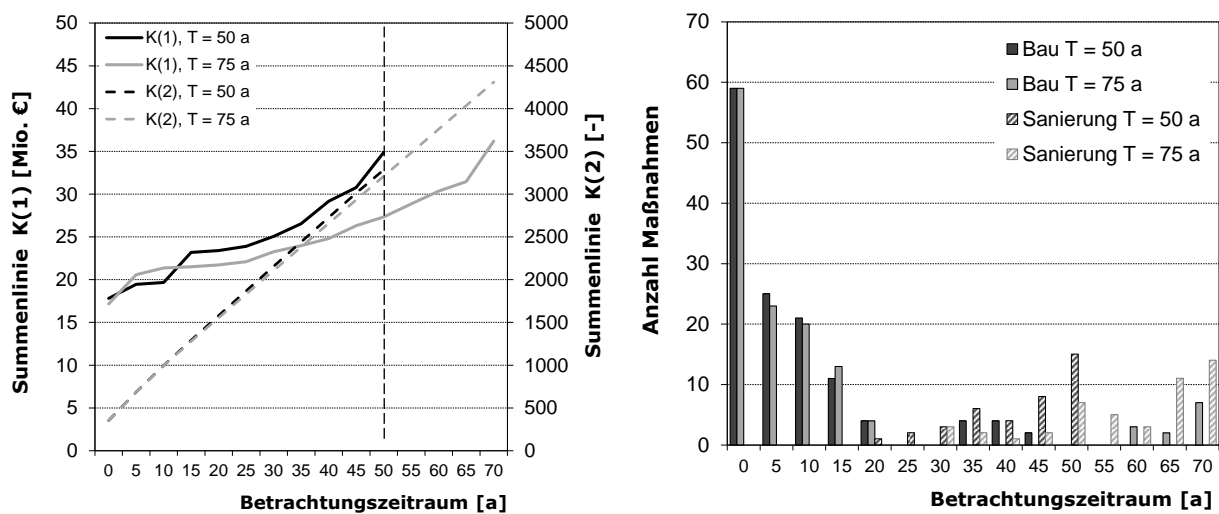


Abbildung 5-30: Summenlinien der Kosten $K(1)$ und $K(2)$ und Anzahl gebauter Maßnahmen in Untersuchungsgebiet 2 ($S_2(6)a$) bei Verlängerung des Bauzeitraumes \mathcal{T}_B

Einige (die kostenintensiven) Maßnahmen werden jeweils am Ende des vorgegebenen Betrachtungszeitraums gebaut. Insgesamt verläuft bei $\mathcal{T} = 75$ a die Summenlinie der Kapitalkosten flacher als bei $\mathcal{T} = 50$ a (ca. 7 Mio. € geringere Projektkosten bis zum Zeitpunkt $T = 50$ a). Im längeren Betrachtungszeitraum stehen zwar eine größere Anzahl Anlagen zur Sanierung bzw. Reinvestition an, es werden aufgrund des Zinsfaktors aber kaum höhere Kapitalkosten benötigt.

Betrachtet man neben dem Umsetzungszeitraum auch eine anschließende Periode, in der nicht mehr gebaut wird, aber dennoch die Kosten für Unterhaltung und Reinvestitionen betrachtet werden, ergeben sich die in Abbildung 5-31 gezeigten Zusammenhänge. In einer Variation wurde hier eine Betrachtungsdauer von $\mathcal{T} = 50$ a vorgegeben und in einer weiteren wurde \mathcal{T} auf 80 a verlängert, ohne die Zeit für die Umsetzung \mathcal{T}_B zu ändern. Es wurde jeweils ein Budget von 2,5 Mio €/ΔT bei einer Gewichtung $K(1):K(2)$ von $G = 1:15.000$ vorgegeben. Auffällig ist, dass bei $\mathcal{T} = 80$ a im ersten Zeitschritt mehr Aktivitäten durchgeführt werden als bei $\mathcal{T} = 50$ a, während bei $\mathcal{T} = 50$ a auch in der Zeitspanne von 20 - 30 a große Bauaktivität

herrscht. Durch die recht hohe Gewichtung der ökologischen Kosten $K(2)$ werden so bei $T = 80$ a auch zu Beginn mehr Maßnahmen implementiert, um die Summe der $K(2)$ über die längere Betrachtungsdauer effektiv zu senken.

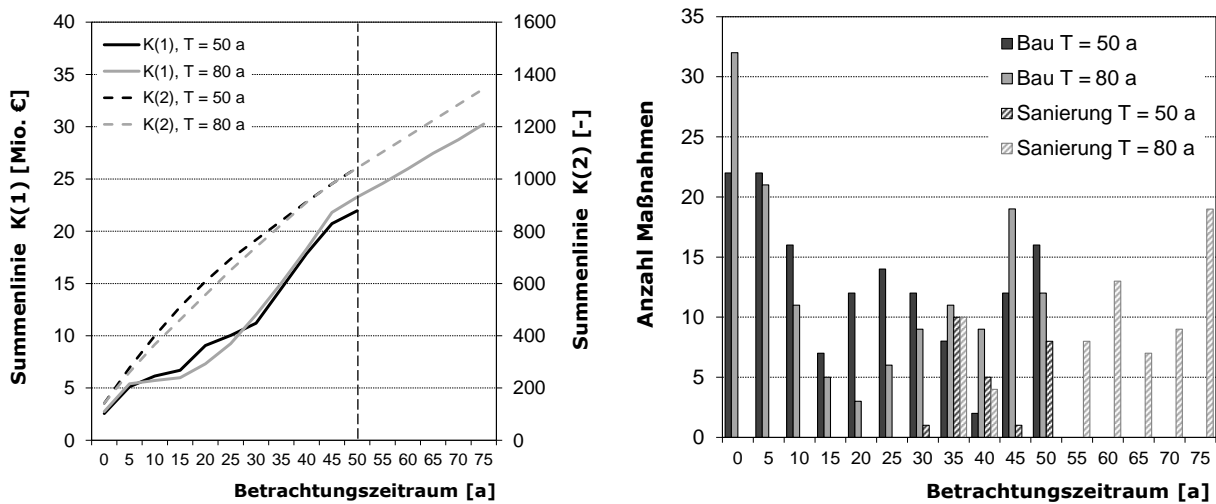


Abbildung 5-31: Summenlinien der Kosten $K(1)$ und $K(2)$ und Anzahl gebauter Maßnahmen in Untersuchungsgebiet 2 (S_2(6)b) bei Verlängerung der Betrachtungsdauer T

Die Vermutung liegt nahe, dass bei einer Verlängerung des Betrachtungszeitraumes evtl. kostenintensive Maßnahmen mit kürzerer Nutzungsdauer später gebaut werden, damit sie nicht während der Betrachtungsdauer (mehrfach) zur Sanierung anstehen. Eine genauere Untersuchung von Einzelmaßnahmen für die Vergleiche in Abbildung 5-30 und Abbildung 5-31 zeigt allerdings, dass sich keine deutlichen Zusammenhänge für Maßnahmen mit kurzer bzw. langer Nutzungsdauer oder geringen bzw. hohen Kosten abzeichnen (s. Abbildung 5-32). Gezeigt sind die Startzeitpunkte von unterschiedlichen Baumaßnahmen bei längerer Betrachtungsdauer in Abhängigkeit der Startzeitpunkte bei $T = 50$ a. In beiden Fällen sind die bei längerer Untersuchungsdauer später implementierten Maßnahmen in allen Maßnahmengruppen zu finden.

Während z.B. die Maßnahme Entsiegelung eine kostenintensive Aktivität mit langer Nutzungsdauer darstellt, sind wassersparende Maßnahmen (WS) eher günstig, haben allerdings mit den hier angesetzten 20 a eine sehr kurze Nutzungsdauer (vgl. Tabelle 3-4 und Tabelle 3-6). Es zeigt sich zwar, dass sowohl bei Verlängerung des Bauzeitraumes (links) als auch bei Verlängerung des Betrachtungszeitraums (rechts) Maßnahmen tendenziell später gebaut werden. Es kann aber kein eindeutiger Zusammenhang festgestellt werden, ob eher Anlagen mit kurzer oder langer Nutzungsdauer zu anderen Zeitpunkten gebaut werden. Hierzu fließen zu viele weitere Parameter in die Lösungsfindung ein.

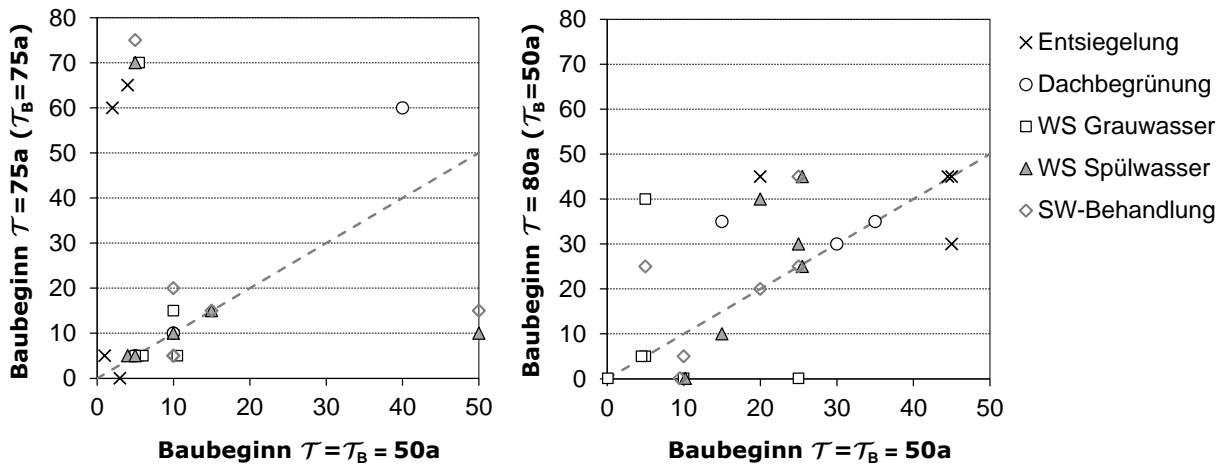


Abbildung 5-32: Vergleich der Bauzeitpunkte von Maßnahmen bei unterschiedlichen Betrachtungs- und Umsetzungsdauern

Insgesamt lässt sich festhalten, dass

- die Dauer des Umsetzungszeitraumes, die Budgetierung und die Ressourcenbeschränkung sich gegenseitig beeinflussen und aufeinander abgestimmt werden müssen;
- die Dauer des Untersuchungszeitraumes nicht zu kurz gewählt werden sollte, da ansonsten – gerade bei Ressourcen- oder Budgetrestriktionen – nicht alle erforderliche Baumaßnahmen durchgeführt werden können;
- die Dauer des Umsetzungszeitraumes nicht zu lange gewählt werden sollte, da ansonsten große Zeiträume, in denen keine Aktivitäten durchgeführt werden, entstehen können;
- bei kürzeren Umsetzungszeiträumen insgesamt größere Kapitalkosten erforderlich sind;
- aufgrund der Vielzahl von Optimierungskriterien sich keine generellen Aussagen zu dem Einfluss auf den Baubeginn von bestimmten Maßnahmen in Abhängigkeit des Untersuchungszeitraums machen lassen.

Eine generelle Empfehlung zur Festsetzung des Untersuchungszeitraumes ist dennoch schwierig. Er sollte anhand der Größe des Untersuchungsgebietes und evtl. Ressourcenbeschränkungen abgeschätzt werden. Für das Untersuchungsgebiet 1 wurde bspw. auch ein Betrachtungszeitraum von 15 a untersucht. Solange finanzielle Mittel zur Verfügung stehen, ist dies bei kleinen Einzugsgebieten denkbar. Da viele Maßnahmen den Privatbereich betreffen, ist eine so rasche Umsetzung allerdings eher unwahrscheinlich. Bei Untersuchungsgebiet S_2(6) ist allerdings die Umsetzungsdauer einiger Maßnahmen in großen Einzugsgebieten mit 20 a relativ lang. Eine Umgestaltungsdauer, die kleiner als das ca. Zwei- bis Dreifache der längsten Einzelimplementierungsdauer ist, ist deshalb nicht sinnvoll.

5.2.2 Variation der ökonomischen Zielkriterien

Die in K(1) berechneten Kostenanteile wurden wie in Kapitel 3.2.3 beschrieben ausgewählt. Eine Veränderung oder unterschiedliche Gewichtung der Kostenanteile ist weniger zielführend, da alle Kosten anfallen und somit in der Zielfunktion minimiert werden sollten. Für die Reinvestitions- und Sanierungskosten und die pauschal berechnete Abwasserabgabe, in deren Berechnung Frachtanteile aus Regen- und Schmutzwasserabflüssen eingehen, wurde allerdings untersucht, welchen Einfluss ein Auslassen in der Zielfunktion hat (s. Anhang A 9.4). Sobald jedoch die ökologische Kosten K(2) in der Gesamtzielfunktion gewichtet werden, kann kein direkter Einfluss mehr abgeleitet werden, da einerseits diese Kostenanteile nicht sehr ins Gewicht fallen und sich andererseits mehrere Zielkonflikte überlagern.

Intensiv untersucht wurde der Einfluss der vorgegebenen Budgetierung, die eingeführt wurde, um die Umgestaltungsaktivitäten angemessen über die zur Verfügung stehende Umsetzungszeit zu „verteilen“. Für die Untersuchungen wurde ein Teil der durchzuführenden Maßnahmen vorgegeben – ohne den Zeitpunkt oder die Dimension zu bestimmen –, um die Einflüsse einer stark unterschiedlichen Maßnahmenwahl auszuschließen.

Der Einfluss der Budgetierung von Investitionskosten ist bei unterschiedlichen Gewichtungen der beiden Zielfunktionen oder Zielvorgaben verschieden ausgeprägt. Wird keine Budgetierung der Investitionskosten pro Zeiteinheit ΔT vorgegeben, sind die Kapitalkosten insgesamt und pro Zeitschritt in hohem Maße von der Gewichtung der zwei Zielfunktionen untereinander abhängig (s. Abbildung 5-33). Maßnahmen sind bei der gewählten Vorgehensweise (Betrachtung von Barwerten) umso „teurer“, je früher sie ausgeführt werden. Im ersten Zeitschritt werden deshalb nur bei hohen Gewichten von K(2) große Investitionen getätigt, wie in Abbildung 5-33 rechts zu erkennen. Bei mittleren Gewichtungen werden die Kosten recht gleichmäßig über die Zeit verteilt ausgegeben ($G = 1:10.000$). Bei geringer Gewichtung der ökologischen Kosten ($G = 1:0$), werden die Investitionen aufgrund des Zinssatzes gegen Ende der Umsetzungsdauer so getätigt, dass erforderliche Baumaßnahmen zum Erreichen des Zielzustandes noch im Betrachtungszeitraum fertig gestellt werden.

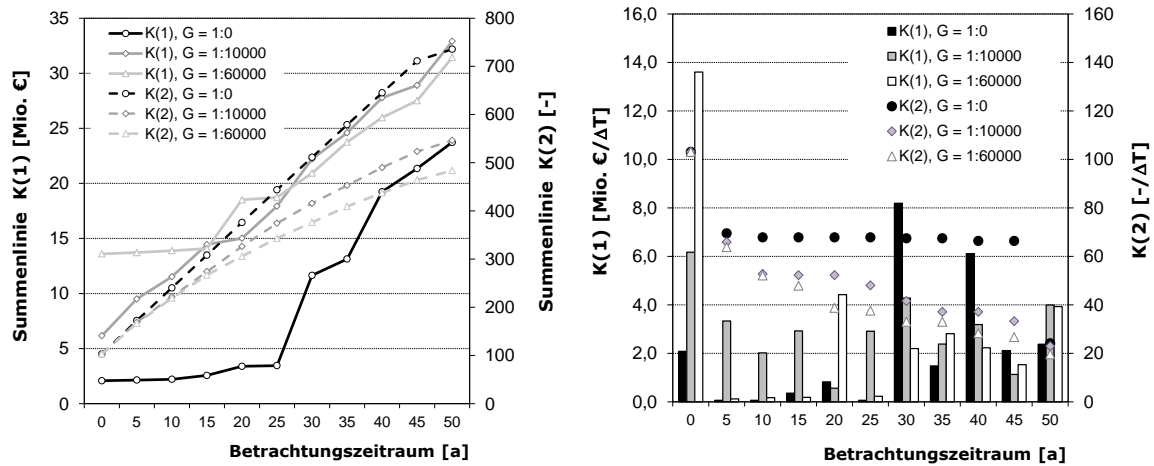


Abbildung 5-33: Summenlinien K(1) und K(2) und Einzelwerte pro Zeitschritt für S_2(6)b bei verschiedenen Gewichtungen und ohne Budgettierung

Entsprechend werden ökologische Kosten gleich von Beginn an stark reduziert und es ergeben sich geringe Gesamtkosten K(2) ($G = 1:10.000$ und $G = 1:60.000$) oder sie werden erst gegen Ende entscheidend verringert, wodurch höhere Summen K(2) resultieren ($G = 1:0$).

Wird eine Budgetbeschränkung vorgegeben, zeigt sich bei einer hohen Gewichtung der ökonomische Kosten K(1), dass bei einem geringen Budget insgesamt höhere Kapitalkosten erforderlich sind, da die Bauaktivitäten in einen größeren Zeitraum verteilt werden müssen. Somit ergeben sich in Summe größere Projektkostenbarwerte, da auch viele Maßnahmen zu Beginn des Betrachtungszeitraumes ausgeführt werden. Dargestellt sind die Zusammenhänge am Beispiel G_2(32)b, für das die Summenlinien der ökonomischen und ökologischen Kosten bei einer Gewichtung von $K(1):K(2) = 1:0$ in Abbildung 5-34 a) gezeigt sind. Die Summe der ökologischen Kosten fällt bei größeren ökonomischen Kosten (und damit kleinerem Budget) etwas geringer aus. Bei einer umgekehrten Gewichtung von $K(1):K(2) = 0:1$ wird das jeweilige Budget voll ausgeschöpft, da ein möglichst guter ökologischer Zustand erreicht werden soll, was mit höheren ökonomischen Kosten verbunden ist. So sind bei höherem Budget und damit auch höheren Kapitalkosten die ökologischen Kosten geringer.

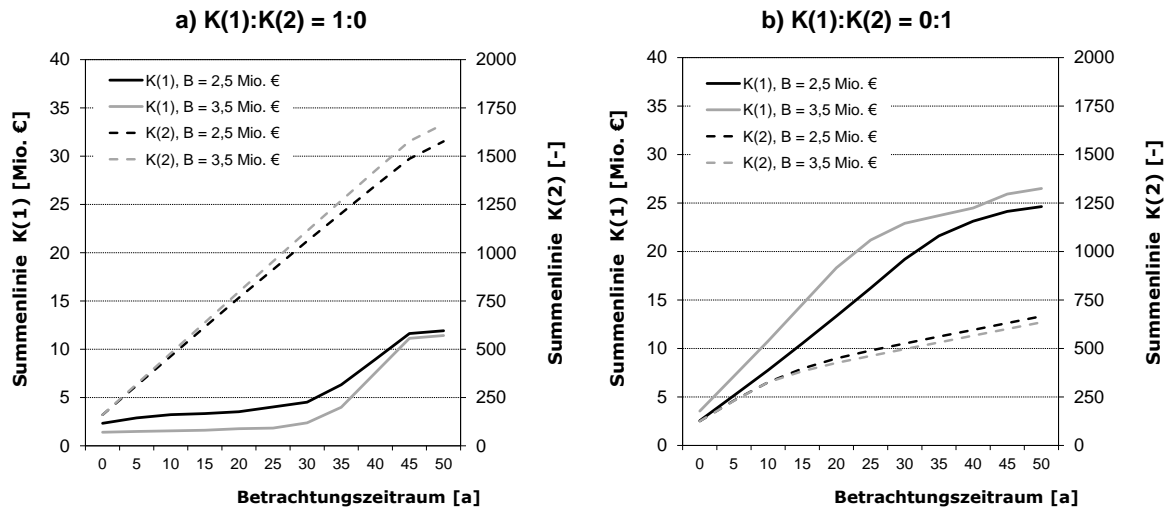


Abbildung 5-34: Summenlinie K(1) und K(2) für G_2(32)b bei einer Gewichtung von a) $K(1):K(2) = 1:0$ bzw. b) $K(1):K(2) = 0:1$ und einem Budget von 2,5 Mio. €/ΔT und 3,5 Mio. €/ΔT

Ändert man die Zielgewichtung tendenziell in Richtung der ökologischen Kosten, erkennt man, dass je stärker die ökologischen Kosten gewichtet werden, die Aussagen von Fall a) in Abbildung 5-34 zu Fall b) übergehen. Weiterhin kann gefolgert werden, dass selbst bei einem sehr hohen Budget dieses nicht voll ausgenutzt wird, da, sobald K(1) in der Zielfunktion gewichtet wird, diese möglichst gering ausfallen sollen (Abbildung 5-35 rechts). Bei nahezu gleichen ökologischen Kosten ergeben sich hier bei einem geringeren Budget von 2,5 Mio. €/ΔT in Summe höhere Kapitalkosten als bei einem Budget von 4,5 Mio. €/ΔT.

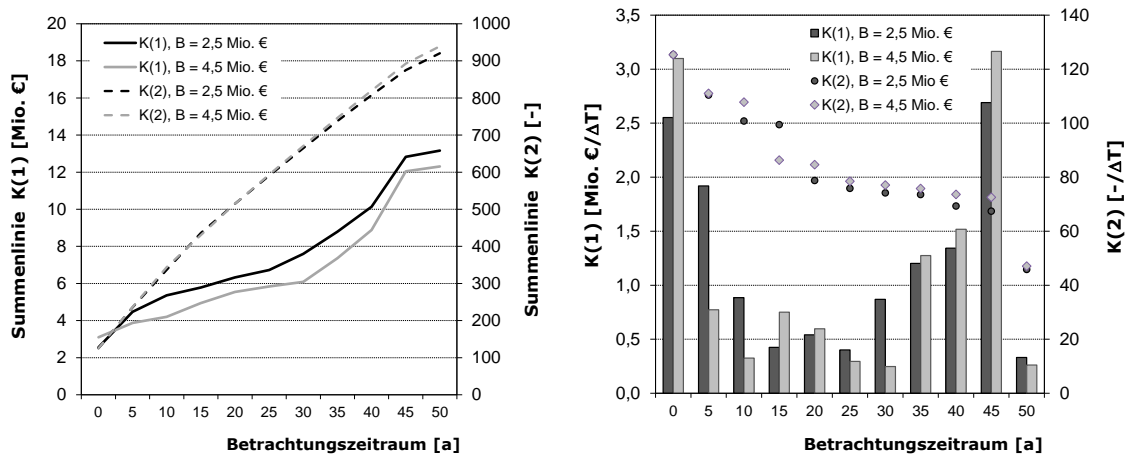


Abbildung 5-35: Summenlinie K(1) und K(2) für G_2(32)b bei einer Gewichtung von $K(1):K(2) = 1:5000$ (entspricht 5:1) und einem Budget von 2,5 Mio. €/ΔT und 4,5 Mio. €/ΔT

Bei einer gleichen Gewichtung von K(1) und K(2) zeigt sich, dass auch die Kriterien, die in der ökologischen Zielfunktion betrachtet werden, eine Rolle spielen. Bei den Szenarien S_2(6)c wurde eine annähernd gleiches Gewicht der beiden

Zielfunktionen über eine Multiplikation der ökologischen Kosten, die pro Zeitschritt max. 1 werden können, mit einem Faktor in Höhe des vorgegebenen Budgets pro Zeitschritt (diesen Wert können die ökonomischen Kosten maximal annehmen) erreicht (s. auch Kap. 5.2.3 und 5.2.4). Werden nun für die ökologischen Kosten verschiedene Kriterienfelder ausgewählt, ergeben sich unterschiedliche Tendenzen bei verschiedenen Budgetierungen (s. Abbildung 5-36).

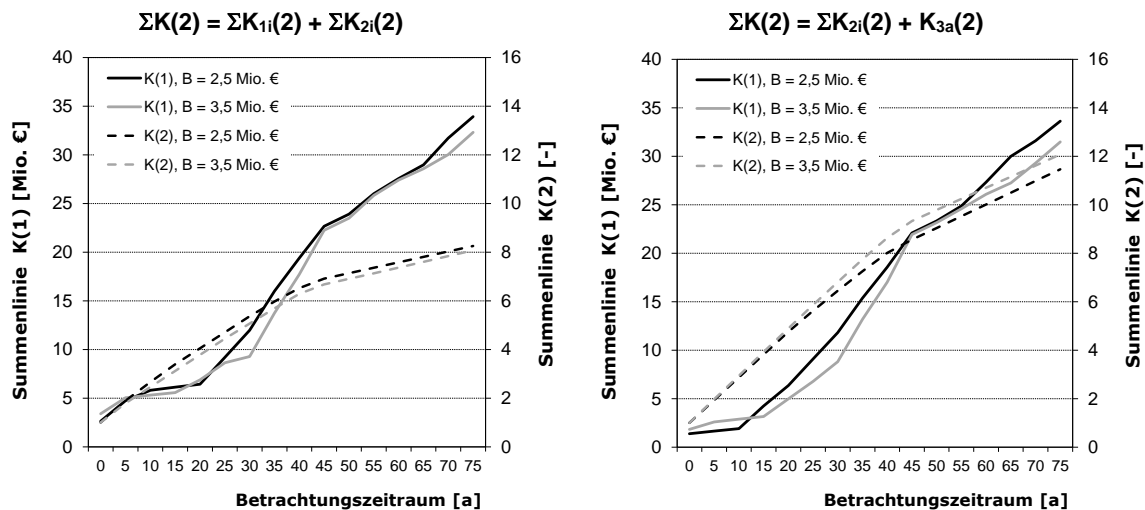


Abbildung 5-36: Einfluss der Budgetierung bei unterschiedlichen ökologischen Zielfunktionen für S₂(6)c und gleicher Gewichtung der beiden Zielfunktionen

Bei einer Zielfunktion, die die Anteile $K_1(2)$ und $K_2(2)$ enthält (Abbildung 5-36 links), ergeben sich bei einem größeren zur Verfügung stehenden Budget in Summe geringere ökologische Kosten. Durch die größere Bauaktivität im ersten Zeitschritt werden hier die ökologischen Kosten gleich zu Beginn deutlicher gesenkt als bei einem Budget von 2,5 Mio/ ΔT . Es können also mit geringeren Kapitalkosten geringere ökologische Kosten erreicht werden. Bei einer Zielfunktion die $K_2(2)$ und $K_3(2)$ enthält (s. Abbildung 5-36 rechts), ergeben sich zwar ebenfalls höhere Kosten mit geringerem Budget, allerdings führen diese auch zu in Summe geringeren ökologischen Kosten.

Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass

- eine Gewichtung der ökonomischen Kostenanteile untereinander nicht sinnvoll ist;
- die in $K(1)$ neben den Erst-Investitions- und Unterhaltungskosten berücksichtigten Kostenanteile einen geringen Einfluss auf die Lösungsfindung haben (im Falle der Sanierungs- und Reinvestitionskosten auch in Kap. 5.2.1 erkennbar);
- ein zu klein gewähltes Budget zu keiner zulässigen Lösung führen kann;
- ein sehr großes zeitliches Budget (oder keine Budgetbeschränkung) nicht immer voll ausgeschöpft wird und auch nicht zwingend zu einer Verbesserung der ökologischen Kosten beiträgt;

- bei einem geringeren Budget tendenziell in Summe größere Kapitalkosten anfallen, es sei denn, die ökologischen Kosten haben ein sehr hohes Gewicht in der Zielfunktion (dann wird ein größeres Budget voll ausgeschöpft);
- die Dauer des Untersuchungszeitraums, die Zielgewichtung und die Budgetierung sich stark gegenseitig beeinflussen;
- eine Budgetvorgabe nicht pauschal empfohlen werden kann; sie hängt v.a. von der Größe des Untersuchungsgebietes, dem Zielzustand und den dafür erforderlichen Maßnahmen oder auch der gewünschten Güte der Anpassung an die Zielkriterien ab.

In den Untersuchungen wurde eine feste Budget-Vorgabe für alle Zeitschritte untersucht. Ebenso kann es sinnvoll sein, für gewisse Zeiträume veränderte Budgets vorzugeben. Bei erheblichen Defiziten im Istzustand könnten bspw. zu Beginn des Umsetzungszeitraums größere Ausgaben zugelassen werden als gegen Ende, um effektive Maßnahmen früh umzusetzen.

5.2.3 Variation der ökologischen Zielkriterien

5.2.3.1 Variation der Zielerreichungswerte bzw. der internen Gewichtung

Die ökologischen Kriterien sind über Abstände zu gewissen Zielwerten im Zielzustand definiert. Bei Verändern der Zielwerte wird ein Anpassen schwieriger, je weiter der Wert im Istzustand vom Zielwert entfernt ist. Ein „absichtliches“ Erhöhen zur schnelleren Anpassung ist im Vergleich zu realistischen Werten (Tabelle 5-5) in Abbildung 5-37 dargestellt. In der betrachteten Modellversion gehen die Differenzen direkt in die Zielfunktion ein. Bei einer Vorgabe von Gewichtungsfaktoren $\gamma_i(2)=1$ verschiebt sich das interne Gewicht der ökologischen Zielkriterien. Bei V1 haben alle Kriterien, die im Istzustand 0 sind, ein „höheres“ Gewicht.

Tabelle 5-5: Variation der Zielerreichungswerte der ökologischen Kriterien für G_2(32)b (G = 1:10.000, B = 4,5 Mio. €/ΔT)

Variation	K ₁ (2) Wasserhaushalt			K ₂ (3) Ressourcenschonung		
	Z _{verd} [%]	Z _{vers} [%]	Z _{nutz} [%]	Z _{twe} [%]	Z _{gwn} [%]	Z _{due} ¹⁾ [%]
V1	100	100	100	100	100	100
V2	70	35	5	45	40	5
V3	60	30	5	45	40	5
Anteile im Istzustand	44	17	0	0	0	0

1) Da ein Grauwasserszenario untersucht wird, soll hier nur Urinseparation durchgeführt werden.

Da das mathematische Problem von V1 zu V2 durch die an reale Werte angepassten Zielwerte leichter wird, ist auch jeweils die Optimallösung in den Kapitalkosten $K(1)$ günstiger. Die ökologischen Kosten $K(2)$ sind in Abbildung 5-37 jeweils zur Vergleichbarkeit auf einen Ausgangswert von 1 umgerechnet. Sie sind in V1 am höchsten, da die Abstände zu den Zielwerten anteilig größer sind. Insgesamt unterscheiden sich $K(1)$ lediglich um 0,2 Mio. € (2 %) zwischen V1 und V3 und $K(2)$ nur um 1 %. Anhand der Einzelwerte der $K(1)$ und $K(2)$ sind v.a. bis $T = 20$ a größere Unterschiede zu erkennen als in den späteren Zeitschritten.

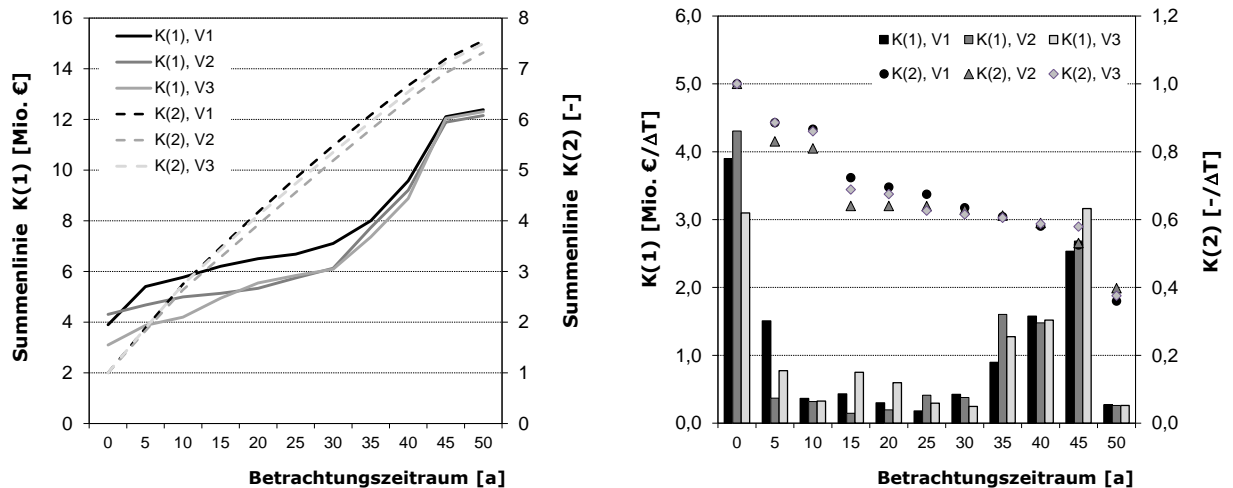


Abbildung 5-37: Summenlinie $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte für $G_2(32)c$ für unterschiedliche Zielerreichungswerte ($G = 1:10.000$, $B = 4,5$ Mio. €)

Trotz der geringen Unterschiede der Gesamtkosten werden einige Maßnahmen in unterschiedlicher Weise implementiert. Abbildung 5-38 verdeutlicht diese Unterschiede für drei Maßnahmengruppen, die mit der spezifischen Problemstellung korrespondieren. Obwohl in V1 alle Kriterien das höchste Gewicht haben, wird nur bei Regenwassernutzungsanlagen die höhere Anzahl an Maßnahmen implementiert, also in mehr Teilgebieten umgesetzt. Dieses Kriterium hat unter den Wasserhaushaltskennzahlen in V1 ein deutlich höheres Gewicht als in V2 und V3. Durch die Budgetierung werden im ersten Teilschritt deshalb vergleichsweise weniger Gründächer implementiert. Der Vergleich zwischen V2 und V3 zeigt, dass in V2 bei einem höheren Zielwert der Verdunstung auch mehr Dachbegrünungen umgesetzt werden.

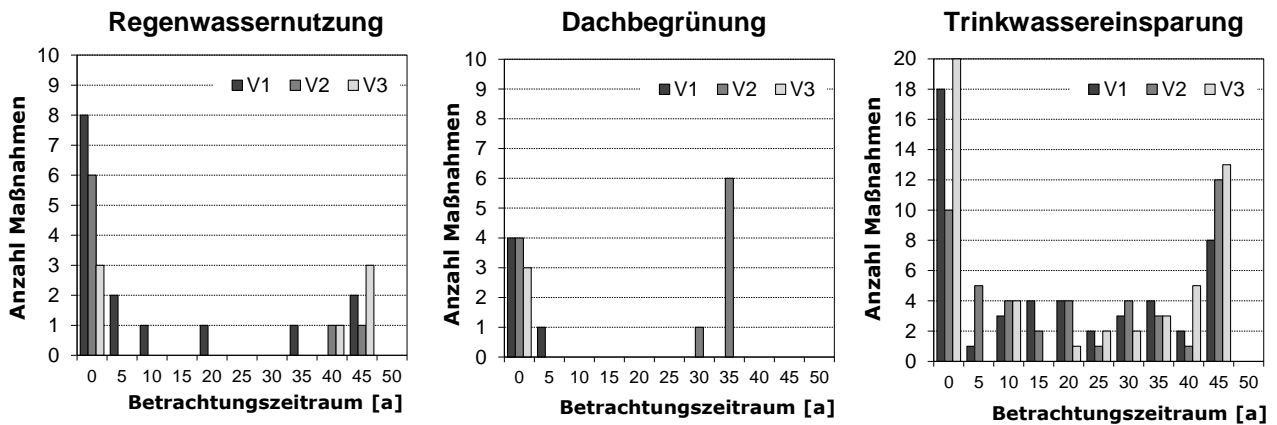


Abbildung 5-38: Unterschiede in der Anzahl durchgeführter Maßnahmen bei unterschiedlichen Zielerreichungswerten

Obwohl die Zielwerte der Ressourcenschonung bei V2 und V3 gleich gewählt wurden, ergibt sich eine geringfügig unterschiedliche Strategie bei der Trinkwassereinsparung. In V3 hat die angestrebte Trinkwassereinsparungsrate das höchste Gewicht, deshalb werden hier zu Beginn viele Maßnahmen implementiert.

Es zeigt sich also, dass

- die Variation der Zielerreichungswerte nur bei hohem Gewicht von K(2) einen Einfluss hat (die Zielwerte sollten eher an naturnahen Gegebenheiten bzw. realistischen Werten für mögliche Trinkwassereinsparungen und Recyclingraten orientiert sein);
- durch die interne Gewichtung der Zielkriterien gezielt Maßnahmen, deren Auswirkungen das entsprechende Kriterium minimieren, gefördert werden können. Allerdings stehen die verschiedenen Kriterien in Konkurrenz zueinander und die Maßnahmenwahl wird weiterhin durch Budgetierung oder Ressourcenbeschränkung beeinflusst.

5.2.3.2 Variation der Auswahl ökologischer Kriterien

Werden die Anteile der ökologischen Kosten in ein Intervall [0,1] skaliert in der Art, dass im Istzustand für jedes Kriterium der Wert 1 ist (vgl. Kap. 3.3.2.2), können Untersuchungen zum Einfluss der ökologischen Zielkriterien systematisch vorgenommen werden. Die Vorgaben sind in nachfolgender Tabelle 5-6 aufgeführt.

Tabelle 5-6: Veränderung der Auswahl und Gewichtung der ökologischen Zielkriterien für Basisszenario S_2(6)c und G_2(6)c

Variationen Einzelkriterien		S_2(6)c							G_2(6)c			
		S0	S1a	S1b	S1c	S1d	S2	S3	S4	G0	G1b	G3
Wasserhaushalt K₁(2)		-	1,00	-	-	-	0,50	0,33	0,25	-	-	0,33
Abstand von ge- wünschter	- Infiltrationsrate	-	0,33	-	-	-	0,16	0,11	0,08	-	-	0,11
	- Verdunstungsrate	-	0,33	-	-	-	0,16	0,11	0,08	-	-	0,11
	- Regenwassernut- zungsrate	-	0,33	-	-	-	0,16	0,11	0,08	-	-	0,11
Ressourcenschonung K₂(2)		-	-	1,0	-	-	0,50	0,33	0,25	-	1,0	0,33
Abstand von ge- wünschter	- Rate an direkter Trinkwasserein- sparung	-	-	0,5	-	-	0,25	0,16	0,13	-	0,5	0,16
	- Grauwassernut- zung	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	0,16
	- Rate Nährstoff- und Energiever- wertung	-	-	0,5	-	-	0,25	0,16	0,13	-	-	-
Emissionen K₃(2)		-	-	-	1,0	-	-	0,33	0,25	-	-	0,33
Frachtaustrag in die Gewässer		-	-	-	1,0	-	-	0,33	0,25	-	-	0,33
Immissionen K₄(2)		-	-	-	-	1,0	-	-	0,25	-	-	-
Spitzenabflüsse in Gewässer		-	-	-	-	1,0	-	-	0,25	-	-	-

Für Basisszenario S_2(6) und G_2(6) wurde jeweils ein Budget von 2,5 Mio. €/ΔT und eine annähernd gleiche Gewichtung von K(1) und K(2) durch einen Gewichtungsfaktor der K(2) von 2,5 Mio vorgegeben.

In den Variationen S1a bis S1d bzw. G1b ist jeweils nur ein Kriterienfeld K_i(2) in der ökologischen Zielfunktion (ZF) ausgewählt. Folglich wird dieses in der Umsetzungsstrategie bestmöglich reduziert. Abbildung 5-39 zeigt zur Verdeutlichung der Zusammenhänge für die Variationen S1a, S1b und S2 die Verläufe der Einzelkosten. Es sind auch jeweils die Werte für die nicht in der Zielfunktion berücksichtigten Kriterien als transparente Balken aufgeführt. Man erkennt die rasche Reduzierung von K₁(2) in S1a und K₂(2) in S1b, also die schnelle Anpassung an die geforderten Zielwerte. Weiterhin wird deutlich, dass bei Annäherung an eine naturnahen Wasserhaushalt auch die Emissionen deutlich mitreduziert werden (s. auch Abbildung 5-40). Werden beide Kriterien in die Zielfunktion aufgenommen, werden sie jeweils schrittweise reduziert, allerdings nicht in dem Maße wie bei einer Einzelgewichtung. Die Summe aus beiden ist im Vergleich zu S1a und S1b allerdings geringer.

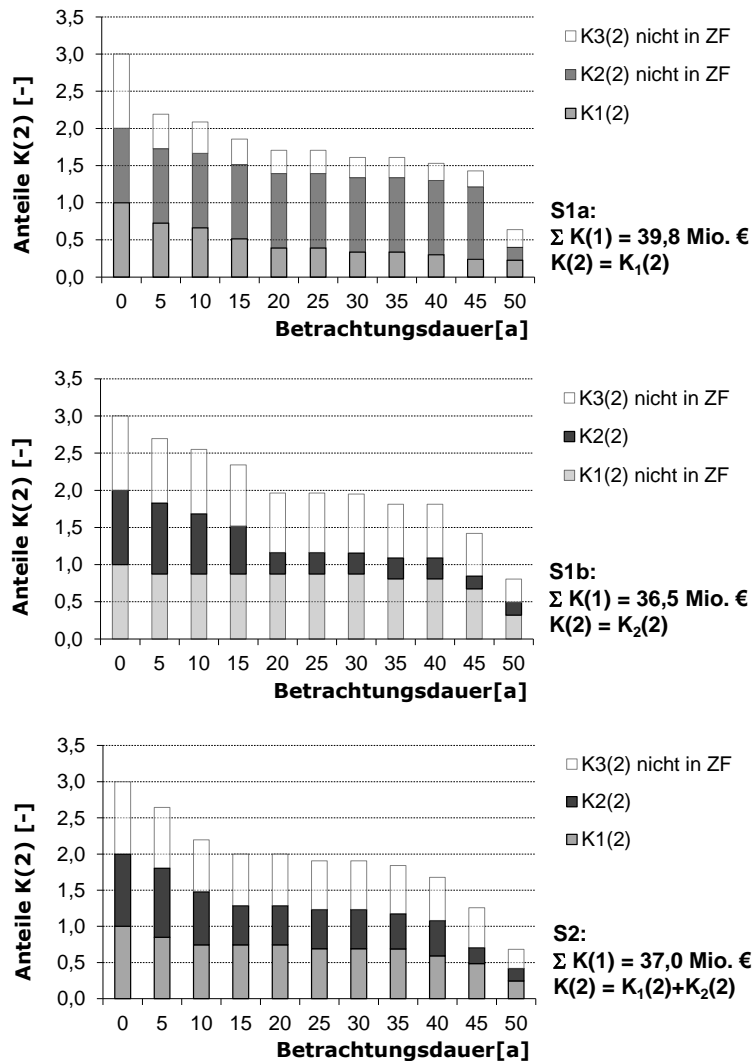


Abbildung 5-39: Anteile $K_i(2)$ für verschiedene Auswahl der ökologischen Zielkriterien für S_2(6)c (G = 1;2,5 Mio.; B = 2,5 Mio. €/ΔT) (ZF = ökologische Zielfunktion)

Abbildung 5-40 zeigt die nähere Auswertung aller Kriterienfelder der ökologischen Kosten für die vier Variationen mit einem ausgewählten Zielkriterium im Vergleich zu S0. In jeder Achse des Netzdiagrammes sind die Summen der Kosten $K_i(2)$ für das jeweilige Kriterienfeld über den Betrachtungszeitraum von $T = 80$ a ohne die Gewichtung $\gamma_i(2)$, mit der die Kriterien in die ökologische Zielfunktion eingehen, dargestellt. Im Istzustand nimmt jedes Kriterium den Wert 1 an. Insgesamt könnte bei der Betrachtungsdauer von $T = 80$ a ein Wert von 16 (für 16 Zeitschritte à $\Delta T = 5$ a) resultieren, sofern keine Maßnahmen durchgeführt werden, die die Werte des Zielkriteriums verändern.

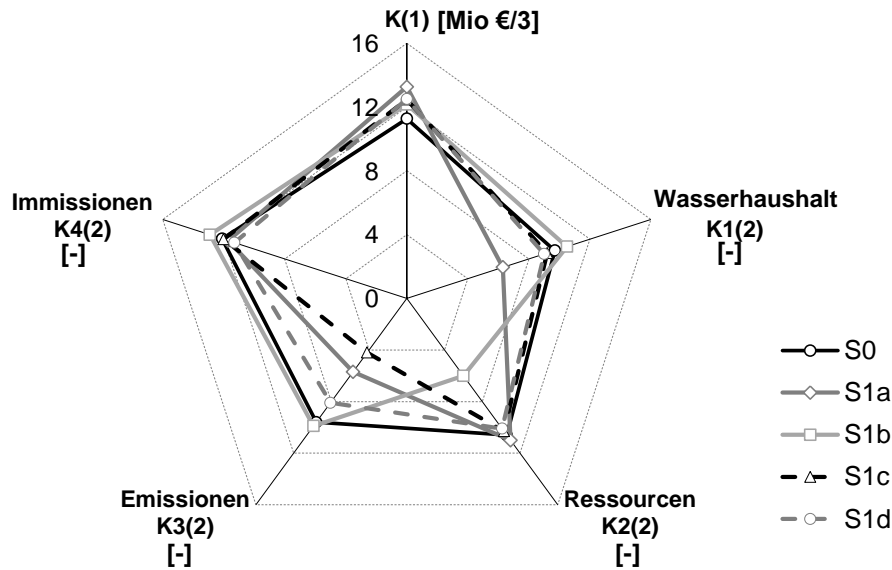


Abbildung 5-40: Ökologische Zielkriterien der Variationen S0 und S1a-d

Aus Abbildung 5-40 ergeben sich die für diese Konstellation (gleiche Gewichtung $K(1)$ und $K(2)$, Budgetierung von 2,5 Mio €) minimal möglichen ökologischen Kosten $K_i(2)$. Für die Kriterien des naturnahen Wasserhaushalts lassen sich bspw. minimal $K_1(2) = 6,3$ in S1a oder für Ressourcenschonung $K_2(2) = 6,0$ in S1c erreichen. Dies bedeutet, dass durch die Integration naturnaher Regenwassersysteme bzw. neuartiger Sanitärtechnik die als negativ angesehenen Abstände zu gewünschten Zielwerten in Summe über die Betrachtungsdauer um rund 60 % im Vergleich zur Fortschreibung des Istzustandes reduziert werden. Die bestmögliche Anpassung an den naturnahen Wasserhaushalt verursacht in diesem Beispiel die höchsten Kosten. Dies liegt wie oben angeführt an den vergleichsweise hohen Kosten für die Regenwassernutzung im Haushalt, die entsprechend früh implementiert werden, um die Anpassung an die geforderte Nutzungsrate voranzutreiben. Die reine Minimierung der $K_2(2)$ „Ressourcenschonung“ ist am kostengünstigsten möglich ($K(1) = 36,5$), allerdings sind die übrigen Kriterienwerte sogar schlechter als bei S0, bei dem keine ökologischen Kriterien in die Zielfunktion aufgenommen wurden. Erstaunlicherweise zeigt S0 in keinem Kriterienfeld die schlechtesten Werte. Dies zeigt sehr augenscheinlich, dass ein einzelnes Kriterium nur auf Kosten der anderen reduziert werden kann.

Auffällig sind auch die unterschiedlichen Spannen der resultierenden Werte bei den unterschiedlichen Kriterienfeldern. Während $K_1(2)$ bis $K_3(2)$ weite mögliche Bereiche aufweisen, sind bei Kriterium $K_4(2)$ die Werte eng beieinander. Die Werte der Variationen, die das entsprechende Kriterium nicht enthalten, liegen jeweils sehr eng beieinander – außer beim Kriterium Emissionen (hier wurde nur die in Gewässer eingeleiteten, regenwasserbedingten Frachten betrachtet). Dies liegt daran, dass die Reduzierung von Emissionen insgesamt nicht konkurrierend mit den Zielen des naturnahen Wasserhaushalts und der Immissionen ist. Je nachdem, welche Maßnahmengruppen zuerst implementiert werden, werden die öko-

logischen Kosten für das entsprechende Kriterium mehr oder weniger stark reduziert. Die Szenarien, die die ressourcenorientierten Kriterien in der Zielfunktion nicht enthalten, haben für das Feld $K_2(2)$ sehr ähnliche Werte, da es zur Erreichung des Zielzustandes in jedem Fall erforderlich ist, Schwarzwasser getrennt zu behandeln. Das Teilkriterium der Anpassung an die gewünschte Recyclingrate wird somit auch ohne hohe Gewichtung mit der Zeit recht gut erfüllt. Die andere Komponente dieses Kriterienfeldes – die Anpassung an eine direkte Trinkwassereinsparungsrate – wird dagegen nur minimiert, wenn es wie in S1b ein höheres Gewicht hat. Das Immissionskriterium zeigt einen sehr ähnlichen Wert in allen Variationen. Hier wurden pauschal die Maximalabflüsse an allen Gewässereinleitungspunkten betrachtet. In diesem Beispiel standen keine Speicherräume mit stark gedrosseltem Abfluss zur Auswahl, sodass nur übrige Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung von Abflüssen ausgewählt werden konnten. Lediglich Behandlungsanlagen, die aber nur für hoch verschmutzte Abflüsse eingesetzt werden sollen, drosseln den Abfluss stärker.

Wird mehr als ein Zielkriterium minimiert, ergeben sich für jedes Kriterium kleinere Bandbreiten, wie Abbildung 5-41 für die Variationen S2 bis S4 zeigt.

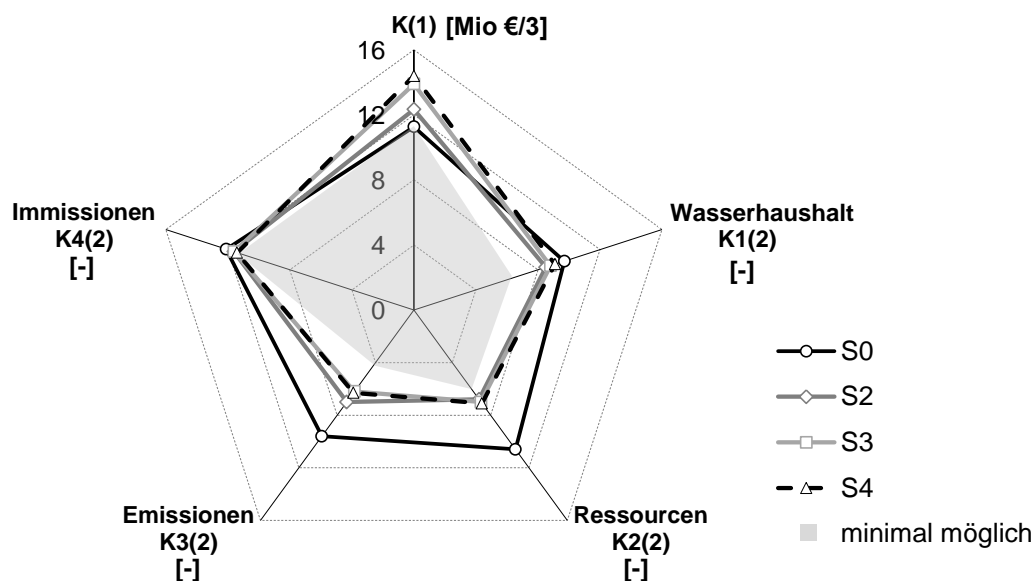


Abbildung 5-41: Ökologische Kosten der ökologische Zielkriterien der Variationen S0 und S2 – 4

Variation S2 hat z.B. nur 10% höhere Kosten als S0, alle Zielkriterien $K_i(2)$ sind allerdings sehr deutlich reduziert. In den Variationen, in denen ein bestimmtes Kriterium ein hohes Gewicht im Vergleich zu den anderen hat – z.B. haben Emissionen in S2 ein Gewicht von 0, in S3 von 0,3 und in S4 von 0,25 – wird dieses auch in S3 besser reduziert. Die Unterschiede im Zielfunktionswert sind mit 6,3 in S4 und 6,2 in S3 zwar nicht groß, allerdings bedeuten sie 300 t weniger emittierte CSB-Fracht in die Gewässer während des Untersuchungszeitraums (ein Unterschied von 12 %). Im Vergleich von Szenario S1b und S2 zeigt sich, dass nicht nur augenscheinliche Zielkriterien in die Zielfunktion aufgenommen werden sollten.

Eine möglichst gute Ressourcenschonung scheint aufgrund des ausgewählten Basisszenarios mit Schwarzwasserrecycling zwar ein wichtiges Kriterium zu sein. S2 hätte z.B. aber mit 37 Mio. € Kapitalkosten nur geringfügig höhere Kosten als S1b (36,5 Mio €), die ressourcenorientierten Kriterien sind aber fast genauso gut erfüllt (vgl. Abbildung 5-41) und die Kosten alle restlichen Kriterien wären deutlich geringer.

Auch bei einer weitreichenden Grauwasserseparation zeigen die Szenarien untereinander die gleichen Zusammenhänge wie bei der Schwarzwasserseparation (s. Abbildung 5-42). Wird die Anpassung an die gewünschte Ressourcenschonung – hier direkte Trinkwassereinsparung und Erfüllung einer Grauwasserrecyclingrate – in G_1b als alleiniges Zielkriterium ausgewählt, ergeben sich einerseits hohe Kapitalkosten und andererseits sind die weiteren ökologischen Kriterien teils deutlich schlechter als bei einer Gewichtung von $G = 1:0$.

