

## Optimale Strategien für einen Systemwandel in der Siedlungsentwässerung

Inka Kaufmann Alves

*tectraa* – Zentrum für innovative AbWasserbehandlung an der TU Kaiserslautern

**Kurzfassung:** Neue Herausforderungen und Zielsetzungen für die Siedlungswasserwirtschaft machen Anpassungen bis hin zu einem Systemwandel der bestehenden Wasserinfrastruktur-Systeme erforderlich. Sollen stärker ressourcenorientierte Systeme sowohl für die Bewirtschaftung des Regenwassers als auch des Schmutzwassers in bestehende Strukturen integriert werden, ist ein erheblicher Umbauaufwand erforderlich. Neben der Sicherstellung der Funktionsfähigkeit der sich wandelnden Systeme sind möglichst minimale finanzielle Aufwendungen und Auswirkungen auf die Umwelt wichtige Randbedingungen einer Systemtransformation. Zur Entwicklung von Strategien für die Umgestaltung können mathematische Methoden der multi-kriteriellen Optimierung ein Hilfsmittel sein. Hierzu wird ein Instrument vorgestellt, dass aufbauend auf einer komplexen Modellstruktur die Abfolge einer Systemtransformation unter gleichzeitiger Minimierung von ökonomischen und ökologischen Kosten bestimmt. Für den gewählten Umsetzungszeitraum können wesentliche Auswirkungen zeitlich und teilträumlich detailliert analysiert werden. Die Anwendung an einem realen Einzugsgebiet zeigt, dass sowohl die Auswahl der Optimierungskriterien als auch deren Gewichtung einen erheblichen Einfluss auf Umsetzungsstrategien haben kann. Die Festlegung einer endgültigen Umsetzungsstrategie kann nur durch Diskussion mit den Entscheidungsträgern vor Ort geschehen.

**Key-Words:** Strategieentwicklung zur Umgestaltung, multi-kriterielle Optimierung, ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung, Bewertungskriterien

## 1 Einführung

Die derzeit dominierenden zentralen Ver- und Entsorgungskonzepte, die meist auf end-of-pipe-Technologien beruhen, genügen eindeutig nicht den Ansprüchen der Nachhaltigkeit. Vielmehr führen Faktoren wie regionaler Bevölkerungsrückgang, klimatische Veränderungen, Finanzierungsprobleme der Infrastruktur oder die Veränderungen in Organisationsformen in der Wasserwirtschaft zu einem Umdenken im Bereich der Wasserver- und -entsorgung. Auch in Industrieländern wird die Bedeutung Neuartiger Sanitärkonzepte (NASS) größer (s. u.a. DWA, 2008). Gegenwärtige Forschungen und Forderungen legen nahe, dass die derzeitigen Systeme der Wasser- und Abwasserinfrastruktur zukünftig zumindest teilweise durch neue Konzepte und Techniken ersetzt und ergänzt werden sollen und geben erste Hinweise zur Transformation (z.B. Kluge und Libbe, 2010). Durch eine Trennung der anfallenden Abwasser- und Stoffströme und einen geänderten Trinkwasserbedarf ändern sich sowohl die Menge und die zeitliche Verteilung des Abwasseranfalls als auch die Beschaffenheit der einzelnen Abwasserströme. Die bestehenden Komponenten der Wasser- und Abwassersysteme sind dadurch über- oder unterdimensioniert, verfahrenstechnisch evtl. nicht an die geänderte qualitative Zusammensetzung angepasst oder auch überflüssig. Andere Teilsysteme müssen ggf. neu angelegt werden. Auch wenn keine „Komplettumstellung“ verlangt wird, machen z.B. ein nachhaltiger Umgang mit der Ressource Wasser oder eine geänderte Umgangsweise mit dem Schmutzwasser den zumindest teilweisen Umbau bestehender Systeme unabdingbar (Kaufmann Alves, 2009). Die Betrachtung eines Systemwechsels bringt Restriktionen bei der Auswahl der Techniken, da aus wirtschaftlichen Gründen vorhandene Anlagen genutzt werden sollten und damit Beschränkungen bei der Auswahl möglicher Abwasserinfrastruktursysteme vorhanden sind (Herbst, 2008).

Eine Systemumstellung in bestehenden Siedlungsgebieten kann aufgrund des erforderlichen baulichen und finanziellen Aufwandes nur stufenweise über lange Zeiträume erfolgen und erfordert neue Strategien zur Umsetzung „im laufenden Betrieb“. Zu allen Zeitpunkten eines Übergangs muss eine zuverlässige Wasserversorgung und Abwasserentsor-

gung gewährleistet werden. Um sicherzustellen, dass jeder Umbauschritt schon jetzt für die Zukunft ökonomischen und ökologischen Nutzen bringt, ist eine optimierte Strategie für die Umsetzung alternativer, stärker dezentraler Sanitär- und Entwässerungstechniken in bestehenden Siedlungsgebieten erforderlich. Da die beiden Aspekte finanzielle Aufwendungen und Auswirkungen auf die Umwelt in einer solchen Strategie minimiert werden sollen, liegt die Nutzung mathematischer Optimierungsmethoden nahe.

## **2 Entwicklung eines mathematischen Optimierungsmodells**

### **2.1 Optimierungsaufgabe und Modellziele**

Die Fragestellung gehört in das Gebiet der mehr-kriteriellen Optimierung (s. u.a. Ehr Gott, 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 Modell soll die zeitliche und teilräumliche Abfolge der einzelnen Umbau- und Modernisierungsmaßnahmen bis zum Erreichen des gewünschten Endzustands in optimaler Weise festgelegt werden. Einschränkende Nebenbedingungen wie die rechtliche Einordnung der Produkte aus Neuartigen Sanitärsystemen, Anschluss- und Benutzungszwang oder Bedenken bzgl. der Finanzierbarkeit 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 (Kaufmann Alves, 2012).

