wasser infrastruktur ressourcen

Technische Universität Kaiserslautern
Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Zentrum für Innovative AbWassertechnologien

Paul-Ehrlich-Straße
67663 Kaiserslautern
✆ +49 631 205-3685
✉ +49 631 205-3905
www.bauing.uni-kl.de/wir

ISSN: 2570-1460 | ISBN: 978-3-95974-096-8

Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum

3
wir

Schriftenreihe Band 3 | 2018

wasser infrastruktur ressourcen

Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum

Silja Baron

TECHNISCHE UNIVERSITÄT KAISERSLAUTERN

Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum

Dipl.-Ing. Silja Baron

Kaiserslautern

2018

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über **http://dnb.d-nb.de** abrufbar.

Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen · Band 3

Herausgeber: Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen

Technische Universität Kaiserslautern
Paul-Ehrlich-Straße 14
67663 Kaiserslautern

Verfasser: Baron, Silja

Verlag: Technische Universität Kaiserslautern

Druck: Technische Universität Kaiserslautern
Abteilung 5.6 Foto-Repro-Druck

D-386

© Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen · Kaiserslautern 2018

Dieses Werk ist unter einer Creative Commons Lizenz vom Typ Namensnennung 4.0 International (CC BY) zugänglich. Um eine Kopie dieser Lizenz einzusehen, konsultieren Sie http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/ oder wenden Sie sich brieflich an Creative Commons, Postfach 1866, Mountain View, California, 94042, USA.

Als Manuskript gedruckt. Printed in Germany.

ISSN 2570-1460
ISBN 978-3-95974-096-8

Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum

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

vorgelegt von Dipl.-Ing. Silja Baron

Kaiserslautern 2018

(D 386)

Dekan	Prof. Dr. Oliver Kornadt
Prüfungskommission	
Vorsitzende	Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz
1. Berichterstatter	Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt
2. Berichterstatter	Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong
3. Berichterstatterin	Prof. Dr.-Ing. Inka Kaufmann Alves
Datum der Prüfung	14. Juni 2018

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei den Personen bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Theo Schmitt danke ich für die Betreuung und die fachliche Unterstützung meiner Arbeit sowie das entgegengebrachte Vertrauen. Die Zeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin und Doktorandin am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern war durch eine gute Zusammenarbeit und eine angenehme Arbeitsatmosphäre geprägt.

Frau Prof. Dr.-Ing. Inka Kaufmann Alves danke ich für den fachlichen Austausch, die gute Zusammenarbeit während unserer gemeinsamen Zeit am Fachgebiet und das freundschaftliche Verhältnis. Die Betreuung im Rahmen des Koreferats war sehr wertvoll und hilfreich.

Mein Dank gilt Herrn Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong für sein Interesse an meiner Arbeit und die Übernahme des Koreferats.

Frau Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz möchte ich für den Vorsitz der Prüfungskommission danken.

Bedanken möchte ich mich beim BMBF für die Förderung des zu meiner Dissertation assoziierten Forschungsprojektes *SinOptiKom*. Für die gute Zusammenarbeit im Rahmen des Projektes danke ich allen Projektpartnern. Insbesondere möchte ich Timo Dilly für sein Engagement für das Projekt danken.

Ein großer Dank geht an das Ministerium für Wissenschaft, Weiterbildung und Kultur Rheinland-Pfalz für die Förderung meines Promotionsvorhabens in der Abschlussphase.

Ich danke meinen Kolleginnen und Kollegen vom Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und vom Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung für den fachlichen und persönlichen Austausch und die Unterstützung in vielfältiger Weise. Insbesondere möchte ich mich bei Claudia Campusano für die schöne gemeinsame Zeit in einem Büro und den freundschaftlichen Kontakt bedanken.

Mein besonderer Dank gilt meiner Familie. Ein großes Dankeschön geht an meine Eltern, die mich immer unterstützt und gefördert haben und immer für mich da waren.

Von ganzen Herzen möchte ich meinem Mann Sascha und meiner Tochter Clea danken. Danke für die Motivation, den Glauben an mich und die umfassende Unterstützung bei der Fertigstellung dieser Arbeit.

Kurzfassung

Eine Anpassung von Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungssystemen im ländlichen Raum kann aufgrund vielfältiger Herausforderungen wie demografischen, siedlungsstrukturellen und klimatischen Veränderungen erforderlich werden. Im Zuge dessen können auch die Nachhaltigkeit und Ressourceneffizienz der bestehenden Systeme gesteigert werden. Das Ziel dieser Arbeit ist die Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Unterstützung der notwendigen Anpassungsprozesse der Abwasserentsorgung ländlicher Gemeinden. Dazu werden verschiedene Transformationspfade für Abwassersysteme aufgezeigt und analysiert.