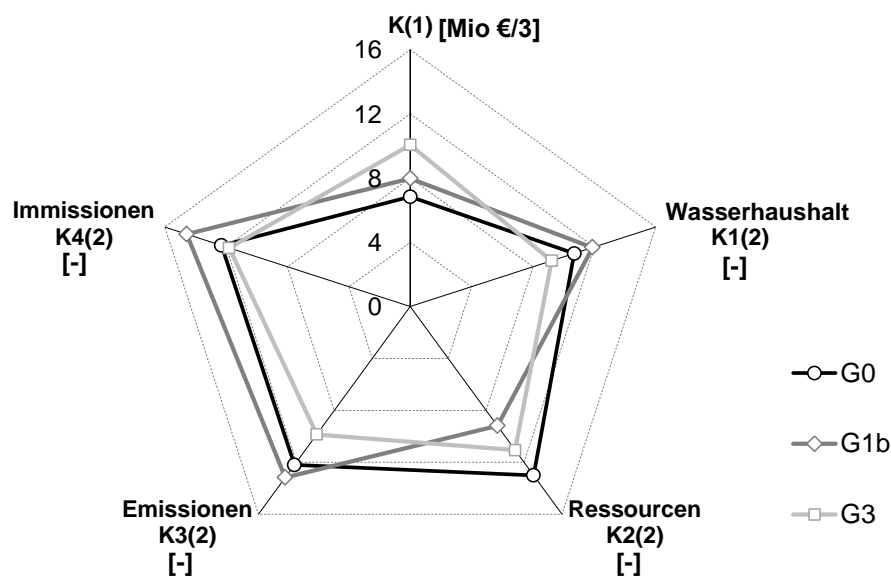


Abbildung 5-42: Ökologische Kosten der ökologischen Zielkriterien der Variationen G0, G1b und G3

Zusammenfassend zeigt die Untersuchung der Auswahl ökologischer Kriterien in der Zielfunktion, dass

- eine normierte Skalierung, in der alle Kriterien einen gleichen Ausgangswert im Istzustand haben, besser geeignet ist⁴⁹;
- die Auswahl der $K_i(2)$ bzw. Gewichtung γ_i einen erheblichen Einfluss auf die optimale Umsetzungsstrategie hat;
- die Minimierung eines Zielkriteriums auf „Kosten“ anderer Kriterien geschieht und deshalb

⁴⁹ Dies setzt voraus, dass die gewählten Kriterien zur Erreichung des Zielzustandes verbessert werden sollen. Bei Kriterien, die sich – in Zwischenzuständen – auch verschlechtern dürfen, kann eine Bewertung des Istzustandes abweichend von 1 sinnvoll sein.

-
- die Auswahl nur eines Kriteriums / Kriterienfeldes nicht zielführend ist, da meist die Auswirkungen in den anderen Bereichen erheblich verschlechtert werden.

Hier sollte im konkreten Anwendungsfall eine genaue Analyse der Defizite im Istzustand bzw. der gewünschten Zielwerte erfolgen. Je nach Dringlichkeit der Verbesserung einzelner Kriterien können die Gewichtungen gewählt werden. Insgesamt eignet sich ein iteratives Vorgehen, um die Auswirkungen auf alle ökologischen Zielkriterien aufzuzeigen.

5.2.4 Variation der Zielgewichtung

Der Einfluss der Zielgewichtung ist bei unterschiedlichen Basisszenarien und ökologischen Zielfunktionen verschieden ausgeprägt. Dargestellt werden zunächst die Zielfunktionswerte $K(1)$ und $K(2)$ gefundener, optimaler Umsetzungsstrategien, also die Summen für den Untersuchungszeitraum, in verschiedenen betrachteten Basisszenarien. Durch die unterschiedlichen Einheiten der beiden Zielfunktionen ist es, wie in Kapitel 3.3.5 angeführt, schwierig, einen Gewichtungsfaktor festzulegen. Eindeutige Lösungen liefern Berechnungen mit einer Gewichtung von $K(1):K(2) = 1:0$ und $K(1):K(2) = 0:1$. Hier werden jeweils nur die ökonomischen bzw. ökologischen Kosten minimiert und es resultieren die minimal möglichen Kapitalkosten für eine Umsetzungsstrategie unter den gegebenen Randbedingungen bzw. die minimalen ökologischen Auswirkungen während des Anpassungsprozesses. Berechnungen mit einer Gewichtung von $G = 1:0$ sind wie o.a. nur sinnvoll, wenn gewisse Zielkriterien zwingend vorgegeben werden – z.B. Trennung von Regen- und Schmutzwasser – oder bestimmte Aktivitäten, die mindestens durchzuführen sind, festgelegt werden. Wird für den Zielzustand bspw. eine flächendeckende Grauwasserseparation vorgegeben, so kann in jedem Teilgebiet vorgegeben werden, dass aus den möglichen Grauwasserrecyclingmaßnahmen bis zum Ende der Betrachtungsdauer eine ausgewählt werden muss.

Auch sind Szenarien mit unterschiedlichen ökologischen Zielfunktionen – also einer unterschiedlichen berücksichtigten Anzahl ökologischer Kriterien – in den resultierenden Gesamtkosten für $K(2)$ nur schwer vergleichbar. Die Normierung der ökologischen Kosten auf ein Intervall $[0,1]$ in Version *ProNet c* kann in einem Fall ein einziges Kriterium mit 1 bewerten und in einem anderen Fall die gewichtete Summe aus vielen Kriterien. Für die folgenden Darstellungen wurde auch bei Berechnungen, in denen die Differenzen der Zielerreichungsgrade direkt in den ökologischen Kosten verrechnet wurden (*ProNet a* und *b*), diese nachträglich auf eine Größe von 1 im Istzustand umgerechnet, um verschiedene Berechnungen miteinander vergleichbar zu machen. An dieser Zahl erkennt man, in welchem Maß die ökologischen Kosten in Summe minimiert wurden. Die Bezeichnungen ZF1 bis ZF4 geben an, wie viele Felder der ökologischen Zielkriterien in die ökologische Zielfunktion aufgenommen wurden. Diese sind in der Reihenfolge von

$K_1(2)$ bis $K_4(2)$ betrachtet; die Kennzeichnung ZF3 würde demnach die Kriterienfelder $K_1(2)$ bis $K_3(2)$ enthalten.

Durch Verschieben der Zielgewichtung erhält man unterschiedliche Punkte der Pareto-Front möglicher Lösungen des mathematischen Problems (vgl. Abbildung 3-8, S. 90). Am Beispiel von $G_{2(6)c}^{ZF1}$ sind verschiedene berechnete Punkte der Pareto-Front in Abbildung 5-43 in einem $K(1)$ - $K(2)$ -Koordinatensystem zusammen mit den Geraden der Zielgewichtung gezeigt. Bei einer Zielgewichtung von $G = 1:0$ ergeben sich die minimal möglichen ökonomischen Kosten und bei $G = 0:1$ die minimalen ökologischen Kosten zur Umsetzung des Zielzustandes unter den gewählten Randbedingungen. Die gefundenen Lösungen zeigen, dass mit steigender Gewichtung der ökologischen Kosten die ökonomischen Kosten zunächst moderat und ab einem Gewicht von $G = 1:5$ Mio. sehr stark zunehmen. Zwischen $G = 1:5$ Mio und $G = 0:1$ ist z.B. die Differenz bei $K(1)$ 12 Mio. €, während die ökologischen Kosten lediglich von 7,4 auf 7,2 gesenkt werden können. Der Punkt $(K(1);K(2))$ für eine Gewichtung von $G = 1:5,0$ Mio stellt eine Art „Scheitelpunkt“ dar, ab dem eine Verringerung von $K(2)$ nur noch mit erheblicher Verschlechterung von $K(1)$ zu erreichen ist.

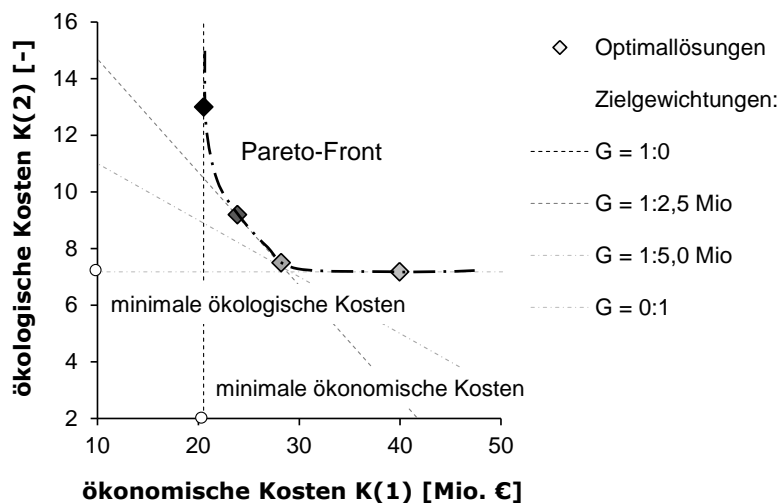


Abbildung 5-43: Optimale Lösungen bei verschiedenen Zielgewichtungen im $K(1)$ - $K(2)$ -Koordinatensystem für $G_{2(6)d}^{ZF1}$

Ein ähnlicher Verlauf zeigt sich bei allen Untersuchungen zur Zielgewichtung. In Abbildung 5-44 sind weitere Verläufe der Kosten für das Basisszenario Grauwasserseparation mit unterschiedlichen Kriterien in der ökologischen Zielfunktion für die Untersuchungsgebiete 2(6) und 2(32) gezeigt. Der oberste Punkt jeder Linie kennzeichnet die Gewichtung $G = 1:0$ und der unterste die Gewichtung $0:1$. Der Punkt für $G = 1:0$ ist bei den ökonomischen Kosten $K(1)$ jeweils gleich, da eine zulässige und finanziell günstige Umsetzungsstrategie ohne Minimierung von ökologischen Kosten gefunden werden soll. Die zugehörigen Kosten $K(2)$ können nach der Lösungsfindung bestimmt werden, indem die eingehenden Kriterienwerte anhand der ausgegebenen Variablenwerte pro Zeitschritt berechnet wer-

den. Sie differieren für die unterschiedlichen Szenarien, da jeweils verschiedene Anteile eingerechnet werden. Das heißt, dass bei gleichen ökologischen Auswirkungen unterschiedliche ökologische Kosten resultieren können.

Die geringeren Kosten $K(1)$ für die in höherem Detaillierungsgrad untersuchten Szenarien $G_{2(32)b}$ im Vergleich zu $G_{2(6)c}$ resultieren aus dem kürzeren Untersuchungszeitraum von $T=50$ a gegenüber $T=80$ a in $G_{2(6)c}$. Erkennbar ist einerseits, dass die Spanne zwischen $K(1)$ -kostenminimaler und -kostenmaximaler Lösung mit Zunahme der Anzahl an ökologischen Kriterien größer wird. Das heißt, je mehr ökologische Kriterien gleichzeitig minimiert werden sollen, desto höhere Kapitalkosten sind erforderlich, um bei hoher Gewichtung von $K(2)$ diese auch zu minimieren. Die Kurve wird mit zunehmender Zahl der ökologischen Zielkriterien flacher; der oben definierte „Scheitelpunkt“ rückt nach rechts.

Andererseits zeigt sich, dass die ökologischen Kosten auch insgesamt größer sind, wenn mehrere Kriterien minimiert werden – außer im Punkt $G = 1:0$. Sehr deutlich ist dies im Vergleich der Szenarien $G_{2(32)b}$, die mit der Modellversion *Pro-Net b* berechnet wurden, in der die ökologischen Kosten noch nicht in einem Intervall $[0,1]$ skaliert waren. Die Ergebnisse wurden zur gemeinsamen Darstellung mit Szenarien $G_{2(6)c}$ nachträglich umgerechnet.

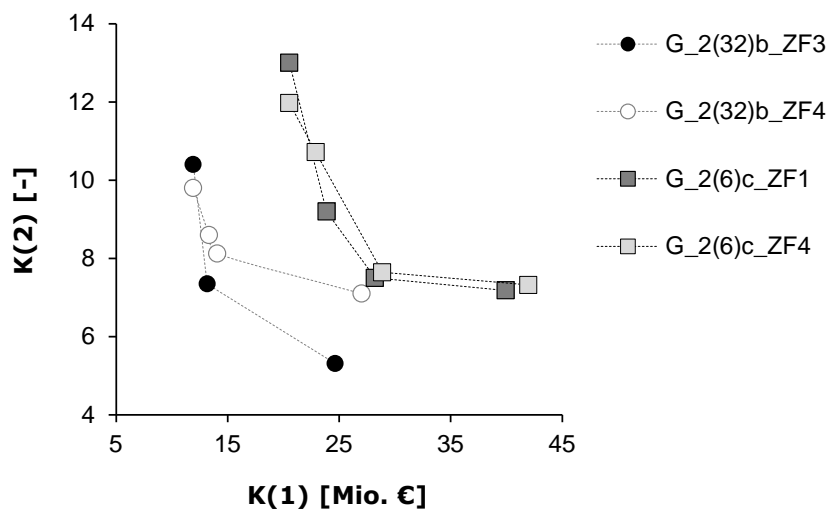


Abbildung 5-44: Optimale Lösungen bei verschiedenen Zielgewichtungen und ökologischen Zielfunktionen im $K(1)$ - $K(2)$ -Koordinatensystem für $G_{2(6)c}$ und $G_{2(32)d}$

Bei dem Basisszenario Schwarzwasserrecycling wurden für Untersuchungsgebiet 2(6) vier unterschiedliche ökologische Zielfunktionen mit unterschiedlicher Gewichtung betrachtet (s. Abbildung 5-45). Der Punkt für $G = 1:0$ ist wie oben beschrieben in $K(1)$ für alle vier Szenarien gleich, während sich $K(2)$ unterscheidet. Bei allen Szenarien wurde weiterhin die Gewichtung $G = 0:1$ untersucht, die übrigen Gewichtungen können abweichen. Es zeigt sich, dass auch hier die Anzahl der in $K(2)$ berücksichtigten Kriterienfelder die Umsetzungsstrategien mit $G = 0:1$ kapitalintensiver macht.

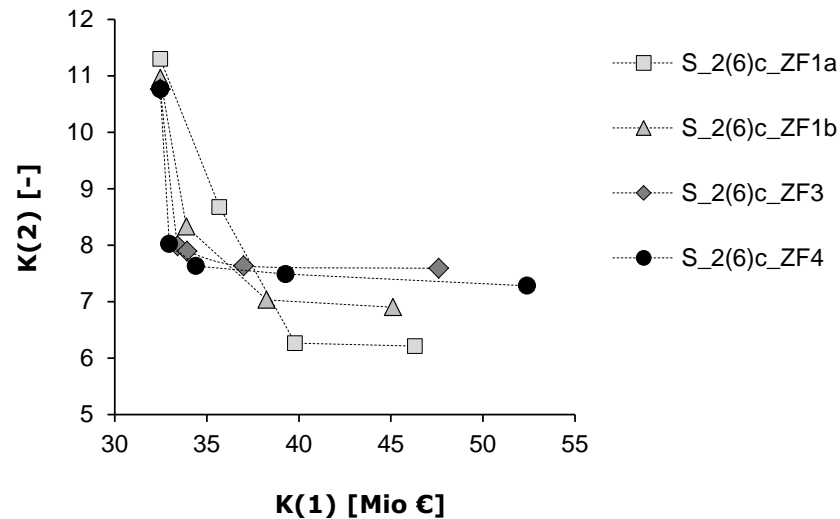


Abbildung 5-45: Optimale Lösungen bei verschiedenen Zielgewichtungen und ökologischen Zielfunktionen im K(1)-K(2)-Koordinatensystem für S_2(6)c

Die „Scheitelpunkte“ rücken im Gegensatz zu den betrachteten Grauwasserrecyclingszenarien mit größerer Anzahl an Zielkriterien in K(2) nach links. Werden mehr Kriterien in K(2) ausgewählt, können mit einem geringeren zusätzlichen finanziellen Aufwand die ökologischen Kosten deutlicher gesenkt werden. Im Falle von S_2(6)c^{ZF4} können so bspw. durch Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbewirtschaftung gleichzeitig die Kriterien aus den Feldern Wasserhaushalt, Emissionen und Immissionen angenähert werden. Im Vergleich zu den Grauwasserseparations-Szenarien heißt das, dass insgesamt die ökologischen Kosten „leichter“ zu minimieren sind. Allerdings muss beachtet werden, dass K(1) bei allen Szenarien mit Schwarzwasserseparation höher ist, da tendenziell die hier verwendeten Maßnahmen zur (dezentralen) Schwarzwasserbehandlung höhere Investitions- und Unterhaltungskosten haben als die zur Grauwasserbehandlung (vgl. Tabelle 3-6, S.112). Hierdurch ergibt sich ein höheres Niveau der Veränderungen bei K(1).

Es stellt sich die Frage, warum die Umweltauswirkungen rechts des Scheitelpunktes selbst mit einem sehr hohen zusätzlichen finanziellen Aufwand nicht maßgeblich gesenkt werden können. Durch die Betrachtung der Anteile $K_i(2)$ an den ökologischen Kosten K(2) werden diese Zusammenhänge am Beispiel der beiden Untersuchungen G_2(6)c^{ZF3} und S_2(6)c^{ZF3} im Folgenden gegenübergestellt und näher erläutert. Der Einfluss der ökologischen Zielfunktion bei sonst gleichen Bedingungen (Budgetierung, Zielgewichtung) wurde in Kapitel 5.2.3 erläutert.

In Abbildung 5-46 und Abbildung 5-47 sind die ökologischen Kosten für unterschiedliche Gewichtungen gezeigt. Wie in Kapitel 5.2.3.2. beschrieben, könnte für jedes Kriterium bei einer Betrachtungsdauer von $T = 80$ a ohne die Gewichtung $\gamma_i(2)$ ein Wert von 16 resultieren. Es sind alle Einzelkriterien, die in die ökologische Zielfunktion eingehen, gezeigt. Die Kriterienfelder wurden, wie in Tabelle 5-6 (S3 bzw. G3) aufgeführt, gleich gewichtet.

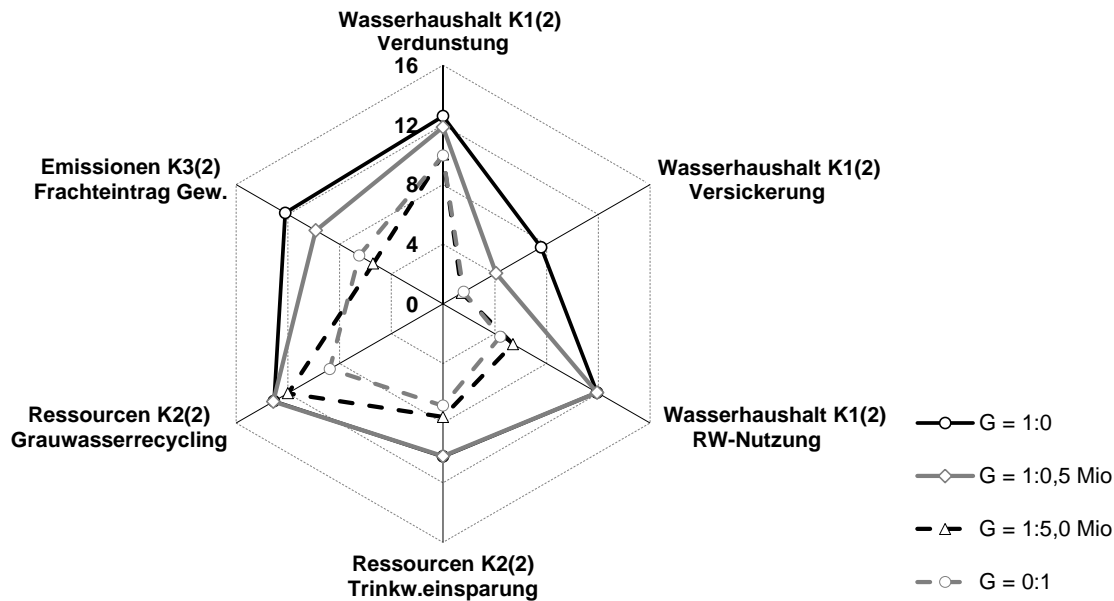


Abbildung 5-46: Ökologische Kosten der Einzelkriterien $K_i(2)$ [-] für das Szenario $G_{2(6)}c^{ZF3}$ bei unterschiedlichen Zielgewichtungen

Bei den dargestellten Grauwasserseparations-Szenarien zeigt sich, dass mit zunehmendem Gewicht von $K(2)$ alle Kriterien weiter verbessert werden. Ausnahme bildet das Kriterium emittierte Fracht, das bei einem Gewicht von $G = 1:5,0$ Mio etwas geringer ausfällt als bei $G = 0:1$. Da bei diesen Berechnungen die Kläranlagen-Ablaufmengen nicht zum Kriterium „Frachteintrag in die Gewässer“ hinzugerechnet wurden, wird es maßgeblich durch Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen beeinflusst. Hier hat augenscheinlich die Verbesserung des Kriteriums Regenwassernutzung einen großen Einfluss auf die Gesamtkosten $K(2)$. Da bei Regenwassernutzungsmaßnahmen eine größere abfließende mittlere Jahresfracht resultiert als z.B. bei Maßnahmen der Versickerung, wird das Kriterium „Emissionen in Gewässer“ verschlechtert, wenn mehr Regenwasser einer Nutzung zugeführt wird, da hier im Jahresmittel der Speicherraum öfter ausgeschöpft ist, als bspw. bei einer Versickerungsmulde.

Weiterhin erkennt man, dass die ökologischen Kosten der Ressourcenschonung erst bei hohem Gewicht von $K(2)$ im Vergleich zu $G = 1:0$ reduziert werden. Da Maßnahmen zum Grauwasserrecycling vergleichsweise teuer sind, werden sie erst gegen Ende des Betrachtungszeitraumes gebaut, sofern ökologische Kosten kein hohes Gewicht haben.

Für die Szenarien, die eine weitgehende Schwarzwasserseparation beinhalten, zeigt die Betrachtung der Einzelkriterien $K_i(2)$ ähnliche Zusammenhänge. Allerdings sind bei einem Gewicht von $G = 0:1$ nur die Kriterien der Anpassung an einen naturnahen Wasserhaushalt und hier ganz deutlich die Regenwassernutzungsrate minimal. Der Einfluss des Kriteriums Regenwassernutzung ist hier noch größer als bei den gezeigten Grauwasserrecycling-Szenarien, weil der Zielwert erhöht wurde, da kein Grauwasser zur Substitution von Trinkwasser ge-

nutzt wird und durch Regenwassernutzung möglichst viel Trinkwasser eingespart werden soll.

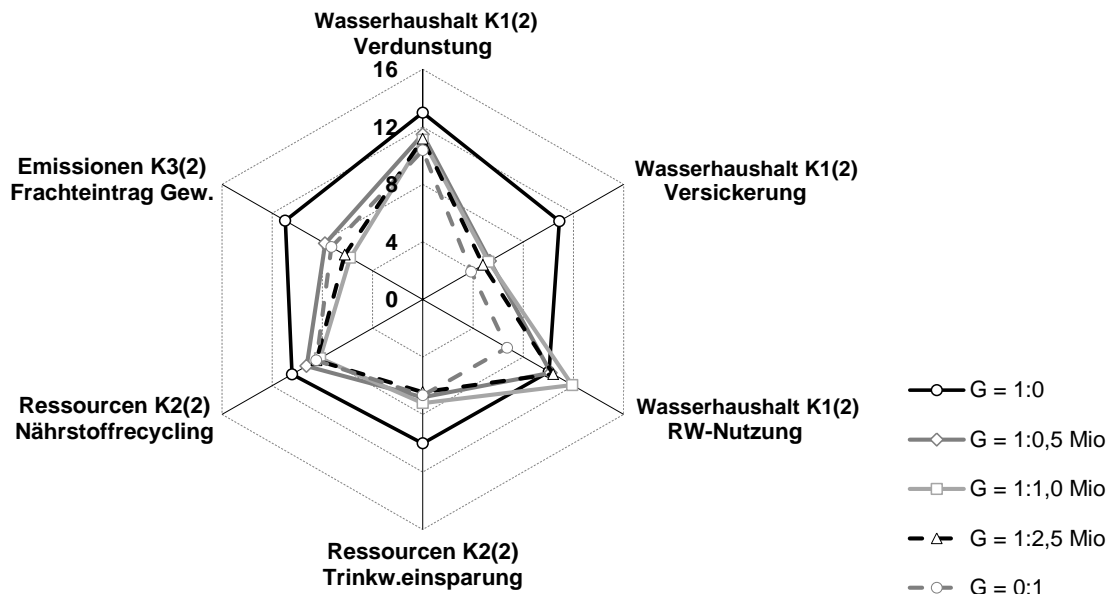


Abbildung 5-47: Ökologische Kosten der Einzelkriterien $K_i(2)$ [-] für das Szenario $S_2(6)c^{ZF3}$ bei unterschiedlichen Zielgewichtungen

Bei Szenario $G_2(32)b^{ZF3}$ aus Abbildung 5-44 verhält es sich anders. Hier können auch bei hoher Gewichtung von $K(2)$ diese noch mit steigenden ökonomischen Kosten insgesamt deutlich verringert werden. Dies ist wiederum auf die Definition der ökologischen Zielfunktion zurückzuführen. In diesem Beispiel haben die Kriterien Trinkwassereinsparung und Grauwassernutzung ein größeres Gewicht als Kriterien zur Anpassung an den natürlichen Wasserhaushalt. Bei einer höheren Gewichtung von $K(2)$ wird eine Anpassung an die vorgegebenen Zielwerte der Ressourcenschonung schneller erreicht (Die Detailergebnisse wurden in Kapitel 5.1.2 vorgestellt). Hierdurch ergeben sich auch weiterhin (mit steigender Gewichtung) verringerte ökologische Kosten.

Zusammenfassend zeigt die Untersuchung der Zielgewichtung, dass

- die Gewichtung von $K(1)$ und $K(2)$ den größten Einfluss auf die optimalen Umsetzungsstrategien hat,
- eine vordefinierte Zielgewichtung allerdings schwer einzustellen ist, da unterschiedliche Einheiten und Skalen der beiden Zielfunktionen gegeben sind.
- Durch Verändern der Zielgewichtung können die verschiedenen Punkte der Pareto-Front gefunden werden.
- Maßnahmen, die die ausgewählten ökologischen Kriterien beeinflussen werden mit steigendem Gewicht von $K(2)$ früher gebaut.

-
- Auch bei einer Gewichtung von $K(1):K(2) = 1:0$ werden die ökologischen Kosten im Vergleich zum Istzustand stark gesenkt, da zur Erreichung eines vorgegeben Zielzustandes eine große Anzahl an Maßnahmen, die die definierten ökologischen Kriterien verbessern, zwingend ausgeführt werden müssen.
 - Eine Gewichtung von $K(1):K(2) = 0:1$ kann sehr hohe Kapitalkosten verursachen, die es im Vergleich mit anderen Auswirkungen gegenüberzustellen gilt.
 - Es eignet sich ein Vorgehen, bei dem zunächst durch die Zielgewichtungen $K(1):K(2) = 1:0$ und $0:1$ der Größenrahmen der beiden Kosten für optimale Umsetzungsstrategien gefunden wird.
 - Es gibt einen „Scheitelpunkt“ im Verlauf von der $K(1)$ - $K(2)$ -Front und eine Gewichtung von $K(2)$ größer der Gewichtung im Scheitelpunkt ist durch eine Gesamtbetrachtung von ökologischen und finanziellen Auswirkungen abzuwägen.
 - Eine höhere Zielgewichtung von $K(2)$ minimiert nicht zwingend alle berücksichtigten ökologischen Kriterien weiter, da diese in Konkurrenz zueinander stehen.
 - Weitere Einflüsse, bspw. der Ressourcenrestriktion und Budgetierung oder auch der Funktionsfähigkeit, überlagern sich mit den Effekten der Zielgewichtung.

5.2.5 Zusammenfassung der Einflüsse der untersuchten Optimierungsparameter

Die durchgeführten Betrachtungen ergeben tendenziell die in Tabelle 5-7 zusammengefassten Einflüsse. Die Einflüsse sind in die Kategorien ökologische Kosten $K(1)$, ökonomische Kosten $K(2)$ und Umgestaltungsabfolge unterteilt. Unter „Verlauf“ der Kosten werden Einflüsse auf die typischen Kurven der zeitlichen Abfolge der Einzelkosten betrachtet. Auswirkungen auf die Verteilung der ökologischen Kosten auf die vier betrachteten Kriterienfelder werden in der Kategorie „Komponenten $K(2)$ “ zusammengefasst. Wie in den Unterkapiteln ausgeführt, lassen sich einzelne Einflüsse häufig schwer trennen. Deshalb ist als Unterkategorie die Gewichtung der beiden Zielfunktionen $K(1)$ und $K(2)$ aufgeführt, um die Auswirkungen differenzierter zu betrachten. Es ist jeweils der Einfluss einer Erhöhung bzw. Verlängerung des jeweiligen Kriteriums gezeigt; eine Verringerung wirkt sich entsprechend umgekehrt aus.

Tabelle 5-7: Einfluss der Variation der Optimierungsparameter

Variation	Einfluss auf ...						
	bei höherer Gewichtung	Summe K(1)	Verlauf K(1)	Summe K(2)	Komponenten K(2)	Verlauf K(2)	Ablauf der Umgestaltung ¹⁾
Untersuchungszeitraum							
Verlängerung Umsetzungszeitraum	K(1)	●↓ ³⁾	●	●↑ ⁴⁾	●	●	●→
	-	●↓ ³⁾	●	●↑ ⁴⁾	○	○	●→
	K(2)	○	○	●↑ ⁴⁾	○	●	●← ⁵⁾
Verlängerung Betrachtungszeitraum bei gleichem Umsetzungszeitraum	K(1)	●↑ ⁵⁾	●	●↑ ⁴⁾	○	●	○
	-	●↑ ⁵⁾	●	●↑ ⁴⁾	○	○	●← ⁶⁾
	K(2)	●↑ ⁵⁾	●	●↑ ⁴⁾	○	●	●← ⁶⁾
ökonomische Zielkriterien							
Erhöhung der Anzahl $K_i(2)$ ²⁾	K(1)	●↑	○	○	○	○	●←
	-	○	○	●↑	○	○	●→
	K(2)	○	○	○	○	○	○
Erhöhung Budget/ ΔT	K(1)	●↓	●	○	○	○	●→
	-	●↓	○	○	○	○	●→
	K(2)	●↑	●	●↓	○	●	●←
ökologische Zielkriterien							
Erhöhung Zielwerte Z_i	K(1)	○	○	○	○	○	○
	-	○	○	●↑	●	●	●←
	K(2)	●↑	●	●↑	●	●	●←
Erhöhung der Anzahl $K_i(2)$ in der Zielfunktion	K(1)	●↑	○	○ ⁷⁾	●	○	○
	-	●↑	●	○ ⁷⁾	●	●	●←
	K(2)	●↑	●	○ ⁷⁾	●	●	●←
höhere Gewichtung einzelner $K_i(2)$	K(1)	○	○	○ ⁷⁾	●	○	○
	-	●↑	○	○ ⁷⁾	●	●	○
	K(2)	●↑	○	○ ⁷⁾	●	●	○
Zielgewichtung							
Erhöhung Gewicht K(1)		●↓	●	●↑	●	●	●→
Erhöhung Gewicht K(2)		●↑	●	●↓	●	●	●←

● großer Einfluss ● geringer Einfluss ○ kein maßgeblicher Einfluss ↑ Erhöhung ↓ Verringerung ← früher → später

1) schwerpunktmäßige Integration von Maßnahmen

2) Hinzunehmen einzelner Komponenten $K_i(2)$ zu den Investitions- und Unterhaltungskosten (Sanierungskosten, Spülkosten, Abwasserabgabe)

3) Aufgrund des gewählten Zinssatzes, da später gebaute Maßnahmen günstiger werden. Bei geringerem Zinssatz schwächer, bei höherem Zinssatz deutlicher ausgeprägt.

4) Da $K(2)$ als Summe über den Betrachtungszeitraum minimiert wird, resultiert bei längerer Betrachtungsdauer auch größere Summe, da mehr Zeitschritte aufsummiert werden.

5) Es fallen über einen längeren Zeitraum Sanierungs- und Unterhaltungskosten an

6) Bei längerer Betrachtungsdauer werden ökologische Kosten schneller gesenkt, da die Summe $K(2)$ dann insgesamt kleiner bleibt

7) Abhängig von der Skalierung $K(2)$. Bei Skalierung $[0,1]$ geringer Einfluss, da $K(1)$ max. 1 im Istzustand, unabhängig von der Anzahl der berücksichtigten $K_i(2)$.

Den größten Einfluss hat die Gewichtung der beiden Zielfunktionen untereinander. Sie beeinflusst alle Kategorien in hohem Maße. Bei einer höheren Gewichtung der ökonomischen Kosten $K(1)$ hat sich die Dauer des Umsetzungszeitraumes als ein maßgebendes Optimierungskriterium herausgestellt. Dies ist auf die Berechnungsweise der $K(1)$ als Kapitalkosten zurückzuführen. Durch die Abzinsung der Kosten auf den Bezugszeitpunkt ergeben sich geringere Kosten, je später Maßnahmen gebaut werden können. Eine Erhöhung des Zinssatzes würde diese Effekte noch verstärken. Sind die $K(1)$ und $K(2)$ von gleicher Bedeutung, haben v.a. die Betrachtungsdauer und die in $K(2)$ berücksichtigten Kriterien wesentliche Einflüsse auf die Lösung. Je nachdem, welche ökologischen Kriterien ausgewählt werden, werden zunächst Maßnahmen integriert, die auf diese Kriterien wirken. Dadurch können sich sehr unterschiedliche Umsetzungsreihenfolgen ergeben, die verschiedene Kostenverläufe aufweisen. Bei einer höheren Gewichtung der ökonomischen Kosten $K(2)$ wirken sich maßgeblich Veränderungen bei den ökologischen Kriterien, die Betrachtungsdauer und die Budgetierung auf optimale Umsetzungsstrategien aus. Wird für solche Umsetzungsstrategien ein zeitliches Budget vorgegeben, wird dies im Verlauf des Untersuchungszeitraumes jeweils aufgebraucht, weshalb eine Veränderung des Budgets einen hohen Einfluss hat.

Die Tabelle erlaubt durch eine spaltenweise Betrachtung Rückschlüsse auf entsprechende „Stellschrauben“ für die Änderung der optimalen Umsetzungsstrategie. Soll z.B. in einer Umsetzungsstrategie die Summe der ökonomischen Kosten gesenkt werden, kann dies – neben der Veränderung der Zielgewichtung – auch durch eine Verlängerung des Umsetzungszeitraumes, die Erhöhung des Budgets oder die Veränderung der ökologischen Zielkriterien geschehen. Soll die Umsetzung „beschleunigt“ werden, können nicht nur die ökologischen Kosten $K(2)$ höher gewichtet werden, sondern auch das Budget erhöht werden.

5.3 Diskussion und Fazit

Die Ergebnisse werden im Folgenden zusammenfassend diskutiert und der Modellansatz in Bezug auf Potenzial und Defizite bewertet. Abschließend werden Empfehlungen zur Anwendung des Modells bei weitreichenden Umgestaltungen der siedlungswasserwirtschaftlichen Systeme gegeben.

5.3.1 Bewertung der Ergebnisse und des Modellansatzes

5.3.1.1 Einordnung der Ergebnisse in Bezug auf die Modellziele

Das vorrangige Modellziel, eine langfristige Umgestaltung von bestehenden Wasser- und Abwassersystemen in einen gewünschten, vorgegebenen zukünftigen Systemzustand schrittweise zu vollziehen und zu optimieren, konnte in verschiedenen Anwendungsfällen erreicht werden. Die Datenanalyse und -aufbereitung zur Bereitstellung des mathematischen Netzwerks ist sehr aufwändig. Für kom-

plexe Systeme kann eine optimale Umsetzungsstrategie allerdings nicht „manuell“ gefunden werden, v.a. wenn neben finanziellen Aufwendungen auch Aspekte des Wasser- und Nährstoffkreislaufes betrachtet werden sollen. Es ergibt sich schon bei kleinen Siedlungen eine sehr vielschichtige Optimierungsaufgabe, da die vielfältigen Zusammenhänge innerhalb der Abwasserentsorgung berücksichtigt werden müssen. Dadurch sind teilweise sehr starke Vereinfachungen notwendig. Trotzdem liefert das entwickelte Optimierungstool plausible Ergebnisse für die Bauabfolge von Maßnahmen ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung, die funktionale und flussbezogene Bedingungen einhalten.

Die beiden Zielfunktionen bilden den finanziellen Rahmen und v.a. die Güte der Anpassung an den gewünschten Zielzustand zutreffend ab. Als große Schwierigkeit der Modellanwendung hat sich die Gewichtung der Zielfunktionen herausgestellt. Durch die unterschiedlichen Dimensionen der Zielfunktionen ist eine vordefinierte Zielgewichtung schwer festzulegen. Auch die unterschiedlichen Eigenschaften der verschiedenen ökologischen Kostenanteile erschwert die Auswahl und interne Gewichtung ökologischer Kriterien.

Die berechneten Umsetzungsstrategien unterscheiden sich weniger in der Auswahl der implementierten Maßnahmen, da durch die Vorgabe der Basisszenarien, die eine möglichst flächendeckende Grau- bzw. Schwarzwasserseparation beinhalten, ohnehin eine Vielzahl an Anlagen zum Erreichen des festgesetzten Zielzustandes erforderlich ist. Vielmehr sind die zeitliche Anordnung während der vorgegebenen Umgestaltungsdauer und die Anlagengrößen (v.a. bei Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen) bei verschiedenen Zielkriterien die maßgebenden Unterschiede der Strategien. Die generelle, raumzeitliche Implementierung zeigt die erwarteten Tendenzen, dass bei einer hohen Gewichtung von ökologischen Kriterien wirkungsvolle Maßnahmen am Beginn der Umstellungsdauer platziert werden, auch wenn sie hohe Kosten haben. Bei möglichst geringen finanziellen Aufwendungen während der Umgestaltung werden zunächst kostengünstige Maßnahmen implementiert. Einen großen Erkenntnisgewinn bildet die Möglichkeit der zeitlichen, wirkungsbezogenen Darstellung der Einflüsse auf die Umwelt und vorhandenen Infrastrukturen.

Diese tendenziellen Aussagen zur Implementierung werden auch in der Literatur als sinnvoll bestätigt. Vor allem die weitere Nutzung der bestehenden Infrastruktur – in den hier berechneten Strategien werden die Kanäle zur Ableitung von getrennten Teilströmen genutzt und die zentrale Abwasserreinigungsanlage zur Behandlung des Restabwassers – wird bei der Umgestaltung von bestehenden Systemen als wichtig erachtet (bspw. Prager, 2002; Hiessl et al., 2003; Beneke et al., 2004; Herbst, 2008; Hillenbrand, 2009; Meinzinger, 2010). Als Startpunkte einer Systemtransformation werden einerseits kurzfristig umzusetzende Maßnahmen gesehen, die technisch und finanziell mit geringem Aufwand zu erreichen sind (Becker u. Raasch, 2005; Schiller, 2010; Kluge und Libbe, 2010). Erst später sollen Gebiete folgen, in denen der Transformationsaufwand höher ist. Diese Strategien

resultieren in der hier vorgestellten Methodik bei hoher Gewichtung der ökonomischen Kosten. Andererseits werden auch Gebiete mit hoher Entwicklungsdynamik (z.B. Konversionsflächen) (Kluge und Libbe, 2010) oder öffentliche Bereiche (Meinzinger, 2010) als Ausgangspunkte einer Systemumstellung angesehen. Dies konnte aufgrund der fehlenden Nutzungszuordnung nicht mit dem Modell abgebildet werden. Eine mögliche räumliche Abfolge des Umbaus sehen z.B. Beneke et al. (2004) und Schiller (2010) von den verzweigten Ausgangspunkten des Sammlersystems her. Diese Strategie findet sich in den hier berechneten Lösungen bei der Implementierung neuer Ableitungselemente wieder.

Auch die ökonomischen Kosten der Umgestaltungsstrategie sind mit bisherigen Untersuchungen vergleichbar, wobei selten die Kosten für eine Umgestaltung von Systemen untersucht wird⁵⁰. Vergleichbare Voraussetzungen (größere Untersuchungsgebiete, Betrachtung einer Umgestaltung, Systemausgestaltung, Betrachtung von Projektkostenbarwerten) finden sich etwa in Hiessl et al. (2003), Herbst (2008), Schiller (2010), Oldenburg (2007) oder Felmeden et al. (2010). Die Kosten aus der Literatur sind – sofern keine Umgestaltung, sondern ein Systemendzustand zum Zeitpunkt 0 über eine lange Betrachtungsdauer kalkuliert wurde – am ehesten mit den hier ermittelten Strategien bei hoher Gewichtung von $K(2)$ vergleichbar, da dort auch viele Maßnahmen zu Beginn des Untersuchungszeitraumes implementiert werden. Hier resultieren für 50 a Betrachtungsdauer 6.700 – 8.500 €/EW (Basisszenario Schwarzwasserseparation) bzw. 5.600 – 7.800 €/EW (Basisszenario Grauwasserseparation) im Vergleich zu Literaturwerten zwischen 5.200 und 8.200 €/EW. Kosten zur Systemumstellung wurden in Schiller (2010) und Hiessl et al. (2003) auch für eine sukzessive Neuerrichtung der Wasserinfrastruktur untersucht. Solche Berechnungen sind mit den hier vorgestellten Szenarien mit hoher Gewichtung der ökonomischen Kosten $K(1)$ vergleichbar. Hier resultieren 2.500 – 3.900 €/EW (Basisszenario Schwarzwasserseparation) bzw. 2.400 – 3.600 €/EW (Basisszenario Grauwasserseparation) im Vergleich zu Literaturwerten von 1.900 – 2.900 €/a. Insgesamt bleiben durch die unterschiedlichen Randbedingungen nur die Größenordnungen der Kosten vergleichbar. Diese fallen durchaus in die Bereiche bisher durchgeführter Projektkostenbetrachtungen.

Die aufgestellten Kriterien zur Funktionsfähigkeit der Systeme haben sich als gut geeignet herausgestellt. Die Kantenbeschränkungen zur Einhaltung von Fließbeziehungen bzw. Stofffrachtaufteilungen und zur Auswahl der Dimensionierung von Anlagen und Ableitungselementen garantieren zu jedem Zeitpunkt der Umgestaltung einen zulässigen, funktionsfähigen Systemzustand. Die weiterhin im-

⁵⁰ Viele Untersuchungen, die eine detaillierte Kostenbetrachtung vornehmen, beziehen sich nur auf Einzelmaßnahmen, Häuserblocks (z.B. Schütze, 2005) oder kleinere Gebiete mit < 100 EW (z.B. Starkl et al., 2005) oder auf andere Voraussetzungen in Entwicklungsländern. Ökologische Kriterien und Stoffbilanzen fließen zwar häufig in die Bewertung und Auswahl von Systemgestaltungen ein (van der Vleuten-Balkema, 2003; Herbst, 2008; DWA, 2008; Hillenbrand, 2009; Meinzinger, 2010), werden aber nicht zur Bewertung der Umgestaltungsstrategie herangezogen.

plementierte Kontrolle der Fließgeschwindigkeit bei Trockenwetter war bei komplexerer Anwendung schwer zu verifizieren. Da zur Abflussermittlung aufgrund der kurzen Gesamtließzeiten in den betrachteten Untersuchungsgebieten eine vereinfachte Listenrechnung angewendet wurde, ist der Unterschied zwischen berechnetem Regenwetterabfluss und Trockenwetterabfluss größer als in der Realität anzunehmen. Dies führt dazu, dass im abgebildeten Funktionsnetzwerk größere Dimensionen der an den Netzenden gelegenen Haltungen vorgegeben wurden und die Fließgeschwindigkeit bei Trockenwetter dort nicht realitätsnah abgebildet werden konnte. Von der Implementierung eines Fließzeitverfahrens zur Abflussberechnung in das lineare Optimierungsmodell wurde aufgrund der erforderlichen iterativen Vorgehensweise abgesehen, da die Einhaltung der Fließgeschwindigkeit im Rahmen der Methodik nicht als Schwerpunkt der Funktionalität angesehen wurde. Um Regenwetterabflüsse nicht zu überschätzen, wird eine solche Betrachtungsweise allerdings bei größeren Gebieten unabdingbar und sollte in weiteren Untersuchungen beachtet werden. Dann kann auch die Fließgeschwindigkeit bei Trockenwetter adäquat überprüft werden, die vor allem, wenn der Grauwasserstrom abgetrennt wird, sehr gering werden kann.

Als Beispiel zur Einhaltung von fachtechnischen Regelwerken wurde die Entlastungsrate und das Mischverhältnis an Mischwasserbehandlungsbauwerken nach derzeit gültigem Emissionspapier für Mischkanalisationen (ATV-A 128 (ATV, 1992)) in das Modell integriert. Es hat sich herausgestellt, dass die Einhaltung der Vorgaben bzgl. des Mischverhältnisses in Bezug auf die übrigen Kriterien optimale Umgestaltungsstrategien verhindert hätte, weshalb die Einhaltung in den hier vorgestellten Berechnungen nicht gefordert wurde. Die umgestalteten (Zwischen-) Systeme müssten hierbei in einen neuen Rahmen eingeordnet und Regelwerke angepasst angewendet werden. Immissionen wurden sehr vereinfacht berechnet und die Anpassung von Spitzenabflüssen bei Regenwetter an die Zielwerte nach DWA-M 153 (DWA, 2007) implementiert.

Die zusätzliche Bewertung von Defiziten innerhalb der Methodik hat sich als schwierig herausgestellt. Einerseits wurde in den Modellanwendungen ein hoher hydraulischer Sanierungsbedarf mit fiktiven Kosten bewertet und andererseits ein hoher baulicher Sanierungsbedarf mit erhöhten Unterhaltungskosten. Die Wahl der fiktiven Kosten ist je nach Anwendungsfall und Zielstellung nur iterativ festzulegen. Diese sind in der Zielfunktion der höher gewichteten Kostenart zuzuschlagen, da ansonsten eine Verringerung nicht forciert wird. Zusätzlich wurde in den meisten Anwendungen eine Schranke für die fiktiven Kosten eingeführt, die eine Reduzierung bis zu einem gewissen Zeitpunkt gewährleistet. Die für Elemente mit hohem baulichem Sanierungsbedarf festgelegten erhöhten Unterhaltungskosten führten in der Regel nicht dazu, dass diese vor Ablauf der Nutzungsdauer saniert wurden. Hier wäre eine zusätzliche Bewertung mit fiktiven Kosten analog der oben beschriebenen Vorgehensweise erforderlich gewesen. Auch die implementierte Möglichkeit, mit Fortschritt der Nutzungsdauer stei-

gende Unterhaltungskosten festzulegen, führt nicht zu geänderten Umgestaltungsstrategien. Die Unterhaltungskosten fallen meist im Vergleich zu Investitionskosten der neu zu bauenden Anlagen nicht stark ins Gewicht.

Im mathematischen Sinne sind die mit dem Modell berechneten Lösungen im Zusammenhang mit dem verwendeten Lösungsverfahren zu sehen. Das heuristische Verfahren des Branch-and-Cut bestimmt ein Suboptimum mit definierter Güte. Die zulässige Abweichung vom Optimum kann vorgegeben werden; in den meisten Berechnungen war diese bei $< 0,02\%$. Der zulässige Wert musste bei einigen Berechnungen auf ca. 5% erhöht werden, um in angemessener Zeit eine Lösung zu finden. Insgesamt sind die gefundenen Lösungen also nicht zwingend das globale Optimum für die Umgestaltung. Durch die große Anzahl an Entscheidungsvariablen, die Vielzahl an Nebenbedingungen und die komplexen Zielfunktionen kann weiterhin der Lösungsraum für das Lineare Problem bei einigen Kombinationen von Optimierungsparametern unbeschränkt werden und keine Lösung resultieren.

Insgesamt ist das entwickelte Modell als erster Schritt zur Strategiefindung für weitreichende Umgestaltungen von Abwassersystemen zu verstehen. Die aufgestellte Methodik, die erstmalig Optimierungsmethoden der Projektplanungs- und Netzwerkflussprobleme in einem simultan-abhängigen linearen Modell verknüpft, stellt hierbei ein innovatives und geeignetes Werkzeug dar.

5.3.1.2 Einordnung der Ergebnisse in Bezug auf vernachlässigte Aspekte

Aus Komplexitätsgründen wurden verschiedene Gegebenheiten zur Erarbeitung der generellen Methodik nicht berücksichtigt. Der Einfluss wichtiger Bedingungen auf optimale Umgestaltungsstrategien kann wie folgt abgeschätzt werden.

- **Vernachlässigung variabler Rahmenbedingungen**

Bei der Linearen Optimierung wird davon ausgegangen, dass alle Parameter des betrachteten Problems bekannt sind. Solche deterministischen Entscheidungssituationen finden sich in der Realität eher selten. Insbesondere bei der Untersuchung sehr langer Zeiträume ist eine deterministische Betrachtung evtl. ungenau. Unsicherheiten in den Modellparametern könnten mit Methoden der Stochastischen Programmierung berücksichtigt werden, die es erlauben, robuste Lösungen des Optimierungsproblems hinsichtlich der unbekannt Parameter zu finden. Die resultierenden Strategien sollen unter einer Vielzahl möglicher Realisierungen der unsicheren Modellparameter optimal sein (Krey, 2006). Die zeitliche Veränderung der Bevölkerung oder des Niederschlags während der Umgestaltung kann hiermit allerdings nicht abgebildet werden. Der Bevölkerungsrückgang wird bei langfristigen Kostenberechnungen von innovativen Sanitärsystemen z.B. von Hillenbrand (2009) berücksichtigt. Auch Schiller (2010) betrachtet für die Umgestaltung von zentralen zu dezentralen Systemen Excel-basiert Sequenzanalysen, in denen ein zeitlicher Bevölkerungsrückgang mit betrachtet wird. Erste modelltechnische

Ansätze zur Berücksichtigung veränderlicher Bevölkerungs- oder Klimadaten bei der Anpassung von Entwässerungssystemen finden sich in Urich et al. (2011, 2012). Hier wurde über eine Schnittstelle ein statistisches Modell zur Generierung von Entwässerungssystemen mit Modulen zur Siedlungs- und Klimaentwicklung gekoppelt. Im Rahmen der hier erarbeiteten Methodik zur Optimierung von Umgestaltungsprozessen unter ökonomischen und ökologischen Aspekten wäre ein solcher Ansatz allerdings sehr komplex. Die Vernachlässigung der Bevölkerungs- oder Klimaentwicklung scheint deshalb im Bezug zur Umgestaltung von Systemen gerechtfertigt, zumal auch andere Betrachtungen zur Systemumgestaltung lediglich anhand einer Sensitivitätsanalyse den Einfluss einer geänderten Bevölkerungszahl oder Einwohnerdichte betrachten (z.B. Herbst, 2008). Dieser wird hierbei als eher gering eingestuft.

Es ist denkbar, die derzeitige Modellstruktur zur Berücksichtigung veränderter Randbedingungen derart zu erweitern, dass für jeden Zeitschritt veränderte Bedarfswerte in den Knoten vorgegeben werden. Außerdem wären bei klimatischen Veränderungen zeitlich angepasste „Aufteilungsfaktoren“ auf die Anteile des Niederschlags, die verdunsten oder abfließen (ψ_m , ψ_s) erforderlich. Für jeden Zeitschritt müsste dann ein verändertes Netzwerk nicht nur aufgrund der Maßnahmenwahl, sondern auch aufgrund der Eingangsdaten generiert werden. Die Vorgabe von Zielwerten z.B. zum Anteil des zur Nährstoffrückgewinnung genutzten Abwasserstroms müsste ebenfalls zeitlich angepasst vorgegeben, oder ein Absolutwert definiert werden. Aufgrund des dann resultierenden erheblich erweiterten Problems wären allerdings effizientere Lösungsmethoden erforderlich.

Der Einfluss auf die ermittelten Umgestaltungsstrategien wäre bei Bevölkerungsrückgang v.a. in geringeren Kosten für die Elemente der Neuartigen Sanitärsysteme zu sehen. Diese werden im Rahmen der Arbeit einwohnerspezifisch vorgegeben. Bei einer über die Zeit veränderlichen Bevölkerungszahl würden solche Anlagen bei hoher Gewichtung von ökonomischen Kosten vermutlich erst dann implementiert, wenn weniger Einwohner ausgestattet werden müssten. Bei hoher Gewichtung der ökologischen Kosten würden sie zwar zu Beginn der Umgestaltungsdauer eingesetzt, wären dann aber je nach Rückgang der Bevölkerung ggf. auch während der technischen Nutzungsdauer schon überdimensioniert. Bei der anstehenden Reinvestition würden dann die auf die neue Bevölkerungszahl angepassten Größen ausgewählt, was insgesamt geringere Projektkosten verursacht. Würden im Zuge des Klimawandels bspw. zeitlich zunehmende Niederschlagsintensitäten angenommen, wären die Effekte umgekehrt. Anfangs implementierte Maßnahmen zur Bewirtschaftung und Ableitung des Regenwassers wären ggf. zu gering dimensioniert und müssten mit der Zeit erweitert werden. Evtl. wären hier aufgrund längerer Nutzungsdauern schon Anpassungen vor Ablauf der Nutzungsdauer erforderlich, was Strategien verteuern könnte. Generell wäre bei zeitlich veränderlichen Rahmenbedingungen eine stärkere Modularisierung der An-

lagen im Maßnahmenkatalog zweckmäßig, die dann zeitlich erweitert oder reduziert werden könnten.

- Vernachlässigung verschiedener Kosteneffekte (Erträge, Kostenentwicklungen)

Die Berücksichtigung von Kosteneinsparungen (z.B. beim Trinkwasserbezug) oder von Erträgen für Düngemittelprodukte und Energie würde die Kosten der ermittelten Umgestaltungsstrategien verringern. Da die Erträge derzeit im Vergleich zu den Kosten als eher gering einzustufen sind (vgl. Herbst, 2008; Hillenbrand, 2009; Felmeden et al., 2010), ist nicht zu erwarten, dass sich die Strategien bzgl. der Maßnahmenwahl und Reihenfolge durch die Berücksichtigung der Erlöse ändern. Bei einem hohen Gewicht der ökonomischen Kosten und v.a. bei veränderter Preisentwicklung für Produkte aus Neuartigen Sanitärsystemen würde eine Verschiebung zu einer früheren Implementierung v.a. bei der Schwarzwasserbehandlung stattfinden. Steigende Energiepreise würden bei Berücksichtigung von Erlösen aus der Energieerzeugung diese Effekte verstärken.

Die Kostenentwicklung von innovativen Techniken führt zur Vorgabe eines zeitlich veränderlichen Preisniveaus der Maßnahmen. Die Betrachtung von Erfahrungskurven für die Kostenentwicklung von neuen Techniken zeigt, dass mit einer Kostenreduktion von 40 % - 80 % bspw. bei der Anwendung von Vakuumtoiletten oder anaerober Behandlung innerhalb ihrer Nutzungsdauer zu rechnen ist (Hillenbrand, 2009). Die Berücksichtigung dieser Effekte bei der Kostenbetrachtung führte bei Hillenbrand (2009) zu einer Reduktion des Kapitalwerts (60 a Betrachtungsdauer) einer Systemausgestaltung von 8% bis 14%. Für die hier betrachteten Umgestaltungsstrategien hätte ein zeitlich veränderliches Preisniveau die Implementierung von Maßnahmen bei hoher Gewichtung von ökonomischen Kosten konsequenterweise noch weiter verzögert. Der Einfluss auf die Projektkosten wäre gering, da aufgrund des Zinsfaktors spät implementierte Maßnahmen ohnehin günstiger sind. Bei (hoher) Gewichtung von ökologischen Kosten würden sich die Umgestaltungsstrategien wenig ändern; insgesamt würden diese Strategien aufgrund der preiswerteren Reinvestitionen günstiger ausfallen.