Die Abbildung der komplexen Zusammenhänge innerhalb des urbanen Wasser- und Stoffkreislaufs 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 Projektplanungs- und Netzwerkflussprobleme innerhalb der mathematischen Optimierung miteinander verknüpft, sodass eine simultan-abhängige Betrachtung beider Probleme ermöglicht wird. Wesentliche Randbedingungen des Optimierungsproblems sind zum einen die Sicherstellung der Funktionsfähigkeit der Entsorgungssysteme und zum anderen die Einhaltung der rechtlichen Vorgaben. Es sollen daher solche funktionsfähigen Strategien von Umsetzungsmaßnahmen gefunden werden, die nicht in beiden Kriterien (den ökonomischen und ökologischen Kosten) gleichzeitig verbessert werden können. Im Allgemeinen ergibt sich deshalb nicht eine einzelne Lösung (Umsetzungsstrategie) der Optimierungsaufgabe sondern eine ganze Menge von sinnvoll zu erachtenden Lösungen. Man nennt diese Lösungen dann Pareto-Lösungen. Erst die subjektive Gewichtung der verschiedenen Kriterien oder die Diskussion zwischen den Entscheidungsträgern vor Ort führt zur endgültigen Auswahl der durchzuführenden Umsetzungsstrategie.

Die folgenden Punkte wurden in das mathematische Optimierungsmodell implementiert:

- Definition eines linearen gemischt-ganzzahligen Optimierungsmodells mit mehreren Optimierungskriterien und Zielfunktionen
- Einbindung der erforderlichen (Ab)wasserinfrastruktur
- Bewertung von Defiziten der bestehenden Systeme
- Einbindung von Fließwegen der Wasser- und Stoffströme
- Erfassung und Bilanzierung des lokalen Wasser- und Stoffkreislaufs anhand ausgewählter Parameter
- Möglichkeit von kleinräumiger (Häuserblock, Straßenzug) und großräumiger Betrachtungsweise (Stadtteile)
- Berücksichtigung unterschiedlicher Optionen zur ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung anhand ausgewählter Anlagenkonzepte

- Beschreibung der funktionalen Zusammenhänge in mathematischer Form
- Einbindung der Zielfunktionen „Ökonomie“ und „Ökologie“ mit unterschiedlichen Kriterienfeldern
- Einbindung der Nebenbedingungen Funktionsfähigkeit und Zuverlässigkeit der Systeme
- Keine Berücksichtigung von Bevölkerungs- und Klimaentwicklungen  
(vgl. Kaufmann Alves, 2012)

## 2.2 Zielfunktionen

Als zu minimierende Zielfunktionen werden die konkurrierenden Kostenarten ökonomische und ökologische Kosten definiert. Die ökonomischen Kosten  $K(1)$  ergeben sich zu jedem Zeitpunkt aus der Summe der Investitionskosten der Maßnahmen, deren Bau im betrachteten Zeitschritt begonnen wird und der Unterhaltungskosten aller implementierten Maßnahmen. Weiterhin fallen nach Erreichen der technischen Nutzungsdauer von Elementen Sanierungs- bzw. Reinvestitionskosten an. Diese sind wie die Investitionskosten nur zum Zeitpunkt des Baubeginns „fällig“. Alle ökonomischen Kosten werden als Barwerte auf den Ausgangszeitpunkt bezogen und mit einem festsetzbaren Zinsfaktor abgezinst (diskontiert) (LAWA, 2005).

Innerhalb der ökologischen Kosten  $K(2)$  wird eine Vielzahl von verschiedenartigen Auswirkungen berücksichtigt. Die ökologischen Kosten sind nicht monetär bewertet, sondern werden durch eine abstrakte Zahl ausgedrückt, welche als Schaden für die Umwelt verstanden wird. Hierbei wurde eine Art Kosten-Nutzen-Analyse gewählt, wobei nicht der Nutzen bewertet wurde, sondern vielmehr der Schaden (vgl. Peters, 2007), der mit „ökologische Kosten“ bezeichnet wird. Die implementierten Kriterien beinhalten meist eine Anpassung des Kriterienwertes an bestimmte Zielwerte. Diese Werte sollen innerhalb der Optimierung bestmöglich erreicht werden.

Die Hauptfelder und verschiedenen Einzelkriterien zur Bewertung von Umweltauswirkungen, die im mathematischen Modell integriert wurden, sind

- Erreichen eines naturnahen Wasserkreislaufs (Anpassung an naturnahe Verdunstungs-, Versickerungs-, Direktabflussrate sowie evtl. Regenwassernutzungsrate)
- Ressourcenschonung (Anpassung an angestrebte Rate für Grauwasserrecycling, Nährstoff- und Energiegewinnung aus Schwarzwasserrecycling, direkte Trinkwassereinsparung)
- Emissionen (Schmutzfrachten, die in Gewässer eingetragen werden, Einhaltung von Entlastungsrate und Mischverhältnis an Entlastungsbauwerken im Mischsystem)
- Immissionen (Spitzenabflüsse in Gewässereinleitungen)

### **2.3 Lösungsfindung und Ergebnisdarstellung**

Zum Lösen des bi-kriteriellen Problems wurden verschiedene Möglichkeiten vorgesehen. Hier angewendet wird die Methode der gewichteten Summe, bei der durch eine Gewichtung vorgegeben wird, welche Kostenart – ökonomische oder ökologische Kosten – mehr Einfluss auf die Lösungsfindung und damit die Umsetzungsstrategie, haben soll. Durch die Gewichtung von  $K(1)$  mit  $\alpha$  und  $K(2)$  mit  $\beta$  wird das multi-kriterielle Optimierungsproblem in ein ein-kriterielles Problem transformiert und es resultiert eine optimale Lösung des Problems. Nach dem Lösen der Optimierungsaufgabe können die Zielfunktionswerte, beliebige Variablen und Randbedingungen pro Zeitschritt bzw. für den Gesamtzeitraum ausgegeben werden. Es lassen sich dann die verschiedensten Kennwerte im Verlauf des Betrachtungszeitraums darstellen.

## **3 Anwendungen des entwickelten Optimierungsmodells an einem ländlichen Einzugsgebiet**

### **3.1 Beschreibung des Einzugsgebietes**

Zur Anwendung des Optimierungsmodells wurde der Stadtteil Kaiserslautern-Siegelbach ausgewählt. Das betrachtete Gesamteinzugsgebiet weist eine kanalisierte Fläche  $A_{E,k}$  von ca. 90 ha auf. Der Großteil des Gebietes wird im Mischverfahren entwässert, die restlichen 30 % werden

durch (modifizierte) Trennsysteme entwässert und resultierende abfließende Regenwasseranteile direkt bzw. nach Speicherung und Bodenpassage in Gewässer eingeleitet. Die Trockenwetterabflüsse der Trenngebiete sowie die Abflüsse der im Mischverfahren entwässerten Siedlungsgebiete werden zur Zentralkläranlage Kaiserslautern geleitet.