In dieser Arbeit wird ein softwaregestütztes Entscheidungs- und Optimierungssystem angewendet und evaluiert, dass optimale Anpassungsmöglichkeiten aufgezeigt. Das gemischt-ganzzahlige lineare Optimierungsmodell berechnet für jede Gemeinde in Abhängigkeit von dem ausgewählten Szenario und vorgegebenen Zielen den optimalen Transformationspfad mit seiner zeitlichen und räumlichen Umsetzung. In den Szenarien werden zukünftige Entwicklungen der Bevölkerung, der Siedlungsstruktur, des Wasserbedarfs, der Kosten technischer Anlagen und des Klimawandels berücksichtigt. Die Zielfunktion bildet sich aus der gewichteten Summe ökonomischer, ökologischer und sozialer Bewertungskriterien. Die beispielhafte Anwendung des Modells erfolgt für zwei repräsentative ländliche Modellkommunen in Rheinland-Pfalz.

Durch eine detaillierte Auswertung und Evaluierung von ausgewählten Kombinationen von Szenarien und Bewertungskriterien kann das Spektrum an möglichen Transformationspfaden von der Erhaltung des zentralen Systems bis hin zu dezentralen und ressourcenorientierten Systemen aufgezeigt werden. Sensitivitätsbetrachtungen zeigen, dass die Auswahl und Gewichtung der Bewertungskriterien und die lokalen Randbedingungen der Gemeinde einen größeren Einfluss auf die resultierende Transformationspfade haben als die Auswahl der Szenarien.

Der Zustand des Entwässerungssystems wie der Anteil alter Kanäle, ein großer Anteil Mischsystem, große Durchmesser und eine große Kanallänge pro Einwohner sowie eine niedrige Siedlungsdichte fördern dezentrale Strukturen und sind geeignete Voraussetzungen für einen Systemwechsel. Bei der Priorisierung der Ziele Flexibilität, Wasserbilanz und Wasserrecycling wird die Dezentralisierung eines Systems mit Kleinkläranlagen favorisiert. Ein ressourcenorientiertes System mit einer Grau- und Schwarzwassertrennung ist nur zukünftig vorteilhaft, wenn die Ziele Wasserrecycling, Nährstoffrecycling und/oder Energieeffizienz priorisiert werden. Wenn ein Systemwechsel vollzogen werden soll, müssen auch die Auswirkungen auf die Wasserversorgung und Abwasserreinigung untersucht werden.

Es kann gezeigt werden, dass bei einer abnehmenden Bevölkerung dezentrale und ressourcenorientierte Systeme im ländlichen Raum eine Alternative darstellen. Zur Begleitung von Transformationsprozessen ist die Verwendung einer adäquaten Methodik zum Aufzeigen von verschiedenen Systemalternativen (z.B. mathematische Optimierung) zielführend.

Abstract

Analysis of transformation paths to derive recommendations for wastewater systems in rural areas

Adaptations of water supply and wastewater systems in rural areas may be necessary due to a variety of challenges such as demographic change, changes in the settlement structure or climate change. By adapting an existing system the sustainability and resource efficiency can also be increased. The objective of this thesis is to derive recommendations for the required adaptation processes of wastewater systems in rural areas. Various transformation paths for wastewater systems are identified and analysed.

A software-based decision support and optimisation system to demonstrate optimal adaptation possibilities is used. The mixed-integer linear model calculates optimal transformation paths for each municipality, depending on the selected scenario and given objectives. The chronological and spatial implementation of adaptation measures is shown. Considered scenarios take into account future developments of population, settlement structure, water demand, costs of the technical facilities, and climate change. The objective function consists of the weighted sum of economic, ecological, and social evaluation criteria. The model is applied to two rural municipalities in Rhineland-Palatinate.

By means of a detailed analysis and evaluation of selected combinations of scenarios and objectives, possible transformation paths can be shown. The existing system can be maintained or it can be transformed to a decentral or a resource-oriented system. Sensitivity analyses show that the selection and weighting of the objectives and the local boundary conditions of the municipality have a greater influence on the resulting transformation path than the selection of scenarios.

The condition of the drainage system, such as the proportion of old sewers, a higher share of combined sewers, large sewer diameters and a large sewer length per capita as well as a low population density support decentralised structures and are suitable prerequisites for a system change. By prioritising the objectives flexibility, water balance, and water recycling, the decentralisation of a system with small wastewater treatment plants is favoured. A resource-oriented system with a grey- and blackwater separation will only be advantageous in the future if the objectives water recycling, nutrient recycling, and/or energy efficiency are prioritised. If a wastewater system is changed, the effects on water supply systems and the wastewater treatment plant have to be examined.