- Vernachlässigung weiterer Infrastrukturbereiche

Der Schwerpunkt der Modellerstellung wurde im Rahmen der Arbeit auf die Siedlungsentwässerung gelegt. Die Einbindung zusätzlicher Ver- und Entsorgungssysteme (Trinkwasser, Strom, Wärme, Gas, Abfallentsorgung) ist generell möglich. Hierzu müssten für das Flussnetzwerk neue Knoten und Kanten und auch neue Flüsse (Trinkwasser, Strom und Wärme) integriert werden. Eine konkurrierende Optimierung dieser Flüsse – z.B. auch bei Betrachtung verschiedener Inhaltsstoffe der Teilströme – erscheint allerdings sehr komplex. Die derzeit betrachteten fünf Flüsse führten schon zu einer nur mit Dekompositionsmethoden lösbaren Problemgröße. Viele Betrachtungen, wie die Auswirkungen auf zentrale Abwasserreinigungsanlagen, sind auch nachträglich zielführend durchführbar

und geben Rückschlüsse für den Betrieb der Anlagen. Die Detailkenntnisse könnten dann, wie in Kap. 5.1 aufgeführt, auch zu geänderten Vorgaben für die Optimierungsstrategie führen.

Anhand der Trinkwasserversorgung soll die Erhöhung der Komplexität veranschaulicht werden. Zur Abbildung des Versorgungsnetzwerkes hätten Trinkwasserspeicher, Pumpeinrichtungen, die Verzweigungsstellen im Wasserverteilungsnetz und die veränderlichen Bedarfswerte in den Siedlungsteilen abgebildet werden müssen. Zur Funktionalität wären in den Kanten des Netzwerkes zulässige minimale und maximale Fließgeschwindigkeiten und Versorgungsdrücke zu definieren und die Aufenthaltszeiten zu bestimmen. Diese Parameter müssen für zahlreiche Maßnahmen anpassbar sein, da z.B. der Rückbau eines Versorgungsteilsystems die Fließeigenschaften beeinflusst. Hier müssten entsprechende Möglichkeiten erarbeitet werden, die Zuleitungsgesetzmäßigkeiten zu linearisieren und im Rahmen des Funktionsnetzwerkes darzustellen. Weiterhin müssten geänderte Unterhaltungskosten bei Unterauslastung angegeben werden (z.B. nach Siedentop et al. (2006)). Die Integration des Trinkwassernetzwerkes hätte die Umgestaltungsstrategien logischerweise verteuert, da v.a. durch die erhebliche Verringerung des Trinkwasserbedarfs betriebliche Maßnahmen erforderlich gewesen wären. Dass die Funktionalität der Wasserversorgung eine Einschränkung oder Verhinderung für die berechneten Umgestaltungsstrategien bedeutet hätte, ist eher unwahrscheinlich. Im hier vorgestellten realen Siedlungsgebiet wird auch die Löschwasserversorgung über das zentrale Wasserversorgungsnetz gewährleistet; das Netz hätte also folglich nicht grundlegend umgestaltet werden können bzw. das Löschwasser hätte über anderer Maßnahmen (z.B. Löschwasserteiche, -behälter) bereitgestellt werden müssen.

Trotz der einschränkenden Annahmen und Vereinfachungen kann die entwickelte Methodik als geeignetes Werkzeug zur problemorientierten Entscheidungsunterstützung betrachtet werden und damit einen wesentlichen Beitrag zur Umgestaltungsplanung von siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastrukturen leisten.

5.3.2 Empfehlungen zur Modellanwendung und Systemumgestaltung

Das entwickelte Optimierungsmodell kann bereits in seiner jetzigen Form für weitere verschiedenartigste Anwendungsfälle eingesetzt werden, um erste Vorschläge zur Systemtransformation zu erhalten. Die generellen Optimierungsvorgaben hängen v.a. von der Veranlassung für die Umgestaltung bzw. der gewählten neuartigen Sanitärtechnik ab. In Tabelle 5-9 (S. 228f) sind mögliche Veranlassungen für Umgestaltungsprozesse zusammengestellt (vgl. z.B. Lens et al., 2001; DWA, 2006a und 2008; Kluge u. Libbe, 2006 und 2010; Hillenbrand, 2009; Meinzinger, 2010). Für diese können erste generelle Anwendungsempfehlungen für die hier vorgestellte Methodik, aber auch allgemein für Umgestaltungsplanungen abgeschätzt werden.

Die Entscheidung, welches System und Konzept, z.B. 2- oder 3-Stoffstromsystem angewendet wird, soll hierbei nicht vorgegeben werden. Sie hängt von den konkreten Randbedingungen vor Ort ab und kann nur nach Analyse des jeweiligen Anwendungsfalls getroffen werden. Verschiedene Ziele können mit verschiedensten Ausgestaltungen der Abwasserbewirtschaftung erreicht werden. Die Spalten zum Szenario geben deshalb lediglich mögliche Schwerpunkte an. Zur Reduzierung des Rechenaufwandes empfiehlt es sich, auf Basis der Randbedingungen des zu untersuchenden Gebietes und des gewünschten Zielzustandes eine Vorauswahl möglicher Optionen zur Umgestaltung zu treffen. Bei der Kostenbetrachtung ist dabei grundlegend zu berücksichtigen, dass diese im konkreten Anwendungsfall stark von lokalen bzw. regionalen Bedingungen (z.B. Baukonjunktur, Bodenverhältnisse, topographische Bedingungen) abhängen (Hillenbrand, 2009). Die zahlreichen Input-Daten, die für den Optimierungsprozess erforderlich sind, müssen sorgfältig ermittelt, analysiert und zusammengestellt werden. Die Aussagekraft der gefundenen Lösungen wächst mit der Menge und Qualität der zur Verfügung stehenden Daten.

Der erforderliche Detaillierungsgrad des Untersuchungsgebietes hängt vor allem von den gewünschten Aussagen bzw. Veranlassungen für die Umstellung ab. Stehen die Funktionsfähigkeit oder Kostenentwicklungen im Vordergrund, eignet sich eher eine detaillierte Unterteilung des Untersuchungsgebietes (vgl. Kap. 5.1.2). Sollen generelle Nachhaltigkeitsaussagen getroffen oder die grundsätzlichen zeitlichen Anpassungsmöglichkeiten analysiert werden, können größere Betrachtungseinheiten gebildet werden (s. Kap. 5.1.1. und 5.1.3). Zur Anwendung der Methodik können die in Tabelle 5-8 angegebenen Spannen als Anhaltswerte zur Teilgebietsfestlegung angesehen werden. Für das Funktionsnetzwerk der Ableitungselemente sollten in jedem Teilgebiet mindestens 3 - 5 Elemente abgebildet werden.

In der bisherigen Anwendung liegt der Schwerpunkt der Teilgebietseinteilung in fließtechnischen, funktionalen, siedlungsstrukturellen und hydrogeologischen Zusammenhängen. Bei der Betrachtung von Stadtregionen spielen v.a. auch die Entwicklungsdynamik und der Aufwand für die Umgestaltung eine Rolle (vgl. Kluge und Libbe, 2010) sowie städtische Teilraumdefinitionen (vgl. Sigglow, 2011). Die unterschiedlichen Regionen oder auch Nutzungsarten (z.B. öffentlich, gewerblich) können dann bspw. mit unterschiedlichen Prioritäten oder Budgetvorgaben belegt werden. Hier ist z.B. eine Klasseneinteilung denkbar, die der Auswahl bestimmter Maßnahmen einen Vorrang gibt oder eine zeitliche Vorgabe zum Vollzug der Umgestaltung in einem entsprechenden Gebiet. Für großräumigere Betrachtungsweisen ist eine Anpassung des Maßnahmenkataloges bzw. der Maßnahmenwahl bzgl. einer Modularität von Anlagen erforderlich. Auch neue Verteilungsnetze zur Bereitstellung von (semi-)zentral aufbereitetem Betriebswasser sollten integriert werden.

Soll aufgrund bestehender Defizite oder Unter- bzw. Überauslastung die Anpassung beschleunigt stattfinden, eignet sich ein eher kurzer Umsetzungszeitraum, für eine generelle Umstellung aufgrund von Nachhaltigkeitsaspekten ein längerer. Als pauschale Größenordnungen können für die Anwendung der Methodik für verschiedene Siedlungsgrößen die ebenfalls in Tabelle 5-8 angegebenen Bereiche von Umsetzungszeiträumen abgeschätzt werden. Eine stärkere Fokussierung auf finanzielle Auswirkungen in der Hinsicht, dass neue Elemente nur nach Ablauf der Nutzungsdauer eines zu ersetzenden Elementes vorgenommen werden sollten, würde die genannten Zeitspannen verlängern. Wie in Kap. 3.2.1 aufgeführt, sind die Restnutzungsdauern im Privatbereich allerdings schwer abzuschätzen.

Tabelle 5-8: Abschätzung des Detaillierungsgrades und des Umgestaltungszeitraums zur Anwendung der Methodik

Siedlungsgröße	Detaillierung		Umsetzungszeitraum ¹⁾	
	[Anzahl Betrachtungseinheiten]		[a]	
	gering	hoch	kurz	lang
Streusiedlung ²⁾	1	Anzahl Anwesen	2	10
Dorf ²⁾	3	10-20	15	35
Kleinstadt	5	30	20	50
Mittelstadt	10	50	30	80
Großstadt ³⁾	20	100	40	100

1) Die Dauer des Betrachtungszeitraumes (z.B. zur Kalkulation des Verlaufs der Unterhaltungs- und Reinvestitionskosten) kann länger gewählt werden.

2) Die Betrachtung der Umgestaltung von Einzelanwesen, Streusiedlungen oder kleinen Dörfern macht die Anwendung der Methodik nicht erforderlich.

3) Bei einer Anwendung im großstädtischen Bereich müssten effizientere Lösungsalgorithmen für das Optimierungsproblem erarbeitet werden.

Die zusätzliche Bewertung von Defiziten mit fiktiven Kosten eignet sich bei akutem Handlungsbedarf. Je nach Gewichtung von K(1) und K(2) sind diese entweder bei der höher gewichteten Kostenart in die Zielfunktion zu integrieren oder (zusätzlich) zu beschränken (s. Kap. 5.3.1.1). In einigen Berechnungen wurden bspw. die fiktiven, flussabhängigen Kosten für überlastete Kanäle so beschränkt, dass nach einer gewissen Zeit keine Schachtüberstauungen mehr auftreten durften. Dies kann analog mit fiktiven Kosten für sanierungsbedürftige Infrastrukturen oder der Begrenzung von Frachteinträgen an bestimmten Gewässereinleitungen geschehen. Außerdem können konkrete Maßnahmen auch zeitpunktbezogen fixiert werden. Bei Nichteinhaltung von Stickstoff-Ablaufwerten auf der zentralen Abwasserreinigungsanlage, kann bspw. vorgegeben werden, zu welchem Zeitpunkt ein gewisser Anteil an Schwarzwasser separiert sein soll.

Tabelle 5-9: Anwendungsempfehlung für das Optimierungsmodell aufgrund der Veranlassung der Umgestaltung

Beispiele möglicher Veranlassungen für eine Systemumgestaltung	mögliche Szenarien (auch in Kombination)					Detailierungsgrad des Untersuchungsgebietes ¹⁾		Untersuchungszeitraum ¹⁾	
	Grauwasserseparation	Urinseparation	Schwarz-/Braunwasserseparation (Kompostierung)	Schwarz-/Braunwasserseparation (Biogasanlage)	Regenwasserbewirtschaftung	hoch	gering	kurz	lang
						o	+	o	+
Nachhaltigkeit									
Naturnaher Wasserhaushalt	(+) ³⁾	o	(+) ³⁾	(+) ³⁾	+	o	+	o	+
Energieeffizienz	(+)	o	o	+	o	o	+	o	+
Nährstoffrückgewinnung		+	+	+	o	o	+	o	+
Ressourcenschutz	+	+	+	+	(+)	o	+	o	+
Finanzierbarkeit	+	+	(+)	(+)	+	+	o	o	+
Markt / Export	+	+	+	+	o	+	o	o	+
veränderte Rahmenbedingungen									
Klimawandel	+ ⁴⁾	(+)	(+)	(+)	+	o	+ ⁵⁾	o	+
Demografischer Wandel (Wachstumsregion)	+	+	+	+	+	o	+ ⁵⁾	o	+
Demografischer Wandel (Schrumpungsregion)	+	+	+	+	+	o	+ ⁵⁾	o	+
Infrastruktur									
Kapazitätsauslastung Kanalisation (hydraulisch)	+	o	(+)	(+)	+	+	o	+	o
Kapazitätsauslastung Kläranlage (stofflich)	+ ⁶⁾	+ ⁶⁾	+ ⁶⁾	+ ⁶⁾	(+)	+	o	+	o
Unterauslastung ⁷⁾	o	o	o	o	o	+	o	+	o
hoher baul. Sanierungsbedarf	+	o	+	+	+	+	o	+	(+)
Neuanschluss	+	(+)	+	+	+	+	o	+	o
Entsorgungssicherheit									
Hygiene	(+)	+	+	+	o	o	+	+	o
Überflutungsschutz	+	o	(+)	(+)	+	+	o	+	o
Gewässerschutz									
Reduzierung Niederschlagsbelastungen (stofflich, hydraulisch)	(+) ⁸⁾	o	(+) ⁸⁾	(+) ⁸⁾	+	o	+	+	+
Reduzierung Schmutzwasserbelastung (stofflich)	+	+	+	+	(+)	o	+	+	+

+ geeignet (+) bedingt geeignet (o) weniger geeignet / nicht erforderlich

1) Angaben s. Tabelle 5-8. 2) Das Budget hängt von der Einzugsgebietsgröße und dem gewählten Zielzustand und den insgesamt zu integrierenden Maßnahmen ab. 3) Ggf. bei Betrachtung der Abflussanteile oder versickerter Grauwasseranteile für Wasserhaushaltsbilanzierung (derzeit nicht in Methodik integriert) 4) bei resultierender Wasserknappheit 5) bei genereller Anpassung; bei eingeschränkter Funktionsfähigkeit s. Punkt Infrastruktur 6) bzgl. N,P (Schwarzwasserseparation), bzgl. C (Grauwasserseparation) 7) bei generellem Systemwechsel s. Punkt demografischer Wandel; ansonsten sind die hier aufgeführten Szenarien nicht geeignet und es wäre eine Anpassung der vorhandenen Netzwerke und Infrastrukturen vorzunehmen 8) bei Mischkanalisationen

Tabelle 5-9: Fortsetzung

Beispiele möglicher Veranlassungen für eine Systemumgestaltung	evtl. zusätzliche Bewertung von Defiziten	Gewichtung Zielfunktionen (höheres Gewicht)			Auswahl ökologischer Kriterien				Vorgabe Budget ²⁾	
		ökonomische Kosten K ₁ (1)	gleiche Gewichtung	ökologische Kosten K ₂ (2)	Wasserhaushalt K ₁ (2)	Ressourcenschonung K ₂ (2)	Emissionen K ₃ (2)	Immissionen K ₄ (2)	hoch	gering
Nachhaltigkeit										
Naturnaher Wasserhaushalt		o	(+)	+	+	(+) ³⁾	o	o	o	(+)
Energieeffizienz		o	(+)	+	o	+	(+)	o	+	o
Nährstoffrückgewinnung		o	(+)	+	(+)	+	o	o	o	(+)
Ressourcenschutz		o	(+)	+	(+)	+	o	o	+	o
Finanzierbarkeit	Sanierungsbedarf	+	(+)	o	(+)	(+)	o	o	+	o
Markt / Export		+	(+)	o	(+)	+	(+)	o	o	(+)
veränderte Rahmenbedingungen										
Klimawandel		o	+	o	+	+ ⁴⁾	+	+	o	(+)
Demografischer Wandel (Wachstumsregion)		o	+	(+)	+	+	o	o	o	(+)
Demografischer Wandel (Schrumpfungsregion)		o	+	(+)	+	+	o	o	o	(+)
Infrastruktur										
Kapazitätsauslastung Kanalisation (hydraulisch)	Überstau, Auslastung	o	+	o	+	+	+	(+)	o	+
Kapazitätsauslastung Kläranlage (stofflich)	Fließgeschwindigkeit	o	+	o	+	+	+	o	o	+
Unterauslastung ⁷⁾		+	o	(+)	+	+	o	o	o	+
hoher baul. Sanierungsbedarf		+	(+)	o	+	+	o	o	+	o
Neuanschluss		+	o	o	+	+	+	o	+	o
Entsorgungssicherheit										
Hygiene	Betriebssicherheit	o	(+)	+	o	+	+	o	+	o
Überflutungsschutz	Auslastung	o	o	+	+	o	o	+	+	o
Gewässerschutz										
Reduzierung Niederschlagsbelastungen (stofflich, hydraulisch)		o	(+)	+	+	(+) ⁸⁾	+	+	+	o
Reduzierung Schmutzwasserbelastung (stofflich)		o	(+)	+	(+)	+	+	o	+	(+)

+ geeignet (+) bedingt geeignet (o) weniger geeignet / nicht erforderlich

1) Angaben s. Tabelle 5-8. 2) Das Budget hängt von der Einzugsgebietsgröße und dem gewählten Zielzustand und den insgesamt zu integrierenden Maßnahmen ab. 3) Ggf. bei Betrachtung der Abflussanteile oder versickerter Grauwasseranteile für Wasserhaushaltsbilanzierung (derzeit nicht in Methodik integriert) 4) bei resultierender Wasserknappheit 5) bei genereller Anpassung; bei eingeschränkter Funktionsfähigkeit s. Punkt Infrastruktur 6) bzgl. N,P (Schwarzwasserseparation), bzgl. C (Grauwasserseparation) 7) bei generellem Systemwechsel s. Punkt demografischer Wandel; ansonsten sind die hier aufgeführten Szenarien nicht geeignet und es wäre eine Anpassung der vorhandenen Netzwerke und Infrastrukturen vorzunehmen 8) bei Mischkanalisationen

Die Vorgabe genereller Maßnahmen, die zum Erreichen des Zielzustandes notwendig sind, ist ohnehin sinnvoll. Das Optimierungsproblem kann dann reduziert werden, da die zulässigen Lösungen durch fixe Vorgaben, die gewählt werden müssen, eingeschränkt werden können. Die Auswahl der ökologischen Kriterien für die Zielfunktion ist in Abwägung der Ziele, die mit einer Umgestaltung erreicht werden sollen, festzulegen. Wird vorrangig eine Ressourceneffizienz angestrebt, sollten die ressourcenorientierten Kriterien in der Zielfunktion enthalten sein. Hier wären auch weitere Zielgrößen wie eine konkrete Phosphorrecyclingrate denkbar. Ist das Ziel bspw. im Gewässerschutz zu sehen, sollten die Kriterien des naturnahen Wasserhaushalts und der Emissionen höher gewichtet werden. Wenn allerdings nur wenige Kriterien minimiert werden, geschieht dies ggf. sehr ausgeprägt auf Kosten der anderen Kriterien (vgl. Kap. 5.2.2). Die Berücksichtigung einer Vielzahl konkurrierender Kriterien macht die Lösung des Problems komplexer. Eine dem Anwendungsfall angepasste Auswahl und Gewichtung kann nur iterativ erfolgen. Zielpräferenzen und Paradigmen können sich während der langen Umgestaltungszeiträume ändern, weshalb einerseits nicht die Anpassung an ein bestimmtes Zielkriterium zu stark gewichtet werden sollte. Andererseits kann nach einer bestimmten Umgestaltungsdauer die Methodik mit neuen Zielvorstellungen für den vorherrschenden Systemzustand erneut für die Optimierung der Restdauer angewandt werden.

Je nach Zielstellung sind weitere Bewertungen vorstellbar. Bei einer Anpassung aufgrund von Defiziten in der zentralen Abwasserreinigungsanlage sollten Nährstoffe in die Optimierungskriterien aufgenommen werden. Dann müssten auch die entsprechenden Flüsse in die Methodik integriert werden. Es sind weiterhin ganz unterschiedliche, (nicht) monetär bewertbare Kriterien denkbar, z.B. Akzeptanz, Versorgungs- und Betriebssicherheit, Flexibilität, Entwässerungs- und Nutzerkomfort oder etwa die Beeinflussung der Bewohner durch Bauaktivitäten (s. z.B. Beckius, 2007). Diese können in einer dritten Zielfunktion zusammengefasst werden. Für diese wäre allerdings aufgrund fiktiver Maßzahlen nur schwer ein Gewichtungsfaktor für die Lösungsmethode der Zielgewichtung festzulegen. Ein möglicher Ansatz zur Angleichung der Zielfunktionen wäre, die ökologische oder evtl. zusätzliche Zielfunktionen zu monetarisieren (s. z.B. Dockhorn, 2007).

Die Gewichtung der Zielfunktionen hängt neben dem möglichen finanziellen Rahmen zur Umgestaltung vom speziellen Handlungsbedarf ab. Die hohe Gewichtung von $K(2)$ kann bspw. die gleichen Effekte wie die Verkürzung des Untersuchungszeitraums haben. Soll aber für die Gesamttransformation ein längerer Umsetzungszeitraum als für spezielle Ziele gelten, eignet sich die Vorgabe über die Gewichtung der Zielfunktionen. Sollen neue Elemente der Regenwasserbewirtschaftung oder der Neuartigen Sanitärsysteme in kürzerer Zeit implementiert werden, sollten die ökologischen Kriterien ein hohes Gewicht im Vergleich zu den ökonomischen Kosten haben. Es ist sinnvoll, mehrere Gewichtungen zu betrachten, um Kosten und Nutzen abzuwägen. Meist zeigt eine geringe Erhöhung

der Projektkostenbarwerte eine deutliche Reduzierung der ökologischen Auswirkungen (vgl. Kap. 5.2.4). Eine Betrachtung mit sehr hohem Gewicht der ökologischen Kosten scheint für reale Anwendungsfälle nicht angebracht, da die meisten hier betrachteten Fälle eine deutliche Kostensteigerung bei geringem zusätzlichem ökologischen Nutzen zeigen.

Eine zeitliche Budgetierung der Kosten innerhalb des Umsetzungszeitraums ist einerseits aufgrund haushaltspolitischer Vorgaben erforderlich. Innerhalb der Methodik kann darüber hinaus die Vorgabe eines Budgets genutzt werden, um die Bauaktivitäten angemessen über den gesamten Umgestaltungszeitraum zu „verteilen“ oder die Kapitalkostenverläufe zu steuern. Nach Aufstellen des Modells ist eine erste Berechnung ohne Vorgabe von Budgetschränken sinnvoll, um die generelle Lösbarkeit des mathematischen Problems zu testen. Anhand der gefundenen Lösung und der resultierenden Gesamtkosten kann dann ein Budget abgeschätzt werden. Insgesamt kann für die Methodik ein zeitliches Budget ($\text{€}/\text{a}$) in der Größenordnung der abgeschätzten Gesamtkosten geteilt durch die Untersuchungsdauer als eher klein, eines das diesen Wert übersteigt als eher groß aufgefasst werden. Wie in Kap. 5.2.2. angeführt, kann auch eine zeitlich gestaffelte Budgetierung vorgegeben werden. Die Vorgabe weiterer Restriktionen ist eher nicht erforderlich. Es können aber andere (Ressourcen-)Beschränkungen wie die Begrenzung des CO_2 -Ausstosses oder der Verbrauch von Rohstoffen in Zukunft interessant sein und integriert werden.

Generell eignet sich für die Modellanwendung ein iteratives Vorgehen, bei dem mit den vorgenannten Annahmen eine erste Optimierungsrechnung durchgeführt wird und anhand der Detailergebnisse die Strategien unter Berücksichtigung von Abbildung 5-28 (S. 193) und Tabelle 5-7 (S. 217) in die gewünschte Richtung verändert werden können.

Insgesamt ist bei einer Umgestaltung siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme hin zu einer ressourcenorientierten Bewirtschaftung von Regen- und Schmutzwasser ein Großteil der Maßnahmen im Privatbereich zu implementieren. Die Vorgabe zur konkreten teilräumlichen und zeitlichen Umsetzung im Sinne optimaler Strategien wird dadurch erschwert. Zur Umsetzung könnten Kommunen auf rechtliche Mittel, wie z.B. die Sanierungsverfügung (bei sanierungsbedürftigen Hausanschlüssen) zurückgreifen oder Kooperationsmodelle mit Grundstückseigentümern eingehen (Bieker u. Frommer, 2010). V.a. auch staatliche Förderprogramme, wie sie z.B. im Bereich der energetischen Altbausanierung eingesetzt werden, könnten einen zielgerichteten Weg zur Umgestaltung siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme möglich machen. Die langen erforderlichen Betrachtungsdauern bei Systemumgestaltungen übersteigen die gängigen Planungshorizonte strategischer Planungen von 20 – 40 a. Die strategische Festlegung zur Entwicklung der Abwasserwirtschaft muss daher, außer durch Planer aus den verschiedenen Fachdisziplinen, durch die Einbindung lokaler Entscheidungsträger erfolgen (Truffer et al., 2010; DWA, 2011).

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

6.1 Zusammenfassung der Erkenntnisse

Die über mehr als 100 Jahre gewachsenen komplexen Strukturen der Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme müssen sich zunehmend neuen Herausforderungen stellen. Neben den steigenden Anforderungen an Ressourceneffizienz und ökologische Nachhaltigkeit sind es insbesondere Probleme, die sich aufgrund demographischer Veränderungen sowie des Klimawandels ergeben. Die Forderung nach einer Anpassung der Abwasserentsorgungskonzepte mit dem Ziel, flexible und nachhaltige Wasserinfrastrukturen zu betreiben, bedingt einen hohen Neu- und Umbauebedarf im Bestand. Als Alternativen bzw. zur Ergänzung bestehender Systeme werden neben der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auch Neuartige Sanitärsysteme erforscht und eingesetzt (Kap. 2.1). Diese orientieren sich an der Schließung von lokalen Wasser- und Stoffkreisläufen und streben eine Wiederverwendung von Wasser und eine Verwertung von Abwasserinhaltsstoffen an. Zahlreiche Ansätze bewerten die verschiedenen Systemalternativen unter Kosten- und Ressourcenaspekten und machen Vorschläge zur Auswahl eines geeigneten zukünftigen Abwasserbewirtschaftungskonzeptes. Methoden zur Umgestaltung bestehender Systeme sind in der Literatur dagegen selten beschrieben.

Eine weitreichende Integration neuer Verfahren in bestehende Systeme erfordert neben einer geeigneten Auswahl an Techniken auch Strategien, die die Funktionsfähigkeit der sich wandelnden Systeme bei möglichst minimalen finanziellen Aufwendungen und Auswirkungen auf die Umwelt gewährleisten. Eine mögliche Transformation wird bisher zumeist auf institutioneller oder organisatorischer Ebene beleuchtet. Die Ermittlung von Potenzialgebieten zum Start einer Transformation ist in Bezug auf Umsetzungsstrategien derzeit als ein Forschungsschwerpunkt zu sehen, v.a. um Initialmärkte zu eröffnen und die Produktion der Anlagen voranzutreiben. Bisherige Umgestaltungsplanungen rücken die ökonomische Kostenbetrachtung in den Vordergrund und schlagen prinzipielle Transformationswege ohne Zuhilfenahme methodischer Ansätze vor. Ökologische Kriterien fließen zwar häufig in die Bewertung von Systemkonzepten ein, werden aber nicht zur Bewertung der Umgestaltungsstrategie herangezogen. Eine detaillierte Bauabfolge, die die Implementierungsdauern und möglichen funktionalen Zusammenhänge, sowie die resultierenden Auswirkungen im Detail berücksichtigt, wird derzeit nicht erforscht (Kap. 2.2).

Zur Entwicklung von Strategien für die Umgestaltung können mathematische Methoden der multi-kriteriellen Optimierung ein Hilfsmittel sein. Zur Planung von Bauabläufen stehen Projektplanungsmethoden zur Verfügung. Funktionale Zusammenhänge können in Netzwerkflussproblemen optimiert und kontrolliert werden. Eine simultane Betrachtung dieser beiden Problemklassen wurde bisher noch nicht durchgeführt und eröffnet neue Optionen zur realistischen Abbildung langfristiger Bau- und Umgestaltungsmaßnahmen in siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen. Aufbauend auf einer komplexen Modellstruktur wurde in dieser Forschungsarbeit ein multi-kriterielles lineares Optimierungsproblem formuliert, das die Abfolge einer Systemtransformation unter gleichzeitiger Minimierung der beiden definierten Zielfunktionen, ökonomische und ökologische Kosten, bestimmt (Kap. 3). Das im Rahmen eines Forschungsprojektes entwickelte Modell *ProNet* wurde in dieser Untersuchung erweitert und für realistische Anwendungsfälle umfassend getestet und analysiert (Kap. 4). Als Ergebnis liegt ein Instrument vor, welches die Entscheidungsfindung zur Umgestaltung von siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastrukturen unterstützt und mögliche Kosten und Folgen zeitlich und räumlich differenziert aufzeigen kann.

Im Rahmen der vorgestellten Untersuchungen konnte eine Vielzahl gewinnbringender Erkenntnisse für maßgebliche Anpassungsprozesse in der Siedlungswasserwirtschaft gewonnen werden (Kap. 5). Die wesentlichen Punkte sind im Folgenden zusammengefasst.

Die generelle Umsetzbarkeit einer weitreichenden Teilstromseparation ist gewährleistet, wenn neue Elemente zur Bewirtschaftung, Behandlung und Ableitung zeitlich optimiert integriert werden. Die Betriebssicherheit und Funktionsfähigkeit neu zu implementierender Anlagen wurde im Rahmen der Methodik vorausgesetzt. Die Nutzung der vorhandenen Systeme, insbesondere der bestehenden Kanalisation ist in den hier gezeigten Anwendungsfällen sinnvoll. Bei weiteren Transportwegen in ländlich strukturierten Gebieten kann ein Verzicht auf zentrale Ableitungselemente und eine stärker dezentral ausgelegte Lösung zweckmäßiger sein.

Wird in bestehenden Mischsystemen eine Teilstromabtrennung durchgeführt, wirkt sich diese auf das Entlastungsverhalten überwiegend positiv aus. Dennoch entsteht zunehmend die Situation, dass die spezifischen Randbedingungen zu Verhältnissen führen, bei denen nur unter erschwerten Bedingungen die Vorgaben aus Regelwerken zur Mischwasserbehandlung eingehalten werden können, ohne dass ein erhöhter wasserwirtschaftlicher Nutzen gegeben wäre.

Die Separation eines Abwasserteilstroms kann bei zeitlicher Überlagerung mit einer drastischen Verringerung des Trinkwasserverbrauchs durch wassersparende Techniken zu einer erheblichen Konzentrationssteigerung im Schmutzwasserabfluss führen. Auch wenn das höher verschmutzte Schwarzwasser separiert wird, können sich je nach Umgestaltungsstrategie sehr hohe Konzentrationen im resultierenden Abfluss ergeben. Insgesamt ergibt sich sowohl bei Schwarz- als

auch bei Grauwasserseparation durch die geänderte Abwasserzusammensetzung erhebliche Einflüsse für bestehende Abwasserreinigungsanlagen. Im Falle der Grauwasserseparation könnte zur vollständigen Denitrifikation der Stickstoffverbindungen eine zusätzliche Kohlenstoffquelle erforderlich werden. Bei einer weitreichenden Schwarzwasserseparation könnte ggf. eine gezielte Stickstoff- und Phosphorelimination entfallen. Die alleinige Definition der Ausbaugröße und der Reinigungsleistung über die organische Belastung ist nicht mehr zielführend (s.a. Kaufmann Alves u. Knerr, 2009).

Je nach Recyclingrate kann ein erheblicher Anteil des Trinkwasserbedarfs durch aufbereitetes Grau- oder Regenwasser substituiert werden. Hierdurch könnten sich erhebliche Funktionsbeeinträchtigungen durch verringerte Fließzeiten, Versorgungsdrücke und erhöhte Standzeiten ergeben.

Die hier betrachteten Szenarien mit Separation gewisser Teilströme und einer parallel angestrebten Regenwasserbewirtschaftung führen zu einer guten Anpassung an einen lokalen naturnahen Wasserhaushalt und an gewünschte Trinkwassereinspar- oder Recyclingraten. Insgesamt ergibt sich eine erhebliche Verminderung der Emissionen in die Gewässer. Durch den hohen Versickerungsanteil an Regenwasser und teilweise auch gereinigtem Grauwasser erhöhen sich in den Boden gelangende Abfluss- und Frachtanteile. Die Ableitung gereinigter Grauwasserabflüsse zum Gewässer kann lokal erhöhte Frachten im Vergleich zum Ausgangszustand bedeuten. Für die gesamte Fließgewässerstrecke können allerdings mehrere Einleitstellen auch einen Vorteil bedeuten.

Eine wichtige Erkenntnis ist die zeitliche Veränderung der Abfluss- und Frachtanteile bei einer optimierten sukzessiven Integration neuer Techniken. Es konnten typische Kurven-Verläufe der zeitlichen Veränderungen aufgezeigt werden, die vorab nicht abzuschätzen sind. Mögliche Umgestaltungen werden keine linearen Anpassungen, Veränderungen oder Kostenflüsse verursachen (s. Kap. 5.1.4). Es ergeben sich vielmehr über den Umsetzungszeitraum veränderliche Verläufe, die je nach der Zielgewichtung von ökonomischen und ökologischen Kosten große Wirkungen zu Beginn oder zum Ende der Betrachtungsdauer zeigen.

In Zwischenzuständen können einerseits schlechtere Werte als im Ausgangs- oder im vorherigen Zustand auftreten – z.B. bei emittierten Frachten –, andererseits können sich Parameter bis zum Erreichen des Zielzustandes anders verhalten, als die alleinige Betrachtung des Zielzustandes erwarten lässt. Wird z.B. bei einer Abtrennung von Schwarzwasser mit einer verringerten CSB-Konzentration im resultierenden Abfluss gerechnet, kann sich zwischenzeitlich durchaus die Konzentration erhöhen – wenn bspw. der Einsatz trinkwassersparender Techniken schneller voranschreitet als die Separation von Schwarzwasser (vgl. Kap. 5.1.1.4).

Die Anpassungen an die gewünschten Zielwerte sind steuerbar durch eine veränderte Gewichtung der ökologischen Zielkriterien untereinander oder vor allem der Gewichtung der ökologischen Kosten gegenüber den ökonomischen Kosten.

Weiterhin beeinflusst eine Bewertung von Defiziten durch fiktive Kosten oder die Vorgabe konkreter zeitlicher Ziele und Restriktionen die optimale Strategie. Die generellen Empfehlungen zum Umgestaltungszeitraum, der Zielgewichtung und zur allgemeinen Vorgabe der Optimierungskriterien leiten sich aus der Veranlassung für eine Systemumgestaltung ab (s. Kap. 5.3.2).

Die Beeinflussung einer Umsetzungsstrategie durch Verändern der Optimierungskriterien bewirkt vor allem die zeitliche Platzierung von Maßnahmen innerhalb des Umgestaltungszeitraumes und die Auslegung der gewählten Anlagen (z.B. den Anschluss mehrerer Teilflächen an eine Versickerungsanlage). Aus der hier auf der Basis von Geo- und Siedlungsfaktoren erfolgten Einteilung in Betrachtungseinheiten konnten keine teilräumlichen Vorranggebiete abgeleitet werden. Eine tendenzielle Umgestaltung von den Netzanfängen her in Fließrichtung ist zu erkennen. Eine Präferenz der Umsetzung ergibt sich einerseits aus kostengünstig umzusetzenden Techniken bei einer hohen Gewichtung von ökonomischen Kosten oder andererseits aus einer großen Wirksamkeit bei höherer Gewichtung von ökologischen Kosten.

Die für den spezifischen Anwendungsfall optimale Umgestaltungsstrategie kann sich nur aus einem iterativen Verfahren durch Diskussion mit den Entscheidungsträgern vor Ort ergeben. Das entwickelte Modell ist dabei als erster Schritt zur Strategiefindung für weitreichende Umgestaltungen von Abwassersystemen zu verstehen, da die Umsetzung im Bestand derzeit nicht umfassend betrachtet wird. Viele Gegebenheiten sind bisher noch nicht berücksichtigt oder könnten auch nur schwer in einem solchen Ansatz umgesetzt werden, z.B. die Variabilität der Randbedingungen über die lange notwendige Umsetzungsdauer. Das Instrument soll und kann keine planerischen Ingenieurleistungen ersetzen, da die Integration naturnaher Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen und Neuartiger Sanitärsysteme im konkreten Fall stets einer eigenen planerischen Betrachtung bedarf. Dennoch sollte insbesondere der Ansatz der Verknüpfung von finanziell und (bau-)technisch möglichen, zeitlichen Umgestaltungen mit den detaillierten funktionalen und wirkungsbezogenen Effekten zukünftig eine breite Anwendung finden und in Kostenbetrachtungen und Untersuchungen zur Systemauswahl integriert werden.

6.2 Folgerungen für die Umgestaltung siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme

Die Wahrscheinlichkeit einer kompletten Umstellung der bestehenden zentral geprägten Systeme auf neuartige Sanitärkonzepte und eine weitreichende Bewirtschaftung des Regenwassers ist derzeit in Europa gering. Vielmehr wird es zu einer Integration der neuen Konzepte in bestehende Gebiete als Ergänzung der konventionellen Systeme kommen. In ländlichen Regionen, die stark vom Rückgang der Bevölkerung geprägt sind, kann dies allerdings eine Alternative zu zent-

ralen Systemen darstellen. Die „neuen“ Konzepte sind als eine Planungsalternative zu verstehen, die immer stärker mitberücksichtigt werden sollte (s.a. Kaufmann Alves u. Knerr, 2010) und zukünftigen Herausforderungen der Ressourceneffizienz besser Rechnung tragen kann. Durch neue Veranlassungen, z.B. die Erweiterung der Liste prioritärer Stoffe (s. KA, 2012), die am effektivsten mit Maßnahmen an der Quelle zurückzuhalten sind, oder der Energiewende können weitreichende Transformationen erforderlich werden.

Bei der Ausrichtung der Siedlungswasserwirtschaft hin zu einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung sind vielfältige Akteure und Entscheidungsträger eingebunden. Diese gilt es frühzeitig in die strategischen Planungen einzubeziehen. Sollen raumzeitliche, optimierte Abfolgen zur Umstrukturierung vorgegeben werden, sind politische Einflussnahmen entscheidend. Ebenso sind Finanzierungs- und Überwachungsmodelle zu etablieren. Neben einem Wissenstransfer zur Schaffung einer breiten Akzeptanzbasis und einer definierten rechtlichen Einordnung Neuartiger Sanitärsysteme ist die Einführung von Regelwerken zur Planung und Dimensionierung von Anlagen der neuartigen Sanitärtechnik erforderlich (DWA, 2011). Die Bewertung von Systemübergängen sollte sich nicht nur nach ökonomischen Gesichtspunkten richten. Die nach finanziellen Aspekten optimale Strategie kann negative Auswirkungen auf Infrastrukturen oder die Umwelt bedeuten. Die Erweiterung derzeitiger Bewertungsmethoden hin zu Methoden, die zeitlich und räumlich differenzierte Aussagen für den ökologischen und ökonomischen Zustand ermöglichen, ist erforderlich. Die alleinige Planung und Betrachtung des zukünftigen Systemzustandes ist nicht ausreichend zur Beurteilung der Wirkungen einer weitreichenden Implementierung ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung.

Die bestehenden Komponenten der Abwassersysteme können durch die Veränderungen in der Regen- und Schmutzwasserentsorgung über- oder unterdimensioniert, verfahrenstechnisch ggf. nicht an die geänderte qualitative Zusammensetzung angepasst oder auch überflüssig sein; andere Teilsysteme müssen neu angelegt werden. Die bestehenden Entwässerungssysteme werden daher immer stärker modifiziert und sind nicht mehr als klassische (modifizierte) Trenn- oder Mischsysteme zu bezeichnen. Aus den hier vorgestellten Untersuchungen kann bereits ein Handlungsbedarf zur Anpassung von Regelwerken und der Dimensionierungspraxis für die zentralen Anlagen der Abwasserreinigung und Siedlungsentwässerung während eines Überganges abgeleitet werden.

- Der verringerte Trockenwetterabfluss führt bei Mischkanalisationen dazu, dass auf der Kläranlage bei gleichbleibendem Q_M mehr Regenwasser mitbehandelt wird. Der Faktor $f_{s,QM}$ kann auf Werte oberhalb des nach ATV-DVWK-A 198 (2003) vorgeschlagenen Bereichs steigen.
- Die geänderte Zusammensetzung des Trockenwetterabflusses führt dazu, dass Anforderungen an die Reinigungsleistung von zentralen Abwasserbehandlungsanlagen über die organische Belastung nicht sinnvoll sind.

Vielmehr sollte eine ganzheitliche Betrachtung basierend auf der resultierenden Abwassermatrix, einhergehend mit einer angepassten Klärtechnik, erfolgen. Hier müssten die gängigen Bemessungsgrundlagen überprüft und ggf. modifiziert werden (s.a. Kaufmann Alves et al., 2008b). Da v.a. im Schwarzwasser der Anteil an inertem CSB hoch ist, resultieren je nach abgetrenntem Teilstrom sehr unterschiedliche CSB-Konzentrationen und -Zusammensetzungen im Kläranlagenablauf (vgl. Knerr, 2012).

- Derzeitige Anforderungen für das Mischsystem – v.a. die Einhaltung eines Mindest-Mischverhältnisses (ATV-A- 128 (ATV, 1992)) – können optimale Umgestaltungsstrategien erschweren. Die Anforderungen können oft nur mit erhöhten finanziellen Mitteln eingehalten werden, ohne einen höheren Gewässerschutz zu erzielen. Auch eine derzeit in der Diskussion stehende „zulässige mittlere Entlastungskonzentration“ (Schmitt, 2012) kann voraussichtlich nicht während der gesamten Umgestaltungsdauer eingehalten werden.
- Insgesamt ist das Erfordernis geänderter Bemessungsvorgaben für die verschiedenen siedlungswasserwirtschaftlichen Teilsysteme bei stark verändertem Trinkwasserverbrauch, Trockenwetterabfluss, Regenwetterabfluss oder geänderten Abflusszusammensetzungen zu sehen.

Als Konsequenz müssten die wasserwirtschaftlichen Genehmigungsbehörden abschätzen, inwieweit von geltenden Anforderungen abgewichen werden darf und ob dies mit Kosten belegt werden sollte. Die gesamtwasserwirtschaftliche Betrachtung sollte hierbei im Vordergrund stehen.

6.3 Forschungsbedarf und Ausblick

Die im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Methodik kann durch die Einbeziehung weiterer Bewertungen und Zielfunktionen, wie in Kapitel 5.3 beschrieben, fortentwickelt werden. Dies ermöglicht detailliertere, auf breiterer Basis abgesicherte Aussagen. Eine Verknüpfung des mathematischen Modells mit detaillierten Simulationsprogrammen aus der Siedlungswasserwirtschaft ist aufgrund des erforderlichen Rechenaufwandes nicht zielführend. Vielmehr sollte an verbesserten einfachen Bilanzierungsmodellen gearbeitet werden, die die wesentlichen Wechselwirkungen gesichert abbilden. Außerdem ist die Datengrundlage zur Charakterisierung der Teilströme und zur Abbildung von Prozessen innerhalb der Neuartigen Sanitärsysteme derzeit noch zu gering. Die aufgezeigten potenziellen Anwendungsfälle sollten intensiv untersucht werden, um neue Erkenntnisse für eine effiziente Modellstruktur und Lösungsverfahren zu erhalten. V.a. für großstädtische Anwendungen besteht noch Forschungsbedarf. Hier wäre neben einer zielführenden Festlegung von Betrachtungseinheiten auch die Entwicklung effizienter, mathematischer Lösungsmethoden des Optimierungsproblems erforderlich. Neben urbanen Räumen besteht ein großes Anwendungspotenzial in länd-

lich strukturierten Gebieten, da dort die Wasser- und Abwasserinfrastrukturanlagen aufgrund der langen Transportwege besonders kapitalintensiv sind und diese vom demografischen Wandel stärker betroffen sein werden. Eine Berücksichtigung der sich während des Betrachtungszeitraums wandelnden Randbedingungen durch die Verknüpfung mit Prognosemodellen stellt eine weitere Herausforderung dar. Besonderes Augenmerk gilt der mit dem Planungshorizont zunehmenden Ungewissheit zukünftiger Einflussfaktoren und Rahmenbedingungen.

Die Ausdehnung auf nicht-lineare Zusammenhänge – v.a. zur Berücksichtigung von Skaleneffekten bei der Kostenermittlung der Anlagen oder zur Berücksichtigung von Konzentrationen auch als Entscheidungsvariablen – wird als sinnvoll erachtet. Für mathematische Lösungsverfahren der nicht-linearen Optimierung stellen diese zusätzlichen Anforderungen einen erhöhten Komplexitätsaufwand dar, der die Erweiterung bzw. Modifizierung bestehender Verfahren zur Lösung komplexerer Probleme notwendig macht.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die technischen Aspekte möglicher Umgestaltungsstrategien in den Vordergrund gerückt. Einen interessanten Aspekt stellt die Einbeziehung der planerischen sowie der kommunal- und finanzpolitischen Ebene dar. Die Implementierung einer unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalierung bezüglich der zu simulierenden Prozesse und unterschiedlichen Entscheidungsebenen würde eine besondere Herausforderung eines solchen Modellkonzeptes darstellen. Durch die Zusammenarbeit mit Kommunen, Wasserver- und Entsorgungsbetrieben, Ingenieurbüros, Endnutzern und Fachgremien kann die Methodik verfeinert werden, um kommunale Infrastrukturen der Ver- und Entsorgung so weiterzuentwickeln, dass diese auch für stark veränderliche Rahmenbedingungen zukunftsfähig, betriebssicher sowie ökologisch und ökonomisch effizient umgestaltet werden können.

Zur Weiterentwicklung des vorgestellten Modellansatzes zur Strategieentwicklung sollten folglich die folgenden Forschungsfragestellungen weiter bearbeitet werden:

- Detaillierte Implementierung der Trinkwasserversorgung und Abwasserbehandlung
- Erweitern der Modellstruktur und der Lösungsalgorithmen zur effizienten Lösungsmöglichkeit für großstädtische und komplexere Anwendungen
- Entwicklung einer Möglichkeit der Priorisierung von Maßnahmen und Teilräumen für die Umgestaltung
- Verknüpfung des Modells mit veränderbaren Rahmenbedingungen (Bevölkerungs- und Klimaentwicklung, Kosten- und Preisentwicklungen)

Ein genereller Forschungsbedarf für die zielgerichtete und methodisch fundierte Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung in bestehenden Infrastrukturen kann aus den Untersuchungen in dieser Arbeit in den Bereichen der

-
- Integrationsmöglichkeiten auf technischer und organisatorischer Ebene,
 - Auswahl zu berücksichtigender Rahmenbedingungen und Zielkriterien,
 - Bilanzierungsgrenzen für Systemumgestaltungen und der
 - detaillierten Wirkungsanalyse

abgeleitet werden.

Dass eine weitreichende Umgestaltung (bau-)technisch unter Einhaltung funktionaler, wirtschaftlicher und ökologischer Zielsetzungen möglich ist, konnte gezeigt werden. Bei einer möglichen Realisierung sind allerdings die Bereitschaft zum Systemwechsel auf kommunaler und privater Ebene und der finanzielle Rahmen ausschlaggebend. Die möglichen Fördermaßnahmen sind auszuloten und politisch zu initialisieren. Im Bereich kommunaler Finanzierungsmöglichkeiten sind Handlungsstrategien zu erforschen.

Ergänzende Untersuchungen zur Integration im Bestand sind zwingend erforderlich. Zur Auswahl von Techniken und Behandlungsverfahren ist eine systematische Analyse des Potenzials ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung in Abhängigkeit von Gebäudenutzung, Bebauungs- und Siedlungsstruktur erforderlich. Auch die Evaluierung technischer Möglichkeiten zur ressourcenschonenden Umrüstung in Bestandgebäuden sollte hierbei einen Schwerpunkt bilden. Die Entwicklung effizienter und innovativer Leitungsführungen innerhalb und außerhalb von Gebäuden zur Kostenreduzierung von Umrüstungen im Bestand sollte vorangetrieben werden. Neben der konkreten Integrierbarkeit im Gebäude bzw. der Siedlungsstruktur ist eine regionale Betrachtung zur Identifizierung von Potenzialgebieten erforderlich (s.a. DWA-AG KA 1.8, 2011). Die Entwicklung systematischer Bewertungen für das Umsetzungspotenzial neuartiger Technologien und Strukturen unter veränderlichen Rahmenbedingungen sollte hierbei das übergeordnete Ziel sein. Wie o.a. ist neben der Anpassung des gesetzlichen Rahmens auch die Ausweitung von Regelwerken für die Übergangszeiten und neuen Systemzustände notwendig. Eine Entwicklung von Systemcharakterisierungen (z.B. über den Grad der Dezentralisierung oder der Recyclingrate) zur Einordnung in einen rechtlichen Rahmen ist hierbei von Bedeutung. Vor allem fehlen auch Regelwerke zur Bemessung von Anlagen der Neuartigen Sanitärsysteme, was auf die fehlende abgesicherte Datengrundlage zur Charakterisierung der verschiedenen Stoffströme zurückzuführen ist.

Welche Zielvorstellungen in Zukunft für eine ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung gelten sollen, steht noch in Frage. Während bei der Regenwasserbewirtschaftung und Siedlungsentwässerung zwischenzeitlich der weitgehende Erhalt des lokalen Wasserhaushalts als Zielgröße etabliert ist (u.a. DWA, 2006a; BLAG, 2008), stehen für den Schmutzwasserbereich verschiedene Kenngrößen zur Diskussion. V.a. eine Ressourceneffizienz oder Recyclingraten sind als zukünftige Zielvorgaben denkbar. Zur Festlegung dieser Zielgrößen – evtl. angepasst an einen natürlichen Stoffkreislauf – sind fundierte Analysen erforderlich. Für einen

nachhaltigen Zielzustand werden Systeme mit verschiedenen Teilelementen – zentral und dezentral, konventionell und innovativ – bestehen bleiben, da in naher Zukunft bestehende und funktionsfähige Wasserinfrastruktursysteme nicht vollständig aufgegeben werden. Verschiedenste in der Diskussion stehende – sich entgegenstehende – Zielvorgaben machen die Definition von klaren Randbedingungen für einen zukünftigen Zustand der Wassersysteme schwierig und bedürfen weiterer Untersuchungen.

Hierbei ist auch der Bewertungs- und Bilanzierungsrahmen von Bedeutung. Die Grenzen der Bilanzierung der Auswirkungen wurden im Rahmen dieser Arbeit mit dem kanalisierten Einzugsgebiet gleichgesetzt. Eine solch enge Grenze ist bei der Betrachtung von Stoffkreisläufen nicht sinnvoll und es sind für die Zielstellungen zukünftiger Systeme auch die Bewertungsgrenzen zu analysieren. Eine Ausweitung auf einen regionalen Wasser- und Stoffkreislauf, der auch die potenziellen Nutzergebiete für Produkte aus Neuartigen Sanitärsystemen beinhaltet, ist erforderlich. Da sowohl Regenwasser als auch aufbereitetes Grauwasser versickert oder wiedergenutzt werden kann, sind Zielgrößen neu festzulegen. Die unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalierungen bezüglich der zu betrachtenden Prozesse stellen hierbei eine Herausforderung dar. Die Integration veränderbarer Randbedingungen und politischer Entscheidungen mit Berücksichtigung der Ungewissheiten und Unsicherheiten zukünftiger Entwicklungen macht die Erforschung variabler Zielgrößen erforderlich.

Bei der sicheren Quantifizierung der Auswirkungen Neuartiger Sanitärsysteme auf Ressourceneffizienz, Boden- und Grundwasserschutz besteht noch Forschungsbedarf. Auch die detaillierte Ermittlung der Auswirkungen bei der Einführung Neuartiger Sanitärsysteme auf andere Infrastrukturen bedarf einer systematischen Untersuchung zur Klassifizierung der Effekte in Bezug auf Siedlungsgröße und -struktur in Abhängigkeit des Grades der Implementierung neuer Techniken.

Es bleiben große Herausforderungen für die modelltechnische Abbildung der Integration neuartiger Konzepte in bestehende Siedlungen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft bestehen. Einerseits sind sie in der langen erforderlichen Betrachtungsdauer der Übergänge und in der Definition des zukünftigen Zielzustands der urbanen Wassersysteme zu sehen. Andererseits sind die Systeme und Prozesse im urbanen Wasserkreislauf mit ihren vielseitigen gegenseitigen Verknüpfungen und Wechselwirkungen äußerst komplex und erfordern die Bereitstellung großer Datenmengen zur Abbildung dieser Prozesse. Der Entscheidungsprozess zur Transformation wasserwirtschaftlicher Systeme ist als multi-kriterieller Prozess zu sehen, in dem neben technischen Kriterien, wie sie in dieser Arbeit berücksichtigt wurden, vor allem politische Einflüsse eine wesentliche Rolle spielen. Die Umgestaltung von siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen ist infolge wechselnder Rahmenbedingungen, Anforderungen und Zielvorstellungen als dynamischer Prozess zu verstehen.