Aufgrund verschiedener Kennwerte wie Topographie, Art und Alter der Bebauung und Infrastruktur, Untergrund- und Freiflächenverfügbarkeit wurde das Einzugsgebiet in 32 Teilgebiete eingeteilt. Für alle Teilgebiete wurden anhand der Kennzahlen mögliche und sinnvolle Maßnahmen in den Bereichen Regenwasserbewirtschaftung, Neuartige Sanitärtechnik und Ableitungselemente zusammengestellt. Die möglichen Aktivitäten sind je Teilgebiet mit flächen- bzw. einwohnerspezifischen Kosten und zugehörigen Baudauern versehen. Diese gilt es durch die Methodik im Hinblick auf den Zielzustand optimal auszuwählen, zu dimensionieren, und die optimale Reihenfolge und raumzeitliche Anordnung zu bestimmen.

### **3.2    Untersuchte Szenarien**

Als Beispiel zur Modellanwendung soll innerhalb eines Umsetzungszeitraumes von 50 Jahren die derzeitige Entwässerungssituation dahingehend umgestaltet werden, dass Regenwasser und Schmutzwasser getrennt abgeleitet werden. Regenwasser soll hierbei mit dem Ziel der Anpassung an eine naturnahe Wasserbilanz bewirtschaftet werden. Weiterhin wird eine flächendeckende Grauwasserseparation angestrebt. Hierbei soll das in den Haushalten und ähnlichen Nutzungsbereichen anfallende Grauwasser dezentral auf Gebäude- bzw. Komplexebene durch technische (z.B. Membran-Bio-Reaktoren) oder naturnahe Verfahren (z.B. Bodenfilter) behandelt werden und als Betriebswasser für Toilettenspülung, Wäschewaschen oder Bewässerungszwecke wiederverwendet werden. Insgesamt soll durch die Verwendung wassersparender Installationen und Toiletten der Trinkwasserbedarf reduziert werden. Das resultierende Schwarzwasser soll zusammen mit dem verbleibenden betrieblichen Abwasser weiterhin der zentralen Abwasserreinigungsanlage zugeführt werden. Als Möglichkeiten der Ableitung für die getrennten Abwasserteilströme werden sowohl Schmutzwasserkanäle und Drucklei-

tungen als auch neue Regenwasserkanäle und -rinnen in der Methodik zur Auswahl bereitgestellt.

Zur Anpassung an einen naturnahen Wasserhaushalt und ressourcenschonende Bedingungen wurden die in Tabelle 1 zusammengestellten Zielwerte für die ökologische Zielfunktion vorgegeben. Der so definierte Zielzustand soll nun in einer Variation V1 mit größerem Gewicht der ökonomischen Kosten und bei Variation V2 mit sehr hoher Gewichtung der ökologischen Kosten  $K(2)$  erreicht werden.

Tabelle 1: Ökologische Zielkriterien des Beispiels zur Modellanwendung

ökologische Kriterien		Zielwerte, Berechnung
$K_i(2)$		[%]
<i>Kriterien „Wasserkreiskauf“ <math>K_1(2)</math> als prozentualer Anteil des Niederschlags</i>		
Anpassung an naturnahe	Verdunstungsrate	55 %
	Versickerungsrate	35 %
Anpassung an gewünschte	RW-Nutzungsrate	2 %
<i>Kriterien „Ressourcenschonung“ <math>K_2(2)</math> als prozentualer Anteil des mittleren häuslichen Schmutzwasserabflusses im Istzustand</i>		
Anpassung an gewünschte Rate der	direkte Trinkwassereinsparung	40 %
	Grauwassernutzung	30 %
	Nährstoff- und Energiegewinnung <sup>1)</sup>	-
<i>Kriterien „Emissionen“ <math>K_3(2)</math></i>		
CSB-Frachteinträge in Gewässer <sup>2)</sup>		$\Sigma B_{CSB, \text{gew}}/100$
Einhaltung Entlastungsrate $e$ <sup>3)</sup>		$e_{(t)} - e_{\text{zul}}$
Einhaltung Mischverhältnis $m$ <sup>3)</sup>		$m_{\text{eff.}} - m(t)$

- 1) nicht für Zielfunktion ausgewählt, da Schwarzwasser zentral auf der Kläranlage behandelt werden soll, eine potenzielle Wärmerückgewinnung aus Grauwasser wird nicht berücksichtigt
- 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.

Für Variation V1 wird eine Gewichtung der beiden Zielfunktionen von  $\alpha = 1$  und  $\beta = 5.000$  gewählt. I.d.R. sind die Gewichtungen bei der Methode der Zielgewichtung so zu wählen, dass in Summe 1 resultiert. Aufgrund



der unterschiedlichen Dimensionen der beiden Zielfunktionen – mehrere Millionen € zu abstrakten Kosten in der Größenordnung von mehreren Hundert ist durch den Gewichtungsfaktor allerdings auch die „Dimensionsangleichung“ vorzunehmen. Die gewählten Gewichtungsfaktoren ( $G = 1:5000$ ) führen dazu, dass ökologische Kosten  $K(2)$  etwa eine halb so große Bedeutung für die Optimallösung haben als ökonomische Kosten  $K(1)$ . In einer zweiten Variation V2 wurde die Gewichtung mit  $\alpha = 0$  und  $\beta = 1$  ( $G = 0:1$ ) gewählt, wodurch minimale Umweltauswirkungen während der Umsetzung erreicht werden sollen. Bei den ökologischen Kosten wird eine Gewichtung der drei ausgewählten Einzelkriterienfelder von  $K_1(2):K_2(2):K_3(2) = 1:2:2$  vorgeben. Weiterhin werden die Investitionskosten durch ein Budget von 0,5 Mio €/a beschränkt.

### 3.3 Ergebnisse

#### Zielfunktionswerte

Die Verläufe und Summenlinien der ökonomischen Kosten der beiden Variationen sind als Kapitalkosten vergleichend in Abbildung 1 dargestellt. Werte, die das vorgegebene Budget übersteigen, beinhalten Reinvestitionen und Sanierungskosten, da nur die Neu-Investitionskosten budgetiert wurden.

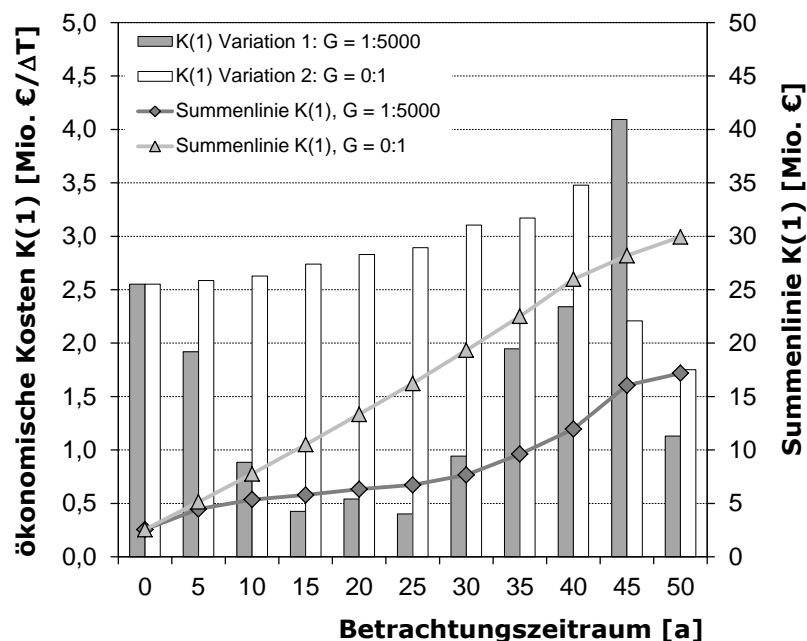


Abbildung 1: Vergleich der ökonomischen Kosten  $K(1)$

Da der Umsetzungszeitraum betrachtet wird, ergeben sich nicht die typischen aus Kostenvergleichsrechnungen bekannten Verläufe von Kostenbarwerten, bei denen für Investitionen zum Zeitpunkt 0 eine Berechnung des Kostenverlaufs für eine gewisse Zeitspanne erfolgt. Hier 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, es werden allerdings in nahezu jedem Zeitschritt der Betrachtungsdauer Investitionen getätigt.

Während in V1 ca. 17 Mio. € für die Umsetzung des gewünschten Zielzustandes als Projektkostenbarwert entstehen, erhöht sich dieser Wert bei V2 auf rund 30 Mio. €. Für die ökologischen Kosten resultieren in Summe allerdings auch nur 800 Punkte im Vergleich zu rund 1.200 in V1 (s. Abbildung 2).

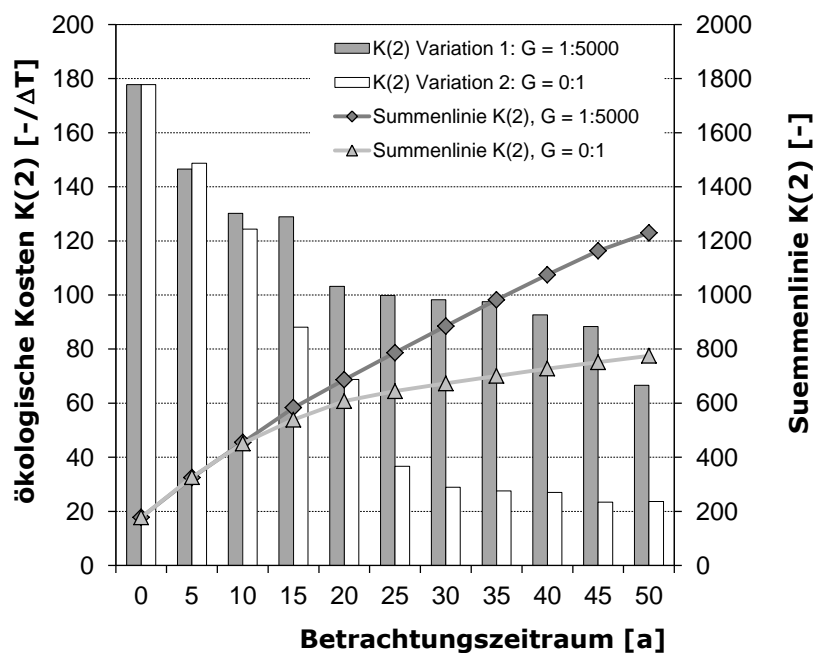


Abbildung 2: Vergleich der ökologischen Kosten K(2)

Die Verläufe der Einzelwerte der ökologischen Kosten sind zu Beginn der Umsetzungsdauer nahezu gleich, während ab  $T = 15$  a in V2 die Kosten K(2) weiterhin sehr deutlich reduziert werden und in V1 erst gegen Ende der Betrachtungsdauer – auf einen höheren Wert als in V2 – absinken. Dies liegt daran, dass im Zielzustand die Zielkriterien unterschiedlich gut erreicht werden, wie in Abbildungen 5 und 6 erkennbar ist. Außerdem ist die weiterhin deutliche Reduzierung der Kosten in V1 auf

die Bewertung des Emissionskriteriums „Einhaltung der geforderten Entlastungsrate  $e$ “ zurückzuführen, das in V1 durch eine schnelle Reduzierung der abflusswirksamen Fläche große negative Werte annimmt.

### Bauabfolge innerhalb der Umsetzungsstrategie

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.

Bei den Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung werden unterschiedliche Anlagen je Teilgebiet über den gesamten Zeitraum implementiert. Bei einer höheren Gewichtung von  $K(2)$  werden wesentlich mehr Maßnahmen gebaut (insgesamt 81 bei V2 gegenüber 58 bei V1) und diese auch teils in größeren Dimensionen, d.h. es werden auch mehr Teilflächen angeschlossen. In Abbildung 3 erkennt man die unterschiedlichen Baubeginne aller Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen.