Literaturverzeichnis

- AbwAG (2005): Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz - AbwAG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Januar 2005 (BGBl. I S. 114), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 11. August 2010 (BGBl. I S. 1163) geändert worden ist
- AbwV (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV), in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 20 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585) geändert worden ist
- Alt, K.; Mauritz, A (2010): Projekt zur Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle im Klärwerk Mannheim. KA – Abwasser, Abfall (57), Nr. 2, 161-166
- Antholz, M.; Behrendt, J.; Bettendorf, T.; Braun, U.; Gayh, U.; Otterpohl, R. (2009): Domestic Wastewater Recycling: Toilet-to-toilet and tap-to-tap, instead of toilet-to-tap: a new approach. gwf Wasser Abwasser International, S1/2009
- aqua-save (Hrsg.) (2006): Wassersparteknik, URL: <http://www.aqua-save.de/index2.html>, Abfragedatum 19.02.2006
- Atasoy, E.; Murat, S.; Baban, A.; Mustafa Tiris, M. (2007): Membrane Bioreactor (MBR) Treatment of Segregated Household Wastewater for Reuse. In CLEAN – Soil, Air, Water, Volume 35, Issue 5, 465-472
- ATV (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen, Arbeitsblatt ATV-A 128. Abwassertechnische Vereinigung e.V., St. Augustin.
- ATV-DVWK (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, ATV-DVWK Arbeitsblatt A 131, Abwassertechnische Vereinigung, Hennef
- ATV-DVWK (2003): Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen, ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
- ATV-DVWK-AG GB 5.1 (2002): Überlegungen zu einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft, Arbeitsbericht der ATV-DVWK-AG GB 5.1. GFA, Hennef.
- Baccini P. and Bader H.-P. (1996). Regionaler Stoffhaushalt, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Germany
- Balke, H; Rudolf, K.-U. (1998) Ökonomische Determinanten naturnaher Regenwasserbewirtschaftung und ihr Einfluss auf die Gebührenfestsetzung. In: Sieker, F. (Hrsg.): „Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung“, Stadtökologie, Band 1, Analytica-Verlag, Berlin, 1998

-
- Balmes, A. (2008): Statistische und siedlungsstrukturelle Analyse des Versickerungsvermögens wasserdurchlässiger Flächenbefestigungen, Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, unveröffentlicht
- BauGB (2004): Baugesetzbuch in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. September 2004 (BGBl. I S. 2414), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 22. Juli 2011 (BGBl. I S. 1509) geändert worden ist
- Bayer, M. (2012): Persönliche Auskunft von M. Bayer, Leiter Vertrieb Inland, Roedinger Vacuum
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554)
- bdew (2009): Trinkwasserverwendung im Haushalt 2008. Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V. (bdew) [http://www.bdew.de/bdew.nsf/id/DE_Druckvorlage_Trinkwasserverwendung_im_Hauhalt/\\$file/09%2012%2017%20Trinkwasserverwendung%20im%20HH%202008.pdf](http://www.bdew.de/bdew.nsf/id/DE_Druckvorlage_Trinkwasserverwendung_im_Hauhalt/$file/09%2012%2017%20Trinkwasserverwendung%20im%20HH%202008.pdf), abgerufen am 28.07.2010
- Beckenbach, F. (2002): Moderne Systemkonzepte in den Wirtschaftswissenschaften. In: Sommerlatte, T. (Hrsg.): Angewandte Systemforschung. Ein interdisziplinärer Ansatz. Wiesbaden: Gabler, 80-100
- Becker, M.; Raasch, U. (2005): Abkopplung im Siedlungsbestand – Strategie und Umsetzung im Emschergebiet. http://emscher-regen.de/service/publikationen/Abkopplung_von_Regenwasser_im_Siedlungsbestand_der_Emscher.pdf
- Becker, M; Wessels, K. (2007): Das Bewirtschaftungsinformationssystem Regenwasser. Ein GIS-Portal für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in der Emscherregion. KA - Abwasser, Abfall (54), Nr.6, 589-594
- Beckius, C. (2007): Bewertung des Übergangs von dezentralen Abwasserentsorgungssystemen zu stärker teilstromorientierten Systemen, Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, unveröffentlicht
- Beneke, G. (1989): Ökologisches Bauen in Hamburg-Allermöhe. Projektbegleitende Untersuchung: Teilbereich Sozialverträglichkeit ökologischen Siedelns. Hannover: Institut für Wohnpolitik und Stadtökologie
- Beneke, G. (2003): Regenwasser in Stadt und Landschaft. Vom Stück-Werk zur Raumentwicklung – Plädoyer für eine Umorientierung. Beiträge zur räumlichen Planung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung der Universität Hannover, Heft 70
- Beneke, G.; v. Seggern, H. (2004): The decentralisation of sewage purification from the perspective of open space and urban planning. In gtz (Ed.): ecosan – closing the loop, Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, 07.-11. April 2003 in Lübeck, Germany, 807-809
- Berger, W. (2004): Results in the Use and Practice of Composting Toilets in Multi Story Houses in Bielefeld and Rostock, Germany. In gtz (Ed.): ecosan – closing the loop, Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, 07.-11. April 2003 in Lübeck, Germany, 317-322

- Bieker, S.; Frommer, B. (2010): Potenziale flexibler integrierter semizentraler Infrastruktursysteme in der Siedlungswasserwirtschaft - Neue Handlungsspielräume für die Infrastrukturentwicklung in der Bundesrepublik Deutschland? *Raumforschung und Raumordnung*, 68 (4), 311-326
- BImSchG (2010): Bundesimmissionsschutzgesetz – Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge. In der Fassung der Bekanntmachung vom 26. September 2002 (BGBl. I S 3830), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 11. August 2010 (BGBl. I S. 1163) geändert worden ist
- Bischofsberger, W.; Dichtl, N.; Rosenwinkel, K.-H.; Seyfried, C.; Böhnke, B (Hrsg.) (2005) *Anaerobtechnik*, 2. Ausgabe, Springer Verlag, Berlin
- BKI (2010a): Statistische Kostenkennwerte Altbau. BKI-Baukosten, Baukosteninformationszentrum Deutscher Architektenkammern, Stuttgart
- BKI (2010a): Statistische Kostenkennwerte für Gebäude. BKI-Baukosten, Baukosteninformationszentrum Deutscher Architektenkammern, Stuttgart
- BLAG (Bund-Länder-Arbeitsgruppe) (2008): Anhang Niederschlagswasser zur Novellierung der Abwasserverordnung, Entwurf, Stand 04.06.2008
- BMLFUW (Hrsg.) (2005): Nachhaltige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum - SUS-SAN, Endbericht. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLFUW (Hrsg.) (2009): Nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft – Praktische Anwendungen (NASPA), Endbericht. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMU (2011): Wassersparende Toilettenspülung. Bundesministerium für Umwelt. <http://www.bmu.de/binnengewaesser/verbrauchertipps/doc/4222.php>, aufgerufen am 25.06.2011
- Bracken, P.; Kvarnström, E.; Ysunza, A.; Kärrman, E.; Finnson, A.; Saywell, D. (2006): The use of sustainability criteria for the selection and comparison of sanitation systems. *Water and Environmental management series*, Vol. 10. 2nd IWA Leading-Edge Conference on Sustainability in Water Limited Environments, 42-49
- Brandes, O. M.; Maas, T. (2007): Urban Water Soft Path. 'Back of the Envelope' Backcasting Framework. The POLIS Project on Ecological Governance, university of Victoria, POLIS Discussion Series Paper 07-02
- Brinkmann, R. (2004): Ökosiedlung Waldquelle in Bielefeld - 10 Jahre später. *Wohnung + Gesundheit*, Nr.112, 22-23,
- Brown, P. R. (2007): The importance of water infrastructure and the environment in tomorrow's cities. In: Novotny, V. and Brown, P.E. (Hrsg.): *Cities of the Future. Towards integrated sustainable landscape management*. IWA Publishing, London, 2-7
- Brown, R.; Keath, N.; Wong, T. (2009): Urban Water Management in Cities: Historical, Current and Future Regimes. *Water Science and Technology*, Vol. 59, No. 5, 847-855.

-
- Bundeskabinett (2008): Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel, beschlossen vom Bundeskabinett am 17. Dezember 2008, http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/das_gesamt_bf.pdf
- Bundesregierung (2011): Energiewende – die einzelnen Maßnahmen im Überblick. Berlin
- Burkhardt, M.; Zuleeg, S.; Vonbank, R.; Schmid, R.; Hean, S.; Lamani, X.; Bester K.; Boller, M. (2011): Leaching of additives from construction materials to urban stormwater runoff. *Water Science and Technology*, Vol. 63, No. 9, 1974-1981
- Butler, D.; Davies, J.W. (2000): *Urban Drainage*. E & FN Spon, CRC Press, London
- Butler, D.; Makropoulos, C. (2006): Water related Infrastructure for Sustainable Communities. Technological Options and Scenarios for infrastructure Systems. Science Report No. SC05002501, Environmental Agency. <http://publications.environment-agency.gov.uk/>
- BWK (2004): Merkblatt zur Ableitung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. BWK (Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.), Düsseldorf, 2. Auflage, Juni 2004
- Chu, J.; Chen, J.; Wang, C.; Fu, P. (2004): Wastewater reuse potential analysis: implications for China's water resources management. *Water Research* 38(11), 2746-2756
- Clemens, J.; Heck, A.; Rechenburg, A. (2009): Vermikompostierung von Feststoffen der Abwasserbehandlung. KOMPLETT – Ein innovatives System zur Schließung von Stoffkreisläufen, T.G. Schmitt (Hrsg.), Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, Band 28
- Coello, C.A.C. (1999): A comprehensive Survey of evolutionary-based multiobjective Optimization Techniques. *Knowledge and Information Systems – An International Journal* 1 (3), 269-308
- Coombes, P.J.; Kuczera, G.; Jetse, D.K.; Argue J.R. (2002): An evaluation of the benefits of source control measures at the regional scale. *Urban Water* 4(2002), 307–320
- de Melo J.J.; Câmara A.S. (1994): Models for the optimization of regional wastewater treatment systems. *European Journal of Operations Research* 73, 1-16
- Deb, K. (2001): *Multi-objective Optimization using Evolutionary Algorithms*. Wiley-Interscience Series in Systems and Optimization. John Wiley & Sons, Chichester
- DIN (1987): DIN 69900 Teil 1 „Projektwirtschaft; Netzplantechnik; Begriffe“, Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth-Verlag, Berlin
- DIN (1999): DIN 19650 „Bewässerung – Hygienische Belange von Bewässerungswasser“. Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth-Verlag, Berlin
- DIN (2000): DIN EN 12889 „Grabenlose Verlegung und Prüfung von Abwasserleitungen und -kanälen“. Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth-Verlag, Berlin
- DIN (2002): DIN 1989 „Regenwassernutzungsanlagen“. Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth-Verlag, Berlin

- Dockhorn, T. (2007): Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Band 74, Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der TU Braunschweig, Braunschweig
- Dockhorn, T. (2010): Zukünftiger Forschungs- und Entwicklungsbedarf im Bereich Neuartiger Sanitärsysteme. DWA NASS-Tage - Neuartige Sanitärsysteme, Neue Wege zum Umgang mit Abwasser, 3./4. März 2010, Weimar -
- Dockhorn, T.; Dichtl, N. (2006): A decision support tool for implementing resource management in the sector of municipal wastewater treatment. 2nd IWA leading-Edge Conference on Sustainability in Water-Limited Environments (Water and Environment Series No. 10), M.B. Beck and A. Speers (Hrsg.), IWA Publishing, London
- Doedens, H.; Bringezu, S.; Faulstich, M.; Gallenkemper, B.; Reiche, J. van Wickeren, P. (1999): Kommunales Stoffstrommanagement, Stoff- und Energieflussanalysen als weiterführende Planungsgrundlage. Kurzfassung eines Arbeitsberichtes des ATV-Fachausschusses 3.9 "Stoffflüsse", Korrespondenz Abwasser (46), Nr.8, 1272-1279
- Dohmann, M. (2004): Maßnahmen zur Verringerung der Gewässerbelastung durch Arzneimittelrückstände und Umweltchemikalien, Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 193, S. 25/1-25/9, Hrsg.: M. Dohmann, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen e.V, Aachen 2004
- Dominguez Talvera, I. V. (2002): Entwurfsoptimierung städtischer Abwasserentsorgungsnetze. Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe (TH), Heft 218.
- Domschke, W.; Drexel, A. (2005): Einführung in Operations Research, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 6. Auflage
- Duden (2012): Strategie, Duden-online, abrufbar unter <http://www.duden.de/rechtschreibung/Strategie>, besucht am 19.04.2012
- Duffy, A.; Smith, K.; Akinrelere T.; Jefferies, C. (2010): Transitioning urban water systems. Proceedings First European IAHR Congress, 4th – 6th May, Edinburgh, Scotland
- Duffy, A.; Jeffries, C. (2011): A new framework to guide urban water transitioning. Proceedings 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 10-16 September 2011
- DüMV (2008): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. Düngemittelverordnung (DüMV) v. 16.12.2008 BGBl. I S. 2524 (Nr. 60); zuletzt geändert durch Artikel 1 V. v. 14.12.2009 BGBl. I S. 3905
- DüngG (2009): Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. März 2012 (BGBl. I S. 481) geändert worden ist
- DWA (2005a): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Regenwasserversickerung, Arbeitsblatt DWA-A 138. GFA, Hennef.

-
- DWA (2005b): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen, Arbeitsblatt DWA-A 201, GFA, Hennef
- DWA (2005c): Besondere Entwässerungsverfahren - Teil 1: Unterdruckentwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden, Arbeitsblatt DWA-A 116-1, GFA, Hennef
- DWA (2005d): Besondere Entwässerungsverfahren - Teil 2: Druckentwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden, Arbeitsblatt DWA-A 116-2, GFA, Hennef
- DWA (2006a): Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE), Arbeitsblatt DWA-A 100. GFA, Hennef.
- DWA (2006b): Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen, Arbeitsblatt DWA-A 118, GFA, Hennef.
- DWA (2006c): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers, Arbeitsblatt DWA-A 262, GFA, Hennef
- DWA (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, Merkblatt DWA-M 153. GFA, Hennef.
- DWA (2008): Neuartige Sanitärsysteme, DWA-Themenband, Hennef, Dezember 2008
- DWA (Hrsg.) (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. Abschlussbericht, angefertigt von der TU Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft; der Fachhochschule Münster, Fachbereich Bauingenieurwesen und des Instituts für Wasserforschung GmbH, Dortmund. Im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, Juni 2010
- DWA (2011): Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärkonzepte, Arbeitsblatt DWA-A 272, in Bearbeitung durch die DWA-Arbeitsgruppe KA 1.4, Entwurf Stand September 2011
- DWA-AG KA-1.8 (2011): Bedarf für Forschung und Entwicklung im Bereich Neuartiger Sanitärsysteme (NASS). Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA 1.8 „F+E-Bedarf“ im Fachausschuss „Neuartige Sanitärsysteme“, in KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall (58), Nr. 7, 646-655
- DWD (2005): KOSTRA-DWD-2000, Starkniederschlagshöhen für Deutschland - KOSTRA, DWD Deutscher Wetterdienst, Offenbach, November 2005
- EG (1998): Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG) geändert durch die Richtlinie 98/15/EG der Kommission vom 27. Februar 1998
- EG (2000): EG - Wasserrahmenrichtlinie Nr. 2000/60/EG Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- EG (2006): Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung . 76/160/EWG, Amtsblatt der Europäischen Union L 64/37
- Ehrgott, M. (2005): Multicriteria Optimization. Springer-Verlag, Berlin, 2. Auflage

- Ellis J.B.; Deutsch J.-C.; Legret M.; Martin D.M.; Revitt C.; Scholes L.; Sieker H.; Zimmermann U. (2006): The DayWater decision support approach to the selection of sustainable drainage systems: A multi-criteria methodology for BMP decision makers. *Water Practice and Technology*, Vol 1, No. 1, wpt.2006.0002
- Emschergenossenschaft (2009): Regen auf richtigen Wegen – Praxisratgeber für den richtigen Umgang mit Regenwasser, http://www.emscher-regen.de/service/download/EG_PraxisratgeberRegen.pdf, aufgerufen am 21.09.2009
- Eppel, J. (2003): Neue Forschungsergebnisse zur Regenwasserbewirtschaftung. fbr-Fachtagung „Regenwassernutzung und -bewirtschaftung in der Landschafts- und Freiraumplanung“ am 04.11.2003 in Frankfurt am Main
- Erbe, V. (2002): Kanalnetzsteuerung - Überblick über umgesetzte Projekte und Erfahrungen aus der Praxis. Innovationen der Abwasserableitung und Abwassersteuerung, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, Dresdener Berichte, Band 19, 35–51.
- Erbe, V.; Frehmann, T.; Geiger, W.; Krebs, P.; Londong, J.; Rosenwinkel, K.-H.; Seggelke, K. (2002): Integrated modelling as an analysing and optimisation tool for urban watershed management. *Water Science and Technology*, Vol. 46, No. 6-7, 141–150.
- fbr (2004): Marktübersicht Grauwasserrecycling. Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., fbr-Wasserspiegel, Heft 2, 22–23
- fbr (2005): Grauwasser-Recycling - Planungsgrundlagen und Betriebshinweise. fbr-Hinweisblatt H 201, Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., Darmstadt.
- fbr (2007): Einführung in die Regenwassernutzung. Im online-Angebot des fbr <http://www.fbr.de/regenwassernutzung.html>, aufgerufen am 12.03.2009
- fbr (2009): Grauwasserrecycling. Marktübersicht Regenwassernutzung und Regenwasserversickerung, Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., Ausgabe 2009/2010, 40-41
- Felmeden, J.; Kluge, T.; Koziol, M.; Michel, B.; Schelle, U. (2010): Öko-Effizienz kommunaler Wasser-Infrastrukturen – Bilanzierung und Bewertung bestehender und alternativer Systeme, netWORKS-papers, Heft 26, Deutsches Institut für Urbanistik GmbH, Berlin, April 2010
- Felmeden, J.; Libbe, J. (2009): Transformationsoptionen der wasserwirtschaftlichen Systeme unter veränderten Randbedingungen, Tagungsband 2. internationales Abwassersymposium „Abwasserrecycling – Chancen und Risiken“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Band 77, 223 – 239
- FLL (2008): Richtlinie für die Planung, Ausführung und Pflege von Dachbegrünungen – Dachbegrünungsrichtlinie, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung, Landschaftsbau e.V., Ausgabe 2008, Bonn

-
- Fraunhofer ISI (Hrsg.) (2012): Leitfaden für die Gestaltung eines strategischen Planungsprozesses zur nachhaltigen Weiterentwicklung der kommunalen Wasserinfrastruktur. Im Rahmen des Forschungsprojektes NAUWA - Nachhaltige Weiterentwicklung urbaner Wasserinfrastrukturen unter sich stark ändernden Randbedingungen entwickelter Leitfaden, Karlsruhe, 2012
- Gabler (2012): Entscheidungsunterstützungssystem (EUS), Definition. Gabler Wirtschaftslexikon, Springer, Onlineversion <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Definition/decision-support-system-dss.html?referenceKeywordName=EUS>, abgerufen am 23.03.2012
- Gal, T. (Hrsg.)(1991): Grundlagen des Operations Research – 1. Einführung, lineare Optimierung, nicht lineare Optimierung, Springer-Verlag; Berlin, 3. Auflage, 1991
- Gantner, K. (2002): Nachhaltigkeit urbaner Regenwasserbewirtschaftungsmethoden Dissertation an der Fakultät III – Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Berlin, Band 20
- Geiger, M.J. (2005): Multikriterielle Ablaufplanung. Dissertation Universität Hohenheim. Deutscher Universitätsverlag, Wiesbaden
- Geiger, W.; Dreiseitl, H. (2005): Neue Wege für das Regenwasser – Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München
- Geiger, W.; Dreiseitl, H.; Stemplewski, J. (2010): Neue Wege für das Regenwasser – Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten, 3. vollständig überarbeitete Auflage, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München
- Geisler, S.; Hetschel, M.; Freund, M. (2008): Verband übernimmt Wartung und Betrieb. wwt Wasserwirtschaft – Wassertechnik, Nr. 6, 10-13
- Gestring, N.; Mayer, H.; Siebel, W. (1997): Ökologie im Wohnungs- und Städtebau . geographie heute Jg. 18 (1997), H. 150, 24-29
- Gilbert, N.; Troitzsch, K.G. (1999): Simulation for the social scientist. Buckingham, Philadelphia, Open University Press
- Gill, S.E.; Handley, J.F.; Ennos, A.R.; Pauleit, S. (2007): Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. Built Environment, Vol. 33, No 1, 115-133
- GIZ (Hrsg.) (2011): Technology Review of constructed wetlands, GIZ Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH, Eschborn
- GTZ (Hrsg.) (2009):Technology Review – Urine diversion components. GTZ Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH, Schätzldruck, Donauwörth
- GTZ (Hrsg.) (2010a): Technology Review Composting Toilets. Draft Version, GTZ Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH, abrufbar unter <http://www.gtz.de/en/themen/umwelt-infrastruktur/wasser/9397.htm>, zuletzt aufgerufen am 24.06.2010

- GTZ (Hrsg.) (2010b): Basic overview of composting toilets (with or without urine diversion). GTZ Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH, Draft version
- Guinée, J. B.; Gorree, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Wegener Sleeswijk, A.; Udo de Haes, H. A.; Bruijn, d., J.A.; Duin, v., R.; Huijbregts, M. A. J.; Lindeijer, E.; Roorda, A. A. H.; Ven, v. d., B.L.; Weidema, B. P. (2002): Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer-Verlag, Dordrecht, Boston, London
- Gujer, W. (2011): Erfolge und Defizite im Schweizerischen Gewässerschutz. Aqua Urbanica 2011, 01.-03.05.2011, Graz Niederschlags- und Mischwasserbewirtschaftung im urbanen Bereich. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau (Hrsg.): Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, TU Graz (2011), Band 62, D1 – D12
- Günner, C.; Ziegler, C.; Waldhoff, A. (2012): Zukünftiger Umgang mit Regenwasser in Hamburg vor dem Hintergrund neuer Herausforderungen. Aqua Urbanica 2012, „Siedlungsentwässerung im Wandel“ am 08.05.2012 in München. in: T.G. Schmitt, I. Kaufmann Alves (Hrsg.): Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, Band 32, B1-B14
- Günthert, F.W.; Reicherter, E. (2001): Investitionskosten der Abwasserentsorgung. Oldenburg Industrieverlag, München
- Hahn, H.H. (Hrsg.) (1972): Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe, Band 5, Erich Schmidt Verlag, Bielefeld
- Halbach U. (2003). Kommunale Abwasserbeseitigung - Normative Kosten und Risikoabbau. Institut für Abwasserwirtschaft Halbach, Eigenverlag, Herdau
- Hamacher H.W.; Klamroth, K. (2006): Lineare Optimierung und Netzwerkoptimierung, Friedr. Vieweg & Sohn Verlag, Wiesbaden, 2. verbesserte Auflage
- Hamacher, R. (2000): Bau- und Betriebskosten von Anlagen zur Regenwasserversickerung, in: Neue Aspekte der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung, Tagungsband der TAH vom 20.06.2000 in Kassel
- Havlik, R. (2002): Fachinformation: Nutzung von Regenwasser, Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 12 - Infozentrum Umweltwissen
- Haxeltine, A.; Whitmarsh, L.; Bergman, N.; Rotmans, J.; Schilperoord, M.; Köhler, J. (2008): A Conceptual Framework for transition modelling. Int. J. Innovation and Sustainable Development, Vol. 3, Nos. 1/2, 93-114
- Heber, B.; Lehmann, I. (1993): Stadtstrukturelle Orientierungswerte für die Bodenversiegelung in Wohngebieten - Teilergebnis zum Forschungsprojekt "Stadtstrukturelle Orientierungswerte für die Bodenversiegelung - Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten" Dresden: IÖR-Schriften, Nr. 5
- Hegger, D. (2007): Greening Sanitary Systems: an End-User Perspective, PhD-Thesis, Wageningen University

-
- Hellebust, A. (2006): Water and Wastewater Efficiency: Optimizing the land planning, energy, ecological and agricultural dimensions. Leading Edge 2006 Conference Proceedings. http://www.escarpment.org/_files/file.php?fileid=filekcGlyslPcn&filename=file_Hellebust.pdf
- Herbst, H. (2008): Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme. Dissertation, Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (GWA), Band 213, Ges. z. Förderung d. Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V., 2008
- Hermann, T. (2003): Blackwater separation in a residential house by vacuum toilets. In: Maksimovic, C.; Butler, D.; Memon, F.A (Hrsg.): Advances in Water Supply management. Proceedings of the International Conference on Computing and Control for the Water Industry. Swets & Zeitlinger, London, 507-216
- Herzer, P. (2005): Einflüsse einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auf den Städtebau – Räumliche, ökonomische und ökologische Aspekte. Diplomarbeit, Fraunhofer IRB-Verlag, Stuttgart, 2005
- Hiessl, H.; Toussaint, D.; Becker, M.; Dyrbusch, A.; Geisler, S.; Herbst, H.; Prager, J. (2003): Alternativen der kommunalen Wasserver- und Abwasserentsorgung - AKWA 2100. Pysika-Verlag, Heidelberg.
- Hillenbrand, T. (2009): Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Dissertation. Schriftenreihe SWW der Universität Karlsruhe, Band 134, Verlag Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe
- Hillenbrand, T.; Hiessl, H. (2006): Sich ändernde Planungsanforderungen für Wasserinfrastruktursysteme - Teil 1: Klimawandel, demographischer Wandel, neue ökologische Anforderungen. KA - Abwasser, Abfall (53), Nr. 12, 1265–1271.
- Hillenbrand, T.; Hiessl, H. (2007): Sich ändernde Planungsanforderungen für Wasserinfrastruktursysteme - Teil 2: Technologischer Fortschritt und sonstige Veränderungen. KA - Wasser, Abfall (54), Nr. 1, 47–53.
- Hillenbrand, T.; Peters, A.; Tettenborn, F.(2010): Umsetzung des DEUS 21- Konzeptes in Knittlingen: rechtliche Aspekte und Akzeptanz. DWA NASS-Tage - Neuartige Sanitärsysteme, Neue Wege zum Umgang mit Abwasser, 3./4. März 2010, Weimar
- Hillenbrand, T.; Sartorius, C.; Hiessl, H. (2009): Anwendungspotenziale für Deutschland, Tagungsband 2. internationales Abwassersymposium „Abwasserrecycling – Chancen und Risiken“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Band 77, 143 - 159
- HMUEJFG (1996): Breitflächige Versickerung von häuslichem Abwasser aus Kleinkläranlagen (Anforderungskatalog) vom 20. Nov. 1996, StAnz 50/1996, 4137, Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit (HMUEJFG)
- HMULV (Hrsg.) (2004): Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen in Hessen - Handlungsanleitung. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV), Wiesbaden

- Hofmeister, A, (2009): Die Anforderungen an die Zulässigkeit von Biomasse- und Photovoltaikanlagen. In Spannowski, W. u. Hofmeisert, A. (Hrsg.) „Umweltrechtliche Einflüsse in der städtebaulichen Planung“, Lexxion Verlagsgesellschaft, Berlin
- Huang D.B., Schertenleib R., Siegrist H., Larsen T.A.; Gujer W. (2004): Assessment method for evaluating existing and alternative measures of urban water management. In: GTZ (ed.): ecosan - closing the loop: Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological Sanitation, 07.-11. April 2003 in Lübeck, Germany, 749-756
- Icke J., von der Boomen R.M.; Aalderink, R.H. (1999): A cost-sustainability analysis of urban water management. *Water Science and Technology*, Vol. 39, No. 5, 211-218
- ifs (2000): R-Win 4.0 Regenwasserbewirtschaftung, Programmhandbuch. Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie, Hannover.
- Illgen, M. (2008): Das Versickerungsverhalten durchlässig befestigter Siedlungsflächen und seine urbanhydrologische Quantifizierung. Dissertation am Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern
- ILOG (2005): ILOG CPLEX 9.1 User's Manual. ILOG S.A
- Jefferies, C.; Duffy, A. (2011): The SWITCH Transition Manual, University of Abertay Dundee, United Kingdom
- Jin, Z.; Sieker, F.; Bander mann, S.; Sieker, H. (2005): Development of a GIS-based expert system for on-site stormwater-management, Proceedings of the 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen, 2005
- KA Korrespondenz Abwasser (2012): EU-Kommission schlägt Erweiterung der Liste prioritärer Stoffe vor. *Spektrum KA – Abwasser, Abfall* (59), Nr. 3, 175
- Kaiser, M. (2004): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als Baustein einer nachhaltigen Siedlungsentwicklung demonstriert mithilfe der Entwicklung und Umsetzung von Modellprojekten. Dissertation, Fachgebiet Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Fakultät Raumplanung, Universität Dortmund
- Kaiser, M. (2006): Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung als Baustein einer nachhaltigen Siedlungsentwicklung. *Raumforschung und Raumordnung* 64, Nr. 2, 126–134.
- Kaiser, M. (2008): Regenwasserbewirtschaftung in Kombination mit Regenwassernutzung im Bestand. *fbr-Wasserspiegel* 1/08, 3-5
- Kaufmann, I., Meyer T., Kalsch M., Schmitt T.G.; Hamacher H.W. (2007): Implementation of sustainable sanitation in existing urban areas – long-term strategies for an optimised solution. *Water Science and Technology*, Vol. 56, No. 5, 115-124
- Kaufmann, I.; Kalsch, M.; Meyer, T.; Schmitt, T. G.; Hamacher, H. W. (2006): Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft - Optimale Strategien zur Umgestaltung von (Ab)Wassersystemen. *siwawi 2030 - Themen und Lösungsansätze für die nächsten 25 Jahre*, T.G. Schmitt (Hrsg.), Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, Band 25, 213–247.

-
- Kaufmann Alves, I. (2008): Minimising the environmental impact while transforming urban drainage from centralised systems to source-controlled systems. Proceedings 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, 31st August – 5th September, 2008
- Kaufmann Alves, I.; Kalsch, M.; Meyer, T. (2008a): Optimising Transition Processes in Urban Water Management – A Mathematical Approach, Proceedings 4th IWA Young Water Professionals Conference, Berkley, USA, 16-18 July, 2008
- Kaufmann Alves, I.; Knerr, H. (2009): Integration neuartiger Sanitärsysteme - Auswirkungen auf die Abwasserentsorgung und die Gewässer, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 109, 31-61
- Kaufmann Alves, I.; Knerr, H. (2010): Systemintegration - Koexistenz mit bestehender Infrastruktur?! DWA NASS-Tage - Neuartige Sanitärsysteme, Neue Wege zum Umgang mit Abwasser, 3./4. März 2010, Weimar
- Kaufmann Alves, I.; Knerr, H.; Schmitt, T.G.; Steinmetz, H. (2008b): Auswirkungen der Integration neuartiger Abwasserentsorgungskonzepte in bestehende Infrastruktursysteme. KA - Abwasser, Abfall (55), Nr. 10, 1074-1084
- Keyzers, C.; Pinnekamp, J.; Holtorff, M.; Rödel, S.; Günthert, W. (2010): Grauwasserrecycling im Hotel- und Gaststättengewerbe - Anforderungen, Technik und Realisierung. DWA NASS-Tage - Neuartige Sanitärsysteme, Neue Wege zum Umgang mit Abwasser, 3./4. März 2010, Weimar
- Klobasa, C. (2009): Analyse und Modellierung von Transformationsprozessen in der kommunalen Wasserwirtschaft in Deutschland. Dissertation an der Fakultät für Wirtschaftswissenschaften der Universität Karlsruhe, 2009
- Klose, N. (1999): Sulfide in Abwasseranlagen: Ursachen – Auswirkungen - Gegenmaßnahmen. In: Verein Deutscher Zementwerke e.V. (Hrsg.): Zement-Merkblatt Tiefbau, Düsseldorf
- Kluge, T.; Libbe, J. (Hrsg.) (2006): Transformation netzgebundener Infrastruktur - Strategien für Kommunen am Beispiel Wasser. netWorks: Difu-Beiträge zur Stadtforschung, Bd. 45
- Kluge, T.; Libbe, J. (Hrsg.) (2010): Transformationsmanagement für eine nachhaltige Wasserwirtschaft – Handreichung zur Realisierung neuartiger Infrastrukturlösungen im Bereich Wasser und Abwasser, Deutsches Institut für Urbanistik, Berlin, 2010
- Knerr, H. (2012): Untersuchungen zur Zusammensetzung und zum Abbau von Schwarzwasser mittels des Belebungsverfahrens sowie zur Kinetik des heterotrophen und autotrophen Stoffwechsels. Dissertation am Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern
- Knerr, H.; Einsfeld, K.; Engelhart, M.; Heck, A.; Legrix, J.-C.; Rechenburg, A.; Wölle, J. (2009): Modulare Gesamtlösung für dezentrales Wasserrecycling – Ergebnisse des BMBF - Verbundprojektes KOMPLETT. gwf Wasser Abwasser (150) Nr. 1 , 63-71

- Knerr, H.; Engelhart, M.; Keuter, V.; Rechenburg, A. (2010): Reuse of separated grey- and blackwater in closed domestic water cycle. Proceedings 7th ANQUE International Congress: Integral Water cycle - Present and Future, Oviedo, Spain, 13-16 June 2010
- Knerr, H.; Rechenburg, A.; Kistenmann, T.; Schmitt, T.G. (2011): Performance of a MBR for the treatment of blackwater. *Water Science and Technology*, Vol. 63, No. 6, 1247-1254
- König, K.W: (2000): Regenwassernutzung von A-Z – Ein Handbuch für Planer Handwerker und Bauherren, Hrsg. MALLBETON GmbH
- Koop, A.; Moock, H. (2008): Lineare Optimierung – Eine anwendungsorientierte Einführung in Operations Research. Spektrum Akademischer Verlag, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2008
- Koziol, M.; Veit, A.; Walther, J. (2006): Stehen wir vor einem Systemwechsel in der Wasserver- und Abwasserentsorgung? Sektorale Randbedingungen und Optionen im stadttechnischen Transformationsprozess. *netWORKS-papers*, Heft 22, Deutsches Institut für Urbanistik GmbH, Berlin, April 2006
- Krey, V. (2006): Vergleich kurz- und langfristig ausgerichteter Optimierungsansätze mit einem multi-regionalen Energiesystemmodell unter Berücksichtigung stochastischer Parameter. Dissertation an der Fakultät für Maschinenbau der Ruhr-Universität Bochum
- KrW-/AbfG (1994): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen. Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705)
- Kvarnström, E.; Emilsson, K.; Richert Stintzing, A.; Johansson, M.; Jönsson, H. ; Petersens, E.; Schönning, C.; Christensen, J.; Hellström, D.; Qvarnström, L.; Ridderstolpe, P.; Drangert, J. (2006): Urine Diversion: One Step Towards Sustainable Sanitation, EcoSanRes Programme and the Stockholm Environment Institute, im Internet abrufbar unter: http://www.ecosanres.org/pdf_files/Urine_Diversion_2006-1.pdf, besucht am 01.06.2007
- Landeshauptstadt Dresden (2004): Mit Regenwasser wirtschaften - 1., korrigierter Nachdruck 2004, Hrsg. Landeshauptstadt Dresden, Umweltamt
- Lange, J.; Otterpohl, R. (2000): Abwasser. Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft. Ökologie Aktuell, Mall-Verlag
- Larsen, T. A., Lienert, J. (2007) Novaquatis Abschlussbericht. NoMix – Neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft. Eawag, Dübendorf, Schweiz
- Larsen, T. A.; Gujer, W. (1996): Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine), *Water Science and Technology*, Vol. 34, No. 3-4, 87-94
- LAWA (1998): Zielvorgabe zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag, Berlin
- LAWA (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag, Berlin

-
- Lebensministerium (Hrsg.) (2004): Erhebung, Analyse und Bewertung geeigneter Verfahren zur Variantenuntersuchung in der Siedlungswasserwirtschaft. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- Lens, P.; Zeeman, G.; Lettinga, G. (Hrsg.) (2001): Decentralised Sanitation and Reuse – Concepts, Systems and Implementation. IWA Publishing, Integrated Environmental Technology Series, London
- LfU (Hrsg.) (2000): Erhebung von Entsiegelungspotenzial in Kommunen – Studie und Verfahrensanleitung am Beispiel der Stadt Ettlingen. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Bodenschutz, Heft 7, Karlsruhe
- Libbe, J. (2012): Effizienz und Integration – Zur notwendigen Anpassung kommunaler Infrastruktur. Aqua Urbanica 2012, „Siedlungsentwässerung im Wandel“ am 08.05.2012 in München. in: T.G. Schmitt, I. Kaufmann Alves (Hrsg.): Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, Band 32, A1–A16
- Lienert, J.; Larsen, T. (2002): Urinseparierung - eine Alternative für die schweizerische Siedlungswasserwirtschaft? gwa (Gas Wasser Abwasser), Nr. 11, 819–826.
- Lim, S.-R.; Suh, S.; Kim, J.-H.; Park, H.S. (2010). Urban water infrastructure optimization to reduce environmental impacts and costs. Journal of Environmental Management, Volume 91, Issue 3, 630–637
- LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (2009): Hinweise zum Umgang mit Regenwasser, LLUR Merkblätter M-2
- Löber, T. (2001): Beitrag zu einer städtebaulich neuorientierten Regenwasserbehandlung in Wohnsiedlungen. Dissertation an der Fakultät Gestaltung, Studiengang Architektur der Hochschule der Künste Berlin
- Londong, J. (2000): Strategien für die Siedlungsentwässerung. KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 10, 1434-1443
- Londong, J.; Londong, D. (2011): Grundstücksnahe Niederschlagswasserbewirtschaftung – Langzeitbeobachtungen (1998 – 2011) an den Projekten im Gebiet der Internationalen Bauausstellung Emscher Park (IBA). Aqua Urbanica 2011, 01.-03.05.2011, Graz Niederschlags- und Mischwasserbewirtschaftung im urbanen Bereich. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau (Hrsg.): Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, TU Graz (2011), Band 62, F1 – F24
- LUBW (Hrsg.) (2007): Fremdwasser in kommunalen Kläranlagen - Erkennen, bewerten und vermeiden-, Kurzfassung. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 2007
- Lundin, M.; Morrison, G (2002): A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban water systems. Urban Water 4 (2002), 145–152

- Lundin, M. (1999): Assessment of the environmental sustainability of urban water systems. Department of technical environmental planning. PhD Thesis, (Hrsg.) Department of Technical Environmental Planning, Chalmers university of technology, Göteborg, Sweden 1999
- Lundin, M. (2000): Life cycle thinking in developing sustainable development indicators for urban water systems. Multiobjective decision making and socio-economical aspects in sustainability assessment methods, Working group 3 meeting of COAST Action 624, Dundee
- Makropoulos, C.K.; Natsis, K.; Liu, S.; Mittas, K.; Butler, D. (2008): Decision support for sustainable option selection in integrated urban water management. *Environmental Modelling & Software* 23 (2008), 1448-1460
- Makropoulos, C.K., Butler, D. (2010): Distributed Water Infrastructure for Sustainable Communities, in: *Water Resources Management* (2010), Nr. 24, 2795–2816
- Maniak, U. (2001): *Wasserwirtschaft – Einführung in die Bewertung wasserwirtschaftlicher Vorhaben*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2001
- Maurer, M.; Pronk, W.; Larsen, T.A. (2006): Treatment processes for source separated urine. *Water Research* 40, 3151–3166
- Meininger, F. (2010): Resource efficiency of urban sanitation systems: A comparative assessment using material and energy flow analysis. Dissertation, *Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Band 75
- Meininger, F.; Ziedorn, V.; Peters I. (2010). Interactions between urban forms and source-separating sanitation technologies. In: B. van Vliet, G. Spaargaren, & P. Oosterveer (Hrsg.): *Social Perspectives on the Sanitation Challenge*, Springer Netherlands, 125-144
- Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzfrachten aus Mischwasserereinleitungen. *Wasser-Abwasser-Abfall*, Schriftenreihe Universität GH Kassel, Band 7
- Meißner, E. (1997): Umgang mit Regenwasser. Tagungsband zum ATV- Fortbildungskurs für Wassergütewirtschaft und Abwassertechnik 1/1, Fulda
- Meyer, C.; Rott, U. (2003): Regenwassernutzung und -bewirtschaftung – Wirtschaftlichkeit und Stand der Technik. fbr-Fachtagung am 04.11.03 in Frankfurt am Main, Tagungsband, 12-31
- Mitchell, C.; Frane, S.; Willets, J.; Plant, R.; Kazaglis, A. (2007): Costing for sustainable Outcomes in Urban Water Systems – A Guidebook. Research report (Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment (Australia)); No. 35 . Salisbury, SA: CRC for Water Quality and Treatment, 2007
- Mitchell, V.G.; Diaper, C. (2006): Simulating the urban water and contaminant cycle. *Environmental Modelling & Software* 21 (2006), 129-134

-
- MLUR (2001): Verwaltungsvorschrift zur Einleitung gereinigter Abwässer in das Grundwasser vom 29. Januar 2001, Amtsblatt für Brandenburg, Nr. 9 vom 28. Februar 2001, S. 193-194, Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg
- Mohr, M.; Trösch, W. (2006): Semidezentrale Infrastruktur in Knittlingen - Neubaugebiet "Am Römerweg"; 1. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur am 17. und 18. Oktober 2006, TH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft -ISA- (Herausgeber), Gewässerschutz, Wasser, Abwasser GWA; Band 204, S.21/1-21/9
- Montag, D.; Gethke, K.; Herbst, H., Pinnekamp, J. (2008): Phosphorrückgewinnung im Bereich kommunaler Kläranlagen – eine Bestandsaufnahme 2008, Wasser und Abfall, Nr. 1/2008, 14-17
- Mudrack, K.; Kunst, S. (2003): Biologie der Abwasserreinigung, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 5. Auflage
- MUFV (Hrsg.) (2007): Ökoeffizienz in der Wasserwirtschaft – Steigerung der Energieeffizienz von Abwasserbehandlungsanlagen, Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz, Mainz, Oktober, 2007
- Müller-Merbach, H. (1985): Operations Research – Methoden und Modelle der Optimalplanung, Verlag Franz Vahlen GmbH, München, 8. Nachdruck der 3., durchgesehen Ausgabe 1973
- MURL (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). RdErl. MURL vom 14.5.1991, Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen – Nr. 42 vom 3. Juli 2001, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen
- Muschalla, D. (2006): Evolutionäre multikriterielle Optimierung komplexer wasserwirtschaftlicher Systeme. Dissertation am Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität, Darmstadt
- Nemhauser, G. L.; Wolsey, L. A. (1999): Integer and Combinatorial Optimization. Wiley-Interscience Series in Discrete Mathematics and Optimization, Wiley Interscience, 1999
- NETSSAF (2006): NETSSAF - Network for the development of Sustainable approaches for large Scale Implementation of Sanitation in Africa, Project no. 037099, D04: Criteria for the evaluation and classification of conventional and innovative low cost sanitation technologies, 2006
- Neumann, K. (1975a): Operations Research Verfahren, Band I – Lineare Optimierung, Spieltheorie, Nichtlineare Optimierung, Ganzzahlige Optimierung. Carl Hanser Verlag, München Wien
- Neumann, K. (1975b): Operations Research Verfahren, Band III – Graphentheorie, Netzplantechnik. Carl Hanser Verlag, München Wien
- Niederer, S.; Kriz, K.; Pucher, A. (2007): Development of a Spatial Decision Support System for Sustainable Water Management. Proceedings MEDA WATER International Conference, Sustainable Water Management, Tunis, 21-24 March 2007

- Niederste-Hollenberg, J.; Oldenburg, M.; Otterpohl, R. (2002): Einsatz dezentraler Sanitärtechnologien mit getrennter Urin-Erfassung in Schweden. *Wasser und Boden*, 54. Jahrgang, Nr. 5, 20–24.
- Nolde, E. (2000): Grauwassernutzung im Arabella-Sheraton Hotel Offenbach. Vortragsmanuskript, Berlin
- Nolde, E. (2002): Grauwasserrecycling – Ökologische, technische und wirtschaftliche Aspekte mit Beispielen aus der Praxis. Betriebswassernutzung im Umbruch? Fachtagung der Europäischen Akademie für städtische Umwelt, Berlin, 29.11.2002
- Nolde, E. (2005): Greywater recycling systems in Germany - results, experiences and guidelines. *Water Science and Technology*, Vol. 51, No. 10, 203–210
- Oldenburg, M (2007): Final cost calculation report for the demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater " (SCST), Abschlussbericht "Cost Calculation" im EU-Projekt LIFE 03ENV/D/000025, abrufbar unter http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/scst/SCST_Cost_Calculation_Report.pdf
- Oldenburg, M. (2010): Flintenbreite – Organisation und Betrieb DWA NASS-Tage - Neuartige Sanitärsysteme, Neue Wege zum Umgang mit Abwasser, 3./4. März 2010, Weimar
- Oldenburg, M.; Albold, A.; Wendland, C.; Otterpohl, R. (2008b): Erfahrungen aus dem Betrieb eines neuen Sanitärsystems über einen Zeitraum von acht Jahren. *KA - Abwasser, Abfall* (55), Nr. 10, 1100-1105
- Oldenburg, M.; Meinzinger, F.; Nisipeanu, P.; Schneider, C. (2008a): Begrifflichkeiten und Kennzahlen zur Zusammensetzung von Teilströmen neuartiger Sanitärsysteme. *KA - Abwasser, Abfall* (55), Nr. 10 , 1113 – 1119
- Oldenburg, M.; Otterpohl, R. (2005): Untersuchungen zur anaeroben Behandlung von Fäkalabwasser mit Bioabfällen und weiteren Co-Substraten sowie der Grauwasserreinigung am Pilotprojekt Lübeck-Flintenbreite., Abschlussbericht, Hrsg.: Deutsche Bundesstiftung Umwelt
- Oldenburg, M.; Peter-Fröhlich, A.; Dlabacs, C.; Pawlowski, L.; Bonhomme, A. (2007): EU Demonstration Project for separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater - Part II: Cost comparison of different sanitation concepts. *Water Science and Technology*, Vol 56, No 5, 251-257
- Oldenburg, M.; Zimmermann, J.; Bastian, A.; Otterpohl, R. (2003): Das Teilstromorientierte Abwasserkonzept der Lambertsmühle – Konzept, Betrieb, Forschungsvorhaben. Tagungsband des Workshops "Das Projekt Lambertsmühle - Zukunftsfähiges Abwassermanagement im ländlichen Raum?", Wuppertal
- Oron, G. (1996): Management modeling of integrative wastewater treatment and reuse systems. *Water Science and Technology*, Vol. 33, No. 10–11, 95-105
- Orth, H. (1975): Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Dissertation, Schriftenreihe *Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe*, Band 9, Erich Schmidt Verlag, Bielefeld

-
- Otterpohl, R. (2008): Nachhaltige Sanitärkonzepte, <http://www.otterwasser.de>, zuletzt aufgerufen am 2.3.2008
- Otterpohl, R.; Abold, A.; Oldenburg M. (1999b): Source control in urban sanitation and waste management: ten systems with reuse of resources. *Water Science and Technology*, Vol 39, No 5, 153-160
- Otterpohl, R.; Oldenburg, M. (2002): Innovative Technologien zur dezentralen Abwasserbehandlung in urbanen Gebieten. *KA - Abwasser, Abfall* (49), Nr. 10, 1364-1371
- Otterpohl, R.; Oldenburg, M.; Büttner, S. (1999a): Alternative Entwässerungskonzepte zum Stoffstrommanagement. *Korrespondenz Abwasser* (46), Nr. 2, 204-212
- Panebianco, S. (2008): Simulation sozio-technischer Abhängigkeiten bei der Verbreitung dezentraler Anlagen der Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum der neuen Bundesländer. Dissertation im Fach Angewandte Systemwissenschaften, Fachbereich Mathematik / Informatik, Universität Osnabrück, Institut für Umweltforschung, 2008
- Pearson, L.J.; Coggan, A.; Proctor, W.; Smith, T.F. (2010): A Sustainable Decision Support Framework for Urban Water Management. *Water Resources Management* 24(2010), 363-376
- Peine, F.-J.; Knopp, L.; Radcke, A. (2009): Das Recht der Errichtung von Biogasanlagen. Lexxion Verlagsgesellschaft, Berlin
- Peter-Fröhlich, A.; Kraume, I.; Lesouëf, A.; Oldenburg, M. (2004): Separate Ableitung und Behandlung von Urin, Fäkalien und Grauwasser - ein Pilotprojekt. in *KA - Abwasser, Abfall* (51), Nr. 1, 38-43
- Peter-Fröhlich, A.; Pawlowski, L.; Bonhomme, A.; Oldenburg, M. (2007): EU Demonstration Project for separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater – Part I: Results. *Water Science and Technology*, Vol. 56, No. 5, 239-249
- Peters, C. (2007): Potenziale von Regenwasserversickerung, Speicherung, Urinseparation und Pumpwerkssteuerung für den Gewässerschutz - Dynamische Langzeitsimulation von Kanalnetz und Kläranlage und multikriterielle Ergebnisanalyse. Dissertation an der Fakultät III – Prozesswissenschaften, TU Berlin [<http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2007/1559/>]
- Prager, J. (2002): Nachhaltige Umgestaltung der kommunalen Abwasserentsorgung – eine ökonomische Analyse innovativer Entsorgungskonzepte. Schriftenreihe RUFIS Ruhr-Forschungsinstitut für Innovations- und Strukturpolitik e.V., Nr. 3/2002, ISL-Verlag, Hagen, 2002
- Rechenburg, A.; Kistemann, T. (2009): Hygiene der Schwarz- und Grauwasseraufbereitung. KOMPLETT – Ein innovatives System zur Schließung von Stoffkreisläufen, T.G. Schmitt (Hrsg.), Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, Band 28, S. 81-98
- Refsgaard, K. (2001): Cost efficient strategies for handling of wastewater from households to recipient – a modelling approach. In: Evaluation of sustainability in farm and wastewater systems – decision theoretical applications. Doctor Scientiarum theses 2001, No. 5, Agricultural University of Norway, 73-98

- Reidenbach, M.; Bracher, T.; Grabow, B.; Schneider, S.; Seidel-Schulze, A. (2008): Investitionsrückstand und Investitionsbedarf der Kommunen, Ausmaß, Ursachen, Folgen, Strategien. Edition Difü – Stadt Forschung Praxis, Band 4, Deutsches Institut für Urbanistik, Berlin
- Remy, C.; Ruhland, A. (2006): Ecological assessment of alternative sanitation concepts with Life Cycle Assessment - Final report for subtask 5 of the demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater" (SCST), Berlin, December 2006
- Sachse (2006): Produktübersicht Komposttoiletten. http://www.komposttoilette.de/k/Produkt/k_haus_1.html, [mailto: info@wasserkontor.de](mailto:info@wasserkontor.de). besucht am 13.07.2006
- Saegrov, S. (Hrsg.) (2005): Care-W: Computer Aided Rehabilitation for Water Networks IWA Publishing, London
- Saegrov, S. (Hrsg.) (2008): Care-S: Computer Aided Rehabilitation of Sewer and Storm Water Networks. IWA Publishing, London
- SAS Institute Inc. (1989): SAS/OR User's Guide, Version 6, First Edition. Cary, USA.
- Schätzer, C. (2001): Ein Verfahren zur Optimierung bei elektrischen Maschinen mit Hilfe der numerischen Feldberechnung. Dissertation im Fachbereich Elektrotechnik und Informationstechnik, Technische Universität, Darmstadt
- Scheele, U. (2008): Nachhaltige Infrastrukturkonzepte im urbanen Raum: die Rolle der "urban green infrastructure". Tagungsunterlagen „Biodiversität und Klimawandel - Vernetzung der Akteure in Deutschland VII, Bundesamt für Naturschutz, Internationale Naturschutzakademie, Insel Vilm 29.08. – 01.09.2010
- Scheele, U.; Libbe, J.; Schramm, E. (2008): Transformation städtischer Wasser-Infrastrukturen: internationale Erfahrungen. netWorks-Papers, Heft 25, Deutsches Institut für Urbanistik GmbH, Berlin, September 2008
- Schildwächter, E. (2006): Auswahl von nachhaltigen Wasserver- und -entsorgungstechniken in Abhängigkeit von spezifischen Randbedingungen – ein datenbankgestütztes Auswahl- und Orientierungsinstrument. Studienarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, unveröffentlicht
- Schiller, G. (2010): Kostenbewertung der Anpassung zentraler Abwasserentsorgungssysteme bei Bevölkerungsrückgang. IÖR Schriften des Instituts für ökologische Raumentwicklung, Band 51, Rhombus-Verlag Berlin, 2010
- Schmitt, T. G. (2006): Zeitgemäßer Umgang mit Regenwasser - dezentrale und zentrale Maßnahmen. 1. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur, Gewässer-Wasser-Abwasser, Band 204, 10/1–10/16.
- Schmitt, T.G. (2009): Neue Entwicklungen und Bewertungen zum Umgang mit Regenwasser. KA – Abwasser, Abfall (56), Nr. 2, 124-130
- Schmitt, T.G. (2011): Risikomanagement statt Sicherheitsversprechen – Paradigmenwechsel auch im kommunalen Überflutungsschutz? KA – Abwasser, Abfall (58), Nr. 1, 40-49

-
- Schmitt, T.G. (2012): Weiterentwicklung des DWA-Regelwerkes für Regenwetterabflüsse – Ein Werkstattbericht. KA – Abwasser, Abfall (59), Nr. 3, 192-202
- Schmitt, T.G.; Hamacher, H.W.; Kaufmann, I.; Kalsch, M. ; Meyer, T. (2007): OptionS -- Optimierung von Strategien zur langfristigen Umsetzung einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft. Abschlussbericht des gleichnamigen Forschungsprojektes gefördert von der Stiftung Rheinland-Pfalz für Innovation, unveröffentlicht
- Schmitt, T. G.; Hansen, J.; Knerr, H.; Wölle, J.; Ebert, A.; Einsfeld, K.; Laufer, W.; Legrix, J.-C.; Agne, T.; Krystkiewicz, D.; Engelhart, M.; Exner, M.; Kistemann, T.; Gebel, J.; Rechenburg, A.; Büttgen, S.; Nonnenmacher, K.; Deerberg, G.; Keuter, V. (2009): KOMPLETT - Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe. Abschlussbericht des gleichnamigen Forschungsprojektes gefördert vom BMBF, unveröffentlicht
- Schmitt, T.G.; Illgen, M.; Kaufmann, I. (2006): Klimawandel – Konsequenzen für die Siedlungsentwässerung? – DWA-Expertengespräch in Hennef, KA – Abwasser, Abfall (53), Nr. 8, 756 -759
- Schneider, P.; Davison, A.; Langdon, A.; Freeman, G.; Essery, C.; Beatty, R. and Toop, P. (2003): Intergrated water cycle planning for towns in New South Wales, Australia. Water Science and Technology, Vol 47, No 7-8, 87-94
- Schneidmadl, J. ; Fuchs, S.; Hillenbrand, T. (2000): Vergleichende Ökobilanz unterschiedlicher Abwasserkonzepte. KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 5, 681-696
- Schneidmadl, J. ; Hillenbrand, T.; Böhm, E.; Lange, J. (1999): Vergleich der Stoffflüsse von Abwasserkonzepten mit und ohne Teilstrombehandlung. Wasser und Boden (51), Nr. 11, 14-20
- Schonlau, H.; Rakelmann, U.; Li, Z.; Giese, T.; Werner, T.; Augustin, K.; Günner, C. (2008): Pilotprojekt für ein ganzheitliches Entwässerungskonzept in Städten. KA - Abwasser, Abfall (55), Nr. 10, 1095-1099
- Schütze, M.; Binh To, T. (2002): Steuerung von urbanen Entwässerungssystemen mit Hilfe multikriterieller Optimierungsverfahren. Innovationen der Abwasserableitung und Abwassersteuerung, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, Dresdener Berichte, Band 19, 111–127.
- Schütze, T. (2005): Dezentrale Wassersysteme im Wohnungsbau internationaler Großstädte am Beispiel der Städte Hamburg in Deutschland und Seoul in Südkorea. Books on Demand GmbH, Norderstedt
- Schweres, M.; Sengotta, M. (1994): Entwicklung und Evaluation eines Verfahrens der erweiterten Wirtschaftlichkeitsrechnung zur Bewertung komplexer Arbeitssysteme, Dortmund 1994
- Senatsverwaltung für Bau- und Wohnungswesen, Berlin (1995): Betriebswassernutzung in Gebäuden, Berlin
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin (Hrsg.) (2002): Innovative Wasserkonzepte, Berlin