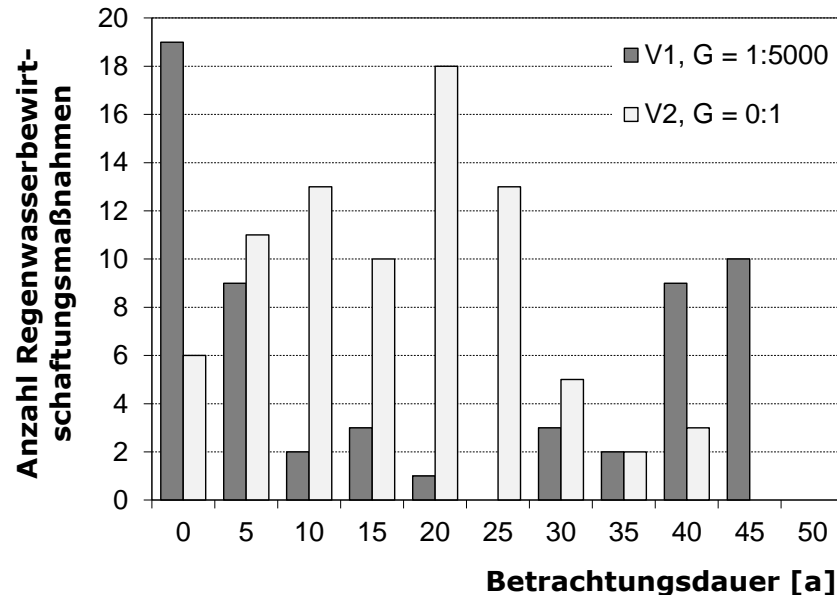


Abbildung 3: Anzahl von gebauten Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen während der Betrachtungsdauer

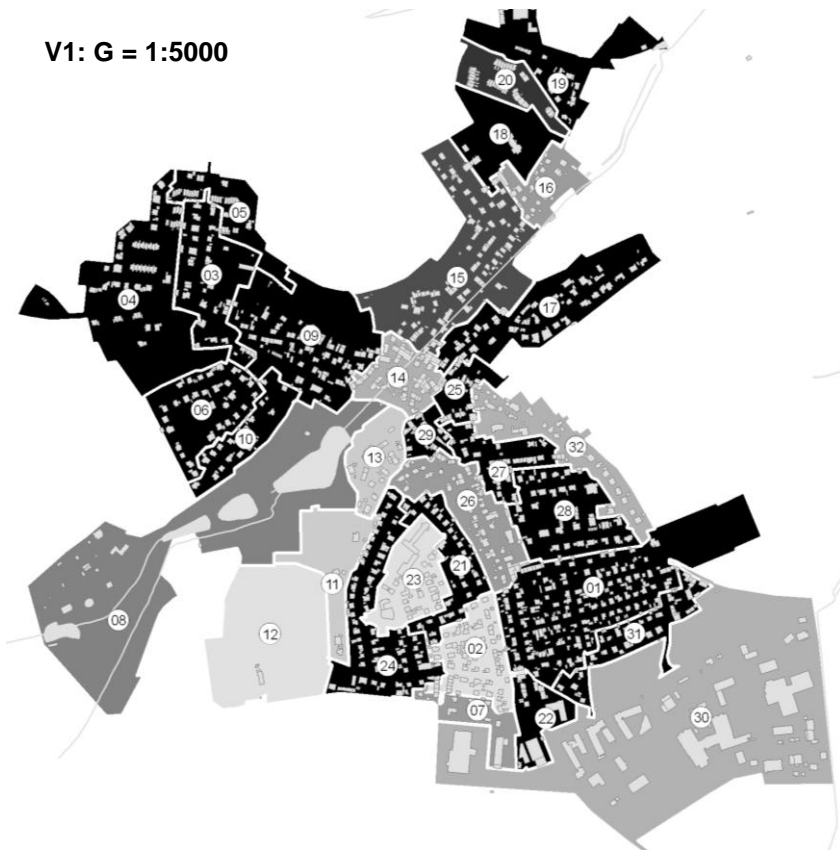
Es wird deutlich, dass bei V1 viele Maßnahmen am Beginn implementiert werden – hierbei handelt es sich überwiegend um kostengünstigere Versickerungsmaßnahmen. Die Bauaktivität für Anlagen der Regenwasserbewirtschaftung wird maßgeblich von den ökologischen Kriterien der

Wasserbilanz beeinflusst. Die geringe Anzahl an Anlagen im ersten Zeitschritt bei V2 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 4 zeigt die Fertigstellung von Maßnahmen des Grauwasserrecyclings in den einzelnen Teilgebieten. Bei einer geringen Gewichtung von  $K(2)$  in V1 werden diese zum Großteil erst sehr spät gebaut. Bei hoher Gewichtung werden deutlich mehr Grauwasserrecycling-Maßnahmen früher abgeschlossen, wobei nicht zwingend Anlagen in den gleichen Teilgebieten wie in V1 früher gebaut werden. Insgesamt werden bei V1 günstigere Maßnahmen – also solche in kleineren Teilgebieten oder unter Anwendung naturnahen Verfahren eher gebaut. Steigt die Gewichtung von  $K(2)$  werden auch kostenintensive Anlagen, die dann aber wiederum größere positive Auswirkungen auf die ökologischen Kosten haben, früher gebaut.

Zur Trennung der Abwasserteilströme wird für das Schwarzwasser ein neues Ableitungssystem als Drucksystem gebaut. Aufbereitetes Grauwasser, das nicht genutzt wird, wird versickert oder zusammen mit dem Regenwasser im bestehenden Mischwasserkanal abgeleitet und an geeigneten Stellen ins Gewässer eingeleitet. Die Leitungen für das Schwarzwasser und betriebliche Abwasser werden tendenziell von den Netzanfängen her ausgeführt. Es besteht an gewissen Übergabepunkten nämlich die Möglichkeit, die neuen Leitungen noch an den bestehenden Mischwasserkanal anzuschließen, bis die Folgestücke fertiggestellt sind. Insgesamt ergibt sich hier die „günstigere“ Lösung, wenn die neuen Leitungen mit Fertigstellung der Maßnahmen im Schwarzwasserbereich – also dem Einsatz einer wassersparenden Toilettentechnik und der Abtrennung des Abwasserstroms – gebaut werden und nicht vom Netze her. (Kaufmann Alves, 2012)