- Siedentop, S.; Schiller, G.; Koziol, M.; Walther, J.; Gutsche J.-M. (2006): Siedlungsentwicklung und Infrastrukturfolgekosten – Bilanzierung und Strategieentwicklung. BBR-Online-Publikation Nr. 3/2006, Bonn
- Sieker, F. et al. (2004): Ökologische und ökonomische Vergleichsbetrachtung zwischen dem Konzept der konventionellen Regenwasserentsorgung und dem Konzept der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung, Endbericht Teilvorhaben Mischsysteme, Februar 2004, UFO-PLAN-Vorhaben FKZ 203 26 391 / TL 01
- Sieker, F.; Bandermann, S.; Holz, E.; Lilienthal, A.; Sieker, H.; Stauss, M.; Zimmermann, U. (2001): Innovative Hochwasserreduzierung durch dezentrale Maßnahmen am Beispiel der Saar – Abschlussbericht.- Deutsche Bundesstiftung Umwelt, DBU, Projekt AZ 07147, Osnabrück.
- Sieker, H. (2001): Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität Darmstadt, Mitteilungen, Heft 116, Darmstadt
- Sieker, H. (2007): Neue Entwicklungen in der Regenwasserbewirtschaftung - Die Wasserbilanz als Planungskriterium -, DWA Landesverbands-Tagung, Baden-Württemberg am 18./19. Oktober 2007 in Pforzheim
- Sigglow, J. (2011): Ressourcenbewirtschaftung im Siedlungsraum – Rahmenbedingungen neuartiger Sanitärsysteme im urbanen Umfeld. Dissertation an der Fakultät Raumplanung der Technischen Universität Darmstadt, Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte, Band 11, Shaker Verlag, Aachen 2011
- sirAdos (2010): Baudaten für Kostenplanung und Ausschreibung. SirAdos@ Baudaten und Software, WEKA-Media, Kissing
- Sperling, C. (Hrsg.) (1999). Nachhaltige Stadtentwicklung beginnt im Quartier: ein Praxis- und Ideenhandbuch für Stadtplaner, Baugemeinschaften, Bürgerinitiativen am Beispiel der sozial-ökologischen Modellstadtteils Freiburg-Vauban. Öko Institut e.V., Freiburg, 1999
- Stadtentwässerung Hannover (2007): Merkblatt zur Ausführung von Regenwassernutzungsanlagen, http://www.hannover.de/data/download/umwelt_bauen/r/regenwassernutzungsanlagen_.pdf, besucht am 18.01.2010
- Starkl, M.; Binner, E.; Fürhacker, M.; Holubar, P.; Koeck, S.; Lenz, K.; Mascher, F.; Ornetzeder, M.; Pollak, M.; Haberl, R. (2005): Nachhaltige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum – SUS-SAN. Endbericht des Forschungsprojektes im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, August, 2005 im Internet abrufbar unter <http://publikationen.lebensministerium.at/publication/publication/view/2922/28609>
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (2009): Statistisches Jahrbuch 2009. <http://www.statistik.rlp.de/fileadmin/dokumente/jahrbuch/Jahrbuch2009.pdf>
- Steinle, D. (2010): Gesetzliche Bestimmungen und Vorschriften für Regenwassernutzungsanlagen. <http://www.rewalux.com/ratgeber/index.htm?best.htm>, besucht am 18.01.2010

-
- Steinmetz, H. (2009a): Sind unsere Abwasserkonzepte noch zeitgemäß und sind neue realisierbar? DWA- Landesverbandstagung Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Bad Nauheim, 07.05.2009
- Steinmetz, H. (2009b): Neuartige Sanitärsysteme – Systeme und Zielsetzungen. KOMPLETT – Ein innovatives System zur Schließung von Stoffkreisläufen. in: T.G. Schmitt (Hrsg.): Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, Band 28
- Sustainable Sanitation Alliance (Hrsg.) (2009a): Case study of sustainable sanitation projects: Ecological housing estate, Flintenbreite, Lübeck, Germany, draft
- Sustainable Sanitation Alliance (Hrsg.) (2009b): Case study of sustainable sanitation projects: Urban urine diversion & greywater treatment system - Linz, Austria
- Sustainable Sanitation Alliance (Hrsg.) (2011): Fallstudie für nachhaltige Sanitärversorgungsprojekte: Ökologische Siedlung mit Komposttoiletten - Allermöhe, Hamburg, Deutschland
- Thévenot, D. (Hrsg.) (2008): DayWater: an Adaptive Decision Support System for Urban Stormwater Management. IWA Publishing, London
- Treberspurg, M.; Reim, T. (2004): Potential der Ressource Wasser in Gebäuden, EcoSan Tagung - Kreislaforientierte Abwassersysteme", 16. September 2004 in Wien, abrufbar unter <http://www.ecosan.at/info/workshops/potential-der-ressource-wasser-in-gebaeuden-1.pdf>, zuletzt besucht am 08.05.2010
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, 21. Mai 2001 (BGBl. I S. 959)
- Truffer, B.; Störmer, E.; Maurer, M.; Ruef, A. (2010): Local Strategic Planning Processes and Sustainability Transitions in Infrastructure Sectors. *Env. Pol. Gov.*, Nr. 20, 258–269
- UBA (Hrsg.) (2004): Nachhaltiges Bauen und Wohnen in Deutschland: Stoffflussbezogene Bausteine für ein nationales Konzept der nachhaltigen Entwicklung – Verknüpfung des Bereiches Bauen und Wohnen mit dem komplementären Bereich „Öffentliche Infrastruktur“. UBA Umweltbundesamt, UBA-Texte 01/2004, Dessau, im Internet verfügbar unter <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2600.pdf>, zuletzt besucht am 20.08.2010
- UBA (Hrsg.) (2007): Ökologische und ökonomische Vergleichsbetrachtung zwischen dem Konzept der konventionellen Regenwasserentsorgung und dem Konzept der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung. UBA Umweltbundesamt, UBA-Texte 19/2007, Dessau, im Internet verfügbar unter <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3246.pdf>, zuletzt besucht am 20.08.2010
- UBA (Hrsg.) (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. UBA Umweltbundesamt, UBA-Texte 11/2008, Dessau, im Internet verfügbar unter <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3347.pdf>, zuletzt besucht am 22.04.2011

- UBA (Hrsg.) (2009): Konzept für bundeseinheitliche Anforderungen an die Regenwasserbewirtschaftung, UBA Umweltbundesamt, UBA-Texte 19/2009, Dessau, im Internet verfügbar unter <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3815.pdf>, besucht am 16.6.2010
- UBA (Hrsg.) (2010): Demografischer Wandel als Herausforderung für die Sicherung und Entwicklung einer kosten- und ressourceneffizienten Abwasserinfrastruktur. UBA Umweltbundesamt, UBA-Texte 36/2010, Dessau, im Internet verfügbar unter <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3779.pdf>, besucht am 16.7.2010
- Urich, C.; Bach, P. M.; Hellbach, C.; Sitzenfrei, R.; Kleidorfer, M.; McCarthy, D. T.; Deletic, A. (2011). Dynamics of cities and water infrastructure in the DANCE4Water model. Proceedings of the 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 10-15 September 2011, 113-113
- Urich, C.; Sitzenfrei, R.; Kleidorfer, M.; Rauch, W. (2012): Anpassung von Entwässerungssystemen an Urbanisierung und Klimawandel. Aqua Urbanica 2012, „Siedlungsentwässerung im Wandel“ am 08.05.2012 in München. in: T.G. Schmitt, I. Kaufmann Alves (Hrsg.): Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, Band 32, F1–F19
- van der Stehen, P.; Howe, C. (2009): Managing water in the city of the future; strategic planning and science. Rev Environ. Sci. Biotechnol., No. 8, 115–120
- van der Vleuten-Balkema, A. (2003): Sustainable Wastewater Treatment - developing a methodology and selecting promising systems. Dissertation, TU Eindhoven, Eindhoven University Press
- van Vliet, B.; Stein, N. (2003): The Development and Implementation of Ecosan in the Netherlands: Social Opportunities and Risks. 2nd International Symposium on ecological sanitation, Lübeck, 06.04. - 11.04.03, abrufbar unter <http://www2.gtz.de/dokumente/bib/04-5004a.pdf>, zuletzt besucht am 01.07.2008
- Vetter, C.; Gropp, M.; Erhardt, M.; Menger-Krug, E.; Hillenbrand, T. (2011): Wärmerückgewinnung aus Grauwasser mit dem Pontos HeatCycle. fbr-Fachtagung im Mai 2011, Darmstadt. fbr (Hrsg.), 2011, Schriftenreihe fbr 15, 63-77
- Vinneras, B.; Jönsson, H. (2009): Safe nutrient recycling – usage of urine and fecal based fertilizer. Tagungsband 2. internationales Abwassersymposium „Abwasserrecycling – Chancen und Risiken“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Band 77, 55 – 70
- Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt (2007): Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum – Teil Abwasserentsorgung. Bauhaus-Universität Weimar, Universitätsverlag Weimar, 2007
- Welker, A. (2005): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen, Habilitationsschrift, Januar 2004. Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, 20, 2005

-
- Welker, A.; Dierschke, M. (2009): Aufkommen von Schwermetallen in Niederschlagsabflüssen von Dachflächen als Basis für die Festlegung von Stoffkonzentrationen für Prüfverfahren von Behandlungsanlagen, *gwf Wasser Abwasser* (150), Nr. 7-8, 595-605
- Wenzel, H.; Larsen, H.F.; Clauson-Kaas, J.; Hoibye, L.; Jacobson, N. (2008): Weighing environmental advantages and disadvantages of advanced wastewater treatment of micro-pollutants using environmental life cycle assessment. *Water Science and Technology*, Vol. 57, No. 1, 27-32
- WHG (2009): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 5 Absatz 9 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist
- WHO World Health Organisation (2006): WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. (V. 1. Policy and regulatory aspects, V. 2. Wastewater use in agriculture, V. 3. Wastewater and excreta use in aquaculture, V. 4. Excreta and greywater use in agriculture), Genf
- Wilderer, P.A.; Paris, S. (2001): Integrierte Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Gebiete. Abschlussbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (02WA0067), Garching
- Winblad, U.; Simpson-Herbert, M. (2004): Ecological Sanitation – Revised and Enlarged Edition. Technical Report, Stockholm Environment Institute
- Winker M., Paris S., Heynemann J., Montag D. 2011. Phosphorrückgewinnung aus Urin mittels Struvitfällung in einem Frankfurter Bürogebäude. *fbr-wasserspiegel* 16, 3-4
- Winker, M. (2009): Pharmaceutical residues in urine and potential risks related to usage as fertilizer in agriculture. Dissertation, *Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Band 67
- Wupperverband (2003): Das Projekt Lambertsmühle: Zukünftiges Abwassermanagement im ländlichen Raum? BFC, Remscheid.
- Ziedorn, V.; Meinzinger, F.; Peters, I. (2008): Städtische Siedlungsstrukturen und dezentrale Abwassersysteme – Möglichkeiten zum Einsatz innovativer Abwasserreinigungsanlagen im Bestand. *RaumPlanung*, Heft 136, 16-20
- Zimmermann, J. (2008): *Operations Research - Methoden und Modelle*. Ernst & Sohn Verlag, Wiesbaden, 2. aktualisierte Auflage
- Zimmermann, W.; Stache, U. (2001): *Operations Research – Quantitative Methoden zur Entscheidungsvorbereitung*, 10. überarbeitete Auflage, Oldenbourg Wissenschaftsverlag, München
- Zink, U. (2008): Sanierungsbedarf im Gebäudebestand. *fbr-Schriftenreihe*, Band 11: Innovative Wasserkonzepte in Gewerbe und Industrie sowie im Gebäudebestand, Hrsg.: fbr, 2008, 7-14

Anhang

Anhang A 1 Neuartige Sanitärsysteme

A.1.1 Erfassung des Schwarzwasserstroms

Tabelle A - 1: Übersicht über die Möglichkeiten der Erfassung von Schwarzwasser und seinen Komponenten (nach DWA, 2008)

	abzuführender Stoffstrom	Urin	Gelbwasser	Fäzes	Braunwasser	Fäkalien	Schwarzwasser
Erfassungstechnik (Sanitärobjekt / Anfallort)							
<i>Toiletten ohne Trennung</i>							
Spültoiletten – konventionell / wassersparend							x
Vakuumtoiletten							x
Trockentoiletten / mit Kompostierung						x	
<i>Trenntoiletten</i>							
Spültrenntoiletten			x		x		
Spültrenntoiletten - Urinableitung ohne Wasser		x			x		
Spültrenntoiletten - Fäzesableitung ohne Wasser			x	x			
Vakuumtrenntoiletten - Urinableitung mit Wasser			x		x		
Vakuumtrenntoiletten - Urinableitung ohne Wasser		x			x		
Trockentrenntoiletten		x		x			
<i>Urinale</i>							
Urinale - konventionell/wassersparend			x				
Vakuumurinale			x				
wasserlose Urinale		x					
Ableitung / Transport innerhalb des Gebäudes							
Schwerkraft		x	x		x		x
Unterdruck		x	x		x		x
Druck		x	x		x		x
Zuleitung zum Sammeltank / Fallschacht				x		x	
Transport vom Sammeltank		x	x	x	(x)	x	(x)

Anhang A 2 Mathematische Optimierungsmethoden

A 2.1 Matrix-Schreibweise linearer Optimierungsprobleme

Im Zusammenhang mit LPs wird auch oft die Matrix-Schreibweise benutzt. Die Optimierungsaufgabe kann als

Minimiere

$$F(\mathbf{x}) = \mathbf{c}^T \mathbf{x} \tag{A.1}$$

Unter den Nebenbedingungen

$$\mathbf{A}\mathbf{x} \leq \mathbf{b} \tag{A.2}$$

$$\mathbf{x} \geq 0 \tag{A.3}$$

definiert werden, wenn:

$$\mathbf{A} := \begin{pmatrix} a_{11} & \cdots & a_{1n} \\ \vdots & & \vdots \\ a_{m1} & \cdots & a_{mn} \end{pmatrix} = (a_{ij})_{m,n} \tag{A.4}$$

und

$$\mathbf{x} := \begin{pmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_n \end{pmatrix} = (x_j)_n, \quad \mathbf{c} := \begin{pmatrix} c_1 \\ \vdots \\ c_n \end{pmatrix} = (c_j)_n, \quad \mathbf{b} := \begin{pmatrix} b_1 \\ \vdots \\ b_m \end{pmatrix} = (b_i)_m \tag{A.5}$$

A 2.2 Verfahren zur Lösung (gemischt-)ganzzahliger Optimierungsprobleme

Exakten Verfahren lassen sich in *Entscheidungsbaumverfahren* (Vollständige Enumeration, unvollständige Enumeration, Verfahren der dyn. Optimierung) und *Schnittebenenverfahren* unterteilen.

Zur Lösung eines ganzzahligen linearen Problems (IP) wird meist in einem ersten Schritt die Ganzzahligkeitsbedingung außer Acht gelassen und das Problem mit reellen Variablen gelöst. Diese Vorgehensweise nennt man LP-Relaxation (Koop u. Moock, 2008). Ausgehend von dieser Lösung werden dann ganzzahlige Lösungen gesucht. Die Lösung der LP-Relaxierung ist i.d.R. nicht ganzzahlig, liefert aber eine obere (bei Maximierungsproblemen) bzw. untere (bei Minimierungsproblemen) Schranke für den Optimalwert des Problems.

Beim *Schnittebenenverfahren* (*Cut*) werden dem relaxierten Problem schrittweise neue Nebenbedingungen (sog. Schnittrestriktionen) hinzugefügt (Müller-Merbach, 1985). Der Zulässigkeitsbereich wird dabei immer weiter eingeschränkt, indem die unerwünschten nichtganzzahligen Lösungen aus dem neuen zulässi-

gen Bereich herausfallen, die zulässigen ganzzahligen Lösungen die hinzugefügten Nebenbedingungen aber erfüllen (Koop u. Moock, 2008). Für die Wahl der zusätzlichen Restriktionen gibt es bspw. Regeln von Gomory (s. Nemhauser u. Wolsey (1999)). Beim erneuten Lösen des Problems resultiert eine andere Lösung, die hoffentlich „näher“ am gesuchten Optimum liegt. Dies wird solange fortgeführt, bis eine ganzzahlige Lösung gefunden wird (die dann automatisch auch optimal für das ganzzahlige Programm ist) oder keine geeigneten Ungleichungen mehr gefunden werden, die hinzugefügt werden könnten.

Branch-and-Bound-Verfahren stellen spezielle Suchverfahren dar, bei denen nur ein Bruchteil aller möglichen Lösungen eines IP explizit berechnet wird. Im Branching-Schritt wird das ursprünglich Problem P_0 in k Teilprobleme zerlegt bzw. verzweigt (to branch), wobei die Menge der Lösungen $X(P_0)$ in verschiedene Klassen aufgeteilt wird, sodass die Vereinigung der Lösungsmenge der k Probleme diejenige von P_0 ergibt und dass deren paarweise Durchschnitte nach Möglichkeit leer sind (Domschke u. Drexl, 2005). Ist die Optimale Lösung der LP-Relaxierung eines Problem bspw. $(x_1, x_2) = (2, 3; 1, 6)$, kann man zwei Teilprobleme P_1 und P_2 bilden, wobei in P_1 zusätzlich $x_1 \leq 2$ und bei P_2 zusätzlich $x_1 \geq 3$ gefordert werden. Die neuen Teilprobleme können dann nach Lösen der jeweiligen Relaxation weiter verzweigt werden, wodurch sich ein Lösungsbaum ergibt. Für die verschiedenen Teilprobleme werden dann Schranken (bounds) für den Wert der Zielfunktion berechnet, wodurch für einzelne Teilprobleme gezeigt werden kann, dass sie keine optimalen Lösungen enthalten. Diese Teilbäume brauchen dann nicht mehr weiter betrachtet zu werden (Neumann, 1975a). Durch verschiedene Regeln für die branch-und-bound-Schritte wird nach endlichen Schritten eine Lösung gefunden.

Die Kombination beider Verfahren zum *Branch-and-Cut-Verfahren* ermöglicht oft eine sehr viel schnellere Lösungsfindung, da z.B. vor dem Branch-and-Bound-Prozess schon Schnittebenen zur LP-Relaxierung hinzugefügt wurden. Darüber hinaus können oft auch während des Branchings weitere Schnittebenen bestimmt werden, die man ohne die Einschränkungen in den Teilproblemen nicht gefunden hätte. Des Weiteren können in den einzelnen Teilproblemen zusätzliche Heuristiken zur Bestimmung zulässiger Lösungen aufgerufen werden, wodurch evtl. weitere Teilbäume frühzeitig abgeschnitten werden können. (Nemhauser u. Wolsey, 1999)

A 2.3 Graphentheorie

Die Graphentheorie ermöglicht es, komplexe Systeme, deren einzelne Elemente in Beziehungen zueinander stehen, zu beschreiben. Die Elemente werden hierbei als Punkte oder *Knoten* (v_i) abgebildet. Beziehungen zwischen zwei Elementen werden als Linie oder *Kante* (e_i) dargestellt. Das aus der Menge der Knoten V und der Menge der Kanten E bestehende Paar, wird Graph $G = [V, E]$ genannt. Somit ist eindeutig festgelegt, welche Knoten und Kanten verbunden sind (Neumann, 1975b). Jede Kante hat zwei Endknoten und wird mit $e = [v_i, v_j]$ oder kurz $[i, j]$ bezeichnet. Die mithilfe der Graphentheorie beschreibbaren Systeme können verschiedenster Natur sein. Auch ein Wasserversorgungsnetz oder Kanalisationsnetz entspricht einem Graphen. Genauso kann ein (Bau-)Projekt, das aus verschiedenen Einzelphasen besteht, als Graph beschrieben werden.

In den zu untersuchenden Systemen sind in praktischen Anwendungen die den Beziehungen zwischen den einzelnen Elementen entsprechenden Kanten mit einer gewissen Richtung versehen. Es entsteht ein sog. *gerichteter Graph*, der auch *Digraph* (directed graph) genannt wird. Eine gerichtete Kante wird daher als geordnetes Paar zweier Knoten notiert. Als *Netzwerk* bezeichnet man einen Digraphen mit genau einer *Quelle* s , die keine Vorgängerknoten hat und genau einer *Senke* t , die keine Nachfolger hat.

Abbildung A - 1 zeigt das Beispiel eines gerichteten Graphen in zeichnerischer Darstellung.

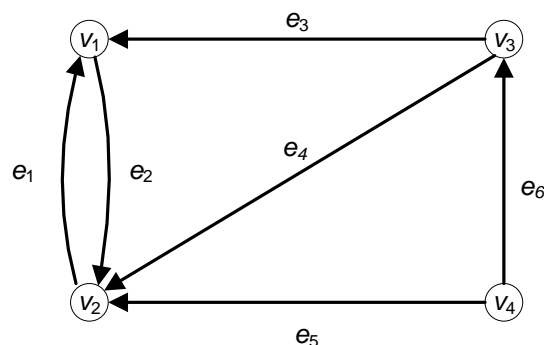


Abbildung A - 1: Beispiel eines gerichteten Graphen (verändert nach Neumann, 1975b)

Die graphische Abbildung der Knoten und Kanten lässt sich bei Digraphen mit n Knoten als $n \times n$ -Matrix, die die Abhängigkeiten der Knoten enthält, ausdrücken. Die einem Digraphen $D = [V, E]$ zugeordnete $n \times n$ -Matrix $A(D)$ mit den Elementen

$$a_{ij} := \begin{cases} 1, & [v_i, v_j] \in E \\ 0, & \text{sonst} \end{cases} \quad (i, j \in I) \quad (\text{A.6})$$

heißt *Adjazenzmatrix* von D . Zwei Knoten heißen adjazent oder benachbart, wenn sie durch eine Kante verbunden sind. Die Adjazenzmatrix des in Abbildung A - 1 dargestellten Graphen wäre

$$\mathbf{A}(D) = \begin{pmatrix} 0 & 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 1 & 0 \end{pmatrix}, \quad (\text{A.7})$$

wobei in gerichteten Graphen ohne Mehrfachkanten in die i -te Zeile und j -te Spalte eine 1 eingetragen wird, wenn der i -te Knoten Vorgänger des j -ten Knotens ist.

Ebenso lässt sich ein Graph als *Inzidenzmatrix*, die die Zusammenhänge von Knoten und Kanten darstellt, abbilden. Ein Knoten heißt in einem ungerichteten Graph inzident mit einer Kante, wenn er von dieser Kante berührt wird, das heißt, wenn diese ihn enthält. Bei gerichteten Graphen unterscheidet man zwischen positiv inzidenten Kanten und negativ inzidenten Kanten. Eine gerichtete Kante ist positiv inzident zu ihrem Startknoten und negativ inzident zu ihrem Endknoten (Neumann, 1975b). Eine Inzidenzmatrix zu einem Graph mit n Knoten und m Kanten ist eine $n \times m$ -Matrix, bei der die Zeilen mit den Knoten und die Spalten mit den Kanten identifiziert werden. Für einen schleifenfreien Digraph mit $V = \{v_1, \dots, v_n\}$ und $E = \{e_1, \dots, e_m\}$ enthält die *Inzidenzmatrix* $\mathbf{B}(D)$ die Elemente

$$b_{ik} := \begin{cases} 1, & e_k \text{ positiv inzident mit } v_i \\ -1, & e_k \text{ negativ inzident mit } v_i \\ 0, & \text{sonst} \end{cases} \quad (i \in I, k = 1(1)m) \quad (\text{A.8})$$

Für das Beispiel in Abbildung A - 1 ergibt sich

$$\mathbf{B}(D) = \begin{pmatrix} -1 & 1 & -1 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & -1 & 0 & -1 & -1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & -1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 \end{pmatrix}. \quad (\text{A.9})$$

Ebenso kann man die positive und negative Inzidenzmatrix $\mathbf{B}^+(D)$ und $\mathbf{B}^-(D)$ angeben, die dann nur die Start bzw. Endknoten von Kanten kennzeichnen.

Bei vielen aus der Praxis stammenden graphentheoretischen Problemen ist den Kanten eines Digraphen eine bestimmte Bewertungsgröße zugeordnet, die z.B. Kosten, Gewinn oder Entfernung darstellen kann. Den Kanten $e_i \in E$ des Digraphen $D = [V, E]$ wird dann über eine Abbildung $c: E \rightarrow \bar{\mathbb{R}} \cup \{\infty\}$ eine *Bewertung* $c(e)$ zugeordnet; das Tripel $[V, E, c]$ heißt *bewerteter Digraph*. Die zugeordnete Bewertungsmatrix bzw. Kostenmatrix $\mathbf{C}(D)$ hat die Elemente

$$c_{ij} := \begin{cases} 0, & i = j \\ c[v_i, v_j], & [v_i, v_j] \in E \\ \infty, & \text{sonst} \end{cases} \quad (i, j \in I) \quad (\text{A.10})$$

Die Ermittlung *optimaler Wege* in bewerteten Digraphen ist eines der wichtigsten graphentheoretischen Probleme. Als *Weg* $P = [v_{i_1}, \dots, v_{i_p}, v_{i_{p+1}}, \dots, v_{i_{l+1}}]$ in einem Graphen bezeichnet man eine Kantenfolge mit ausschließlich verschiedenen Knoten mit

$$e_{i_p} = (v_{i_p}, v_{i_{p+1}}) \in E \quad \text{oder} \quad (v_{i_{p+1}}, v_{i_p}) \in E \quad (\text{für Digraphen}) \quad (\text{A.11})$$

$$\text{und} \quad e_{i_p} \neq e_{i_{p+1}} \quad \forall p = 1, \dots, l. \quad (\text{A.12})$$

l ist die Länge von P (Hamacher u. Klamroth, 2006).

Hier stellt sich z.B. die Frage nach kürzesten Wegen oder Wegen, die die geringsten Kosten für den Transport einer gewissen Gütermenge verursachen. Die Bestimmung von längsten Wegen ist z.B. die zentrale Aufgabe der Terminplanung innerhalb der Netzplantechnik. Zur Lösung dieser Probleme wurden verschiedene Algorithmen und Verfahren entwickelt, auf die z.B. in Neumann (1975) oder Müller-Merbach (1985) eingegangen wird.

Flüsse in Graphen; Netzwerkflussprobleme (NFP)

Ein weiterer, bedeutender Anwendungsbereich der Graphentheorie ist die Berechnung von sog. maximalen und kostenminimalen *Flüssen in Digraphen* (Müller-Merbach, 1985). Häufige Anwendungen sind die Ermittlung von größtmöglichen Verkehrs-, Strom-, Gas-, Wasser- oder auch Datenflüssen in Verkehrs-, und Versorgungsnetzen. In vielen Fällen wird nicht nur nach dem Maximalfluss, sondern nach einem kostenminimalen Maximalfluss gesucht. Die Kostenplanung in der Netzplantechnik stellt ein wichtiges Anwendungsgebiet für Flussprobleme dar.

Zur Betrachtung von *Flüssen* in Digraphen müssen den Kanten (Minimal- und Maximal)Kapazitäten zugeordnet werden. Ordnen die Abbildungen $\lambda: E \rightarrow \mathbb{R}$ und $\kappa: E \rightarrow \mathbb{R}$ jeder Kante $e_i \in E$ eine *untere* bzw. *Minimalkapazität* $\lambda(e)$ und eine *obere* bzw. *Maximalkapazität* $\kappa(e)$ mit $\lambda(e) \leq \kappa(e)$ zu, dann heißt das Quadrupel $[V, E; \lambda, \kappa]$ *Kapazitätendigraph*. Entsprechend werden die $n \times n$ -Matrizen $\mathbf{\Lambda}(D) = (\lambda_{i,j})_{n,n}$ und $\mathbf{K}(D) = (\kappa_{i,j})_{n,n}$ *Minimal- bzw. Maximalkapazitätenmatrix* von D genannt.

Eine Abbildung $\phi: E \rightarrow \overline{\mathbb{R}} \cup \{\infty\}$ heißt *Fluss* in D von a nach b , wenn gilt:

$$\sum_{w \in N(a)} \phi[a, w] - \sum_{w \in V(a)} \phi[w, a] = \sum_{w \in V(b)} \phi[w, b] - \sum_{w \in N(b)} \phi[b, w] \quad (\text{A.13})$$

$$\sum_{w \in N(v)} \phi[v, w] - \sum_{w \in V(v)} \phi[w, v] = 0 \quad \text{für alle } v \in V \setminus \{a, b\}. \quad (\text{A.14})$$

Erfüllt der Fluss ϕ zusätzlich die Bedingung

$$\lambda(e) \leq \phi(e) \leq \kappa(e) \quad \text{für alle } e \in E, \quad (\text{A.15})$$

so heißt ϕ zulässig. Flüsse von *Flussquellen* nach *Flusssenken* sind also zulässig, wenn die Kapazitätsbedingen eingehalten sind.

Oft ist die Knotenmenge V in die Menge der Vorrats- (S), Durchfluss- (T) bzw. Bedarfsknoten (B) unterteilt, d.h. $V = S \cup T \cup B$. Ein Vektor \mathbf{b} mit

$$b_i \begin{cases} > 0 & i \in S \\ < 0 & \text{wenn } i \in B \\ = 0 & i \in T \end{cases} \quad (\text{A.16})$$

und
$$\sum_{i \in V} b_i = 0 \quad (\text{A.17})$$

enthält die Informationen über die Größe des Vorrats bzw. Bedarfs in den einzelnen Knoten (Hamacher u. Klamroth, 2006). Das *Netzwerkflussproblem* (NFP) besteht nun darin,

$$\mathbf{v} = \sum_{i \in S} b_i = -\sum_{i \in B} b_i \quad (\text{A.18})$$

Einheiten von den Vorratsknoten zu den Bedarfsknoten durch D zu transportieren, wobei die Kapazitätsbedingungen (A.15) eingehalten werden müssen. Jede Einheit Fluss, die durch die Kante $e = (v_i, v_j)$ fließt, verursacht in bewerteten Digraphen die Kosten c_{ij} . Die Daten werden im *Netzwerk* $N = (V, E; b; \lambda, \kappa, c)$ zusammengefasst.

Das Netzwerkflussproblem kann dann als

minimiere

$$\sum_{(i,j) \in E} c_{ij} x_{ij} \quad (\text{A.19})$$

unter den Nebenbedingungen

$$\mathbf{Ax} = \mathbf{b} \quad (\text{A.20})$$

$$\mathbf{\Lambda} \leq \mathbf{x} \leq \mathbf{K} \quad (\text{A.21})$$

formuliert werden, wobei A die Inzidenzmatrix von D ist.

Jede Nebenbedingung $A^i \mathbf{x} = b_i$ aus (A.20) lässt sich auch als

$$\sum_{(i,j) \in E} x_{ij} - \sum_{(j,i) \in E} x_{ji} = b_i \quad (\text{A.22})$$

schreiben. Es wird also gefordert, dass für alle $i=1, \dots, n$ der aus Knoten v_i heraus fließende Fluss gleich der Summe des in v_i herein fließenden Flusses zuzüglich b_i ist. Die Nebenbedingungen (A.22) heißen deshalb auch *Flusserhaltungsgleichungen* (Hamacher u. Klamroth, 2006).

Anhand des Beispiels in Abbildung A - 1, bei dem ein Fluss der Größe 4 unter minimalen Kosten von v_1 nach v_4 zu schicken ist, soll die allgemeine Formulie-

ung eines Netzwerkflussproblems als Lineares Optimierungsproblems veranschaulicht werden.

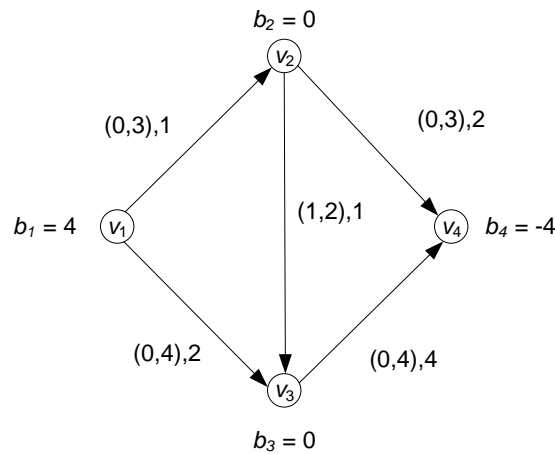


Abbildung A - 2: Netzwerk mit Kantenbewertung $(\lambda_{ij}, \kappa_{ij})$ und c_{ij} (geändert nach Hamacher u. Klamroth, 2006)

Das Problem lässt sich als folgendes NFP schreiben:

Minimiere $1 \cdot x_{12} + 2 \cdot x_{13} + 1 \cdot x_{23} + 2 \cdot x_{24} + 4 \cdot x_{34}$

unter den Nebenbedingungen (Flusserhaltung)

$$\begin{array}{rcccccc} x_{12} & + & x_{13} & & & = & 4 \\ -x_{12} & + & & x_{23} & + & x_{24} & = & 0 \\ & & -x_{13} & - & x_{23} & + & & x_{34} & = & 0 \\ & & & & & -x_{24} & - & x_{34} & = & -4 \end{array}$$

und (Kapazitätsbedingungen)

$$\begin{array}{l} 0 \leq x_{12} \leq 3 \\ 0 \leq x_{13} \leq 2 \\ 1 \leq x_{23} \leq 2 \\ 0 \leq x_{24} \leq 3 \\ 0 \leq x_{34} \leq 4 \end{array}$$

Bei entsprechend größeren Netzwerken können sich sehr umfangreiche LPs ergeben.

Eine besondere Anwendung der Graphentheorie und von Flussproblemen ist wie o.a. die sog. Netzplantechnik zur Projektplanung.

Netzplantechnik

Die Netzplantechnik stellt Methoden zur optimalen Planung und Überwachung von Projekten bereit. Die zu planenden Projekte werden in einzelne Vorgänge (Aktivitäten, Arbeitsgänge) und Ereignisse (Zeitpunkt, der das Eintreten eines Projektzustandes markiert) zerlegt (vgl. DIN 69900 (DIN, 1987)). Die Vorgänge werden nach ihrer technologischen Aufeinanderfolge zu einem Graphen (Netzplan) zusammengesetzt (Müller-Merbach, 1975). Dabei können die Vorgänge als Knoten (Vorgangsknotennetzplan) oder als Kante bzw. Pfeil (Vorgangspfeilnetzplan) dargestellt werden. Der Netzplan enthält außerdem Knoten- und-/oder Pfeilbewertungen in Form von Bearbeitungszeiten, Zeitabständen, Kosten oder Einsatzmitteln (Domschke u. Drexel, 2005). In Projektnetzwerken kann dann die Gesamtdauer des Projekts und dessen Kosten kontrolliert bzw. die optimale Reihenfolge der Aktivitäten bestimmt werden. Projektnetzwerke werden meist bei kurz- und mittelfristigen Planungen eingesetzt.

Es können vier „Stufen“ der Netzplantechnik unterschieden werden: In der *Strukturanalyse* werden lediglich die Abhängigkeitsbeziehungen der Vorgänge graphisch (Netzplan), tabellarisch oder durch eine Matrix (Inzidenz- oder Adjazenzmatrix) dargestellt. In der *Zeitanalyse* oder Zeitplanung werden früheste und späteste Anfangs- und Endzeiten der einzelnen Vorgänge, die Gesamtdauer des Projektes und verschiedene Pufferzeiten ermittelt (Zimmermann, 2008). In der *Kapazitätsplanung* wird berücksichtigt, dass die Einsatzmittel i.A. nicht in unbeschränktem Maße, sondern nur bis zu einer Maximalkapazität zur Verfügung stehen (Neumann, 1975b). In der Regel wird sich hier die Gesamtprojektdauer erhöhen. Ziel ist deshalb, die optimale Reihenfolge der Vorgänge zu ermitteln (Zimmermann, 2008). Im Rahmen der *Kostenplanung* sollen Minimalkosten und einzelne Projekttermine in Abhängigkeit von der Projektdauer gefunden werden. Vor allem die Spezialprobleme, die Projektkosten bei vorgegebener Projektdauer möglichst niedrig zu halten bzw. die Projektdauer bei vorgegebenen Kosten zu minimieren, sind Hauptaufgaben der Kostenplanung (Neumann, 1975b).

Anhang A 3 Mathematisches Optimierungsmodell

A 3.1 Modellstruktur

Tabelle A - 2: Knotenliste für ein Teilgebiet i

Eingabewerte Knoten i und Mathematische Parameterbezeichnung					
Knoten i	Q_R [l/s] b_i^R	A_i [ha] b_i^A	Q_T [l/s] b_i^T	SF_{Ai} [kg/a] b_i^{FR}	SF_{Qi} [kg/a] b_i^{FT}
Knoten Teilflächen					
A_SD	176	1,172	0	469	0
A_FD	58	0,384	0	154	0
A_Str	183	1,217	0	730	0
A_TH	119	0,793	0	397	0
A_P	0	0	0	0	0
A_So	0	0	0	0	0
A_ub	380	2,531	0	633	0
Knoten Teilströme					
q_Gr	0	0	0,345	0	6944
q_Sp	0	0	0,147	0	0
q_U	0	0	0,01	0	2170
q_Fae	0	0	0,005	0	8245
q_B	0	0	0	0	0
q_F	0	0	0,214	0	0
Knoten Maßnahmen Regenwasser					
A_GD	0	0	0	0	0
A_Ent	0	0	0	0	0
Ent	0	0	0	0	0
A_VM	0	0	0	0	0
VM	0	0	0	0	0
A_VMz	0	0	0	0	0
VMz	0	0	0	0	0
A_RN1	0	0	0	0	0
RN1	0	0	0	0	0
A_RN2	0	0	0	0	0
RN2	0	0	0	0	0
A_Ret	0	0	0	0	0
Ret	0	0	0	0	0
A_BH1	0	0	0	0	0
BH1	0	0	0	0	0
A_BH2	0	0	0	0	0
BH2	0	0	0	0	0
Knoten Maßnahmen Schmutzwasser					
WS_Gr	0	0	0	0	0
WS_WC	0	0	0	0	0
q_SW_KoT1	0	0	0	0	0
SW_KoT1	0	0	0	0	0
q_SW_KoT2	0	0	0	0	0
SW_KoT2	0	0	0	0	0
q_SW_Bio	0	0	0	0	0
SW_Bio	0	0	0	0	0
q_SW_z	0	0	0	0	0
SW_Z	0	0	0	0	0
q_GW_BF	0	0	0	0	0
GW_BF	0	0	0	0	0
q_GW_BF_N	0	0	0	0	0
GW_BF_N	0	0	0	0	0
q_GW_T	0	0	0	0	0
GW_T	0	0	0	0	0
q_GW_T_N	0	0	0	0	0
GW_T_N	0	0	0	0	0
q_GW_z	0	0	0	0	0
GW_Z	0	0	0	0	0
GW_VM	0	0	0	0	0
U_Sep	0	0	0	0	0
q_KKA	0	0	0	0	0
KKA	0	0	0	0	0

Eingabewerte Knoten i und Mathematische Parameterbezeichnung					
Knoten i	Q_R [l/s] b_i^R	A_i [ha] b_i^A	Q_T [l/s] b_i^T	SF_{Ai} [kg/a] b_i^{FR}	SF_{Qi} [kg/a] b_i^{FT}
Bilanzierungsknoten					
Verdunstung	0	0	0	0	0
Versickerung	0	0	0	0	0
Nutzung	0	0	0	0	0
Wassersparen	0	0	0	0	0
GW_Nutzung	0	0	0	0	0
Dünger	0	0	0	0	0
Vers_GW	0	0	0	0	0
Aufbereitung	0	0	0	0	0
Kleinkläranlage	0	0	0	0	0
Knoten Ableitungselemente					
M35_1	0	0	0	0	0
M36_1	0	0	0	0	0
M37_1	0	0	0	0	0
M38_1	0	0	0	0	0
MWK	0	0	0	0	0
StoM37_1	0	0	0	0	0
nS35_1	0	0	0	0	0
nS36_1	0	0	0	0	0
nS37_1	0	0	0	0	0
nS38_1	0	0	0	0	0
SWK	0	0	0	0	0
nR35_1	0	0	0	0	0
nR36_1	0	0	0	0	0
nR37_1	0	0	0	0	0
nR38_1	0	0	0	0	0
RWK	0	0	0	0	0
nOA35_1	0	0	0	0	0
nOA36_1	0	0	0	0	0
nOA37_1	0	0	0	0	0
nOA38_1	0	0	0	0	0
OA	0	0	0	0	0

Tabelle A - 3: Mögliche Kanten der Regenwasserelemente (Standardfälle) in einem Teilgebiet als verkürzte Adjazenzmatrix (reduziert um Spalten, Zeilen mit ausschließlich 0)

Startknoten	Endknoten																								
	A_GD	A_Ert	A_VM	A_VMz	A_RN1	A_RN2	A_Ret	A_BH1	A_BH2	MWK	OA1	OA2	RWK	Verd.	Vers.	Nutz.	Ent	VM	VMz	RN1	RN2	Ret	BH1	BH2	SUS
A_SD	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_FD	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_Sir	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_TH	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_P	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_So	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_ub	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_GIG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_PA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_SirA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_WaA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_SoA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_Ert	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A_VM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
A_VMz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
A_RN1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
A_RN2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
A_Ret	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
A_BH1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
A_BH2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
A_GD	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BH1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BH2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ert	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ret	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RN1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RN2	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VMz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verd.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Vers.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Nutz.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

1 Kanten mit Kapazitätsbeschränkungen
 1 Kanten mit verschiedenen Modi
 1 Kanten mit ökonomischen Kosten
 1 Kanten für die ökologischen Kosten bilanziert werden

Tabelle A - 4: Mögliche Kanten der Schmutzwasserelemente (Standardfälle) in einem Teilgebiet als verkürzte Adjazenzmatrix (reduziert um Spalten, Zeilen mit ausschl. 0)

Startknoten	Endknoten (Teil 1)																		
	WS_Gr	q_GW_BF	q_GW_BF_N	q_GW-T	q_GW-T_N	q_GW_Z	q_KKA	WS_WC	q_SW_KoT1	q_SW_KoT2	q_SW_Bio	q_SW_Z	U_Sep	GW_BF	GW_BF_N	GW_T	GW_T_N	GW_Z	
q_GR	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_WC	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
q_GE	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
q_Br	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
q_B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WS_GR	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_GW_BF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
q_GW_BF_N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
q_GW_T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
q_GW_T_N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
q_GW_Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
GW_Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GW_BF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GW_BF_N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GW_T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GW_T_N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GW_VM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WS_WC	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
q_SW_KoT1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_SW_KoT2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_SW_Bio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_SW_Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SW_Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U_Sep	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SW_KoT1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SW_KoT2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SW_Bio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_KKA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KKA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aufbereit.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GW_VM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dünger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kleinkläran.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

1 Kanten mit Kapazitätsbeschränkungen
 1 Kanten mit verschiedenen Modi
 1 Kanten mit ökonomischen Kosten
 1 Kanten für die ökologischen Kosten bilanziert werden

Tabelle A - 4: Fortsetzung

Endknoten (Teil 2)																	
	SW_KoT1	SW_KoT2	SW_Bio	SW_Z	KKA	Wassersp.	GW_Nutzung	Vers_GW	MWK	SWK	OA	RWK	Aufbereit.	GW_VM	Dünger	Kleinkläran.	SuS
q_GR	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
q_WC	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
q_GE	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
q_Br	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
q_B	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
q_F	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
WS_GR	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
q_GW_BF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_GW_BF_N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_GW_T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_GW_T_N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_GW_Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GW_Z	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
GW_BF	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
GW_BF_N	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
GW_T	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
GW_T_N	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
GW_VM	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WS_WC	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
q_SW_KoT1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_SW_KoT2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_SW_Bio	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
q_SW_Z	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SW_Z	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
U_Sep	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
SW_KoT1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
SW_KoT2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
SW_Bio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
q_KKA	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KKA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Aufbereit.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
GW_VM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Dünger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Kleinkläran.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Starknoten

- 1 Kanten mit Kapazitätsbeschränkungen
- 1 Kanten mit verschiedenen Modi
- 1 Kanten mit ökonomischen Kosten
- 1 Kanten für die ökologischen Kosten bilanziert werden

Tabelle A - 5: Mögliche Kanten der Ableitungselemente (Standardfälle) in einem Teilgebiet als verkürzte Adjazenzmatrix (reduziert um Spalten, Zeilen mit ausschließlich 0)

	Endknoten (Teil 1)																					
	SchM1	...	SchMn	SchS1	...	SchSn	SchR1	...	SchRn	SchOA11	...	SchOA1n	SchOA21	...	SchOA2n	SchDS1	...	SchDSn	SchVS1	...	SchVSn	
Starknoten	1	...	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MWK	0	...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SWK	0	1	...	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RWK	0	0	0	0	1	...	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OAT	0	0	0	0	0	0	0	1	...	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OAZ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	...	1	0	0	0	0	0	0	0	0
DS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	...	1	0	0	0	0
VS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	...	1
SchM1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchM(n-1)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchMn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchS1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchS(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchR1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchR(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchRn ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchOA11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchOA1(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchOA1n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchOA21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchOA2(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchOA2n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchDS1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchDS(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchDSn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchVS1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchV(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchVn ²⁾	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Überstau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchG1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchG(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ge 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ge n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gew	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verd.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vers.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

¹⁾ Kanten mit Kapazitätsbeschränkungen

²⁾ Kanten mit verschiedenen Modi

³⁾ Kanten mit ökonomischen Kosten

⁴⁾ Kanten für die ökologischen Kosten bilanziert werden

⁵⁾ Kanten mit fiktiven Kosten

⁶⁾ Oberflächliche Ableitungselemente zu dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsanlagen sind bei diesen enthalten

⁷⁾ Ableitungselemente zu (serm)zentralen Biogasanlagen sind bei diesen enthalten

⁸⁾ Verdunstung von Gewässern wird nicht bilanziert

Tabelle A - 5: Fortsetzung

	Endknoten (Teil 2)											
	Überstau	SchG1	...	SchGn	Gew 1	...	Gew n	Gew	Verd.	Vers.	KA	SuS
MWK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SWK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RWK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OAI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OAZ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchM1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...
SchM(n-1)	1	0	(...1...)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchMin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
SchS1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchS(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchR1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...
SchR(n-1)	1	0	(...1...)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchRn ¹⁾	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchOA1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	(...1...)	0	0	0	0	0	1	0	0	0
SchOA1(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchOA1n	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchOA2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	(...1...)	0	0	0	0	0	1	1	0	0
SchOA2(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchOA2n	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchDS1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchDS(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchDSn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
SchVS1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchVS(n-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchVSh ²⁾	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Überstau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
SchG1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
...	0	0	(...1...)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SchG(n-1)	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Gew 1	0	0	0	0	0	0	0	1	0 ³⁾	0	0	0
...	0	0	0	0	0	0	0	1	0 ³⁾	0	0	0
Gew n	0	0	0	1	0	0	0	1	0 ³⁾	0	0	0
Gew	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Verd.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Vers.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
KA	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1

1 Kanten mit Kapazitätsbeschränkungen

1 Kanten mit verschiedenen Modi

1 Kanten mit ökonomischen Kosten

1 Kanten für die ökologischen Kosten bilanziert werden

1 Kanten mit fiktiven Kosten

¹⁾ Oberflächige Ableitungselemente zu dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsanlagen sind bei diesen enthalten

²⁾ Ableitungselemente zu (semi)zentralen Biogasanlagen sind bei diesen enthalten

³⁾ Verdunstung von Gewässern wird nicht bilanziert

A 3.2 Nachschlagetabellen zur linearen Approximation

Tabelle A - 6: Nachschlagetabelle für Drosselabflüsse am Beispiel aus Kap. 4.2.2 für 3 Bauwerke mit $Q_{Dr1} = 95 \text{ l/s}$, $Q_{Dr2} = 920 \text{ l/s}$, $Q_{Dr3} = 32 \text{ l/s}$

approximierter Wert Zufluss $p_u^{dr}(RT)$	approximierter Wert Drosselabfluss			ε <i>epsa</i>
	BW 1	BW 2	BW 3	
0	0	0	0	0
1	1	1	1	1
2	2	2	2	1
3	3	3	3	1
4	4	4	4	1
5	5	5	5	1
6	6	6	6	1
7	7	7	7	1
8	8	8	8	1
9	9	9	9	1
10	10	10	10	1
20	20	20	20	10
30	30	30	30	10
32	32	32	32	2
40	40	40	32	8
50	50	50	32	10
60	60	60	32	10
70	70	70	32	10
80	80	80	32	10
90	90	90	32	10
95	95	95	32	5
100	95	100	32	5
150	95	150	32	50
200	95	200	32	50
250	95	250	32	50
300	95	300	32	50
350	95	350	32	50
400	95	400	32	50
450	95	450	32	50
500	95	500	32	50
550	95	550	32	50
600	95	600	32	50
650	95	650	32	50
700	95	700	32	50
750	95	750	32	50
800	95	800	32	50
850	95	850	32	50
900	95	900	32	50
920	95	920	32	20
950	95	920	32	30
1000	95	920	32	50
10000	95	920	32	9000

Tabelle A - 7: Nachschlagetabelle für Entlastungskennwerte (Tabelle 1) am Beispiel des RÜB aus Kap. 4.2.2 (Auszug)

$Q_{T,aM}$ [l/s] (1,T)	$B_{T,CSB}$ [kg/a] (1,FT)	$C_{T,CSB}$ [mg/l] (1,KT)	erf m [-] (1,mie)	zul e [%] (1,ez)	ε_1 [l/s] <i>epsTW</i>	ε_2 [kg/a] <i>epsFT</i>
0,00001	25000	0	0	100	0,00001	25000
0,00001	37500	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	50000	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	62500	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	75000	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	87500	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	100000	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	112500	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	125000	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	137500	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	150000	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	162500	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	175000	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	187500	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	200000	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	212500	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	225000	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	237500	0	0	100	0,00001	12500
0,00001	250000	0	0	100	0,00001	12500
1	25000	793	10,21	89,5	0,99999	25000
1	37500	1189	16,82	83,4	0,99999	12500
1	50000	1585	23,42	78	0,99999	12500
1	62500	1982	30,03	73,3	0,99999	12500
1	75000	2378	36,64	69,1	0,99999	12500
1	87500	2775	43,24	67,2	0,99999	12500
1	100000	3171	49,85	67,2	0,99999	12500
1	112500	3567	56,46	67,2	0,99999	12500
1	125000	3964	63,06	67,2	0,99999	12500
1	137500	4360	69,67	67,2	0,99999	12500
1	150000	4756	76,27	67,2	0,99999	12500
1	162500	5153	82,88	67,2	0,99999	12500
1	175000	5549	89,49	67,2	0,99999	12500
1	187500	5946	96,09	67,2	0,99999	12500
1	200000	6342	102,7	67,2	0,99999	12500
1	212500	6738	109,31	67,2	0,99999	12500
1	225000	7135	115,91	67,2	0,99999	12500
1	237500	7531	122,52	67,2	0,99999	12500
1	250000	7927	129,12	67,2	0,99999	12500
2	25000	396	7	84	1	25000
2	37500	595	7	84	1	12500
2	50000	793	10,21	79,5	1	12500
2	62500	991	13,52	74,5	1	12500
2	75000	1189	16,82	70,1	1	12500
2	87500	1387	20,12	66,2	1	12500
2	100000	1585	23,42	62,8	1	12500
2	112500	1784	26,73	59,6	1	12500
2	125000	1982	30,03	56,8	1	12500
2	137500	2180	33,33	54,2	1	12500
2	150000	2378	36,64	51,8	1	12500
2	162500	2576	39,94	49,7	1	12500
2	175000	2775	43,24	49,7	1	12500
2	187500	2973	46,55	49,7	1	12500
2	200000	3171	49,85	49,7	1	12500
2	212500	3369	53,15	49,7	1	12500
2	225000	3567	56,46	49,7	1	12500

Tabelle A - 7: Fortsetzung

$Q_{T,AM}$ [l/s] (1,T)	$B_{T,CSB}$ [kg/a] (1,FT)	$C_{T,CSB}$ [mg/l] (1,KT)	erf m [-] (1,mie)	zul e [%] (1,ez)	ε_1 [l/s] epsTW	ε_2 [kg/a] epsFT
2	237500	3766	59,76	49,7	1	12500
2	250000	3964	63,06	49,7	1	12500
3	25000	264	7	76,7	1	25000
3	37500	396	7	76,7	1	12500
3	50000	528	7	76,7	1	12500
3	62500	661	8,01	74,5	1	12500
3	75000	793	10,21	71,2	1	12500
3	87500	925	12,41	65,2	1	12500
3	100000	1057	14,62	62,6	1	12500
3	112500	1189	16,82	60,2	1	12500
3	125000	1321	19,02	55,9	1	12500
3	137500	1453	21,22	54	1	12500
3	150000	1585	23,42	52,2	1	12500
3	162500	1718	25,63	48,9	1	12500
3	175000	1850	27,83	47,4	1	12500
3	187500	1982	30,03	46	1	12500
3	200000	2114	32,23	43,5	1	12500
3	212500	2246	34,44	42,3	1	12500
3	225000	2378	36,64	41,2	1	12500
3	237500	2510	38,84	39,1	1	12500
3	250000	2642	41,04	39,1	1	12500
...						
14	25000	57	7	100	1	25000
14	37500	85	7	100	1	12500
14	50000	113	7	37,4	1	12500
14	62500	142	7	37,4	1	12500
14	75000	170	7	37,4	1	12500
14	87500	198	7	37,4	1	12500
14	100000	226	7	37,4	1	12500
14	112500	255	7	37,4	1	12500
14	125000	283	7	37,4	1	12500
14	137500	311	7	37,4	1	12500
14	150000	340	7	37,4	1	12500
14	162500	368	7	37,4	1	12500
14	175000	396	7	37,4	1	12500
14	187500	425	7	37,4	1	12500
14	200000	453	7	37,4	1	12500
14	212500	481	7	37,4	1	12500
14	225000	510	7	37,4	1	12500
14	237500	538	7	37,4	1	12500
14	250000	566	7	37,4	1	12500

In dieser Tabelle wird für approximierte Werte von Größe und Fracht des Trockenwetterabflusses die CSB-Konzentration im Trockenwetterabfluss bestimmt. Mit dieser wird das erforderliche Mischverhältnis m nach ATV-A 128 (ATV, 1992) berechnet. Die zulässige Entlastungsrate wurde nach Formblatt ATV-A128 (ATV, 1002) in Abh. von Q_T und $C_{T,CSB}$ für ein mittleres $A_{u,A128}$ von 15 ha bestimmt, da der Einfluss der möglichen Flächen-spanne eher gering ist.