V1: G = 1:5000



V2: G = 0:1



**Legende der Fertigstellungszeitpunkte [a]**

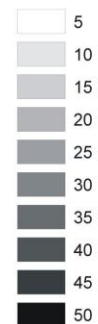


Abbildung 4: Fertigstellung von Grauwasserrecyclingmaßnahmen (nach Kaufmann Alves, 2012)

## Umweltauswirkungen

Die unterschiedliche Maßnahmenwahl resultiert in unterschiedlichen Verläufen der Wasserbilanz und Ressourcenschonung. Durch die geringere Gewichtung der Anpassung an den naturnahen Wasserkreislauf zeigt sich, dass aktuelle Aufteilungen an die Bilanzwerte auch bei V2, wo die ökologischen Kriterien insgesamt ein hohes Gewicht im Vergleich zu den ökonomischen Kosten haben, weniger gut und eher langsam angenähert werden. Dennoch verringert sich bspw. die abflusswirksame Fläche von 34 ha auf 20 ha (Reduzierung um 40 %). Ein solcher Wert stellt für bestehende Gebiete einen sehr hohen Anteil dar und wäre in dichter bebauten Gebieten nicht zu realisieren.

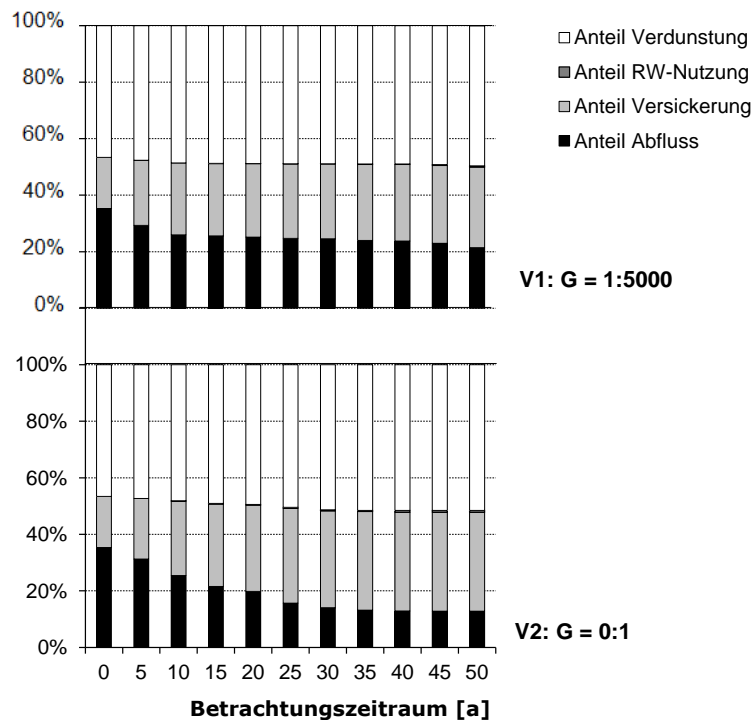


Abbildung 5: Anpassung an naturnahe Wasserbilanz (nach Kaufmann Alves, 2012)

Die Kriterien der Ressourcenschonung werden bei einer höheren Gewichtung von K(2) deutlicher minimiert, eine Anpassung an die vorgegeben Zielwerte also schneller erreicht (s. Abbildung 6).

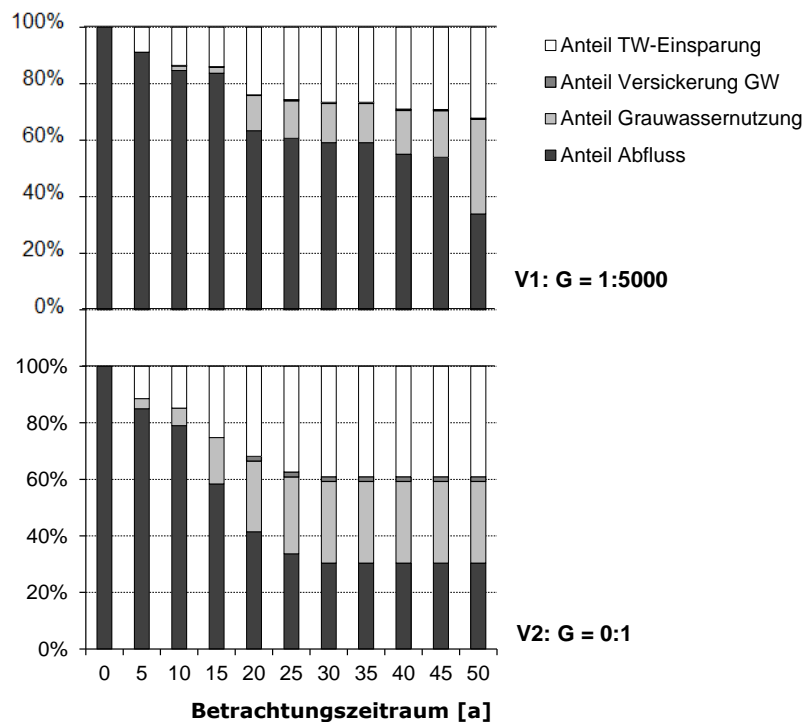


Abbildung 6: Anpassung an Ressourcenschonung (nach Kaufmann Alves, 2012)

Während in V1 die Maßnahmen zur Bewirtschaftung des Schmutzwassers erst später gebaut werden, werden bei höherer Gewichtung die Anteile des Schmutzwassers von Beginn an im Hinblick auf den gewünschten Zielzustand angepasst. Der gewünschte Zustand ist bei V1 erst am Ende des Umsetzungszeitraums bestmöglich erreicht, bei V2 schon zum Zeitpunkt  $T = 30$  a.

Insgesamt wird der Trockenwetterabfluss um mehr als 60 %, der häusliche Schmutzwasserabfluss um bis zu 80 % in V2 gesenkt. V.a. bei V2 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 in einem potenziellen Kläranlagenzufluss 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 eine zentrale Abwasserreinigungsanlage höhere Umsatzraten bei der Kohlenstoffelimination erwarten lassen.