Tabelle A - 8: Nachschlagetabelle für Entlastungskennwerte (Tabelle 2) am Beispiel des RÜB aus Kap. 4.2.2 (Auszug)

$Q_{T,am}$ [l/s] (2,T) = (1,T)	A [ha] (2,A)	vorh e [%] (2,ev)	vorh m [-] (2,miv)	verm. e_{RW} [%] (2,veR)	e_T [%] (2,eT)	A_{gew} [ha] (A,2,AGE)	ϵ_s [ha] epsA
0,00001	0,00001	0	100	0	0	0	0,00001
0,00001	2	0	100	0	0	0	1,99999
0,00001	4	0	100	0	0	0	2
0,00001	6	0	100	0	0	0	2
0,00001	8	0	100	0	0	0	2
0,00001	10	0	100	0	0	0	2
0,00001	12	0	100	0	0	0	2
0,00001	14	0	100	0	0	0	2
0,00001	16	0	100	0	0	0	2
0,00001	18	0	100	0	0	0	2
0,00001	20	0	100	0	0	0	2
0,00001	22	0	100	0	0	0	2
0,00001	24	0	100	0	0	0	2
0,00001	26	0	100	0	0	0	2
0,00001	28	0	100	0	0	0	2
0,00001	30	0	100	0	0	0	2
0,00001	32	0	100	0	0	0	2
0,00001	34	0	100	0	0	0	2
0,00001	36	0	100	0	0	0	2
1	0,00001	0	100	0	0	0	0,00001
1	2	0,5	94,9	0	0,1	0,01	1,99999
1	4	1,8	100,4	2	0,1	0,07	2
1	6	3,6	106	4	0,1	0,21	2
1	8	5,7	111,6	6	0,1	0,45	2
1	10	8,1	117,2	8	0,1	0,81	2
1	12	10,7	122,8	10	0,2	1,28	2
1	14	13,4	128,3	14	0,3	1,87	2
1	16	16,2	133,9	16	0,4	2,58	2
1	18	19,1	139,5	18	0,5	3,41	2
1	20	22	145,1	22	0,7	4,36	2
1	22	24,8	150,7	24	0,8	5,42	2
1	24	27,7	156,2	28	1	6,6	2
1	26	30,5	161,8	30	1,1	7,89	2
1	28	33,3	167,4	34	1,3	9,28	2
1	30	36,1	173	36	1,4	10,77	2
1	32	38,8	178,6	38	1,6	12,36	2
1	34	41,5	184,1	42	1,8	14,04	2
1	36	44,2	189,7	44	1,9	15,82	2
2	0,00001	0	100	0	0	0	0,00001
2	2	0,5	45,9	0	0,1	0,01	1,99999
2	4	1,8	48,7	2	0,1	0,07	2
2	6	3,7	51,5	4	0,1	0,22	2
2	8	5,9	54,3	6	0,1	0,46	2
2	10	8,4	57,1	8	0,1	0,82	2
2	12	11	59,9	10	0,2	1,3	2
2	14	13,8	62,7	14	0,3	1,9	2
2	16	16,7	65,5	16	0,4	2,63	2
2	18	19,6	68,3	20	0,6	3,47	2
2	20	22,5	71,1	22	0,7	4,44	2
2	22	25,4	73,8	26	0,8	5,52	2
2	24	28,4	76,6	28	1	6,72	2
2	26	31,3	79,4	30	1,2	8,03	2
2	28	34,1	82,2	34	1,3	9,44	2
2	30	36,9	85	36	1,5	10,95	2

Tabelle A - 8: Fortsetzung

$Q_{T,aM}$ [l/s] (2,T) = (1,T)	A [ha] (2,A)	vorh e [%] (2,ev)	vorh m [-] (2,miv)	verm. e _{RW} [%] (2,veR)	e _T [%] (2,eT)	A _{gew} [ha] (A,2,AGE)	ε ₃ [ha] epsA
2	32	39,7	87,8	40	1,7	12,57	2
2	34	42,5	90,6	42	1,8	14,28	2
2	36	45,1	93,4	44	2	16,08	2
3	0,00001	0	100	0	0	0	0,00001
3	2	0,6	29,6	0	0,1	0,01	1,99999
3	4	1,9	31,5	2	0,1	0,07	2
3	6	3,8	33,4	4	0,1	0,22	2
3	8	6,1	35,2	6	0,1	0,47	2
3	10	8,6	37,1	8	0,1	0,84	2
3	12	11,3	38,9	12	0,2	1,33	2
3	14	14,2	40,8	14	0,3	1,94	2
3	16	17,1	42,7	16	0,5	2,68	2
3	18	20,1	44,5	20	0,6	3,54	2
3	20	23,1	46,4	22	0,7	4,52	2
3	22	26,1	48,2	26	0,9	5,63	2
3	24	29,1	50,1	28	1	6,84	2
3	26	32	52	32	1,2	8,17	2
3	28	34,9	53,8	34	1,4	9,61	2
3	30	37,8	55,7	38	1,5	11,15	2
3	32	40,6	57,5	40	1,7	12,78	2
3	34	43,4	59,4	42	1,9	14,52	2
3	36	46,2	61,3	46	2,1	16,35	2
...							
14	0,00001	0	100	0	0	0	0,00001
14	2	0,9	4	0	0,1	0,01	1,99999
14	4	2,9	4,4	2	0,1	0,1	2
14	6	5,8	4,8	4	0,1	0,29	2
14	8	9,2	5,2	8	0,2	0,61	2
14	10	12,8	5,6	10	0,3	1,09	2
14	12	16,7	6	14	0,4	1,72	2
14	14	20,7	6,4	18	0,6	2,5	2
14	16	24,7	6,8	22	0,8	3,44	2
14	18	28,6	7,2	26	1	4,53	2
14	20	32,6	7,6	28	1,2	5,76	2
14	22	36,5	8	32	1,5	7,14	2
14	24	40,3	8,4	36	1,7	8,65	2
14	26	44,1	8,8	40	1,9	10,29	2
14	28	47,7	9,2	44	2,2	12,05	2
14	30	51,3	9,6	46	2,4	13,93	2
14	32	54,7	10	50	2,7	15,92	2
14	34	58,1	10,4	52	2,9	18,02	2
14	36	61,4	10,8	56	3,1	20,22	2

Für die approximierten Werte $Q_{T,aM}$ und $A_{u,A128}$ (als mittlere abflusswirksame Fläche) wurde die vorhandene Entlastungsrate (nach Meißner, 1991) und das vorhandene Mischverhältnis im Entlastungsabfluss (nach Formblatt ATV-A 128, (ATV, 128)) berechnet. Mithilfe des Mischverhältnisses wurde eine Aufteilung auf Anteil entlastetes Regenwasser und Anteil entlasteter Trockenwetterabfluss bestimmt. Mit der vorhandenen Entlastungsrate wird der „Flächenanteil“ (als mittlerer Regenwasserabfluss), der Richtung Gewässer entlastet, bestimmt.

Tabelle A - 9: Nachschlagetabelle für Entlastungskennwerte (Tabelle 3) am Beispiel des RÜB in Kap. 4.2.2 (Auszug)

$B_{R,CSB}$ [kg/a] (3,FR)	verm. e_R [%] (2,veR,3,veR)	$SF_{e,R}$ [kg/a] (FR,3,fFR)	ε_S [kg/a] epsFR	$B_{R,CSB}$ [kg/a] (3,FR)	verm. e_R [%] (2,veR,3,veR)	$SF_{e,R}$ [kg/a] (FR,3,fFR)	ε_S [kg/a] epsFR
1500	0	0	1500	3000	32	960	1500
1500	2	30	1500	3000	34	1020	1500
1500	4	60	1500	3000	36	1080	1500
1500	6	90	1500	3000	38	1140	1500
1500	8	120	1500	3000	40	1200	1500
1500	10	150	1500	3000	42	1260	1500
1500	12	180	1500	3000	44	1320	1500
1500	14	210	1500	3000	46	1380	1500
1500	16	240	1500	3000	48	1440	1500
1500	18	270	1500	3000	50	1500	1500
1500	20	300	1500	3000	52	1560	1500
1500	22	330	1500	3000	54	1620	1500
1500	24	360	1500	3000	56	1680	1500
1500	26	390	1500	3000	58	1740	1500
1500	28	420	1500	3000	60	1800	1500
1500	30	450	1500	...			
1500	32	480	1500	45000	0	0	1500
1500	34	510	1500	45000	2	900	1500
1500	36	540	1500	45000	4	1800	1500
1500	38	570	1500	45000	6	2700	1500
1500	40	600	1500	45000	8	3600	1500
1500	42	630	1500	45000	10	4500	1500
1500	44	660	1500	45000	12	5400	1500
1500	46	690	1500	45000	14	6300	1500
1500	48	720	1500	45000	16	7200	1500
1500	50	750	1500	45000	18	8100	1500
1500	52	780	1500	45000	20	9000	1500
1500	54	810	1500	45000	22	9900	1500
1500	56	840	1500	45000	24	10800	1500
1500	58	870	1500	45000	26	11700	1500
1500	60	900	1500	45000	28	12600	1500
3000	0	0	1500	45000	30	13500	1500
3000	2	60	1500	45000	32	14400	1500
3000	4	120	1500	45000	34	15300	1500
3000	6	180	1500	45000	36	16200	1500
3000	8	240	1500	45000	38	17100	1500
3000	10	300	1500	45000	40	18000	1500
3000	12	360	1500	45000	42	18900	1500
3000	14	420	1500	45000	44	19800	1500
3000	16	480	1500	45000	46	20700	1500
3000	18	540	1500	45000	48	21600	1500
3000	20	600	1500	45000	50	22500	1500
3000	22	660	1500	45000	52	23400	1500
3000	24	720	1500	45000	54	24300	1500
3000	26	780	1500	45000	56	25200	1500
3000	28	840	1500	45000	58	26100	1500
3000	30	900	1500	45000	60	27000	1500

Tabelle 3 dient zur Ermittlung der entlasteten CSB-Frachten im Regenwasseranteil.

Tabelle A - 10: Nachschlagetabelle für Entlastungskennwerte (Tabelle 4) am Beispiel der RÜB in Kap. 4.2.2 (Auszug)

$B_{T,CSB}$ [kg/a] ($2,FT,4,FT$)	e_T [%] ($2,eT,4,eT$)	$SF_{e,T}$ [kg/a] ($FT,4,fFT$)	$B_{T,CSB}$ [kg/a] ($2,FT,4,FT$)	e_T [%] ($2,eT,4,eT$)	$SF_{e,T}$ [kg/a] ($FT,4,fFT$)
25000	0,1	25	37500	1,8	675
25000	0,2	50	37500	1,9	713
25000	0,3	75	37500	2	750
25000	0,4	100	37500	2,1	788
25000	0,5	125	37500	2,2	825
25000	0,6	150	37500	2,3	863
25000	0,7	175	37500	2,4	900
25000	0,8	200	37500	2,5	938
25000	0,9	225	37500	2,6	975
25000	1	250	37500	2,7	1013
25000	1,1	275	37500	2,8	1050
25000	1,2	300	37500	2,9	1088
25000	1,3	325	37500	3	1125
25000	1,4	350	37500	3,1	1163
25000	1,5	375	37500	3,2	1200
25000	1,6	400	37500	3,3	1238
25000	1,7	425	37500	3,4	1275
25000	1,8	450	37500	3,5	1313
25000	1,9	475	...		
25000	2	500	250000	0,1	250
25000	2,1	525	250000	0,2	500
25000	2,2	550	250000	0,3	750
25000	2,3	575	250000	0,4	1000
25000	2,4	600	250000	0,5	1250
25000	2,5	625	250000	0,6	1500
25000	2,6	650	250000	0,7	1750
25000	2,7	675	250000	0,8	2000
25000	2,8	700	250000	0,9	2250
25000	2,9	725	250000	1	2500
25000	3	750	250000	1,1	2750
25000	3,1	775	250000	1,2	3000
25000	3,2	800	250000	1,3	3250
25000	3,3	825	250000	1,4	3500
25000	3,4	850	250000	1,5	3750
25000	3,5	875	250000	1,6	4000
37500	0,1	38	250000	1,7	4250
37500	0,2	75	250000	1,8	4500
37500	0,3	113	250000	1,9	4750
37500	0,4	150	250000	2	5000
37500	0,5	188	250000	2,1	5250
37500	0,6	225	250000	2,2	5500
37500	0,7	263	250000	2,3	5750
37500	0,8	300	250000	2,4	6000
37500	0,9	338	250000	2,5	6250
37500	1	375	250000	2,6	6500
37500	1,1	413	250000	2,7	6750
37500	1,2	450	250000	2,8	7000
37500	1,3	488	250000	2,9	7250
37500	1,4	525	250000	3	7500
37500	1,5	563	250000	3,1	7750
37500	1,6	600	250000	3,2	8000
37500	1,7	638	250000	3,3	8250

Tabelle 4 dient zur Ermittlung der entlasteten CSB-Frachten im Trockenwetteranteil.

Tabelle A - 11: Nachschlagetabelle für Schachtüberstauungen am Beispiel einer Haltung mit $Q_v = 475 \text{ l/s}$

approximierter Wert Durchfluss	approximierter Wert weiterführender Ab- fluss	ε
$p_u^{ue} (RT)$	$w_u^{ue} (UE)$	eps_{ue}
0	0	0
1	1	1
2	2	1
3	3	1
4	4	1
5	5	1
6	6	1
7	7	1
8	8	1
9	9	1
10	10	1
20	20	10
30	30	10
40	40	10
50	50	10
60	60	10
70	70	10
80	80	10
90	90	10
100	100	10
150	150	50
200	200	50
250	250	50
300	300	50
350	350	50
400	400	50
450	450	50
475	475	25
500	475 ¹⁾	25
550	475	50
600	475	50
650	475	50
700	475	50
750	475	50
800	475	50
850	475	50
900	475	50
950	475	50
1000	475	50
10000	475	9000

1) Erhöhung der Vollfüllungsleistung durch Druckabfluss wird vernachlässigt

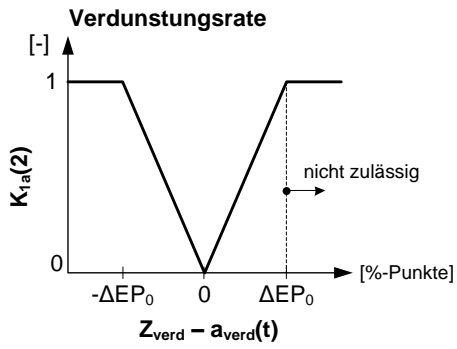
Tabelle A - 12: Nachschlagetabelle für Fließgeschwindigkeit

Q_t/Q_v	v_v/v_t	ε	Q_t/Q_v	v_v/v_t	ε	Q_t/Q_v	v_v/v_t	ε
$qtqv_s$	vtv_s	eps_s	$qtqv_s$	vtv_s	eps_s	$qtqv_s$	vtv_s	eps_s
0,0000	10,000	0,0000	0,26000	0,847	0,0099	0,64000	1,000	0,0099
0,00025	0,008	0,0002	0,27000	0,856	0,0099	0,65000	1,000	0,0099
0,00050	0,017	0,0002	0,28000	0,864	0,0099	0,66000	1,000	0,0099
0,00075	0,025	0,0002	0,29000	0,872	0,0099	0,67000	1,000	0,0099
0,00100	0,034	0,0010	0,30000	0,880	0,0099	0,68000	1,000	0,0099
0,00200	0,068	0,0010	0,31000	0,887	0,0099	0,69000	1,000	0,0099
0,00300	0,101	0,0010	0,32000	0,894	0,0099	0,70000	1,000	0,0099
0,00400	0,135	0,0010	0,33000	0,902	0,0099	0,71000	1,000	0,0099
0,00500	0,169	0,0010	0,34000	0,909	0,0099	0,72000	1,000	0,0099
0,00600	0,203	0,0010	0,35000	0,915	0,0099	0,73000	1,000	0,0099
0,00700	0,237	0,0010	0,36000	0,922	0,0099	0,74000	1,000	0,0099
0,00800	0,270	0,0010	0,37000	0,928	0,0099	0,75000	1,000	0,0099
0,00900	0,304	0,0010	0,38000	0,935	0,0099	0,76000	1,000	0,0099
0,01000	0,338	0,0099	0,39000	0,941	0,0099	0,77000	1,000	0,0099
0,02000	0,413	0,0099	0,40000	0,947	0,0099	0,78000	1,000	0,0099
0,03000	0,464	0,0099	0,41000	0,953	0,0099	0,79000	1,000	0,0099
0,04000	0,503	0,0099	0,42000	0,958	0,0099	0,80000	1,000	0,0099
0,05000	0,537	0,0099	0,43000	0,964	0,0099	0,81000	1,000	0,0099
0,06000	0,565	0,0099	0,44000	0,970	0,0099	0,82000	1,000	0,0099
0,07000	0,590	0,0099	0,45000	0,975	0,0099	0,83000	1,000	0,0099
0,08000	0,613	0,0099	0,46000	0,980	0,0099	0,84000	1,000	0,0099
0,09000	0,633	0,0099	0,47000	0,985	0,0099	0,85000	1,000	0,0099
0,10000	0,652	0,0099	0,48000	0,990	0,0099	0,86000	1,000	0,0099
0,11000	0,670	0,0099	0,49000	0,995	0,0099	0,87000	1,000	0,0099
0,12000	0,686	0,0099	0,50000	1,000	0,0099	0,88000	1,000	0,0099
0,13000	0,702	0,0099	0,51000	1,000	0,0099	0,89000	1,000	0,0099
0,14000	0,716	0,0099	0,52000	1,000	0,0099	0,90000	1,000	0,0099
0,15000	0,730	0,0099	0,53000	1,000	0,0099	0,91000	1,000	0,0099
0,16000	0,743	0,0099	0,54000	1,000	0,0099	0,92000	1,000	0,0099
0,17000	0,756	0,0099	0,55000	1,000	0,0099	0,93000	1,000	0,0099
0,18000	0,767	0,0099	0,56000	1,000	0,0099	0,94000	1,000	0,0099
0,19000	0,779	0,0099	0,57000	1,000	0,0099	0,95000	1,000	0,0099
0,20000	0,790	0,0099	0,58000	1,000	0,0099	0,96000	1,000	0,0099
0,21000	0,800	0,0099	0,59000	1,000	0,0099	0,97000	1,000	0,0099
0,22000	0,810	0,0099	0,60000	1,000	0,0099	0,98000	1,000	0,0099
0,23000	0,820	0,0099	0,61000	1,000	0,0099	0,99000	1,000	0,0099
0,24000	0,829	0,0099	0,62000	1,000	0,0099	1,00000	1,000	0,0099
0,25000	0,838	0,0099	0,63000	1,000	0,0099			

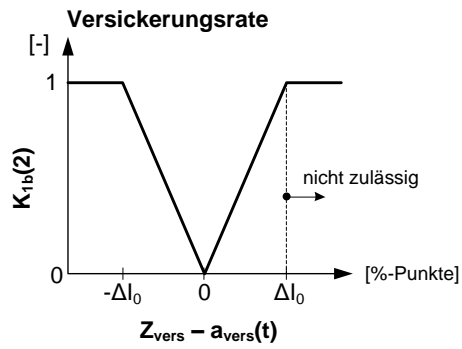
A 3.3 Ökologische Zielfunktion

Tabelle A - 13: Skalierungsfaktoren ökologische Kosten Modellversionen *ProNet a* und *b*

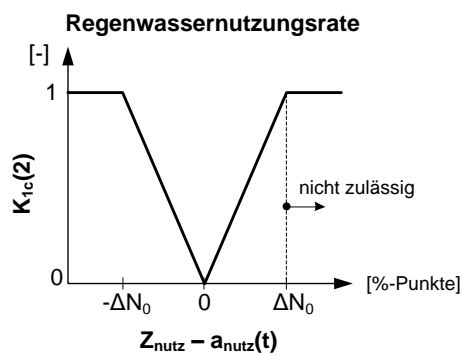
Einzelkriterien $K_i(2)$	Beurteilungsgröße	Skalierungsfaktor	
<i>Wasserhaushalt</i>			
Abstand von naturnaher	- Verdunstungsrate	$Z_{\text{verd}} - a_{\text{verd}}(t)$	1
	- Versickerungsrate	$Z_{\text{vers}} - a_{\text{vers}}(t)$	1
Abstand von gewünschter	- Regenwassernutzungsrate	$Z_{\text{nutz}} - a_{\text{nutz}}(t)$	1
<i>Ressourcenschonung</i>			
Abstand von gewünschter	- Rate an direkter Trinkwassereinsparung	$Z_{\text{twe}} - a_{\text{twe}}(t)$	1
	- Grauwassernutzung	$Z_{\text{gwn}} - a_{\text{gwn}}(t)$	1
	- Rate für „Nährstoff- und Energieverwertung“	$Z_{\text{due}} - a_{\text{due}}(t)$	1
<i>Emissionen</i>			
Frachtaustrag in die Gewässer	$\sum_{\text{Gew.knoten}} B_{\text{CSB,gew}}(t)$	0,01	
Entlastungsrate Mischwasserentlastung	vorh. $e(t)$ – zul. $e(t)$	1	
Mischverhältnis in Mischwasserentlastung	erf. $m(t)$ – vorh. $m(t)$	1	



ΔEP_0 : Differenz $Z_{verd} - a_{verd}$ für $t=0$

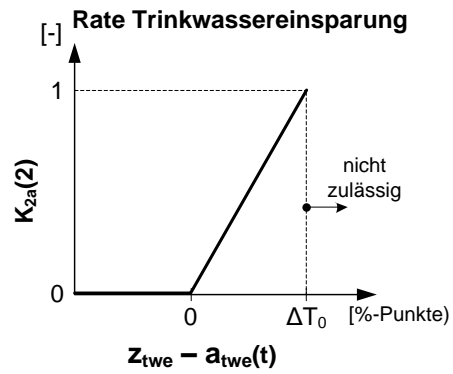


ΔI_0 : Differenz $Z_{vers} - a_{vers}$ für $t=0$

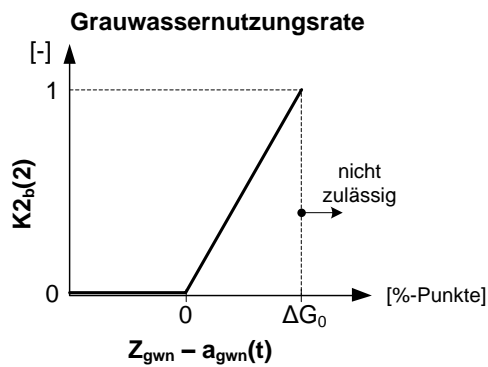


ΔN_0 : Differenz $Z_{nutz} - a_{nutz}$ für $t=0$

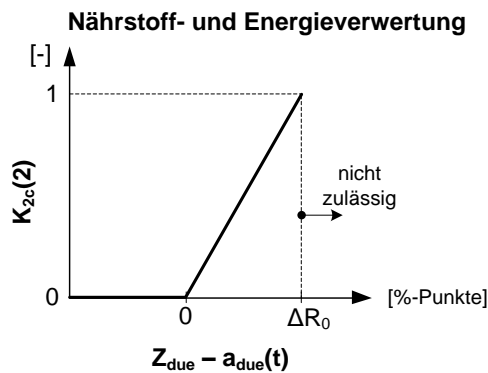
Abbildung A - 3: Transformationsfunktionen ökologische Kosten $K_1(z)$ „Wasserhaushalt“ (Modellversionen *ProNet c*)



ΔT_0 : Differenz $Z_{twe} - a_{twe}$ für $t=0$

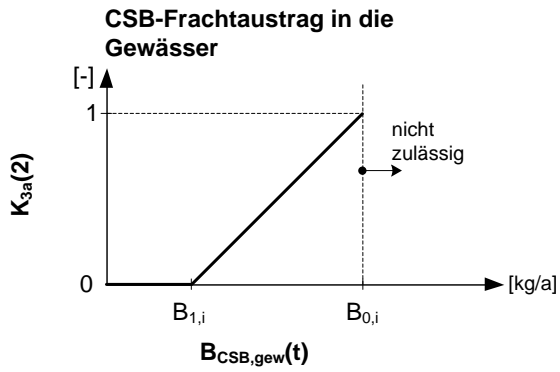


ΔG_0 : Differenz $Z_{gwn} - a_{gwn}$ für $t=0$



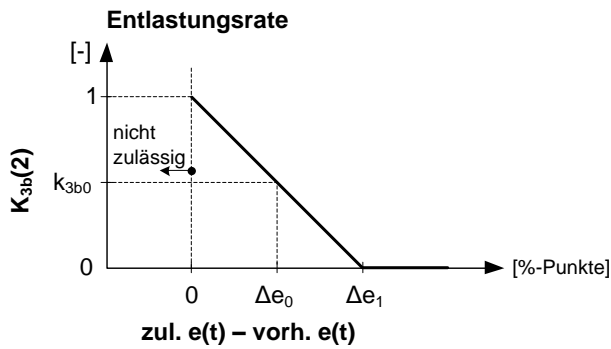
ΔR_0 : Differenz $Z_{due} - a_{due}$ für $t=0$

Abbildung A - 4: Transformationsfunktionen ökologische Kosten $K_2(z)$ „Ressourcenschonung“ (Modellversionen *ProNet c*)



$B_{0,i}$: $B_{CSB,gew}$ für $t=0$

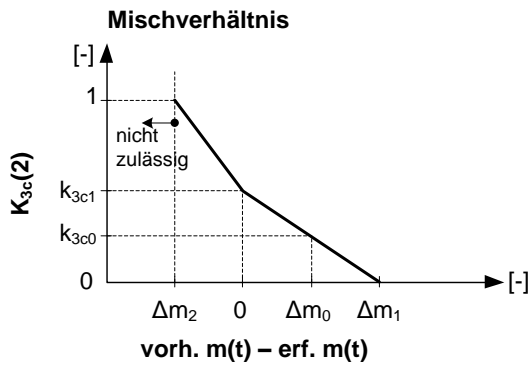
$B_{1,i}$: Wert $B_{CSB,gew}$, der mit $k_{3a(2)}=0$ bewertet werden soll



Δe_0 : Differenz zul. e - vorh. e für $t=0$

Δe_1 : Differenz Δe , die mit $k_{3b(2)}=0$ bewertet werden soll

k_{3b0} : Wert $k_{3b(2)}$ für Δe_0



Δm_0 : Differenz vorh. m - erf. m für $t=0$

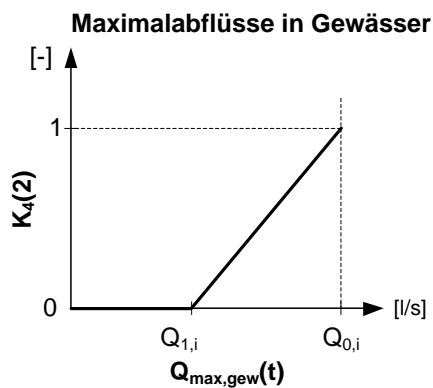
Δm_1 : Differenz vorh. m - erf. m , die mit $k_{3c(2)}=0$ bewertet werden soll

Δm_2 : Differenz vorh. m - erf. m , die mit $k_{3c(2)}=1$ bewertet werden soll

k_{3c0} : Wert $k_{3c(2)}$ für Δm_0

k_{3c1} : Wert $k_{3c(2)}$ für vorh. m - erf. m = 0

Abbildung A - 5: Transformationsfunktionen ökologische Kosten $K_3(2)$ „Emissionen“ (Modellversionen *ProNet c*)



$Q_{0,i}$: max. Abfluss Q_{max} in Gewässerknoten i

$Q_{1,i}$: Wert $Q_{max,gew}$, der mit $k_{4(2)}=0$ bewertet werden soll

Abbildung A - 6: Transformationsfunktionen ökologische Kosten $K_4(2)$ „Immissionen“ (Modellversionen *ProNet c*)

Anhang A 4 Mathematische Modellformulierung

Die Ausführungen basieren auf Schmitt et al. (2007).

A 4.1 Parameter

$\mathcal{V} = \{1, \dots, n\}$	Knotenmenge
$\mathcal{A} = \{1, \dots, m\}$	Kantenmenge
$\mathcal{T} = \{0, \dots, T\}$	Betrachtungszeitraum
$df_j \in \mathbb{Z}^+$	Anzahl der Modi pro Kante $j \in \mathcal{A}$
$M_j = \{1, \dots, df_j\}$	Menge der Modi pro Kante j
SuS	Kennzeichnung für Knoten Supersenke

Projektplanungsproblem

$r_{jpi} \in \mathbb{Z}_0^+$	benötigte Menge an Ressource i für Kante j im Modus p
$ra_{it} \in \mathbb{Z}_0^+$	Angebot an Ressource i für Zeitpunkt $t \in \mathcal{T}$
\mathcal{RK}	Menge von Ressourcetypen, $i \in \mathcal{RK} = \{1, \dots, RKNr\}$
$d_{jp} \in \mathbb{Z}_0^+$	Baudauer der Kante j im Modus p [a]
VAR	Menge von Kanten (Maßnahmen), die zur Erreichung des Zielzustandes auf jeden Fall gebaut (durchgeführt) werden müssen
$bud_t \geq 0$	Budget für Zeitpunkt t [€(/ ΔT)]

Zusammenführung Projektplanungs- und Netzwerkflussproblem

IST	Menge von Kanten im Istzustand
$NIST$	$\mathcal{A} \setminus IST$
NI	Menge von Kanten j im Modus p , die (nach Bau) bis Ende des Betrachtungszeitraums freigeschaltet werden
NT	Menge von Kanten j im Modus p , die (nach Bau) freigeschaltet sowie geschlossen werden können
KG_l	Menge von Kanten, die sich pro Zeitschritt gegenseitig ausschließen, $l \in \mathcal{KG} = \{1, \dots, KGNr\}$
G_i	Menge von Kanten, die zusammen geöffnet werden müssen, $i = 1, \dots, GNr$
G_{il}	Kante aus Menge G_i

TR^{SW}	Menge von Schmutzwasser-Ableitungselementen (SW), die ins Mischwasser-Netz (MW) führen
TR^{RW}	Menge von Regenwasser-Ableitungselementen (RW), die ins MW-Netz führen
$nd_{jp} \in \mathbb{Z}^+$	Nutzungsdauer der Kante j im Modus p [a]
$nds_{jp} \in \mathbb{Z}^+$	Nutzungsdauer der Kante j im Modus p nach Sanierung [a]
R	Kennzeichnung für Flusstyp Regenwasserabfluss (Abfluss bei starkem Niederschlag) [l/s]
T	Kennzeichnung für Flusstyp Trockenwetterabfluss [l/s]
A	Kennzeichnung für Flusstyp Fläche (Aufteilung Niederschlag bei mittleren Verhältnissen) [ha]
FR	Kennzeichnung für Flusstyp Schmutzfracht in R [kg/a]
FT	Kennzeichnung für Flusstyp Schmutzfracht in T [kg/a]
\mathcal{F}	Menge von Flusstypen R, T, A, FR, FT
$u_{jp}^K \geq 0$	obere Kapazitätsschranke der Kante j im Modus p für Fluss $K \in \mathcal{F}$
dim_{jp}^{RT}	Dimensionierung (R,T)-Ableitungsnetz, Vollfüllungsabfluss pro Kante j im Modus p [l/s]
M_{RT}	Gesamtabfluss R+T als $\sum_{i \in \mathcal{V} \setminus \{SuS\}} b_i^R + b_i^T$ [l/s]
ABL	Menge von Kanten, die (R,T)-Ableitungselemente darstellen
$u_{jp}^{RT} = dim_{jp}^{RT}$	$\forall j \in ABL, p \in M_j$
$u_{jp}^{RT} = M_{RT}$	$\forall j \in \mathcal{A} \setminus ABL, p \in M_j$
dim_{jp}^A	Flächenanteil zur Dimensionierung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen pro Kante j im Modus p [ha]
M_A	Gesamtfluss A als $\sum_{i \in \mathcal{V} \setminus \{SuS\}} b_i^A$ [ha]
RWM	Menge von Kanten, die Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen darstellen
SWM	Menge von Kanten, die Schmutzwassermaßnahmen (Neuartige Sanitärsysteme) darstellen
ABL	Menge von Kanten, die Ableitungselemente darstellen
$u_{jp}^A = dim_{jp}^A$	$\forall j \in RWM, p \in M_j$

$u_{jp}^A = M_A$	$\forall j \in \mathcal{A} \setminus RWM, p \in M_j$
M_{FR}	Gesamtfluss FR als $\sum_{i \in \mathcal{V} \setminus \{Sus\}} b_i^{FR}$ [kg/a]
$u_{jp}^{FR} = M_{FR}$	$\forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j$
M_{FT}	Gesamtfluss FT als $\sum_{i \in \mathcal{V} \setminus \{Sus\}} b_i^{FT}$ [kg/a]
$u_{jp}^{FT} = M_{FT}$	$\forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j$
$l_{jp}^K \geq 0$	untere Kapazitätsschranke der Kante j im Modus p für $K \in \mathcal{F}$
VAR_T	Menge von Maßnahmen der Neuartigen Sanitärsysteme, die auf jeden Fall durchgeführt werden müssen, $VAR_T \subseteq VAR$
$l_T > 0$	untere Schranke für Kanten aus VAR_T [l/s]
$l_{jp}^T = l_T$	$\forall j \in VAR_T, p \in M_j$ [l/s]
$l_{jp}^T = 0$	$\forall j \in \mathcal{A} \setminus VAR_T, p \in M_j$ [l/s]
VAR_A	Menge von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen, die auf jeden Fall durchgeführt werden müssen, $VAR_A \subseteq VAR$
$l_A > 0$	untere Schranke für Kanten aus VAR_A [ha]
$l_{jp}^A = l_A$	$\forall j \in VAR_A, p \in M_j$ [ha]
$l_{jp}^A = 0$	$\forall j \in \mathcal{A} \setminus VAR_A, p \in M_j$ [ha]
$l_{jp}^K = 0$	$\forall K \in \{R, FR, FT\}, \forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j$ [ha]
b_{f_j}	Bemessungsfaktor für Kante j

Netzwerkflussproblem

b_i^K	Eingabedaten in Knoten i für $K \in \mathcal{F}$
b_i^R	maximaler Regenwasserabfluss in Knoten i [l/s]
b_i^T	Trockenwetterabfluss-Teilstrom in Knoten i [l/s]
b_i^A	Teilfläche in Knoten i [ha]
b_i^{FR}	Fracht im Regenwasser in Knoten i [kg/a]
b_i^{FT}	Fracht im Trockenwetterabfluss-Teilstrom in Knoten i [kg/a]
$\lambda_j^K \in [0, 1]$	Flussaufteilungswert der Kante j für $K \in \mathcal{F}$
λ_j^R	Flussaufteilungswert der Kante j für R bzw. Spitzenabflussbeiwert ψ_s
λ_j^T	Flussaufteilungswert der Kante j für T

λ_j^A	Flussaufteilungswert der Kante j für A , d.h. mittlerer Abflussbeiwert (als Jahresmittelwert) ψ_m , mittlere Verdunstungs-, Versickerungs-, Nutzungsrate
λ_j^{FR}	Flussaufteilungswert der Kante j für FR
λ_j^{FT}	Flussaufteilungswert der Kante j für FT
T_i	Menge von Kanten mit Startknoten i
H_i	Menge von Kanten mit Endknoten i

Approximation, Linearisierung:

BW	Menge von Knoten, die (Sonder-)Bauwerke der Kanalisation darstellen
TB	Menge von Nachschlagetabellen
TF	Menge der approximierten Flüsse $\{(1, T), (1, FT), (2, T), (2, A), (3, FR)\}$
$DR(i)$	Kennzeichnung Kante weiterführender Abfluss (Drossel) für Bauwerk i
$GE(i)$	Kennzeichnung Kante Entlastung in Gewässer für Bauwerk i
$(1, T)$	Kennzeichnung Approximation Trockenwetterabfluss im Zufluss zu Sonderbauwerken aus Tabelle 1 [l/s]
$(1, FT)$	Kennzeichnung Approximation Fracht im Trockenwetterabfluss im Zufluss zu Sonderbauwerken aus Tabelle 1 [kg/a]
$(2, T)$	Kennzeichnung Approximation Trockenwetterabfluss im Zufluss zu Sonderbauwerken aus Tabelle 2 [l/s]
$(2, A)$	Kennzeichnung Approximation (undurchlässige) Fläche, die an ein Sonderbauwerk angeschlossen ist aus Tabelle 2 [ha]
$(3, FR)$	Kennzeichnung Approximation Fracht im Regenwetterabfluss im Zufluss zu Sonderbauwerken aus Tabelle 3 [kg/a]
$p_r^s(K) \geq 0$	approximierter Wert (Zeile r) für Fluss $K \in \{T, A, FR, FT\}$ im Zufluss zu Sonderbauwerken aus Tabelle 1
$p_r^s(e^K) \geq 0$	maximale Abweichung von Fluss $K \in \{T, A, FR, FT\}$ zu approximiertem Wert aus Tabelle 1
TFS	Menge $\{(1, veR, 3, \overline{veR}), (1, eT, 4, \overline{eT}), (2, fT, 4, \overline{fT})\}$
$(2, veR, 3, \overline{veR})$	Rechenwert Anteil entlastetes Regenwasser aus Tabelle 2 wird in Tabelle 3 nachgeschlagen [%]

$(2, eT, 4, \overline{eT})$	Rechenwert Anteil entlasteter Trockenwetterabfluss aus Tabelle 2 wird in Tabelle 4 nachgeschlagen [%]
$(1, FT, 4, \overline{FT})$	Fracht im Trockenwetterabfluss aus Tabelle 1 wird in Tabelle 4 nachgeschlagen [kg/a]
$w_r^s(K) \geq 0$	Rechenwert (Zeile r) für $K \in \{veR, eT, fT\}$ aus Tabelle 1
$p_r^v(V) \geq 0$	Rechenwert (Zeile r) für $V \in \{\overline{veR}, \overline{eT}, \overline{fT}\}$ aus Tabelle 1
FTF	Menge $\{(A, 1, AGE), (FR, 3, fFR), (FT, 4, fFT)\}$
$(A, 2, AGE)$	Flussaufteilung gemäß Auswahl entlastete Fläche zum Gewässer aus Tabelle 2 [ha]
$(FR, 3, fFR)$	Flussaufteilung gemäß Auswahl entlastete Fracht im Regenwasser zum Gewässer aus Tabelle 3 [kg/a]
$(FT, 4, fFT)$	Flussaufteilung gemäß Auswahl entlastete Fracht im Trockenwetterabfluss zum Gewässer aus Tabelle 4 [kg/a]
$w_r^v(V)$	Rechenwert (Zeile r) für $V \in \{AGE, fFR, fFT\}$ aus Tabelle v
ME	Menge $\{(1, mie, 2, miv), (1, ev, 2, ez)\}$
$(1, mie, 2, miv)$	Einhaltung erforderliches Mischverhältnis \leq vorhandenes Mischverhältnis an Entlastungsbauwerken im Mischsystem
$(1, ev, 2, ez)$	Einhaltung vorhandene Entlastungsrate \leq zulässige Entlastungsrate im Mischsystem [%]
$w_r^1(K) \geq 0$	Rechenwert (Zeile r) für $K \in \{mie, ev\}$ aus Tabelle 1
$w_r^2(V) \geq 0$	Rechenwert (Zeile r) für $V \in \{miv, ez\}$ aus Tabelle 2
Drosselabfluss:	
dr	Kennzeichnung für Drosselabfluss
$p_u^{dr}(RT) \geq 0$	approximierter Wert für Regenwetterabfluss + Trockenwetterabfluss (RT) im Zufluss zu Sonderbauwerken [l/s]
$w_u^{dr}(DR) \geq 0$	(approximierter Wert für) Drosselabfluss [l/s]
Überstau:	
ue	Kennzeichnung für Überstau
UE	Menge von möglichen Überstauknoten i

$UE(i)$	Kennzeichnung Überstaukante für Knoten i
$p_u^{ue}(RT) \geq 0$	approximierter Wert für Regenwetterabfluss + Trockenwetterabfluss (RT) im Zufluss zu Überstauunkten [l/s]
$w_u^{ue}(UE) \geq 0$	(approximierter Wert für) weiterführender Abfluss [l/s]
$p_u^{ue}(RT) - w_u^{ue}(UE)$	(approximierter Wert für) Aufnahme Überstauvolumen

Fließgeschwindigkeit:

MV	Menge von Kanten (Misch- bzw. Schmutzwasserkanäle), für die Mindestfließgeschwindigkeiten eingehalten werden müssen, $MV \subseteq ABL$
$vv_{jp}^T \geq 0$	Vollfüllungsfließgeschwindigkeit in Kante j im Modus p [m/s]
$lb_{vT} \geq 0$	untere Schranke für Fließgeschwindigkeit bei Trockenwetter (Mindestfließgeschwindigkeit) [m/s]
$qtqv_s \geq 0$	approximiertes Verhältnis Durchfluss bei Teilfüllung (hier Trockenwetterabfluss) zu Durchfluss bei Vollfüllung
$vtv_s \geq 0$	approximiertes Verhältnis Fließgeschwindigkeit bei Teilfüllung (hier Trockenwetterabfluss) zu Fließgeschwindigkeit bei Vollfüllung
$eps_s \geq 0$	maximale Abweichung von Verhältnis Teilfüllungs- zu Vollfüllungsdurchfluss zu approximierten Wert in der zugehörigen Tabelle ($qtqv_s$)
$rlb_{vT} \geq 0$	zulässige Unterschreitung der Mindestfließgeschwindigkeit lb_{vT} [m/s]
$spk_j \geq 0$	erhöhte Spülkosten für Kante j , falls lb_{vT} unterschritten wird [€/a]

ökonomische Zielfunktion

$bk_{jp} \geq 0$	Baukosten der Kante j im Modus p [€]
$uk_{jp} \geq 0$	Unterhaltungskosten der Kante j im Modus p [€]
$sk_{jp} \geq 0$	Sanierungskosten für Kante j im Modus p [€]
$zf_j \geq 0$	Faktor zur Berechnung zeitlich ansteigender Unterhaltungskosten pro Kante j

$mk_j^K \geq 0$	K-flussabhängige monetäre Kosten auf Kante j (z.B. FR, FT -abhängige Kosten für Abwasserabgabe) [€/K-Einheiten]
$abwk \geq 0$	FR, FT -abhängige Kosten für Abwasserabgabe am Kläranlagenablauf [€/(kg/a)]
$Z \in [0, 1]$	Abzinsungsfaktor
$\gamma_i(1) \geq 0$	Gewichtung für Kostenfunktion $K_i(1)$

ökologische Zielfunktion

g^A	Gesamtfläche zur Bilanzierung der Verdunstungs-, Versickerungs- und Regenwassernutzungsrate [ha]
$verd$	Kennzeichnung Kante vom Gesamtverdunstungsknoten zur Supersenke
$vers$	Kennzeichnung Kante vom Gesamtversickerungsknoten zur Supersenke
$nutz$	Kennzeichnung Kante vom Gesamtnutzungsknoten zur Supersenke
Z_A	Menge von Kanten $verd, vers, nutz$
Z_{verd}	Zielwert für Anteil Verdunstung (Gesamtgebiet) [%]
Z_{vers}	Zielwert für Anteil Versickerung (Gesamtgebiet) [%]
Z_{nutz}	Zielwert für Anteil Regenwassernutzung (Gesamtgebiet) [%]
g^T	Summe Schmutzwasserabfluss zur Bilanzierung der Trinkwassereinsparung, Grauwassernutzung und „Dünger“ gewinnung [l/s]
twe	Kennzeichnung Kante vom Gesamtwassersparknoten zur Supersenke
gwn	Kennzeichnung Kante vom Gesamtgrauwassernutzungsknoten zur Supersenke
due	Kennzeichnung Kante vom Gesamt„dünger“-gewinnungsknoten zur Supersenke
Z_T	Menge von Kanten twe, gwn, due
Z_{twe}	Zielwert für Trinwassereinsparung (Gesamtgebiet) [%]
Z_{gwn}	Zielwert für Grauwassernutzung (Gesamtgebiet) [%]
Z_{due}	Zielwert für „Dünger“ gewinung (Gesamtgebiet) [%]

$\gamma_i(2) \geq 0$	Gewichtung für Kostenfunktion $K_i(2)$
$f_k^K \geq 0$	K-flussabhängige fiktive/ökologische Kosten auf Kante j (z.B. fiktive Kosten für Überstau uek_j auf Überstaukanten $j \in UE$ für Fluss R)

A 4.2 Variablen

Projektplanungsproblem

$B_{jpt} \in \{0, 1\}$	Bau der Kante j im Modus p zur Zeit t
$S_{jpt} \in \{0, 1\}$	Sanierung der Kante j im Modus p zur Zeit t

Zusammenführung Projektplanungs- und Netzwerkflussproblem

$Y_{jpt} \in \{0, 1\}$	Freischaltung der Kante j im Modus p zur Zeit t
------------------------	---

Netzwerkflussproblem

$X_{jt}^R \geq 0$	R-Fluss auf Kante j zur Zeit t
$X_{jt}^T \geq 0$	T-Fluss auf Kante j zur Zeit t
$X_{jt}^A \geq 0$	A-Fluss auf Kante j zur Zeit t
$X_{jt}^{FR} \geq 0$	FR-Fluss auf Kante j zur Zeit t
$X_{jt}^{FT} \geq 0$	FT-Fluss auf Kante j zur Zeit t

Approximation, Linearisierung

$L_{irt}^s \in \{0, 1\}$	Variable zur Auswahl von approximierten Werten aus Zeile r in Tabelle s für Zeitpunkt t an BW i bzw. Überstauunkten i $s \in \{1, 2, 3, 4, dr, ue\}$
--------------------------	---

Fließgeschwindigkeit

$V_{jpt} \in \{0, 1\}$	Auswahl Fließgeschwindigkeit aus Tabelle für Kante j im Modus p zur Zeit t
$LB_{jpt} \in \{0, 1\}$	Auswahl Erfordernis Spülen für Kante j im Modus p zur Zeit t

A 4.3 Nebenbedingungen

Projektplanungsproblem

Ressourcenrestriktionen:

$$\sum_{j \in \mathcal{A}} \sum_{p \in M_j} \sum_{k=\max\{0, t-d_{jp}+1\}}^t r_{jpk} B_{jpk} \leq ra_{it} \quad \forall i \in \mathcal{RK}, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.23})$$

Fixe Bauvorgabe für Zielzustand:

$$\sum_{t \in \mathcal{T}} \sum_{p \in M_j} B_{jpt} = 1 \quad \forall j \in VAR \quad (\text{A.24})$$

Mögliche Maßnahmen $j \in \mathcal{A} \setminus VAR$ können im Zeitraum \mathcal{T} in höchstens einem Modus p ausgeführt werden:

$$\sum_{t \in \mathcal{T}} \sum_{p \in M_j} B_{jpt} \leq 1 \quad \forall j \in \mathcal{A} \setminus VAR \quad (\text{A.25})$$

Budgetschränke pro Zeitschritt $t \in \mathcal{T}$:

$$\sum_{j \in \mathcal{A}} \sum_{p \in M_j} bk_{jp} B_{jpt} \leq bud_t \quad \forall t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.26})$$

Einschränkung des Bauzeitraums:

$$B_{jpt} = 0 \quad \forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j : d_{jp} > 0, t \in \mathcal{T}_B^{(j,p)} = \{T - d_{jp} + 1, \dots, T\} \quad (\text{A.27})$$

Zusammenführung Projektplanungs- und Netzwerkflussproblem

Freischaltung von Kanten nach Bauende bis zum Endbetrachtungszeitpunkt T:

$$Y_{jpt} = \sum_{r=0}^{t-d_{jp}} B_{jpr} \quad \forall (j,p) \in NI, t \in \mathcal{T}_{BY}^{(j,p)} = \{d_{jp}, \dots, T\} \quad (\text{A.28})$$

Kanten werden nach Bauende freigeschaltet und können zu einem späteren Zeitpunkt wieder geschlossen werden:

$$Y_{jpt} \leq \sum_{r=0}^{t-d_{jp}} B_{jpr} \quad \forall (j,p) \in NT, t \in \mathcal{T}_{BY}^{(j,p)} = \{d_{jp}, \dots, T\} \quad (\text{A.29})$$

Freischaltung der Kanten für gegebene Nutzungsdauer bzw. Nutzungsdauer nach Sannierung:

$$\sum_{r=0}^t Y_{jpr} \geq nd_{jp} \sum_{r=0}^t S_{jpr} \quad \forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.30})$$

$$\sum_{r=0}^t Y_{jpr} - nd_{jp} \leq \sum_{r=0}^t nds_{jp} S_{jpr} \quad \forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.31})$$

$$\sum_{t \in \mathcal{T}} Y_{jpt} \leq nd_{jp} \sum_{t \in \mathcal{T}} B_{jpt} + \sum_{t \in \mathcal{T}} nds_{jp} S_{jpt} \quad \forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j \quad (\text{A.32})$$

Gegenseitiges Ausschließen von Kanten pro Zeitschritt $t \in \mathcal{T}$:

$$\sum_{j \in KG_l} \sum_{p \in M_j} Y_{jpt} \leq 1 \quad \forall l \in \mathcal{KG}, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.33})$$

Kanten die gleichzeitig geöffnet werden müssen:

$$\sum_{p \in M_{G_{il}}} Y_{G_{il}pt} = \sum_{q \in M_{G_{ik}}} Y_{G_{ik}qt} \quad \forall i \in GNr, l, k \in G_i : l \neq k, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.34})$$

Fixierung der Freischaltungsvariablen mit $d_{jp} > 1$ für Zeitraum $[0, d_{jp}-1]$:

$$Y_{jpt} = 0 \quad \forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j : d_{jp} > 0, t \in \mathcal{T}_Y^{(j,p)} = \{0, \dots, d_{jp} - 1\} \quad (\text{A.35})$$

Trennung von Regenwasser (RW) und Schmutzwasser (SW) im Zielzustand:

$$Y_{jpt} + Y_{srT} \leq 1 \quad \forall j \in TR^{SW}, p \in M_j, \forall s \in TR^{RW}, r \in M_s \quad (\text{A.36})$$

Freischalten von Kanten im jeweiligen Modus (variable Kapazitätsgrenzen):

$$bf_j(X_{jt}^R + X_{jt}^T) \leq \sum_{p \in M_j} u_{jp}^{RT} Y_{jpt} \quad \forall j \in \mathcal{A}, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.37})$$

$$X_{jt}^K \leq \sum_{p \in M_j} u_{jp}^K Y_{jpt} \quad \forall K \in \{A, FR, FT\}, j \in \mathcal{A}, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.38})$$

$$X_{jt}^K \geq \sum_{p \in M_j} l_{jp}^K Y_{jpt} \quad \forall K \in \mathcal{F} = \{R, T, A, FR, FT\}, j \in \mathcal{A}, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.39})$$

Netzwerkflussproblem

Flusserhaltungsgleichungen für Flusstypen R, T, A, FR, FT:

$$\sum_{j \in T_i} X_{jt}^K - \sum_{j \in H_i} X_{jt}^K = b_i^K \quad \forall K \in \mathcal{F}, i \in \mathcal{V}, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.40})$$

Unterschiedliche Flussaufteilungen für Flusstypen R, T, A, FR, FT:

$$X_{jt}^K \leq \lambda_j^K (b_i^K + \sum_{e \in H_i} X_{et}^K) \quad \forall K \in \mathcal{F}, i \in \mathcal{V}, j \in T_i, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.41})$$

Approximation, Linearisierung:

$$\sum_{r=1}^{Nr_s} L_{irt}^s \leq 1 \quad \forall s \in TB, i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.42})$$

$$\sum_{j \in H_i} X_{jt}^K \leq \sum_{r=1}^{Nr_s} p_r^s(K) L_{irt}^s \quad \forall (s, K) \in TF, i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.43})$$

$$\sum_{r=1}^{Nr_s} w_r^s(K) L_{irt}^s = \sum_{r=1}^{Nr_v} p_r^v(V) L_{irt}^v \quad \forall (s, K, v, V) \in TFS, i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.44})$$

$$\sum_{r=1}^{Nr_s} p_r^s(K) L_{irt}^s - \sum_{j \in H_i} X_{jt}^K \leq \sum_{r=1}^{Nr_s} p_r^s(e^K) L_{irt}^s \quad \forall (s, K) \in TF, i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.45})$$

Flussaufteilung in Abhängigkeit von unterschiedlichen Parametern:

$$X_{GE(i)t}^K \leq \sum_{r=1}^{Nr_v} w_r^v(V) L_{irt}^v \quad \forall (K, v, V) \in FTF, i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.46})$$

$$X_{DR(i)t}^K \leq \sum_{j \in H_i} X_{jt}^K - \sum_{r=1}^{Nr_v} w_r^v(V) L_{irt}^v \quad \forall (K, v, V) \in FTF, i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.47})$$

Einhaltung Mischverhältnis und Entlastungsrate:

$$\sum_{r=1}^{Nr_s} w_r^s(K) L_{irt}^s \leq \sum_{r=1}^{Nr_v} w_r^v(V) L_{irt}^v \quad \forall (s, K, v, V) \in ME, i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.48})$$

Drosselabfluß:

$$\sum_{j \in H_i} X_{jt}^T = X_{DR(i)t}^T \quad \forall i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.49})$$

$$\sum_{u=1}^{Nr_{dr}} L_{iut}^{dr} \leq 1 \quad \forall i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.50})$$

$$\sum_{u=1}^{Nr_{dr}} p_u^{dr}(RT) L_{iut}^{dr} \leq \sum_{j \in H_i} X_{jt}^R + X_{jt}^T \quad \forall i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.51})$$

$$\sum_{j \in H_i} X_{jt}^R + X_{jt}^T - \sum_{u=1}^{Nr_{dr}} p_u^{dr}(RT) L_{iut}^{dr} \leq \sum_{u=1}^{Nr_{dr}} p_u^{dr}(e^{RT}) L_{iut}^{dr} \quad \forall i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.52})$$

$$X_{GE(i)t}^R \leq \sum_{j \in H_i} (X_{jt}^R + X_{jt}^T) - \sum_{u=1}^{Nr_{dr}} w_u^{dr}(DR) L_{iut}^{dr} \quad \forall i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.53})$$

$$X_{DR(i)t}^R \leq \sum_{u=1}^{Nr_{dr}} w_u^{dr}(DR) L_{iut}^{dr} - \sum_{j \in H_i} X_{jt}^T \quad \forall i \in BW, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.54})$$

Überstau:

$$\sum_{j \in H_i} X_{jt}^T = X_{UE(i)t}^T \quad \forall i \in UE, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.55})$$

$$\sum_{u=1}^{Nr_{ue}} L_{iut}^{ue} \leq 1 \quad \forall i \in UE, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.56})$$

$$\sum_{u=1}^{Nr_{ue}} p_u^{ue}(RT) L_{iut}^{ue} \leq \sum_{j \in H_i} X_{jt}^R + X_{jt}^T \quad \forall i \in UE, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.57})$$

$$\sum_{j \in H_i} X_{jt}^R + X_{jt}^T - \sum_{u=1}^{Nr_{ue}} p_u^{ue}(RT) L_{iut}^{ue} \leq \sum_{u=1}^{Nr_{ue}} p_u^{ue}(e^{RT}) L_{iut}^{ue} \quad \forall i \in UE, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.58})$$

$$X_{UE(i)t}^R \leq \sum_{j \in H_i} (X_{jt}^R + X_{jt}^T) - \sum_{u=1}^{Nr_{ue}} w_u^{ue}(UE) L_{iut}^{ue} \quad \forall i \in UE, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.59})$$

$$\sum_{j \in \mathcal{T}_i \setminus \{UE(i)\}} X_{jt}^R \leq \sum_{u=1}^{Nr_{ue}} w_u^{ue}(UE) L_{iut}^{ue} - \sum_{j \in H_i} X_{jt}^T \quad \forall i \in UE, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.60})$$

Fließgeschwindigkeit:

Transformation von X_{jt}^T für alle $j \in MV$

$$X_{jt}^T = \sum_{p \in M_j} X_{jpt}^T \quad \forall j \in MV, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.61})$$

$$X_{jpt}^T \leq u_{jp}^T Y_{jpt} \quad \forall j \in MV, p \in M_j, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.62})$$

Approximation, Linearisierung

$$\sum_{s=1}^{Nr_v} V_{jst} \leq 1 \quad \forall j \in MV, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.63})$$

$$\sum_{s=1}^{Nr_v} qtqv_s V_{jst} \leq \sum_{p \in M_j} \frac{X_{jpt}^T}{\dim_{jp}^{RT}} \quad \forall j \in MV, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.64})$$

$$\sum_{p \in M_j} \frac{X_{jpt}^T}{\dim_{jp}^{RT}} - \sum_{s=1}^{Nr_v} qtqv_s V_{jst} \leq \sum_{s=1}^{Nr_{fg}} eps_s V_{jst} \quad \forall j \in MV, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.65})$$

$$\sum_{s=1}^{Nr_v} vtv_s V_{jst} \geq \sum_{p \in M_j} \frac{lb_{vT} Y_{jpt} - r lb_{vT} LB_{jpt}}{vv_{jp}^T} \quad \forall j \in MV, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.66})$$

$$LB_{jpt} \leq Y_{jpt} \quad \forall j \in MV, j \in M_j, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.67})$$

A 4.4 Zielfunktionen

ökonomische Zielfunktion $K(1) := \sum_{i=1}^4 \gamma_i(1) K_i(1)$

Baukosten und Sanierungskosten:

$$K_1(1) := \sum_{t \in \mathcal{T}} \frac{1}{(1+Z)^t} \left(\sum_{j \in A} \sum_{p \in M_j} bk_{jp} B_{jpt} + sk_{jp} S_{jpt} \right) \quad (\text{A.68})$$

Zeit- bzw. sanierungsabhängige Unterhaltungskosten:

$$K_2(1) := \sum_{t \in \mathcal{T}} \frac{1}{(1+Z)^t} \left(\sum_{j \in A} \sum_{p \in M_j} uk_{jp} Y_{jpt} + zf_j uk_{jp} \left(\sum_{r=0}^t Y_{jpr} - nd_{jp} \sum_{r=0}^t S_{jpr} \right) \right) \quad (\text{A.69})$$

Spülkosten bei Nichteinhaltung der Mindestfließgeschwindigkeit:

$$K_3(1) := \sum_{t \in \mathcal{T}} \frac{1}{(1+Z)^t} \left(\sum_{j \in MV} \sum_{p \in M_j} spk_{jp} LB_{jpt} \right) \quad (\text{A.70})$$

Flussabhängige monetäre Kosten:

$$K_4(1) := \sum_{K \in \mathcal{F}} \sum_{t \in \mathcal{T}} \frac{1}{(1+Z)^t} \sum_{j \in \mathcal{A}} mk_j^K X_{jt}^K \quad (\text{A.71})$$

ökologische Zielfunktion $K(2) := \sum_{i=1}^6 \gamma_i(2) K_i(2)$

Annäherung an vorgegebene Zielwerte:

$$K_1(2) := \sum_{w \in \mathcal{Z}_{wh}} \sum_{t \in \mathcal{T}} \left| Z_{wh} - \frac{100}{g^A} X_{wh}^A \right| \quad (\text{A.72})$$

$$K_2(2) := \sum_{h \in \mathcal{Z}_{rs}} \sum_{t \in \mathcal{T}} \left| Z_{rs} - \frac{100}{g^T} X_{wt}^T \right| \quad (\text{A.73})$$

Emissionen:

$$K_3(2) := \sum_{g \in \mathcal{Z}_{gew}} \sum_{t \in \mathcal{T}} (X_{gew}^{FR} + X_{gew}^{FT}) \quad (\text{A.74})$$

Abweichungen Mischverhältnis und Abweichungen Entlastungsrate:

$$K_4(2) := \sum_{i \in BW} \sum_{t \in \mathcal{T}} \sum_{(s,K,u,V) \in ME} \sum_{r=1}^{Nr_u} q_r^u(V) L_{irt}^u - \sum_{r=1}^{Nr_s} q_r^s(K) L_{irt}^s \quad (\text{A.75})$$

Immissionen:

$$K_5(2) := \sum_{g \in \mathcal{Z}_{gew}} \sum_{t \in \mathcal{T}} (X_{gew}^R + X_{gew}^T) \quad (\text{A.76})$$

Flussabhängige fiktive Kosten:

$$K_6(2) := \sum_{K \in \mathcal{F}} \sum_{t \in \mathcal{T}} \sum_{j \in \mathcal{A}} fk_j^K X_{jt}^K \quad (\text{A.77})$$

A 4.5 Erweiterungen

Da Reihenfolgebedingungen in *ProNet* maßgeblich von der Anordnung der Kanten in $(\mathcal{V}, \mathcal{A})$ sowie von der Zulässigkeit des zugehörigen Netzwerkflussproblems abhängen, können zusätzliche Vorgängerbeziehungen (Projektplanungsproblem) wie folgt formuliert werden:

$$\sum_{t \in \mathcal{T}} t \left(\sum_{p \in M_j} B_{jpt} - \sum_{s \in M_i} B_{ist} \right) \geq \sum_{t \in \mathcal{T}} \sum_{s \in M_i} \sum_{p \in M_j} \delta_{isjp} B_{ist} B_{jpt} \quad \forall (i, j) \in \mathcal{L} \quad (\text{A.78})$$

Hierbei stellt δ_{isjp} mit $(i, j) \in \mathcal{L} \subseteq \mathcal{A} \times \mathcal{A}$ den Mindest- bzw. Höchstabstand zwischen dem Baubeginn der Maßnahme i im Modus s und Baubeginn der Maßnahme j im Modus p dar. Ersetzt man $\delta_{isjp} = d_{is}$ in (A.78), so erhält man folgende lineare Nebenbedingung:

$$\sum_{t \in \mathcal{T}} t \left(\sum_{p \in M_j} B_{jpt} - \sum_{s \in M_i} B_{ist} \right) \geq \sum_{t \in \mathcal{T}} \sum_{s \in M_i} d_{is} B_{ist} \quad \forall (i, j) \in \mathcal{L} \quad (\text{A.79})$$

Anhang A 5 Dekompositionsmethoden

Die Ausführungen basieren auf Schmitt et al. (2007).

A 5.1 Raum-Dekomposition

Bei der räumlichen Dekomposition werden die Teilgebiete zu wenigen, größtenteils unabhängigen Einzugsgebieten ($EG_i, i \in \mathcal{EG} = \{1, \dots, EGNr\}$) zusammengefasst. Die Maßnahmen sowie bestehende Elemente der einzelnen Teilgebiete werden somit dem jeweiligen Einzugsgebiet zugeordnet. Bestehende und potentielle Abwasser-netze, sowie Bilanzierungskanten werden einem fiktiven Einzugsgebiet (EG_0) zugewiesen. Für die mathematische Modellierung wird für jede Kante j ein Parameter $rd_j = i$ definiert, der Kante j das jeweilige Einzugsgebiet EG_i zuordnet. Prinzipiell können somit beliebige Kanten einem Einzugsgebiet zugewiesen werden. Basierend auf der eingeführten räumlichen Clusterstruktur kann nun für komplexere Probleme ein heuristisches Lösungsverfahren, d.h. ein Verfahren zur Ermittlung guter zulässiger Lösungen, entwickelt werden. In jedem Schritt i des Verfahrens werden nur Kanten die EG_0, \dots, EG_i zugeordnet sind sowie Kanten im Istzustand betrachtet, d.h. alle weiteren Kanten werden eliminiert. Die Betrachtungsreihenfolge der Einzugsgebiete wird demnach durch den zugehörigen Index i definiert. Für Schritt i wird nun das Masterprogramm $ProNet(s), s \in \{w, e\}$, wie folgt modifiziert:

$$B_{jpt} = S_{jpt} = 0 \quad \forall j \in NIST : rd_j > i, p \in M_j, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.80})$$

$$B_{jpt} = S_{jpt} = 0 \quad \forall j \in IST : df_j > 1 \ \& \ rd_j > i, p \in M_j, t \in \mathcal{T} \quad (\text{A.81})$$

Desweiteren werden Restriktionen (A.24) und (A.36) für Iteration i ersetzt durch:

$$\sum_{p \in M_j} \sum_{t \in \mathcal{T}} B_{jpt} = 1 \quad \forall j \in VAR_i \quad (\text{A.82})$$

$$Y_{jpt} + Y_{srT} \leq 1 \quad \forall j \in TR_i^{SW}, p \in M_j, \forall s \in TR_i^{RW}, r \in M_s \quad (\text{A.83})$$

Hierbei wird die Menge VAR in Teilmengen $VAR_i = \{j \in VAR | 0 \leq rd_j \leq i\}$ ($i \in \mathcal{EG}$ und $VAR_i \subseteq VAR_{i+1}$), unterteilt, d.h. VAR_i beinhaltet alle Kanten aus VAR , die in EG_0, \dots, EG_i liegen. Analog wird die Menge TR^{SW} und TR^{RW} in Teilmengen TR_i^{SW} und TR_i^{RW} zerlegt ($TR_i^{SW} \subseteq TR_{i+1}^{SW}$ und $TR_i^{RW} \subseteq TR_{i+1}^{RW}$).

Nach Lösen des modifizierten Modells in Schritt i werden gebaute/sanierte Kanten der Einzugsgebiete EG_1, \dots, EG_i fixiert, d.h. die Bau-/Sanierungsvariablen der bisher gebauten/sanierten Kanten in EG_1, \dots, EG_i werden in der nächsten Iteration a priori auf 1 gesetzt. Bau-/Sanierungsvariablen aus EG_0 werden nicht fixiert, sondern sind in der nächsten Iteration wieder frei wählbar. Das bereits modifizierte Modell für Iteration i wird nun um folgende Restriktionen erweitert, wobei $\bar{B}_{jpt}(i-1)$ und $\bar{S}_{jpt}(i-1)$ die jeweiligen Lösungen aus Iteration $i-1$ repräsentieren:

$$B_{jpt} = 1 \quad \forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j, t \in \mathcal{T} : \bar{B}_{jpt}(i-1) = 1 \ \& \ 0 < rd_j \leq i-1 \quad (\text{A.84})$$

$$S_{jpt} = 1 \quad \forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j, t \in \mathcal{T} : \bar{S}_{jpt}(i-1) = 1 \ \& \ 0 < rd_j \leq i-1 \quad (\text{A.85})$$

Das daraus resultierende Modell wird mit $ProNet(s, RD, i)$ bezeichnet. $ProNet(s, RD, i)$ wird für jeden Schritt i neu bestimmt.

Anschließend wird i um 1 erhöht und iteriert bis $i = EGNr$.

A 5.2 Zeit-Dekomposition

Bei der zeitlichen Dekomposition wird der Betrachtungszeitraum \mathcal{T} in verschiedene Teilzeiträume $\mathcal{T}_c = \{0, \dots, T(c)\}$ ($c \in \{1, \dots, CNr\}$ und $\mathcal{T}_c \subseteq \mathcal{T}_{c+1}$) unterteilt. Mithilfe des zeitlichen Rasters kann nun ein weiterer heuristischer Ansatz zur Lösung von $ProNet$ konstruiert werden. Die Idee des Algorithmus basiert auf dem iterativen Lösen von $ProNet(s)$ beschränkt auf den Zeitraum \mathcal{T}_c , d.h. für Schritt c wird das Masterprogramm $ProNet(s)$, $s \in \{w, e\}$, wie folgt modifiziert:

$$\mathcal{T} = \mathcal{T}_c \quad (\text{A.86})$$

$$\mathcal{T}_B^{(j,p)} = \mathcal{T}_B^{(j,p)}(c) = \{t \in \{T - d_{jp}, \dots, T(c)\} | T - d_{jp} \leq T(c)\} \quad (\text{A.87})$$

$$\mathcal{T}_{BY}^{(j,p)} = \mathcal{T}_{BY}^{(j,p)}(c) = \{t \in \{d_{jp}, \dots, T(c)\} | d_{jp} \leq T(c)\} \quad (\text{A.88})$$

$$\mathcal{T}_Y^{(j,p)} = \mathcal{T}_Y^{(j,p)}(c) = \{0, \dots, \min\{T(c), d_{jp} - 1\}\} \quad (\text{A.89})$$

Nach Lösen des modifizierten Modells in Schritt c werden gebaute/sanierte Kanten in Teilzeitraum \mathcal{T}_c fixiert, d.h. die Bau-/Sanierungsvariablen der bisher gebauten/sanierten Kanten werden in der nächsten Iteration a priori auf 1 gesetzt. Das bereits modifizierte Modell für Iteration c wird nun um folgende Restriktionen erweitert, wobei $\bar{B}_{jpt}(c-1)$ und $\bar{S}_{jpt}(c-1)$ die jeweiligen Lösungen aus Iteration $c-1$ repräsentieren:

$$B_{jpt} = 1 \quad \forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j, t \in \mathcal{T}_{c-1} : \bar{B}_{jpt}(c-1) = 1 \quad (\text{A.90})$$

$$S_{jpt} = 1 \quad \forall j \in \mathcal{A}, p \in M_j, t \in \mathcal{T}_{c-1} : \bar{S}_{jpt}(c-1) = 1 \quad (\text{A.91})$$

Das daraus resultierende Modell wird mit $ProNet(s,ZD,c)$ bezeichnet. $ProNet(s,ZD,c)$ wird ebenso für jeden Schritt c neu bestimmt.

Anschließend wird c um 1 erhöht und iteriert bis $c = CNr$.

Anhang A 6 Auswahl der Lösungsmethoden

A 6.1 Diskretisierung der Raum-Dekomposition

Für das reale Untersuchungsgebiet 2(32) aus Kapitel 4.2.2 und das Basisszenario Grauwasserseparation wurde der Unterschied in der Lösung für vier und sieben Einzugsgebiete der räumlichen Dekomposition untersucht (Abbildung A - 7). Die Kosten $K(1)$ sind bei sieben Einzugsgebieten insgesamt größer, obwohl in den ersten Zeitschritten weniger Mittel investiert werden. Dadurch werden die ökologischen Kosten bis zum Zeitpunkt $T = 30$ a weniger reduziert, in Summe resultieren nur 1% höhere $K(2)$.

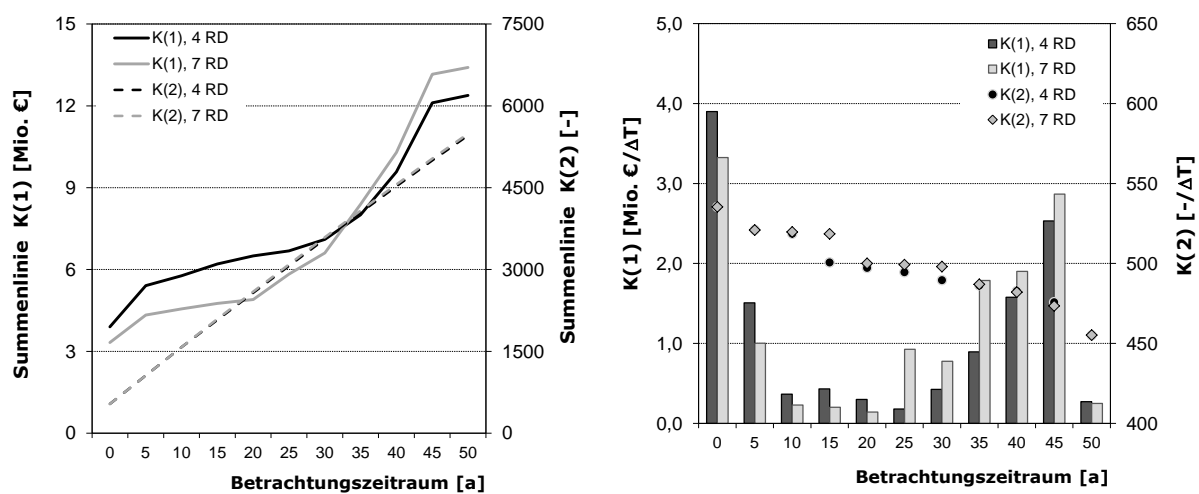


Abbildung A - 7: Summenlinien $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte pro Zeitschritt bei verschiedenen Einzugsgebieten der räumlichen Dekomposition

A 6.2 Ergebnisse der Anwendung der Methode der Beschränkung

In Abbildung A - 8 sind die Ergebnisse für drei unterschiedliche Tests der Berechnungen für Untersuchungsgebiet 2(6) und das Basisszenario Schwarzwasserseparation gezeigt. Obwohl durch Berechnungen mit gewichteter Summe bekannt war, dass selbst bei einem Gewicht von $K(1):K(2) = 0:1$ ca. 35 Mio. € für die optimale Umsetzungsstrategie benötigt werden, konnte mit Vorgabe dieser Beschränkung – auch bei größengemäßer Aufteilung auf die Einzugsgebiet der räumlichen Dekomposition – keine Lösung gefunden werden. Erst eine Vorgabe der Schranke in Höhe von 8 Mio € je räumlichem Dekompositionsgebiet und somit 48 Mio € insgesamt führt zu einer Lösung (V1). V2 wurde mit $\varepsilon = 48$ Mio. € und einer Vorgabe von 8 Mio € je Teilgebiet und je Zeitschritt durchgeführt. Bei V(3) wurde $\varepsilon = 38,5$ Mio. € und je Zeitschritt $\varepsilon = 3,5$ Mio gesetzt.

Die Ergebnisse sind jeweils nahezu identisch mit den entsprechenden Vorgaben bei der gewichteten Summe: V1 würde einer Berechnung mit gewichteter Summe

bei einem Gewicht von $K(1):K(2) = 0:1$ entsprechen (hier würden 36 Mio. € bei 760 $K(2)$ resultieren). V3 kommt der Berechnung bei gewichteter Summe mit einer Budgetierung von 3,5 Mio €/ΔT gleich, die Ergebnisse sind identisch. Für V2 wurde keine entsprechende Berechnung mit gewichteter Summe angestellt. Auffallend ist in allen Fällen, dass das vorgegebene Gesamtbudget von 48 bzw. 38,5 Mio € nicht ausgeschöpft werden kann, also auch gar nicht erforderlich ist, um die ökologischen Kosten bestmöglich zu minimieren.

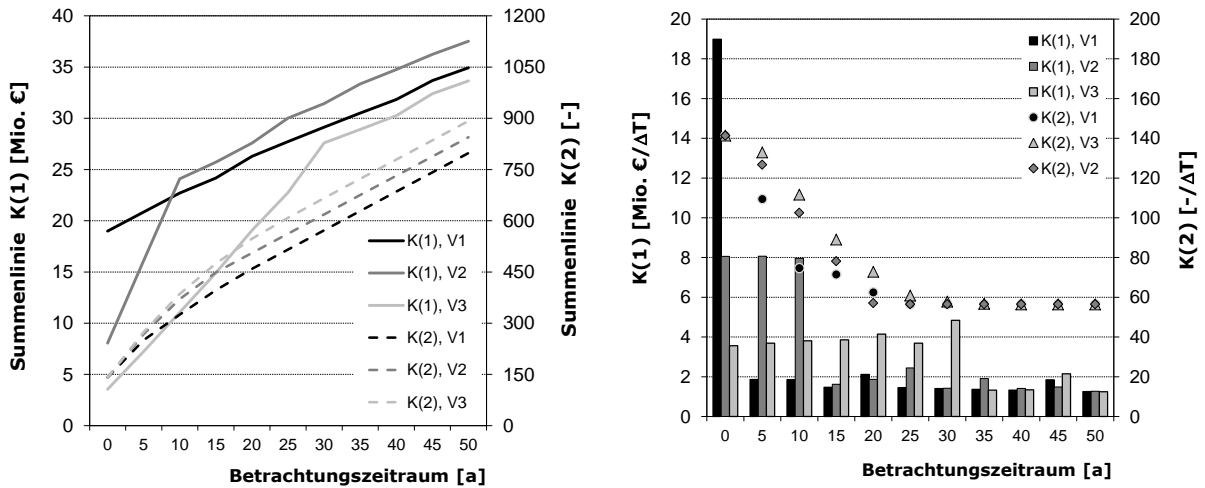


Abbildung A - 8: Vergleich Summenlinien $K(1)$ und $K(2)$ und Einzelwerte pro Zeitschritt für $S_2(6)c$ bei Anwendung der Methode der Beschränkung

Anhang A 7 Eingangsdaten Untersuchungsgebiet 1

Tabelle A - 14: Kennzahlen der Teileinzugsgebiete in Untersuchungsgebiet 1

TG	Hauptnutzungsart / Siedlungsstruktur	A _{E,k} [ha]	A _{E,b} [ha]	Anteil an befestigter Fläche [%]					Einwohner [E / EW]
				A _{SD}	A _{FD}	A _{TH}	A _{Str}	A _P	
1	Gewerbegebiet	12,5	10,5	3	29	8	18	42	3300
2	Blockbebauung	4,2	3,6	0	56	11	11	22	600
3	Reihenhäuser	2,1	1,2	55	0	18	18	9	300
4	Dienstleistung, öffentliche Geb.	2,6	1,8	6	49	22	6	17	2015
5	1-2 Fam. Häuser	3,5	1,4	44	7	30	19	0	300

Tabelle A - 15: Maßnahmenkatalog für Untersuchungsgebiet 1

Maßnahmen			Teilgebiet				
	Bezeichnung	Kürzel	1	2	3	4	5
Regenwasserbewirtschaftung	Dachbegrünung	GD	+	+	-	-	+
	dezentrale Versickerung	VM	-	-	+	+	+
	(semi-) zentrale Versickerung	VMz	+	+	+	+	+
	RW-Nutzung (Betriebswassernutzung im Haus + Gartenbewässerung)	RN1	+	-	+	+	+
	RW-Nutzung (nur Gartenbewässerung)	RN2	-	+	+	-	+
	Entsiegelung	Ent	+	+	+	+	+
	Behandlung (technische Anlage)	BH1	+ ¹⁾	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Neuartige Sanitärsysteme	Wassersparende Techniken GW	WS_Gr	+	+	+	+	+
	Dez. Grauwasser-Recycling (naturnahe Anlage) (inkl. Nutzung)	GW_BF (GW_BF_N)	-	-	+	-	+
	Dez. Grauwasser-Recycling (technische Anlage) (inkl. Nutzung)	GW_T (GW_T_N)	+	+	+	+	+
	Zentrale Grauwasserbehandlung auf der KA	GW_z	+	+	+	+	+
	Wassersparende Techniken SW	WS_WC	+	+	+	+	+
	Komposttoiletten (Klein-/ Großkammersystem)	SW_KoT1/2	-	-	+	-	+
	(Dez.) biologische SW-Behandlung	SW_Bio	+	+	+	+	+
	Urinseparation	U_Sep	-	+	+	+	+
	Zentrale Schwarzwasserbehandlung auf der KA	SW_z	+	+	+	+	+
	Kleinkläranlage	KKA	-	-	+	-	+

+ möglich - nicht möglich n.e. nicht erforderlich
 GW Grauwasser SW Schwarzwasser KA zentrale Abwasserbehandlungsanlage
 1) Behandlung für Abflüsse von Straßen- und Ladeflächen

Anhang A 8 Eingangsdaten Untersuchungsgebiet 2

A 8.1 Datengrundlage

Tabelle A - 16: Verwendete Daten zur Bestandsanalyse Siegelbach

Faktoren	Daten	Art der Daten	Quelle
Siedlungsfaktoren			
Bebauungsstruktur	Allgemeines Liegenschaftskataster (ALK)	DXF-Zeichnung; Import in Arc View GIS	Stadtentwässerung Kaiserslautern
	eigene Begehung	Fotos	eigene Erhebung
Nutzung	Allgemeines Liegenschaftskataster (ALK)	DXF-Zeichnung; Import in Arc View GIS	Stadtentwässerung Kaiserslautern
Einwohner		Einwohnerzahl_gesamt	Stadt Kaiserslautern
Wasserverbrauch		Verbrauchszahlen	Stadt Kaiserslautern
Geofaktoren			
Topographische Gegebenheiten	Topographische Karte RLP	Import in Arc View GIS	Geologische Karte von Rheinland-Pfalz, Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz, 1985
Geologische Übersichtskarte	Geologische Karte RLP	Import in Arc View GIS	Internetangebot Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz; www.lgb-rlp.de
Bodenkennzahlen: - Art des Hohlraums - Durchlässigkeit - Geochemischer Gesteinstyp - Gesteinsart - Grundwasserleiter-Typ - Hydrogeologische Teilräume - Nutzbare Feldkapazität - Schutzwirkung der GW-Überdeckung - Verfestigung	Hydrogeologische Karte RLP	Import in Arc View GIS	
Lage von Gewässern	Gewässernetz RLP	Arc View GIS (shape-files)	Wasserwirtschaftliches Informationssystem
Flächen			
Dachflächen	Allgemeines Liegenschaftskataster	DXF-Zeichnung; Import in Arc View GIS	
Straßenflächen	Allgemeines Liegenschaftskataster	DXF-Zeichnung; Import in Arc View GIS	
Befestigte Flächen allgemein	Kanalkataster	Arc View GIS	Wasserwirtschaftliches Informationssystem
	Luftbilder	Arc View GIS	eigene Erhebung
	eigene Begehung	Fotos	
Kanaldaten			
Kanalkataster	Halungen, Schächte, Bauwerke auf ISYBAU-Basis	Arc View GIS (shape-files)	Stadtentwässerung Kaiserslautern
Sonderbauwerke	Detailpläne	Zeichnerische Darstellung	Stadtentwässerung Kaiserslautern
Hydraulische Überlastungen	Schachtüberstauungen	Ergebnisdarstellung	eigene Kanalnetzberechnung
Baulicher Sanierungsbedarf	Kanaldatenbank	Arc View GIS (shape-files)	Stadtentwässerung Kaiserslautern

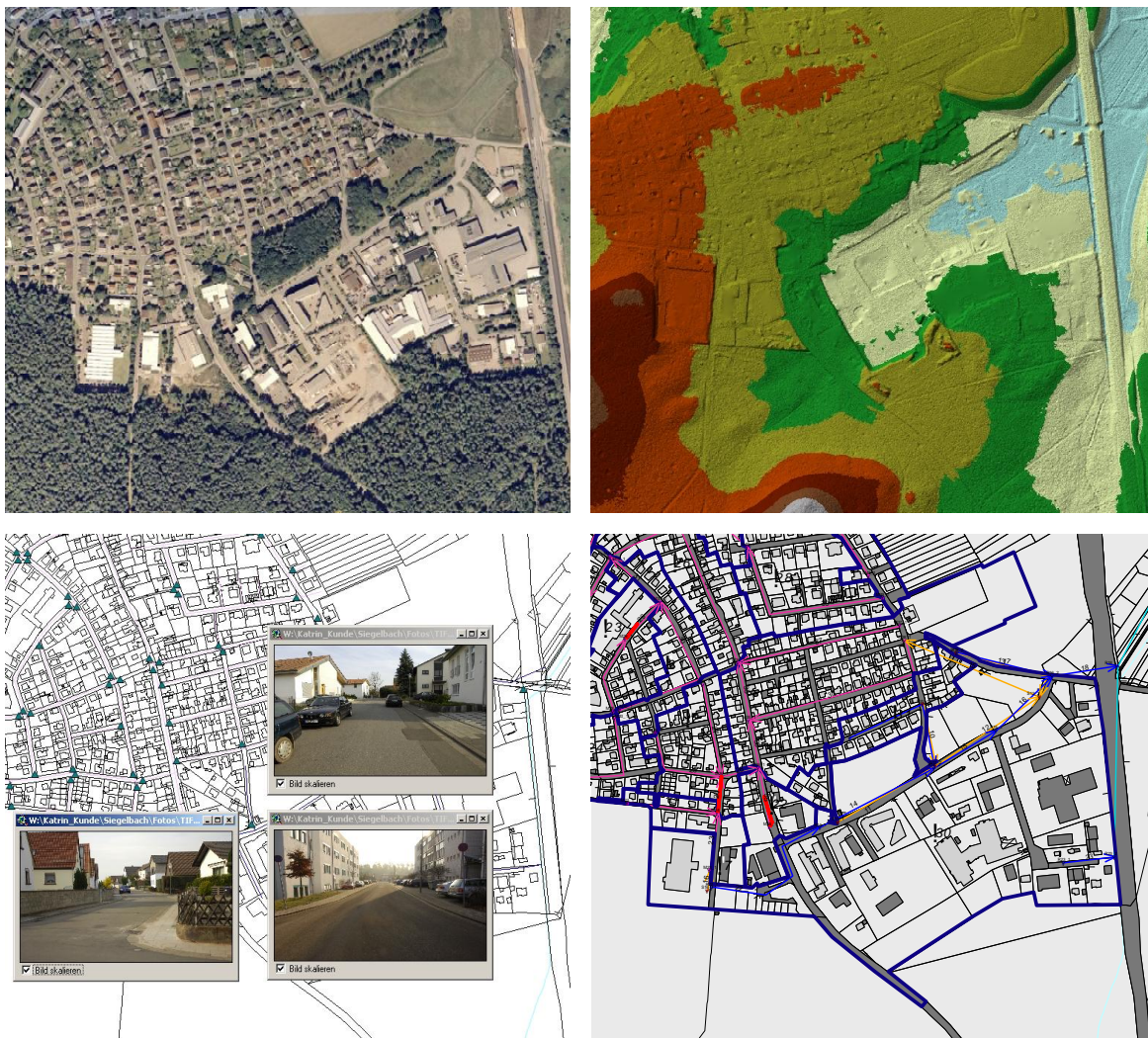


Abbildung A - 9: Beispiel für die Überlagerung verschiedener Informationsquellen in Untersuchungsgebiet 2

A 8.2 Einzugsgebietskenndaten

A 8.2.1 Detaillierungsgrad 32 Teileinzugsgebiete Untersuchungsgebiet 2(32)

Tabelle A - 17: Kennzeichnung der festgelegten Teileinzugsgebiete Untersuchungsgebiet 2(32)

Teilgebiete				
Teilgebiet	Entwässerungs- verfahren	Kurzbezeichnung Teilgebiet	Nutzungsart	weitere Bemerkung zum Siedlungstyp
[-]	[-]	[-]	[-]	[-]
1	MS	Opelstrasse III	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	sehr dichte Bebauung
2	MS	Finkenstrasse II	Freistehende Einfamilienhäuser	meist Doppelhäuser
3	MS	Tränkwald	Freistehende Mehrfamilienhäuser	älteres Neubaugebiet
4	TS	Pirmannsgarten	Freistehende EFH, Reihenhäuser	Neubaugebiet
5	TS	Kimmelgarten	Verdichtetes Reihenhausegebiet	Neubaugebiet
6	MS	Brüchling I	Freistehende Einfamilienhäuser	Neubaugebiet
7	MS	Gewerbe Finkenstr.	Gewerbegebiet	kleinere Gebäude
8	MS	Zoo Park	Freizeitanlage	Zoo, Parkplätze
9	MS	Opelstrasse Rodenbacher Str.	Freistehende Einfamilienhäuser	relativ dichte Bebauung
10	MS	Brüchling II	Freistehende Einfamilienhäuser	Neubaugebiet
11	MS	Geiersberg	Freistehende Einfamilienhäuser	sehr lockere Bebauung
12	MS	Sportplatz	Sportstätten	
13	MS	Fischereck	Freistehende Einfamilienhäuser	relativ dichte Bebauung
14	MS	Ortskern	Ortszentrum	sehr hohe Bebauungsdichte
15	MS	Kästenbergstraße I	Freistehende Mehrfamilienhäuser	
16	MS	Kästenbergstraße II	Freistehende Einfamilienhäuser	sehr lockere Bebauung
17	MS	Erfenbacher Straße	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	
18	TS	Flachsäcker	Freistehende Einfamilienhäuser	Neubaugebiet
19	MS	Kästenbergstraße III	Freistehende Einfamilienhäuser	
20	TS	In den Langen Ruthen	Verdichtetes Reihenhausegebiet	Neubaugebiet
21	MS	Finkenstraße I	Freistehende Mehrfamilienhäuser	
22	MS	Opelstraße IV	Mischgebiet	Gewerbe, Doppelhäuser
23	MS	Am Wäldchen	Stadtzentrum, Einfamilienhäuser	Schule, Kirche etc.
24	MS	Im krummen Hain	Freistehende Einfamilienhäuser	relativ dichte Bebauung
25	MS	Mühlenweg I	Ortszentrum, Ein- und Mehrfamilienhäuser	sehr hohe Bebauungsdichte
26	MS	Opelstraße II	alter Ortskern, Einfamilienhäuser	sehr dichte Bebauung
27	MS	Talmorgen	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	relativ dichte Bebauung
28	MS	Sigeloring	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	sehr lockere Bebauung
29	MS	Opelstraße I	altes Ortszentrum	sehr hohe Bebauungsdichte
30	TS	Gewerbe Sauerwiesen	Gewerbegebiet	grosse Gebäudeflächen
31	TS	Mühlenweg III	Freistehende Einfamilienhäuser	relativ dichte Bebauung
32	MS	Mühlenweg II	Freistehende Mehrfamilienhäuser	

Tabelle A - 18: Kennzahlen der Teilflächen in den Teileinzugsgebieten Untersuchungsgeb. 2(36)

Teilgebiete		Kanalisiertes Einzugsgebiet													theoret. Freifläche für Maßnahmen
Teilgebiet	Entwässerungsverfahren	Kanalisiertes Einzugsgebiet $A_{E,k}$	befestigte Fläche $A_{E,k,b}$	Dachflächen, steil A_{SD}	Dachflächen, flach A_{FD}	Straßen A_{Str}	Terrasse, Hof A_{TH}	Parkplätze A_P	sonstige bef. Flächen A_{so}	unbefestigte Flächen $A_{E,ub}$	Befestigungsgrad γ				
[-]	[-]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[%]	[ha]	[ha]		
1	MS	6,10	3,57	1,172	0,384	1,217	0,793	0,000	0,000	2,531	0,58	1,013			
2	MS	2,49	1,13	0,494	0,113	0,422	0,103	0,000	0,000	1,356	0,45	0,542			
3	MS	2,64	1,32	0,384	0,108	0,689	0,141	0,000	0,000	1,313	0,50	1,187			
4	TS	4,24	1,69	0,599	0,088	0,466	0,361	0,000	0,180	2,542	0,40	1,433			
5	TS	1,48	0,66	0,252	0,034	0,279	0,077	0,022	0,000	0,813	0,45	0,370			
6	MS	3,04	1,13	0,457	0,084	0,426	0,036	0,000	0,126	1,909	0,37	1,336			
7	MS	1,33	0,58	0,139	0,119	0,277	0,048	0,000	0,000	0,743	0,44	0,297			
8	MS	1,84	0,75	0,056	0,105	0,331	0,014	0,239	0,000	1,090	0,41	2,001 ¹⁾			
9	MS	3,65	1,76	0,583	0,174	0,864	0,142	0,000	0,000	1,884	0,48	0,917			
10	MS	1,78	0,61	0,234	0,038	0,206	0,133	0,000	0,000	1,174	0,34	0,235			
11	MS	1,43	0,70	0,071	0,014	0,179	0,083	0,271	0,078	0,739	0,48	0,307			
12	MS	0,85	0,42	0,030	0,003	0,205	0,022	0,159	0,000	0,431	0,49	0,312			
13	MS	1,69	0,76	0,183	0,077	0,197	0,099	0,194	0,000	0,928	0,45	0,186			
14	MS	1,79	1,36	0,440	0,249	0,547	0,126	0,000	0,000	0,428	0,76	0,086			
15	MS	5,46	2,35	0,853	0,253	0,455	0,787	0,000	0,000	3,108	0,43	0,622			
16	MS	1,42	0,55	0,143	0,111	0,219	0,072	0,000	0,000	0,870	0,39	0,200			
17	MS	3,85	1,72	0,625	0,138	0,779	0,180	0,000	0,000	2,129	0,45	0,451			
18	TS	1,26	0,67	0,247	0,017	0,289	0,010	0,000	0,105	0,592	0,53	0,583			
19	MS	1,65	0,72	0,158	0,157	0,332	0,075	0,000	0,000	0,925	0,44	0,702			
20	TS	1,53	0,77	0,348	0,066	0,257	0,095	0,000	0,000	0,767	0,50	0,220			
21	MS	2,08	0,91	0,347	0,093	0,396	0,078	0,000	0,000	1,168	0,44	0,117			
22	MS	1,48	0,65	0,340	0,060	0,170	0,078	0,000	0,000	0,833	0,44	0,083			
23	MS	2,27	1,24	0,475	0,075	0,513	0,129	0,050	0,000	1,026	0,55	0,205			
24	MS	3,92	2,12	0,705	0,187	0,693	0,535	0,000	0,000	1,797	0,54	0,359			
25	MS	1,02	0,44	0,203	0,042	0,129	0,067	0,000	0,000	0,577	0,43	0,064			
26	MS	2,96	1,53	0,557	0,154	0,429	0,324	0,064	0,000	1,432	0,52	0,286			
27	MS	1,76	0,91	0,290	0,074	0,256	0,224	0,062	0,000	0,851	0,52	0,170			
28	MS	3,37	1,61	0,585	0,097	0,514	0,413	0,000	0,000	1,765	0,48	0,353			
29	MS	0,73	0,39	0,172	0,040	0,122	0,051	0,000	0,000	0,345	0,53	0,017			
30	TS	18,21	11,55	1,678	1,361	5,150	0,657	0,500	2,200	6,667	0,63	1,564			
31	TS	2,10	1,31	0,380	0,122	0,409	0,403	0,000	0,000	0,785	0,63	0,157			
32	MS	2,84	1,28	0,478	0,055	0,569	0,107	0,066	0,000	1,564	0,45	0,323			

¹⁾ In TG 8 mögliche Freifläche > unbefestigte Fläche, da auch nicht kanalisierte Flächen herangezogen werden können (Zoo)

Tabelle A - 19: Kennzahlen der Abwasserteilströme in den Teileinzugsgebieten UG 2(36)

Teilgebiete		Einwohner					Trockenwetterabfluss					
Teilgebiet	Entwässerungsverfahren	Einwohner	EW	Gewerbe	Einwohnerdichte	Anzahl Wohnhäuser / Gebäude	Grauwasserstrom $Q_{s,gr}$ [l/s]	WC-Spülwasser $Q_{s,wc}$ [l/s]	Urinstrom $Q_{s,u}$ [l/s]	Fäzesstrom $Q_{s,fae}$ [l/s]	betriebliches Abwasser Q_b [l/s]	Fremdwas-serabfluss Q_f [l/s]
[]	[]	[E]	[EW]	[E/haAE_K]	[]	[]	[]	[]	[]	[]	[]	[]
1	MS	396	0	65	110	0,344	0,147	0,009	0,005	0,000	0,000	0,213
2	MS	112	0	45	49	0,097	0,041	0,003	0,001	0,000	0,000	0,087
3	MS	171	0	65	32	0,149	0,063	0,004	0,002	0,000	0,000	0,092
4	TS	127	0	30	47	0,110	0,047	0,003	0,001	0,000	0,000	0,148
5	TS	66	0	45	29	0,058	0,025	0,002	0,001	0,000	0,000	0,052
6	MS	91	0	30	31	0,079	0,034	0,002	0,001	0,000	0,000	0,106
7	MS	40	50	30	9	0,078	0,033	0,002	0,001	0,200	0,000	0,046
8	MS	100	0	0	2	0,087	0,037	0,002	0,001	0,000	0,000	0,064
9	MS	128	0	35	56	0,111	0,047	0,003	0,001	0,000	0,000	0,128
10	MS	54	0	30	18	0,046	0,020	0,001	0,001	0,000	0,000	0,062
11	MS	29	0	20	12	0,025	0,011	0,001	0,001	0,000	0,000	0,050
12	MS	50	0	0	2	0,043	0,019	0,001	0,001	0,000	0,000	0,030
13	MS	34	0	20	13	0,029	0,012	0,001	0,001	0,000	0,000	0,059
14	MS	90	0	50	32	0,078	0,033	0,002	0,001	0,000	0,000	0,063
15	MS	273	0	50	62	0,237	0,101	0,006	0,003	0,000	0,000	0,191
16	MS	28	0	20	12	0,025	0,010	0,001	0,001	0,000	0,000	0,050
17	MS	135	0	35	43	0,117	0,050	0,003	0,002	0,000	0,000	0,135
18	TS	38	0	30	16	0,033	0,014	0,001	0,001	0,000	0,000	0,044
19	MS	33	0	20	13	0,029	0,012	0,001	0,001	0,000	0,000	0,058
20	TS	100	0	65	40	0,086	0,037	0,002	0,001	0,000	0,000	0,054
21	MS	125	0	60	30	0,108	0,046	0,003	0,001	0,000	0,000	0,073
22	MS	15	0	10	5	0,013	0,005	0,001	0,001	0,000	0,000	0,052
23	MS	68	0	30	22	0,059	0,025	0,002	0,001	0,000	0,000	0,079
24	MS	137	0	35	57	0,119	0,051	0,003	0,002	0,000	0,000	0,137
25	MS	61	0	60	20	0,053	0,023	0,001	0,001	0,000	0,000	0,036
26	MS	133	0	45	48	0,116	0,049	0,003	0,002	0,000	0,000	0,104
27	MS	79	0	45	25	0,069	0,029	0,002	0,001	0,000	0,000	0,061
28	MS	118	0	35	35	0,103	0,044	0,003	0,001	0,000	0,000	0,118
29	MS	44	0	60	18	0,038	0,016	0,001	0,001	0,000	0,000	0,026
30	TS	500	1000	0	23	1,302	0,566	0,035	0,017	2,000	0,000	0,637
31	TS	84	0	40	30	0,073	0,031	0,002	0,001	0,000	0,000	0,073
32	MS	185	0	65	36	0,160	0,068	0,004	0,002	0,000	0,000	0,099

Tabelle A - 20: Kanalnetzdaten für das Modell in Untersuchungsgebiet 2(36)

Haltungsnummer	Schacht oben	Schacht unten	Schachthöhe oben	Schachthöhe unten	Länge	Rohrgefälle	DN	Baujahr	Zustandsklasse	Schadenslänge	Gesamtlänge Haltungen	Differenz Länge
[-]	[-]	[-]	[mNN]	[mNN]	[m]	[‰]	[mm]	[JJ]	[-]	[m]	[m]	[m]
1	M1_1	M1_2	260,60	254,53	328,25	18,5	400	1968	3	22,30	328,25	0,00
2	M1_2	M2_2	253,50	247,13	157,010	40,6	400	1965	3	46,40	180,01	23,00
3	M2_2	M12_1	246,44	243,10	101,22	33,0	700	1987	4	0,00	101,22	0,00
4	M4_1	M12_1	256,00	242,17	314,57	44,0	350	1965	3	33,00	314,57	0,00
5	M5_1	M9_1	261,97	250,14	274,98	43,0	350	1987	4	50,90	360,73	85,75
6	M6_1	M7_1	260,50	253,84	120,47	55,3	350	1987	4	0,00	120,47	0,00
7	M7_1	M9_1	254,50	247,45	247,66	28,5	400	1987	4	19,10	271,20	23,54
8	M8_1	M9_1	252,50	247,40	645,76	7,9	500	1987	3	88,80	652,42	6,66
9	M9_1	M2_2	247,22	246,59	57,35	11,0	700	1987	4	50,40	57,35	0,00
10	M10_1	M13_1	243,20	241,47	89,18	19,4	400	1965	4	0,00	96,00	6,82
11	M11_1	M13_1	245,49	241,66	163,11	23,5	300	1966	4	31,20	163,11	0,00
12	M12_1	M47_1	242,50	240,28	130,40	17,0	900	1987	3	11,40	130,40	0,00
13	M13_1	M47_1	242,40	240,32	99,76	20,9	700	1962	4	58,00	99,76	0,00 ÜS
14	M14_1	M47_1	241,65	240,10	65,94	23,5	550	1962	4	0,00	65,94	0,00
15	M15_1	M13_1	248,40	243,38	211,02	23,8	400	1967	3	6,40	211,02	0,00
16	M16_1	fRÜ 1	257,50	250,17	310,76	23,6	400	1984	4	67,40	339,36	28,60
17	M17_1	M18_1	267,20	260,94	120,78	20,0	250	1974	3	40,30	120,78	0,00
18	M18_1	M21_1	258,00	250,49	381,62	19,7	550	1969	3	139,60	474,73	93,11
19	M19_1	M21_1	252,10	250,48	77,89	20,8	600	1986	4	0,00	77,89	0,00
20	M20_1	M18_1	264,35	260,31	190,40	21,2	300	1964	4	0,00	281,81	91,41
21	M21_1	fRÜ 1	250,25	250,01	31,62	7,6	1100	1986	4	0,00	31,62	0,00
22	M22_1	M24_1	264,01	260,45	153,15	23,2	300	1964	4	53,30	153,15	0,00
23	M23_1	M24_1	261,56	260,40	97,20	11,9	300	1964	4	0,00	97,20	0,00
24	M24_1	M26_1	260,39	260,02	59,68	6,2	300	1964	4	0,00	59,68	0,00 ÜS
25	M25_1	M26_1	263,72	260,01	165,02	22,5	300	1964	4	110,70	228,08	63,06
26	M26_1	M36_1	259,94	258,55	64,74	21,5	400	1964	4	0,00	64,74	0,00
27	M27_1	M26_1	262,00	260,02	164,920	12,0	300	1963	3	47,90	259,63	94,71
28	M28_1	M29_1	263,50	259,90	132,39	27,2	450	1964	4	51,60	239,71	107,32
29	M29_1	M31_1	259,89	258,60	83,72	15,4	350	1964	4	31,10	83,72	0,00 ÜS
30	M30_1	M31_1	264,64	259,25	297,57	18,1	350	1964	3	30,50	353,01	55,44
31	M31_1	M19_1	257,80	252,52	112,03	47,1	300	1964	2	28,80	112,03	0,00
32	M32_1	M33_1	251,80	249,25	130,35	19,6	500	1965	4	53,20	242,53	112,18
33	M33_1	M13_1	246,50	243,17	121,30	27,5	700	1961	4	0,00	121,30	0,00 ÜS
34	M34_1	M33_1	257,26	247,92	274,16	34,1	600	1962	4	49,50	274,16	0,00
35	M35_1	M34_1	257,77	257,27	96,27	5,2	600	1963	4	0,00	96,27	0,00
36	M36_1	M35_1	258,20	257,78	79,62	5,3	600	1963	4	0,00	79,62	0,00
37	M37_1	M34_1	261,00	259,50	280,11	5,4	400	1964	3	125,40	616,83	336,72
38	M38_1	M35_1	259,94	258,63	345,32	3,8	500	1964	3	134,20	645,24	299,92
39	M39_1	M40_1	260,48	255,69	306,26	15,6	400	1974	4	59,20	654,41	348,15
40	M40_1	M42_1	254,50	252,48	119,85	16,9	400	1974	4	48,30	119,85	0,00
41	M41_1	M42_1	258,50	251,95	141,80	46,2	350	1965	4	94,80	180,47	38,67
42	M42_1	M33_1	251,00	249,39	52,11	30,9	450	1973	3	9,90	100,08	47,97
43	M43_1	M44_1	257,80	244,51	433,82	30,6	400	1969	3	208,60	515,73	81,91
44	M44_1	M14_1	244,20	241,92	64,110	35,6	500	1969	4	42,80	211,14	147,03
45	M45_1	M46_1	259,00	249,95	305,36	29,6	400	1963	4	57,20	398,38	93,02
46	M46_1	M14_1	249,40	241,88	171,95	43,7	350	1962	4	42,20	171,95	0,00 ÜS
47	M47_1	fRÜ 2	239,50	237,61	389,37	4,9	1300	1961	3	87,30	451,83	62,46 ÜS
48	M48_1	M50_1	237,55	236,82	160,64	4,5	550	1961	3	89,40	160,64	0,00
49	M49_1	fRÜ 2	243,50	238,68	221,09	21,8	300	1975	4	35,60	240,34	19,25
50	M50_1	M50_2	236,80	236,48	125,56	2,5	600	1961	4	0,00	125,56	0,00
51	M51_1	M50_2	239,07	237,22	83,83	22,1	300	1963	3	37,70	83,83	0,00
52	M50_2	fRÜB	236,49	234,43	101,46	20,3	1000	1984	4	21,40	101,46	0,00

Kursiv: überlastete Haltung (Überstau)

Tabelle A - 20: Fortsetzung

Haltungs- nummer	Schacht oben	Schacht unten	Schachthöhe oben	Schachthöhe unten	Länge	Rohrgefälle	DN	Baujahr	Zustandsklas- se	Schadenslänge	Gesamtlänge Haltungen	Differenz Länge
[-]	[-]	[-]	[mNN]	[mNN]	[m]	[‰]	[mm]	[JJ]	[-]	[m]	[m]	[m]
53	RÜB	M54_1	231,71	231,59	9,02	13,3	600	1990	4	0,00	34,05	25,03
54	M54_1	M54_2	231,40	229,32	163,31	12,7	350	1988	3	170,70	947,13	783,82
55	M55_1	M36_1	258,70	258,41	99,48	2,9	350	1963	4	0,00	99,48	0,00
56	RÜ 2	M48_1	237,58	237,56	6,99	2,9	400	1961	4	0,00	6,99	0,00
57	RÜ 1	M15_1	249,98	249,95	22,41	1,3	250	1986	4	0,00	22,41	0,00
1111	RÜ 1	G1_1	247,60	245,22	69,81	34,1	900	1986	4	0,00	69,81	0,00
2222	RÜ 2	G2_1	236,49	235,93	33,95	16,5	1100	1961	4	0,00	33,95	0,00
3333	RÜB	G3_1	231,80	230,91	59,78	14,9	900	1961	4	0,00	59,78	0,00
1	R1_1	R1_2	252,76	248,00	673,08	7,1	900	1996	4	0,00	673,08	0,00
2	R2_1	R2_2	257,25	245,86	763,28	14,9	800	1996	4	0,00	860,76	97,48
3	R3_1	R3_2	253,55	245,12	311,40	27,1	1400	1996	4	0,00	644,35	332,95
4	R4_1	R2_2	251,57	245,88	131,61	43,2	1000	1996	4	0,00	497,33	365,72
5	R5_1	R5_2	263,66	254,63	218,01	41,4	600	1997	3	8,10	372,41	154,40
6	R6_1	G4_1	250,65	245,99	135,11	34,5	400	1987	4	0,00	141,91	6,80
7	R7_1	R7_2	266,66	262,33	222,04	19,5	300	1998	3	40,40	261,51	39,47
8	R8_1	R8_2	267,37	265,85	195,45	7,8	400	1998	3	119,50	492,20	296,75
9	R24_2	R9_2	262,82	258,84	61,78	64,4	400	2001	4	0,00	367,54	305,76
10	R10_1	R10_2	243,48	242,91	126,31	4,5	300	2000	4	0,00	130,33	4,02
11	R11_1	R19_2	240,58	237,94	125,23	21,1	350	2000	4	0,00	271,28	146,05
12	R12_1	R19_2	242,38	238,19	171,16	24,5	300	2000	4	0,00	193,27	22,11
13	R19_2	G6_1	235,76	234,29	98,10	14,9	600	2000	4	0,00	98,10	0,00
14	R14_1	R14_2	249,91	247,47	217,46	11,2	600	1981	4	0,00	409,59	192,13
15	R14_2	R15_2	247,20	246,85	121,90	2,9	900	1979	4	0,00	121,90	0,00
16	R15_2	R16_2	246,83	246,31	136,02	3,8	1000	1979	4	0,00	341,96	205,94
17	R17_1	R16_2	255,93	246,85	166,36	54,6	300	1972	4	0,00	166,36	0,00
18	R16_2	G8_1	246,31	245,88	116,13	3,7	1000	1979	4	0,00	116,13	0,00
19	R10_2	R19_2	240,20	239,89	21,61	14,3	500	2000	4	0,00	21,61	0,00
20	R2_2	R20_2	241,50	240,13	120,59	11,4	600	1998	3	11,50	226,22	105,63
21	R21_1	R14_2	257,20	248,86	248,12	33,6	400	1973	4	0,00	393,21	145,09
22	R22_1	R14_1	256,00	251,94	571,03	7,1	500	1981	4	0,00	571,03	0,00
23	R23_1	G7_1	251,41	247,91	86,68	40,4	300	1983	4	0,00	86,68	0,00
24	R8_2	R24_2	264,23	263,33	47,54	18,9	400	1998	4	0,00	47,54	0,00
555	R3_2	R555_2	242,17	241,37	63,85	12,5	300	1999	4	0,00	63,85	0,00
666	R1_2	R666_2	241,82	241,74	17,17	4,7	200	1999	4	0,00	17,17	0,00
777	R9_2	R777_2	258,71	258,61	6,79	14,7	400	2001	4	0,00	6,79	0,00
999	R999_1	R10_2	244,94	244,84	10,60	9,4	300	2000	4	0,00	10,60	0,00
9999	R7_2	G5_1	259,93	259,82	8,05	13,7	200	1998	4	0,00	8,05	0,00
1	S1_1	S1_2	256,00	249,40	699,06	9,4	350	1996	4	0,00	715,02	15,96
2	S2_1	S1_2	256,24	249,33	1013,16	6,8	400	1996	3	0,00	1785,01	771,85
3	S1_2	S3_2	248,00	244,78	676,04	4,8	400	1995	4	0,00	820,80	144,76
4	S3_2	M54_1	239,80	231,74	657,10	12,3	500	1994	4	0,00	660,55	3,45
5	S5_1	S5_2	241,65	237,20	125,45	35,5	250	2000	4	0,00	191,66	66,21
6	S6_1	S5_2	240,00	237,17	183,42	15,4	250	2000	4	0,00	340,09	156,67
7	S7_1	M1_1	265,33	262,21	267,94	11,6	250	1998	4	0,00	267,94	0,00
8	S8_1	M1_2	265,67	261,30	295,95	14,8	250	1998	3	73,80	603,59	307,64
9	S9_1	M1_2	260,90	259,72	225,16	5,2	250	2001	4	0,00	360,06	134,90
10	S10_1	S11_2	255,83	246,99	114,62	77,1	250	1974	3	80,80	267,37	152,75
11	S11_1	S11_2	250,60	247,00	189,44	19,0	250	1978	4	100,10	523,58	334,14
13	S11_2	S12_2	247,80	245,70	212,62	9,9	250	1980	4	46,80	432,22	219,60
13	S13_1	S12_2	255,62	245,70	298,85	33,2	250	1974	4	5,40	298,85	0,00
14	S5_2	M50_1	237,17	236,77	91,28	4,4	250	2000	4	0,00	91,28	0,00
16	S12_2	M37_1	261,70	261,56	20,00	7,0	250	1978	4	0,00	20,00	0,00
15	S16_1	M23_1	245,74	260,08	446,230	-32,1	250	1980	4	0,00	446,23	0,00