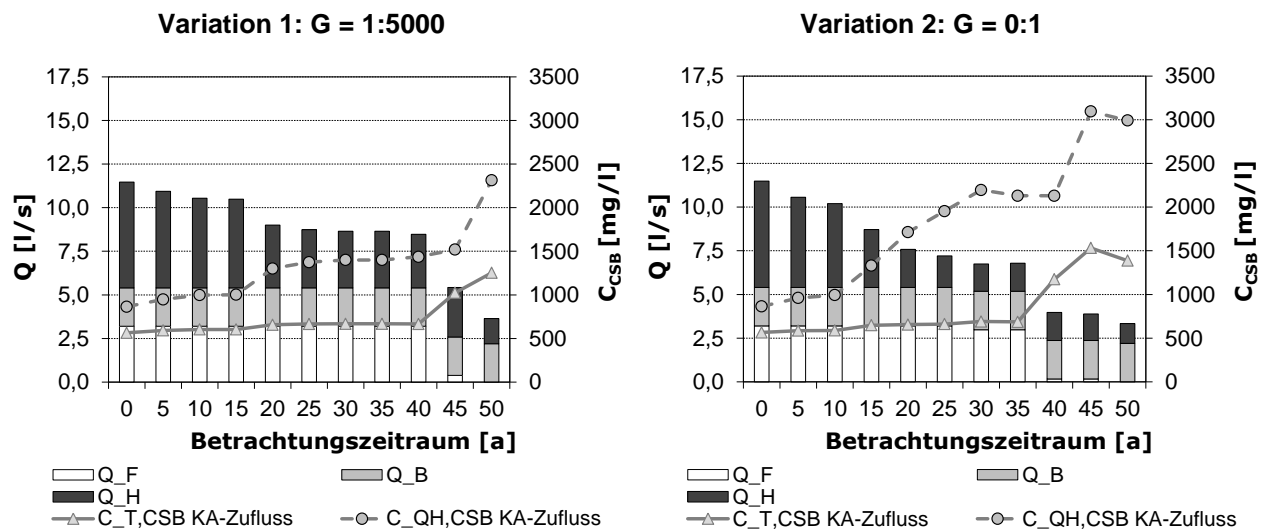


Abbildung 7: Vergleich der Abflüsse und CSB-Konzentrationen am Netzende (nach Kaufmann Alves, 2012)

Die Zusammensetzung des Abflusses für die Nährstoffe zeigt, dass sich das CSB:N:P-Verhältnis bei V1 nur allmählich ändert und sich bis zum Zielzustand auf 100:16:2,5 verschiebt.

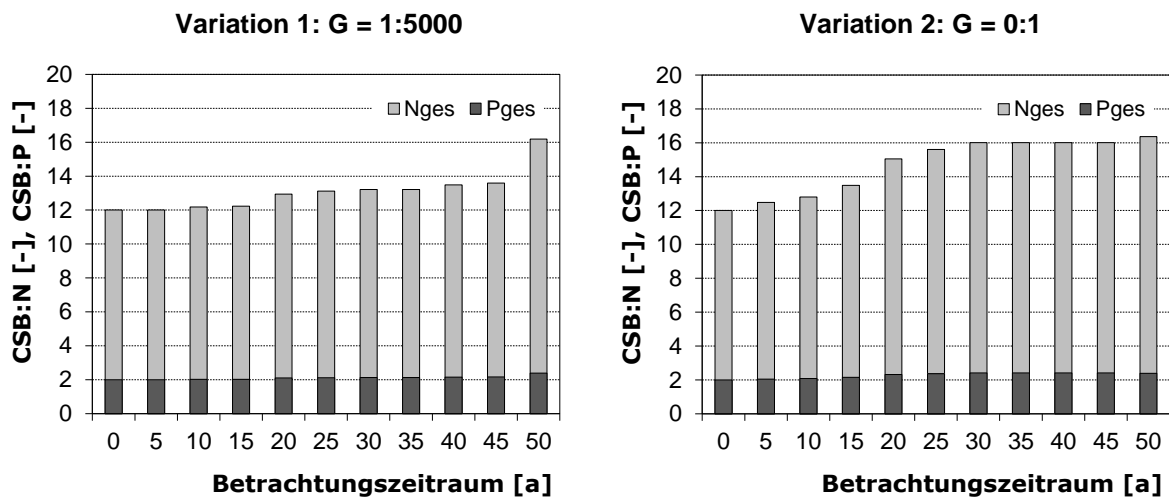


Abbildung 8: Vergleich der Kohlenstoff-Nährstoffverhältnisse am Netzende als Absolutwerte CSB:N = 100:N und CSB:P = 100:P (nach Kaufmann Alves, 2012)

Bei V2 ist dieser Wert schon nach ca. 30 a Umgestaltungsdauer erreicht. Es wird deutlich, dass sich als Folge der fortschreitenden Grauwassers-eparation das CSB:N:P<sub>s</sub>-Verhältnis zu Gunsten der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor verschiebt. Die Folge ist, dass eine vollständige Denitrifikation mit dem maximal in ATV-DVWK-A 131 (2003) empfohlenen anteil-



ligen Denitrifikationsvolumen am Gesamtbelebungsvolumen ( $V_D/V_{BB} \leq 0,5$ ) nicht mehr erreicht werden kann. Um dies zu vermeiden müsste eine Zugabe von externem Kohlenstoff zur Steigerung der Denitrifikation vorgesehen werden. (Kaufmann Alves, 2012)

Insgesamt zeigt sich durch Betrachtung des Anwendungsbeispiels, dass

- die Gewichtung der beiden gewählten Kostenarten erheblichen Einfluss auf die jeweilige optimale Strategie hat;
- sich charakteristische anfangs- bzw. endbetonte Kurvenverläufe der ökonomischen und ökologischen Kosten bzw. der gewählten Zielkriterien ergeben;
- je nach Gewichtung oder Auswahl der ökologischen Kriterien die weiteren Infrastrukturen schnell oder langsam beeinflusst werden;
- durch die alleinige Betrachtung von Zielzuständen nicht zwingend Rückschlüsse für die zeitlichen Auswirkungen während des Umgestaltungszeitraums gezogen werden können;
- zum Erreichen des gleichen Zielzustandes verschiedene optimale Umsetzungsstrategien möglich sind;
- es schwierig ist, die vielfältigen Optimierungskriterien im Vorhinein festzulegen.