ÜS

DL

Kursiv: überlastete Haltung (Überstau)

Tabelle A - 21: Mögliche Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung und Ableitung in Untersuchungsgebiet 2(32)

Teilgebiete			Maßnahmen Regenwasserbewirtschaftung												Maßnahmen Ableitungssysteme																				
Teilgebiete	Entwässerungsverfahren	Kurzbezeichnung Teilgebiet	Nutzungsart	A_GD	A_Eit	Entseelung	A_VM	A_VMZ	A_VMZ	A_RN1	A_RN2	sonstige Retention	Behandlung natürliche Verfahren	A_BHT	Behandlung technische Verfahren	A_BH2	MWK	Sanierung oder Mischwasserkanal	SWK	Sanierung oder wasserkanal	RWK	Sanierung oder wasserkanal	OA	Sanierung oder Pflastertrinne	OA2	Sanierung oder Rasentrinne	DS	Sanierung oder Drucksystem	VS	Sanierung oder Bau Vakuum-system					
																															A_GD	A_Eit	Entseelung	A_VM	A_VMZ
1	MS	Opelstrasse III	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1				
2	MS	Finkenstrasse II	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
3	MS	Tränkwald	Freistehende Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
4	TS	Pirmannsgarten	Freistehende EFH, Reihenhäuser	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
5	TS	Kimmigarten	Verdichtetes Reihenausgabegebiet	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
6	MS	Brüchling I	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
7	MS	Gewerbe Finkenstr.	Gewerbegebiet	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
8	MS	Zoo Park	Freizeitanlage	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
9	MS	Opelstrasse Rodenbacher Str.	Freistehende Einfamilienhäuser	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
10	MS	Brüchling II	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
11	MS	Geiersberg	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
12	MS	Sportplatz	Sportstätten	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
13	MS	Fischereck	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
14	MS	Ortskern	Ortszentrum	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
15	MS	Kästenbergsstraße I	Freistehende Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
16	MS	Kästenbergsstraße II	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
17	MS	Erfenbacher Straße	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
18	TS	Flachsacker	Freistehende Einfamilienhäuser	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
19	MS	Kästenbergsstraße III	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
20	TS	In den Langen Ruthen	Verdichtetes Reihenausgabegebiet	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
21	MS	Finkenstraße I	Freistehende Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
22	MS	Opelstraße IV	Mischgebiet	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
23	MS	Am Wäldchen	Stadtzentrum, Einfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
24	MS	Im krummen Hain	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
25	MS	Mühlenweg I	Ortszentrum, Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
26	MS	Opelstraße II	alter Ortskern, Einfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
27	MS	Talmorgen	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
28	MS	Sigeloring	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
29	MS	Opelstraße I	altes Ortszentrum	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
30	MS	Gewerbe Sauerwiesen	Gewerbegebiet	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
31	TS	Mühlenweg III	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
32	MS	Mühlenweg II	Freistehende Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
TS		Trennsystem		1																															
MS		Mischsystem		0																															

1 Maßnahme ist möglich
0 Maßnahme ist aufgrund der Randbedingungen nicht möglich

Tabelle A - 22: Mögliche Maßnahmen zu Neuartigen Sanitärsystemen in Untersuchungsgebiet 2(32)

Teilgebiete			Maßnahmen Alternative Sanitärtechnik																						
Teilgebiete	Entwässerungs- verfahren	Kurzbezeichnung Teilgebiet	Nutzungsart	WS_Gr	wasserspende Techniken Grauwasser	Techniken WC- Spülung	Kleinkammer- kompostol- letten	Großkammer- kompostol- letten	dez. SW-Beh. in anlagen	SW_Bio	SW_Z	SW_Z	GW_BF	GW_BF	GW_BF	GW_BF	GW_T	GW_T	GW_T	GW_T	GW_Z	GW_Z	GW_VM	Ursparation mit Speicherung	Kleinkläranlage
[-]	[+]	[-]	[+]	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	MS	Opelstrasse III	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	MS	Finkenstrasse II	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
3	MS	Tränkwald	Freistehende Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
4	TS	Pirnanngarten	Freistehende EFH, Reihenhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
5	TS	Kimmelgarten	Verdichtetes Reihenausbaugebiet	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
6	MS	Brüchling I	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
7	MS	Gewerbe Finkenstr.	Gewerbegebiet	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
8	MS	Zoo Park	Freizeitanlage	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
9	MS	Opelstrasse Rodenbacher Str.	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
10	MS	Brüchling II	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
11	MS	Geiersberg	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
12	MS	Sportplatz	Sportstätten	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
13	MS	Fischereck	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
14	MS	Ortskern	Ortszentrum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
15	MS	Kästenbergstraße I	Freistehende Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
16	MS	Kästenbergstraße II	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
17	MS	Erfenbacher Straße	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
18	TS	Flachsäcker	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
19	MS	Kästenbergstraße III	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
20	TS	In den Längen Ruthen	Verdichtetes Reihenausbaugebiet	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
21	MS	Finkenstraße I	Freistehende Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
22	MS	Opelstraße IV	Mischgebiet	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0
23	MS	Am Wäldchen	Stadtzentrum, Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
24	MS	Im krummen Hain	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
25	MS	Mühlenweg I	Ortszentrum, Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
26	MS	Opelstraße II	alter Ortskern, Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
27	MS	Talmorgen	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
28	MS	Siebelring	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
29	MS	Opelstraße I	altes Ortszentrum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
30	TS	Gewerbe Sauerwiesen	Gewerbegebiet	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0
31	TS	Mühlenweg III	Freistehende Einfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
32	MS	Mühlenweg II	Freistehende Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
TS		Trennsystem		1																					
MS		Mischsystem		0																					

1 Maßnahme ist möglich
0 Maßnahme ist aufgrund der Randbedingungen nicht möglich

A 8.2.2 Detaillierungsgrad 6 Teileinzugsgebiete Untersuchungsgebiet 2(6)

Tabelle A - 23: Kennzeichnung der festgelegten Teileinzugsgebiete Untersuchungsgebiet 2(6)

Teilgebiet [-]	Entwässerungs- verfahren [-]	Teilgebiete		Nutzungsart [-]	weitere Bemerkung zum Siedlungstyp [-]
		Zusammenfassung Teilgebiete [-]			
I	MS	1-2, 7, 17, 22, 25-28, 32	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	dichte Bebauung	
II	MS	3, 6, 8-13, 21, 23-24	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser, Freizeitanlagen	teilw. sehr dichte Bebauung	
III	MS	14-16	Ortszentrum	Neubaugebiet	
IV	TS	4-5	Reihenhäuser	Neubaugebiet	
V	TS	18, 20	Freistehende Einfamilienhäuser, Reihenhausgebiet	Neubaugebiet	
VI	TS	30-31	Gewerbegebiet	teilw. große Gebäudeflächen	

Tabelle A - 24: Kennzahlen der Teilflächen und Abwasserteilströme Untersuchungsgebiet 2(6)

Teilgebiete		Kanalisiertes Einzugsgebiet											Freifläche für Maßnahmen
Teilgebiet	Entwässerungsverfahren	Kanalisiertes Einzugsgebiet $A_{E,K}$ [ha]	befestigte Fläche $A_{E,K,b}$ [ha]	Dachflächen, steil A_{SD} [ha]	Dachflächen, flach A_{FD} [ha]	Straßen A_{str} [ha]	Hof A_{TH} [ha]	Terrasse, Parkplätze A_p [ha]	sonstige bef. Flächen $A_{s,o}$ [ha]	unbefestigte Flächen $A_{E,ub}$ [ha]	Befestigungsgrad γ [-]	theoret. Freifläche für Maßnahmen [ha]	
[-]	[-]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[-]	[ha]	
I	MS	27,19	13,41	4,883	1,235	4,762	2,337	0,192	0,000	13,780	0,49	3,584	
II	MS	25,18	11,72	3,525	0,959	4,698	1,410	0,914	0,204	13,458	0,47	7,161	
III	MS	11,04	5,37	1,767	0,811	1,676	1,112	0,000	0,000	5,676	0,49	1,626	
IV	TS	5,71	2,36	0,851	0,123	0,745	0,439	0,022	0,180	3,355	0,41	1,803	
V	TS	2,79	1,43	0,595	0,083	0,547	0,104	0,000	0,105	1,359	0,51	0,802	
VI	TS	20,31	12,86	2,058	1,483	5,560	1,059	0,500	2,200	7,451	0,63	1,721	

Teilgebiete		Trockenwetterabfluss											
Teilgebiet	Entwässerungsverfahren	Einwohner	Einwohner	EW	Gewerbe	Einwohnerdichte [E/haAE_K]	Anzahl Wohnhäuser / Gebäude [-]	Grauwasserstrom $Q_{S,gr}$ [l/s]	Spülwasser $Q_{S,WC}$ [l/s]	Urinstrom $Q_{S,U}$ [l/s]	Fäzesstrom $Q_{S,Fae}$ [l/s]	betriebliches Abwasser Q_B [l/s]	Fremdwas-serabfluss Q_F [l/s]
[-]	[-]	[E]	[EW]	[E]	[EW]	[E/haAE_K]	[-]	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
I	MS	1273	50	48,7	380	1,149	0,490	0,031	0,015	0,200	0,952		
II	MS	986	0	39,2	275	0,856	0,365	0,023	0,011	0,000	0,881		
III	MS	467	0	42,3	137	0,406	0,173	0,011	0,005	0,000	0,386		
IV	TS	194	0	33,9	76	0,168	0,072	0,004	0,002	0,000	0,200		
V	TS	137	0	49,2	56	0,119	0,051	0,003	0,002	0,000	0,098		
VI	TS	584	1000	78,0	53	1,375	0,587	0,037	0,018	2,000	0,711		

Tabelle A - 25: Mögliche Maßnahmen Untersuchungsgebiet 2(6)

Teilgebiete		Maßnahmen Regenwasserbewirtschaftung												Maßnahmen Ableitungssysteme																								
Teilgebiete	Entwässerungsverfahren	Zusammenfassung Teilgebiete	Nutzungsart	A_GD	A_Ent	A_VM	A_VMz	A_VMz	zentrale	Regenwasser-nutzung im Haushalt	A_RN1	A_RN2	A_RN2	Regenwasser-nutzung	Sonstige Retention	Behandlung natürliche Verfahren	A_BH1	Behandlung technische Verfahren	A_BH2	MWK	Sanierung oder Mischwasserkanal	Sanierung oder Schutzwasserkanal	SWK	Sanierung oder Regenwasserkanal	RWK	Sanierung oder Wasserkanal	OA1	Sanierung oder Bau Pflaster-rinne	OA2	Sanierung oder Bau Rasenrinne	DS	Sanierung oder Bau Druck-system	VS	Sanierung oder Bau Vakuum-system				
I	MS	1-2, 7, 17, 22, 25-28, 32	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1				
II	MS	3, 6, 8-13, 21, 23-24	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser, Freizeitanlagen	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
III	MS	14-16	Ortszentrum	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
IV	TS	4-5	Reihenhäuser	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
V	TS	18, 20	Freistehende Einfamilienhäuser, Reihenausbau	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
VI	TS	30-31	Gewerbegebiet	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
	TS		Trennsystem	1																																		
	MS		Mischsystem	0																																		
				1 Maßnahme ist möglich																																		
				0 Maßnahme ist aufgrund der Randbedingungen nicht möglich																																		
Teilgebiete		Maßnahmen Alternative Sanitärtechnik																																				
Teilgebiete	Entwässerungsverfahren	Zusammenfassung Teilgebiete	Nutzungsart	WS_Gr	Techniken Grauwasser	Wassersparende Techniken WC-Spülung	Kleinkammer-kompost-toiletten	Kleinkammer-kompost-toiletten	Großkammer-kompost-toiletten	dez. SW-Beh. in Biogas-anlagen	SW-Beh. auf zentr. KA	GW-Beh. auf zentr. KA	GW-Beh. auf zentr. KA	GW-VM behandeltem	GW-VM behandeltem	Urinseparation mit Speicherung	Kleinkläranlage																					
I	MS	1-2, 7, 17, 22, 25-28, 32	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1																				
II	MS	3, 6, 8-13, 21, 23-24	Freistehende Ein- und Mehrfamilienhäuser, Freizeitanlagen	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1																				
III	MS	14-16	Ortszentrum	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1																				
IV	TS	4-5	Reihenhäuser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1																				
V	TS	18, 20	Freistehende Einfamilienhäuser, Reihenausbau	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1																				
VI	TS	30-31	Gewerbegebiet	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1																				
	TS		Trennsystem	1																																		
	MS		Mischsystem	0																																		
				1 Maßnahme ist möglich																																		
				0 Maßnahme ist aufgrund der Randbedingungen nicht möglich																																		

A 8.2.3 Eingangsdaten für beide Detaillierungsstufen

Tabelle A - 26: Sonderbauwerksdaten

	Drosselabfluss	Volumen	Höhe Überlaufschwelle	Länge Überlaufschwelle
	[l/s]	[m³]	[m]	[m]
RÜ Geiersberg	95		0,45	5,99
RÜ Kästenbergstraße	920	-	0,86	2 x 4,07
RÜB Siegelbach	31	900	4,5	10,00

Tabelle A - 27: Zahlenwerte Transformationsfunktionen ökologische Kosten

Einzelkriterien		Kennwerte	
<i>Wasserhaushalt</i>			
Abstand von natur-naher	- Verdunstungsrate ¹⁾	ΔEP_0	= $Z_{verd} - 45 \%$
	- Versickerungsrate ¹⁾	ΔI_0	= $Z_{vers} - 18 \%$
Abstand von ge-wünschter	- Regenwassernutzungsrate ¹⁾	ΔN_0	= $Z_{rwn} - 0 \%$
<i>Ressourcenschonung</i>			
Abstand von ge-wünschter	- Rate an direkter Trinkwas-sereinsparung ¹⁾	ΔT_0	= $Z_{twe} - 0 \%$
	- Grauwassernutzung ¹⁾	ΔG_0	= $Z_{gwn} - 0 \%$
	- Rate für „Nährstoff- und Energieverwertung“ ¹⁾	ΔR_0	= $Z_{due} - 0 \%$
<i>Emissionen</i>			
Frachtaustrag in die Gewässer		$B_{0,i}$	= 14.770 kg/a (regenwas-serbedingt) = 38.416 kg/a (Gesamt-frachten)
		$B_{1,i}$	= $0,25 \cdot B_{0,i}$
		i	= Σ aller Gewässerknoten
Entlastungsrate Mischwasserentlastung		$\Delta e_{0,i}$	= 7,7
		$\Delta e_{1,i}$	= 20
		i	= RÜB Siegelbach
Mischverhältnis in Mischwasserentlastung		$\Delta m_{0,i}$	= 2,8
		$\Delta m_{1,i}$	= -1
		$\Delta m_{2,i}$	= 2
		$K_{3c0,i}$	= 0,5
		i	= RÜB Siegelbach
<i>Immissionen</i>			
Maximalabflüsse in Gewässer		$Q_{0,i}$	= 8.790 l/s
		$Q_{1,i}$ ²⁾	= $120 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)} \cdot A_u = 4.020 \text{ l/s}$
		i	= Σ aller Gewässerknoten
<i>Bewertung von sonstigen Defiziten</i>			
fiktive Kosten für Kanalüberstauungen		fk_j	= 10.000...1.000.000
fiktive Kosten für vernachlässigte Kanalsanierungen		fk_j	= 0

¹⁾ Zielwerte Z_i wurden für verschiedene Szenarien unterschiedlich vorgegeben

²⁾ nach DWA-M 153 (2007) für „großer Flachlandbach“ mit $b_{sp} > 1 \text{ m}$

A 8.3 Kapazitäten zur Flussaufteilung

Tabelle A - 28: Aufteilungsfaktoren λ_j^X für Fluss R und A

von Knoten	λ_j^R		λ_j^A			
	nach Knoten		nach Knoten			
	i	Verdunstung	i	Verdunstung	Versickerung	Nutzung
A_SD	100	0	90 87	10 13	0	0
A_FD	100	0	70 84	30 16	0	0
A_TH	80	20 ¹⁾	60 55	25 30	15	0
A_Str	100	0	85 60	15 40	0	0
A_P	100	0	85 65	15 35	0	0
A_So	75	25 ¹⁾	50	30	20	0
A_ub	30	70 ¹⁾	5 2	65	30 33	0
A_GD	60	40 ¹⁾	30 50	70 50	0	0
A_Ent	100	0	100	0	0	0
Ent	50	50 ¹⁾	25	30	45	0
A_VM	100	0	100	0	0	0
VM	0	100 ¹⁾	1	12 14	87 85	0
A_VMz	100	0	100	0	0	0
VMz	0	100 ¹⁾	0	20	80	0
A_RN1	100	0	100	0	0	0
RN1	0	100 ¹⁾	20 18	5	3	72 74
A_RN2	100	0	100	0	0	0
RN2	0	100 ¹⁾	40	38	22	0
A_Ret	100	0	100	0	0	0
Ret	0	100 ¹⁾	25	75	0	0
A_BH1	100	0	100	0	0	0
BH1	100	0	100	0	0	0
A_BH2	100	0	100	0	0	0
BH2	100	0	88	12	0	0
q_u	0	0	0	0	0	0
q_Fae	0	0	0	0	0	0
q_Ge	0	0	0	0	0	0
q_Br	0	0	0	0	0	0
q_B	0	0	0	0	0	0
q_F	0	0	0	0	0	0
WS_Gr	0	0	0	0	0	0
WS_WC	0	0	0	0	0	0
q_GW_BF	0	0	0	0	0	0
GW_BF	0	0	0	0	0	0
q_GW_BF_N	0	0	0	0	0	0
GW_BF_N	0	0	0	0	0	0
q_GW_T	0	0	0	0	0	0
GW_T	0	0	0	0	0	0
q_GW_T_N	0	0	0	0	0	0
GW_T_N	0	0	0	0	0	0
q_GW_Z	0	0	0	0	0	0
GW_Z	0	0	0	0	0	0
GW_VM	0	0	0	0	0	0
q_SW_KoT1	0	0	0	0	0	0
SW_KoT1	0	0	0	0	0	0
q_SW_KoT2	0	0	0	0	0	0
SW_KoT2	0	0	0	0	0	0
q_SW_Bio	0	0	0	0	0	0
SW_Bio	0	0	0	0	0	0
U_Sep	0	0	0	0	0	0
q_SW_Z	0	0	0	0	0	0
SW_Z	0	0	0	0	0	0
KKA	0	0	0	0	0	0
MWK	100	0	100	0	0	0
SWK	100	0	100	0	0	0
RWK	100	0	100	0	0	0
OA1	100	0	95	5	0	0
OA2	100	0	65	10	25	0
DS	100	0	100	0	0	0
VS	100	0	100	0	0	0

1) Abflussverluste werden fiktiv in den Knoten Verdunstung geleitet, es erfolgt keine Bilanzierung
Kursive Zahlenwerte: Abweichungen für Untersuchungsgebiet 2(6), 2(32)

Tabelle A - 29: Aufteilungsfaktoren λ_j^T für Fluss T [%]

von Knoten	λ_j^T						
	i	nach Knoten					
		Wassersparen	GW_Nutzung	Dünger	Vers_GW	Aufbereitung	Kleinkläranlage
A_SD	0	0	0	0	0	0	0
A_FD	0	0	0	0	0	0	0
A_TH	0	0	0	0	0	0	0
A_Str	0	0	0	0	0	0	0
A_P	0	0	0	0	0	0	0
A_So	0	0	0	0	0	0	0
A_ub	0	0	0	0	0	0	0
A_GD	0	0	0	0	0	0	0
A_Ent	0	0	0	0	0	0	0
Ent	0	0	0	0	0	0	0
A_VM	0	0	0	0	0	0	0
VM	0	0	0	0	0	0	0
A_VMz	0	0	0	0	0	0	0
VMz	0	0	0	0	0	0	0
A_RN1	0	0	0	0	0	0	0
RN1	0	0	0	0	0	0	0
A_RN2	0	0	0	0	0	0	0
RN2	0	0	0	0	0	0	0
A_Ret	0	0	0	0	0	0	0
Ret	0	0	0	0	0	0	0
A_BH1	0	0	0	0	0	0	0
BH1	0	0	0	0	0	0	0
A_BH2	0	0	0	0	0	0	0
BH2	0	0	0	0	0	0	0
q_u	100	0	0	0	0	0	0
q_Fae	100	0	0	0	0	0	0
q_Ge	100	0	0	0	0	0	0
q_Br	100	0	0	0	0	0	0
q_B	100	0	0	0	0	0	0
q_F	100	0	0	0	0	0	0
WS_Gr	61	39	0	0	0	0	0
WS_WC	48	52	0	0	0	0	0
q_GW_BF	100	0	0	0	0	0	0
GW_BF	100	0	0	0	0	0	0
q_GW_BF_N	100	0	0	0	0	0	0
GW_BF_N	30	0	70	0	0	0	0
q_GW_T	100	0	0	0	0	0	0
GW_T	100	0	0	0	0	0	0
q_GW_T_N	100	0	0	0	0	0	0
GW_T_N	30	0	70	0	0	0	0
q_GW_Z	100	0	0	0	0	0	0
GW_Z	100	0	0	0	0	0	0
GW_VM	0	0	0	0	100	0	0
q_SW_KoT1	100	0	0	0	0	0	0
SW_KoT1	0	83	0	17	0	0	0
q_SW_KoT2	100	0	0	0	0	0	0
SW_KoT2	0	83	0	17	0	0	0
q_SW_Bio	100	0	0	0	0	0	0
SW_Bio	0	30	0	70	0	0	0
U_Sep	0	0	0	100	0	0	0
q_SW_Z	100	0	0	0	0	0	0
SW_Z	100	0	0	0	0	0	0
KKA	0	0	0	0	0	0	100
MWK	100	0	0	0	0	0	0
SWK	100	0	0	0	0	0	0
RWK	100 ¹⁾	0	0	0	0	0	0
OA1	100 ¹⁾	0	0	0	0	0	0
OA2	100 ¹⁾	0	0	0	0	0	0
DS	100	0	0	0	0	0	0
VS	100	0	0	0	0	0	0

1) behandeltes Grauwasser kann zusammen mit Regenwasser abgeleitet werden

Tabelle A - 30: Aufteilungsfaktoren λ_j^{FR} für Fluss FR [%]

von Knoten	λ_j^{FR}			
	i	nach Knoten		
		Verdunstung ¹⁾	Versickerung	Nutzung
A_SD	90 87	10 13	0	0
A_FD	70 84	30 16	0	0
A_TH	60 55	25 30	15	0
A_Str	85 60	15 40	0	0
A_P	85 65	15 35	0	0
A_So	50	30	20	0
A_ub	0 2	65	30 33	0
A_GD	19	81	0	0
A_Ent	100	0	0	0
Ent	25	70	5	0
A_VM	100	0	0	0
VM	1	90	9	0
A_VMz	100	100	100	100
VMz	0	70	30	0
A_RN1	100	100	100	100
RN1	20 18 ²⁾	63 66 ³⁾	3	14 13
A_RN2	100	0	0	0
RN2	40 ²⁾	58	2	0
A_Ret	100	0	0	0
Ret	25	75	0	0
A_BH1	100	0	0	0
BH1	10	90	0	0
A_BH2	100	0	0	0
BH2	20	80	0	0
q_Gr	0	0	0	0
q_WC	0	0	0	0
q_U	0	0	0	0
q_Fae	0	0	0	0
q_B	0	0	0	0
q_F	0	0	0	0
WS_Gr	0	0	0	0
WS_WC	0	0	0	0
q_GW_BF	0	0	0	0
GW_BF	0	0	0	0
q_GW_BF_N	0	0	0	0
GW_BF_N	0	0	0	0
q_GW_T	0	0	0	0
GW_T	0	0	0	0
q_GW_T_N	0	0	0	0
GW_T_N	0	0	0	0
q_GW_Z	0	0	0	0
GW_Z	0	0	0	0
GW_VM	0	0	0	0
q_SW_KoT1	0	0	0	0
SW_KoT1	0	0	0	0
q_SW_KoT2	0	0	0	0
SW_KoT2	0	0	0	0
q_SW_Bio	0	0	0	0
SW_Bio	0	0	0	0
U_Sep	0	0	0	0
q_SW_Z	0	0	0	0
SW_Z	0	0	0	0
KKA	0	0	0	0
MWK	100	0	0	0
SWK	0	0	0	0
RWK	100	0	0	0
OA1	95	5	0	0
OA2	65	10	25	0
DS	100	0	0	0
VS	100	0	0	0

1) Frachten werden, sofern keine Behandlung stattfindet, analog mittleren Abflüssen aufgeteilt (fiktive Anteile zum Knoten Verdunstung werden nicht bilanziert)

2) Annahme Überlauf vor Zisterne (ohne Filterung)

3) Anteile, die durch Pflanzen aufgenommen werden und die in Filter der Regenwassernutzungsanlage zurückgehalten werden

Tabelle A - 31: Aufteilungsfaktoren λ_j^{FT} für Fluss FT [%]

von Knoten	λ_j^{FT}						
	i	nach Knoten					
		Wassersparen	GW_Nutzung	Dünger	Vers_GW	Aufbereitung	Kleinkläranlage
A_SD	0	0	0	0	0	0	0
A_FD	0	0	0	0	0	0	0
A_TH	0	0	0	0	0	0	0
A_Str	0	0	0	0	0	0	0
A_P	0	0	0	0	0	0	0
A_So	0	0	0	0	0	0	0
A_ub	0	0	0	0	0	0	0
A_GD	0	0	0	0	0	0	0
A_Ent	0	0	0	0	0	0	0
Ent	0	0	0	0	0	0	0
A_VM	0	0	0	0	0	0	0
VM	0	0	0	0	0	0	0
A_VMz	0	0	0	0	0	0	0
VMz	0	0	0	0	0	0	0
A_RN1	0	0	0	0	0	0	0
RN1	0	0	0	0	0	0	0
A_RN2	0	0	0	0	0	0	0
RN2	0	0	0	0	0	0	0
A_Ret	0	0	0	0	0	0	0
Ret	0	0	0	0	0	0	0
A_BH1	0	0	0	0	0	0	0
BH1	0	0	0	0	0	0	0
A_BH2	0	0	0	0	0	0	0
BH2	0	0	0	0	0	0	0
q_Gr	100	0	0	0	0	0	0
q_WC	100	0	0	0	0	0	0
q_u	100	0	0	0	0	0	0
q_Fae	100	0	0	0	0	0	0
q_B	100	0	0	0	0	0	0
q_F	100	0	0	0	0	0	0
WS_Gr	100	0	0	0	0	0	0
WS_WC	100	0	0	0	0	0	0
q_GW_BF	100	0	0	0	0	0	0
GW_BF	20	0	0	0	0	80	0
q_GW_BF_N	100	0	0	0	0	0	0
GW_BF_N	6	0	14	0	0	80	0
q_GW_T	100	0	0	0	0	0	0
GW_T	20	0	0	0	0	80	0
q_GW_T_N	100	0	0	0	0	0	0
GW_T_N	6	0	14	0	0	80	0
q_GW_Z	100	0	0	0	0	0	0
GW_Z	100	0	0	0	0	0	0
GW_VM	0	0	0	0	100	0	0
q_SW_KoT1	100	0	0	0	0	0	0
SW_KoT1	0	0	0	100	0	0	0
q_SW_KoT2	100	0	0	0	0	0	0
SW_KoT2	0	0	0	100	0	0	0
q_SW_Bio	100	0	0	0	0	0	0
SW_Bio	0	0	0	100	0	0	0
U_Sep	0	0	0	100	0	0	0
q_SW_Z	100	0	0	0	0	0	0
SW_Z	100	0	0	0	0	0	0
KKA	0	0	0	0	0	0	100
MWK	100	0	0	0	0	0	0
SWK	100	0	0	0	0	0	0
RWK	100 ¹⁾	0	0	0	0	0	0
OA1	100 ¹⁾	0	0	0	0	0	0
OA2	100 ¹⁾	0	0	0	0	0	0
DS	100	0	0	0	0	0	0
VS	100	0	0	0	0	0	0

1) behandeltes Grauwasser kann zusammen mit Regenwasser abgeleitet werden

Anhang A 9 Ergebnisse

A 9.1 Untersuchungsgebiet 2(32)

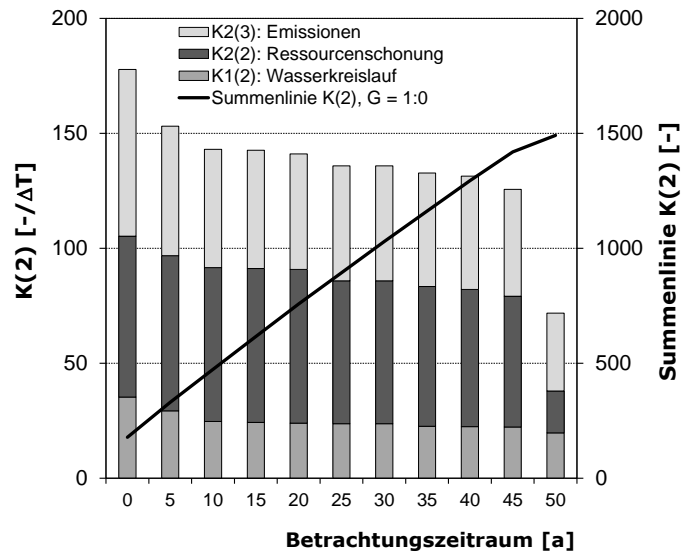


Abbildung A - 10: Einzelkriterien der ökologische Kosten für V1 in Untersuchungsgebiet 2(32)

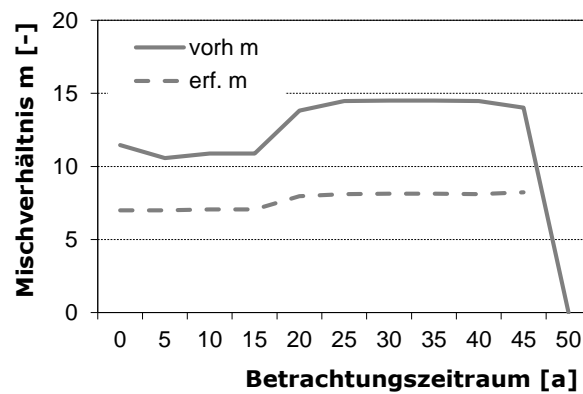


Abbildung A - 11: Verlauf von Mindest-Mischverhältnis und vorhandenem Mischverhältnis für V2 in Untersuchungsgebiet 2(32)

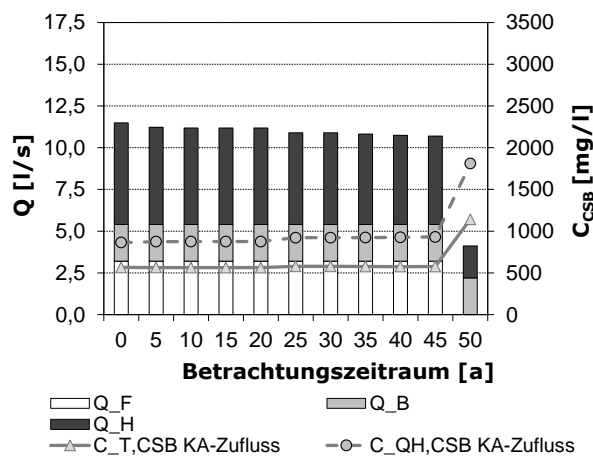


Abbildung A - 12: Abflüsse und CSB-Konzentrationen am Netzende für V1 in Untersuchungsgebiet 2(32)

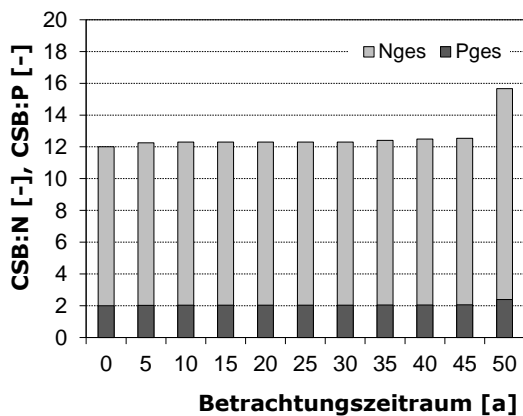


Abbildung A - 13: Kohlenstoff-Nährstoffverhältnis am Netzende für V1 in Untersuchungsgebiet 2(32) als Absolutwerte $CSB:N = 100:N$ und $CSB:P = 100:P$

A 9.2 Untersuchungsgebiet 2(6)

A 9.2.1 Bauablauf S_2(6) bei einer Gewichtung von G = 1:2,5 Mio

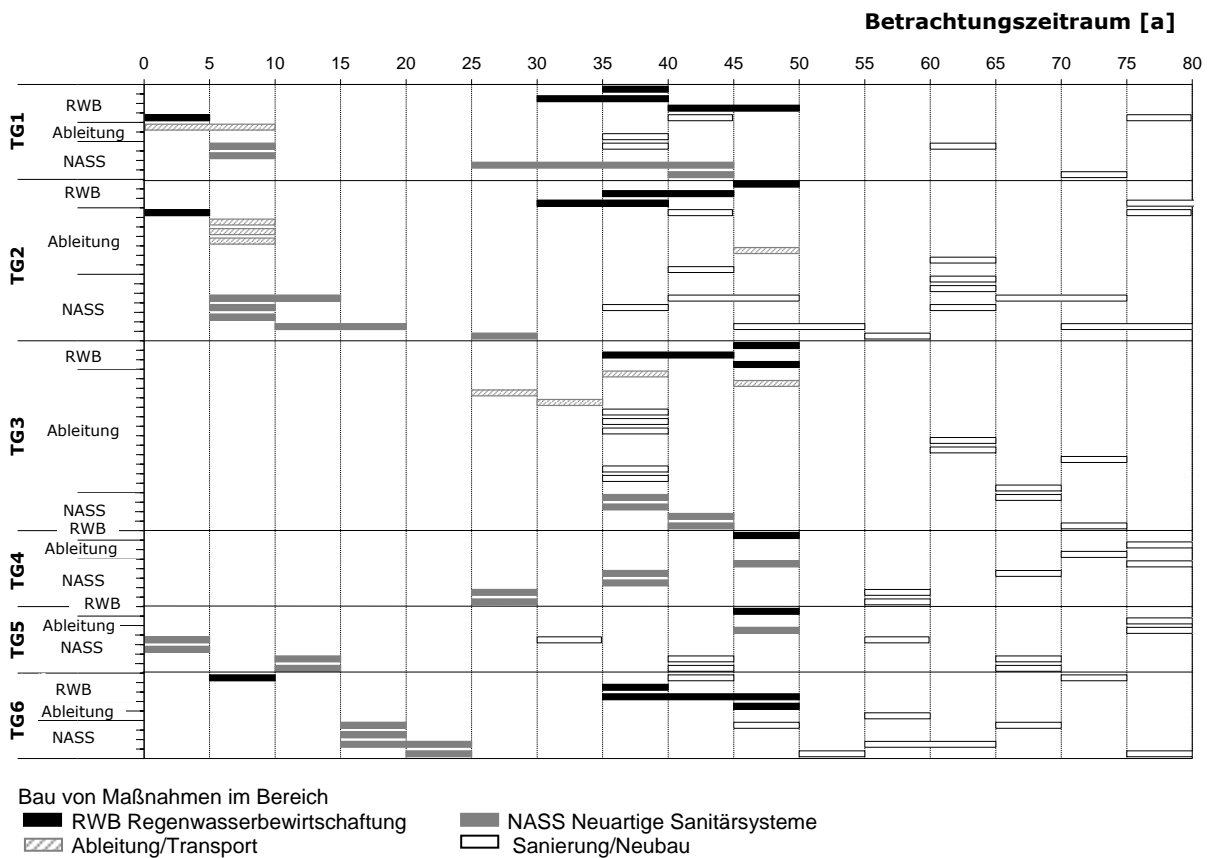


Abbildung A - 14: Implementierung von Maßnahmen für S_2(6) und G = 1:2,5 Mio

A 9.2.2 Ergebnisdarstellungen für G_2(6) und S_2(6)

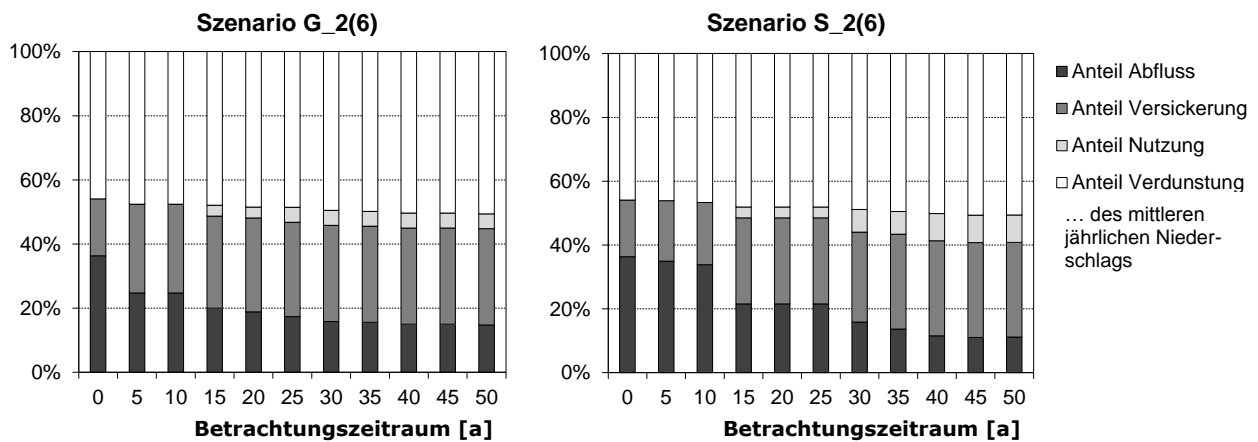


Abbildung A - 15: Anpassung an gewünschten naturnahen Wasserhaushalt für G_2(6) und S_2(6) als prozentuale Anteile des Niederschlags

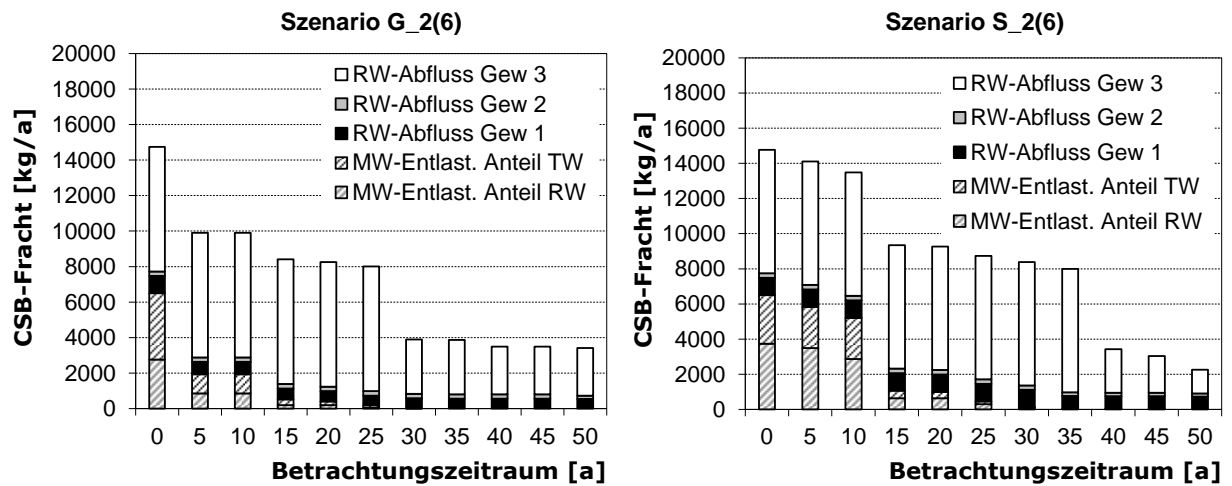


Abbildung A - 16: CSB-Emissionen in die Gewässer für G_2(6) und S_2(6)

A 9.3 Zusammensetzung des Trockenwetterabflusses beim Basisszenario Schwarzwasserseparation

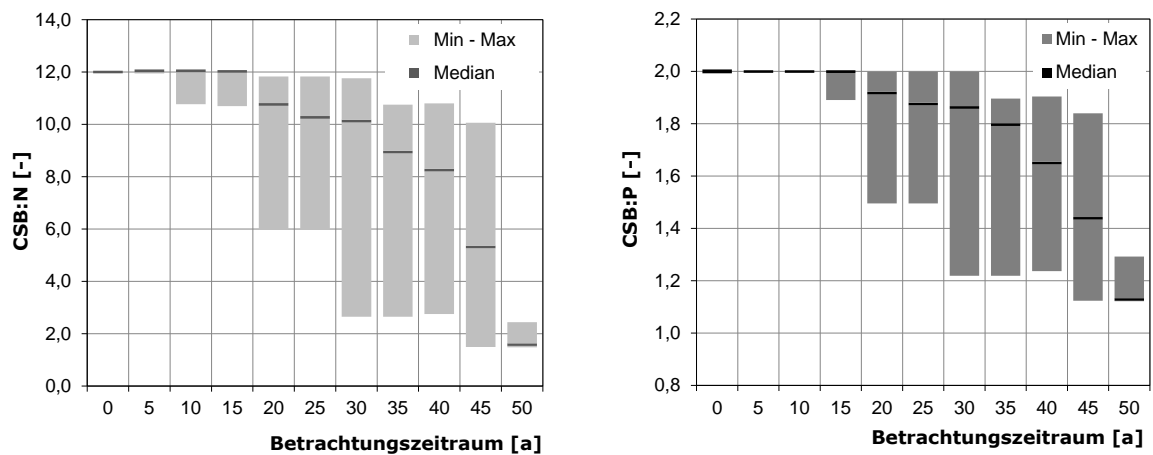


Abbildung A - 17: Verlauf des Kohlenstoff-Nährstoffverhältnisses für unterschiedliche Variationen im Basisszenario Schwarzwasserseparation als Absolutwerte CSB:N = 100:N und CSB:P = 100:P

A 9.4 Variation der Kostenanteile in der K(1)-Zielfunktion

Für das Basisszenario S_2(6) wurde der Einfluss der Anteile der Reinvestitionen und Sanierungskosten in der Zielfunktion K(1) untersucht. In Abbildung A - 18 sind die Summenlinien K(1) jeweils wie in der Zielfunktion vorgegeben inkl. oder ohne Sanierungskosten ausgewiesen. V.a. dadurch ergeben sich bei einer Zielfunktion K(1) inkl. der Sanierungskosten höhere Gesamtkosten, die deutlich ab einem Zeitpunkt von ca. 45 a von den Werten ohne Berücksichtigung der Sanierungskosten abweichen, da ab dann erste gebaute Anlagen zur Sanierung anstehen. Die Sanierungskosten machen in Summe ca. 5 Mio € Kapitalkosten bezogen auf T=0 aus. Der Verlauf der ökologischen Kosten K(2) ist nahezu identisch bei beiden Variationen, da insgesamt nahezu gleiche Maßnahmen auch zu gleichen Zeitpunkten gebaut werden. Entgegen erster Vermutungen werden nur 15 von 64 Einzelschritten zu anderen Zeitpunkten begonnen, und davon nur Schwarzwasserrecyclingmaßnahmen in zwei Teilgebieten zu deutlich unterschiedlichen Zeiten (± 20 a). Da die Maßnahmen bis zum Ende des Umsetzungszeitraums ausgeführt werden ($T_B=50$ a) und sie bei vorgegeben Budgetierung „untergebracht“ werden müssen, ergibt sich offenbar – zudem die ökologischen Kosten gleich gewichtet wurden – kein großer Spielraum zur Platzierung der Maßnahmen. Die Ergebnisse decken sich mit den Erkenntnissen aus der Verlängerung der Untersuchungsdauer (s. Kap. 5.2.1), wo ebenfalls Sanierungskosten eine untergeordnete Rolle spielen.

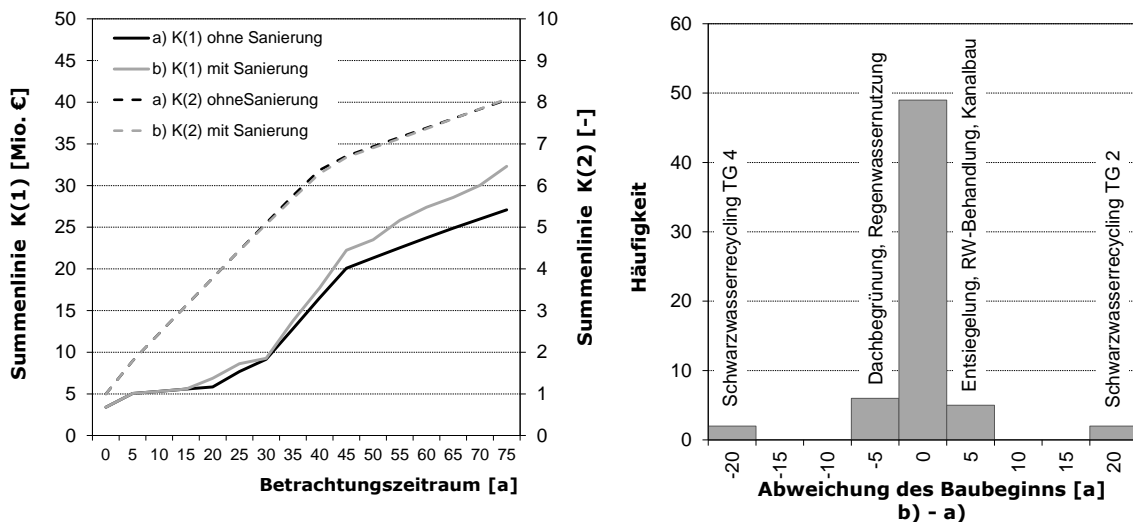


Abbildung A - 18: Summenlinien der Kosten K(1) und K(2) und Anzahl gebauter Maßnahmen in Untersuchungsgebiet 2 (S_2(6)c) bei Zielfunktionen K(1) mit und ohne Reinvestitions- und Sanierungskosten

Wird der Kostenanteil der Abwasserabgabe in der Zielfunktion K(1) nicht berücksichtigt, ergeben sich die in Abbildung A - 19 dargestellten Auswirkungen auf K(1). Bei einer Gewichtung von $G = 1:0$ zeigt sich durch die Hinzunahme der Abwasserabgabe in der Zielfunktion einerseits eine geringfügig bessere Minimierung dieses Kostenanteils (insgesamt 3,1 Mio. € gegenüber 2,9 Mio. €).

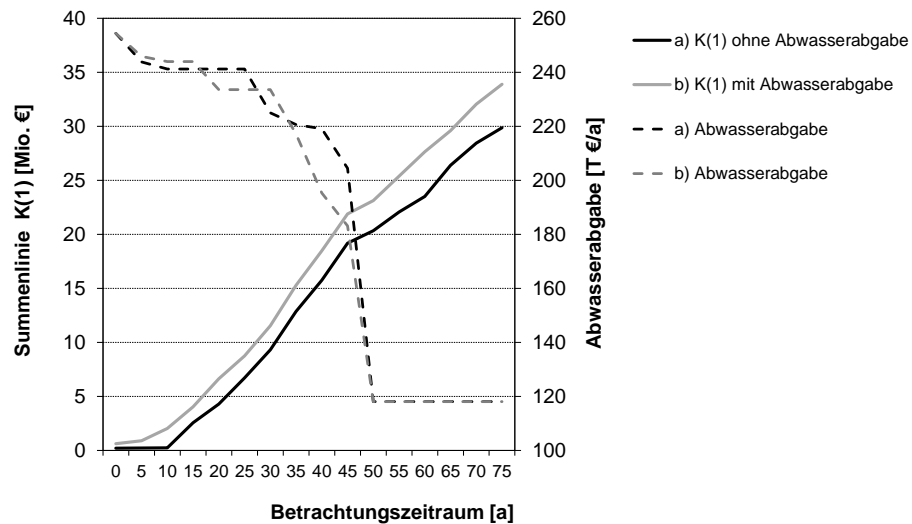


Abbildung A - 19: Summenlinien der Kosten $K(1)$ und Verlauf der Kosten für die Abwasserabgabe bei Zielfunktionen $K(1)$ mit und ohne Abwasserabgabe und Gewichtung $G = 1:0$ für $S_2(6)d$

Die ökologischen Kriterien in Abbildung A - 20 weichen zwischen den beiden Szenarien zwar nicht deutlich ab. Man kann aber erkennen, dass bei den Abflussanteilen des Schmutzwassers schneller die Anteile, die zur Kläranlage gelangen, reduziert werden.

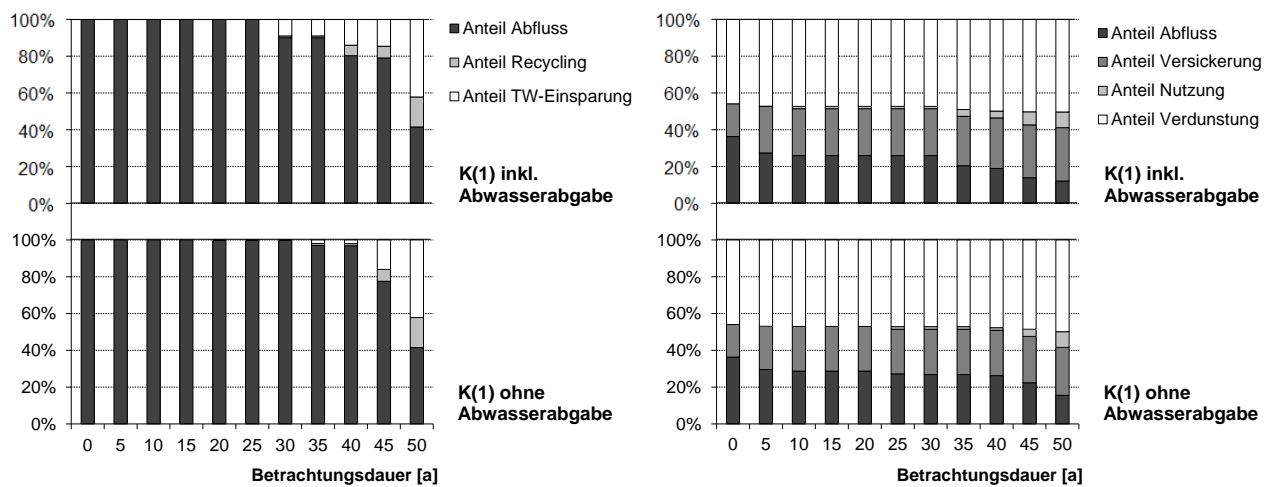


Abbildung A - 20: Verlauf der Abflussanteile des Schmutzwassers (links) und des Regenwassers (rechts) in Untersuchungsgebiet 2 ($S_2(6)d$) bei Zielfunktionen $K(1)$ mit und ohne Abwasserabgabe



Lebenslauf

Dipl.-Ing. Inka Kaufmann Alves

Beruflicher Werdegang

seit 12/2009	wissenschaftliche Mitarbeiterin bei <i>tectraa</i> Zentrum für innovative AbWassertechnologien, TU Kaiserslautern
01/2009 – 12/2009	Elternzeit
03/2002 – 12/2008	wissenschaftliche Mitarbeiterin am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern
04/1998 – 12/2001	studentische Hilfskraft am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern

Ausbildung und Studium

10/2009 – 03/2010	Promotionsstudium im Fachbereich Bauingenieurwesen, TU Kaiserslautern
seit 03/2008	Kollegiatin im internationalen DFG-Graduiertenkolleg "Visualization of Large and Unstructured Data Sets - Applications in Geospatial Planning, Modeling and Engineering" an der TU Kaiserslautern
10/1996 – 03/2002	Studium des Bauingenieurwesens an der Universität Kaiserslautern
06/1996	Abitur am Gymnasium Kusel