### **3.4 Auswahl einer Umsetzungsstrategie**

Zur Auswahl einer optimalen Umgestaltungsstrategie ist die Diskussion mit Entscheidungsträgern vor Ort zur Festlegung der „Stellschrauben“ unumgänglich. Eine für den spezifischen Anwendungsfall optimale Umsetzungsstrategie kann sich meist nur aus einem iterativen Vorgehen ergeben. Da für die jeweilige Optimallösung die zeitlichen Anpassungen der verschiedenen Kriterien und Auswirkungen gezeigt und kontrolliert werden können, können die Einflüsse veränderter Einstellungen im Detail analysiert werden. Weder der Zahlungsfluss noch die Anpassungen an Zielwerte oder die Verringerung von Emissionen weisen in optimierten Umsetzungsstrategien lineare Verläufe auf.

Die Auswahl der Optimierungskriterien hängt dann vor allem von der Veranlassung für eine Umgestaltung der Systeme ab. Sofern neue Elemente der Regenwasserbewirtschaftung oder der neuartigen Sanitärtechnik eher in kürzerer Zeit implementiert werden sollen, wenn z.B. die Gewässer stark belastet sind, das bestehende Kanalnetz oder die Kläranlage überlastet sind oder rechtliche Vorgaben nicht eingehalten sind, dann sollten die ökologischen Kriterien ein hohes Gewicht im Vergleich zu den ökonomischen Kosten haben. Ist dagegen z.B. eine generelle Umstellung aufgrund von Nachhaltigkeitsaspekten die Veranlassung, eignet sich eine höhere Gewichtung der ökonomischen Kosten.

Die ermittelten Umgestaltungsstrategien können nicht nur durch die Zielgewichtung, sondern v.a. auch durch die Dauer des Umsetzungszeitraums, die Vorgabe des Budgets oder die Auswahl und Gewichtung der ökologischen Zielkriterien beeinflusst werden. Weiterhin kann zeitpunktbezogen die Erreichung von bestimmten (Zwischen-)Werten gefordert werden.

Insgesamt ist bei einer Umgestaltung siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme hin zu einer eher dezentral angelegten 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, zurückgreifen oder Kooperationsmodelle mit Grundstückseigentümern eingehen (Bieker u. Frommer, 2010). Staatliche Förderprogramme, wie sie z.B. im Bereich der energetischen Altbausanierung eingesetzt werden, könnten einen zielgerichteten Weg zur Umgestaltung siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme möglich machen.

## **4 Fazit und Ausblick**

Der derzeitige veränderte Umgang mit den Abwasserkomponenten macht (größere) Umstrukturierungsmaßnahmen im Bestand unumgänglich. Der dadurch entstehende hohe bauliche und finanzielle Aufwand bedingt sehr lange Umsetzungszeiträume. Deshalb sollte schon jetzt – in

Anbetracht des hohen Sanierungsbedarfs der zentralen (Ab)Wasserinfrastruktur – jeder Umbauschritt für die Zukunft ökologischen und ökonomischen Nutzen bringen. Um diese Forderung zu erfüllen, ist eine „optimale“ Umsetzungsstrategie notwendig.

Ein erstes Tool zur Strategiefindung wurde als bi-kriterielles Optimierungsmodell entwickelt und an einem realen Einzugsgebiet angewendet. Die mathematische Modellierung hat sich hierbei als gut geeignetes Werkzeug erwiesen. Allerdings ergibt sich schon bei kleinen Siedlungen eine sehr komplexe 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 und gibt erste Lösungsvorschläge für die Abfolge von Umstrukturierungsschritten hin zu nachhaltigen Abwasserentsorgungssystemen.

Die Datenanalyse und -aufbereitung zur Bereitstellung des mathematischen Netzwerks ist allerdings sehr aufwändig. Für komplexe Systeme kann eine optimale Umsetzungsstrategie jedoch nicht „von Hand“ gefunden werden, v.a. wenn neben finanziellen Aufwendungen auch Aspekte des Wasser- und Nährstoffkreislauf betrachtet werden sollen. Die Vielzahl der Einflussfaktoren und gegenseitige Abhängigkeiten führen zu entgegenstehenden Kriterien, die überlegt ausgewählt und gewichtet werden müssen.

Das entwickelte Modell ist als erster Schritt zur Strategiefindung für weitreichende Umgestaltungen von Abwassersystemen zu verstehen. Viele Gegebenheiten sind noch nicht berücksichtigt oder können auch nur schwer in einem solchen Ansatz umgesetzt werden, z.B. die Variabilität der Randbedingungen (Bevölkerung, Klima) über die lange notwendige Umsetzungsdauer. Weiterhin kann und soll es keine planerischen Ingenieurleistungen ersetzen, da die Integration Neuartiger Sanitärsysteme im konkreten Fall stets einer eigenen planerischen Betrachtung bedarf.

## Literatur

- Bieker, S.; Frommer, B. (2010): Potenziale flexibler integrierter semizentraler Infrastruktursysteme in der Siedlungswasserwirtschaft. Raumforschung, Raumordnung (2010) Nr. 68, S. 311–326
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) (2008). Neuartige Sanitätsysteme – DWA-Themen, Hennef 2008
- Ehrgott, M. (2005): "Mulicriteria Optimization", Springer-Verlag, Berlin, 2. Auflage, 2005
- 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
- Kaufmann Alves, I. (2009): Optimale Strategien zur Integration neuartiger Sanitätsysteme in Bestandsgebieten, Tagungsband 2. internationales Abwassersymposium „Abwasserrecycling – Chancen und Risiken“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Band 77, 125 – 141
- Kaufmann Alves, I. (2012): Strategieentwicklung zur Realisierung ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung durch mathematische Optimierung, Promotion am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, in Bearbeitung
- 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
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen. Kulturbuchverlag Berlin
- 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/>]

**Korrespondenz an:**

**Inka Kaufmann Alves**

*tectraa* – Zentrum für innovative AbWasserbehandlung

TU Kaiserslautern

Paul-Ehrlich-Straße 14

Tel: +49 631 205 3826

Fax: +49 631 205 3905

Email: [inka.kaufmann\\_alves@bauing.uni-kl.de](mailto:inka.kaufmann_alves@bauing.uni-kl.de)