It can be shown that with a declining population, decentralised and resource-oriented systems in rural areas represent an alternative. To accompany transformation processes, the use of an adequate methodology to identify different system alternatives (e. g. mathematical optimisation) is purposeful.

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung 1
1.1 Veranlassung und Problemstellung 1
1.2 Zielsetzung und Methodik der Arbeit 3
1.3 Aufbau der Arbeit 5
1.4 Abgrenzung des Themas 6
2 Herausforderungen der Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum 9
2.1 Veränderte Rahmenbedingungen in der Siedlungswasserwirtschaft 9
2.1.1 Derzeitige Situation der Wasserver- und Abwasserentsorgung 10
2.1.2 Auswirkungen der veränderten Rahmenbedingungen auf die Wasserver- und Abwasserentsorgung 13
2.1.3 Zukünftige Szenarien für Wasserinfrastrukturen im ländlichen Raum 18
2.1.4 Sektorale Verknüpfung Wasser – Abwasser – Energie – Abfall 32
2.2 Anpassungskonzepte und -maßnahmen an zukünftige Herausforderungen 33
2.2.1 Anpassungsmaßnahmen Wasserversorgung 34
2.2.2 Anpassungsmaßnahmen Siedlungsentwässerung 37
2.2.3 Anpassungsmaßnahmen Abwasserreinigung 42
2.2.4 Anpassungsmaßnahmen Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung 45
2.2.5 Randbedingungen für dezentrale und ressourcenorientierte Systeme 51
2.3 Transformationsprozesse im ländlichen Raum 56
2.3.1 Transformationsprozesse 56
2.3.2 Funktionsgrenzen 58
2.3.3 Bewertung von Systemtransformationen 61
2.4 Zwischenfazit zu den Herausforderungen der Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum 65

3 Entwicklung eines Entscheidungs- und Optimierungssystems 67
3.1 Übersicht Entscheidungs- und Optimierungssystem 67
3.2 Mathematisches Optimierungsmodell 70
3.2.1 Eingrenzung Modellierungsraum 70
3.2.2 Modellstruktur 71
3.3 Methodische Ansätze zur Modellierung von Transformationsprozessen 73
3.3.1 Identifikation von Transformationsräumen 73
3.3.2 Definition von Funktionsgrenzen 74
3.3.3 Anpassungsmaßnahmen und -konzepte 76
3.3.4 Definition von Bewertungskriterien bzw. Zielfunktionen 81
3.3.5 Szenarien-Management 93
3.4 Zwischenfazit zum Entscheidungs- und Optimierungsmodell 100
4 Untersuchungsgebiete und -programm 101
4.1 Untersuchungsgebiete 101
4.1.1 Untersuchungsgebiet 1: Verbandsgemeinde Enkenbach-Alsenborn 101
4.1.2 Untersuchungsgebiet 2: Verbandsgemeinde Rockenhausen 102
4.2 Berechnungsvarianten 108
4.2.1 Detaillierte Darstellung ausgewählter Transformationspfade 108
4.2.2 Sensitivitätsbetrachtungen 109
4.2.3 Kostenauswertungen 111
5 Auswertung und Diskussion der Ergebnisse 113
5.1 Transformationspfade für die Modellgemeinden 113
5.1.1 Transformationspfade 113
5.1.2 Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien 118
5.1.3 Kostenauswertungen 119
5.2 Sensitivitätsbetrachtungen Szenarien 123
5.2.1 Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung 123
5.2.2 Entwicklung des Wasserbedarfs 127
5.2.3 Entwicklung der Kosten technischer Anlagen 128
5.2.4 Einfluss des Klimawandels 131
5.3 Sensitivitätsbetrachtungen Bewertungskriterien 133
5.3.1 Priorisierung eines Bewertungskriteriums 133
5.3.2 Kosten in Kombination mit jeweils einem Bewertungskriterium 136
5.3.3 Gleichgewichtung der acht Bewertungskriterien 142
5.3.4 Bewertungskriterien Ressourceneffizienz 142
5.4 Sensitivitätsbetrachtungen zur Maßnahmenwahl 145
5.4.1 Maßnahme Freispiegelsystem 145
5.4.2 Maßnahme Regenwasserableitung in oberirdischen Rinnen 145

5.4.3 Untersuchung des Stilllegungszeitpunktes der Kläranlage ... 146
5.4.4 Maßnahme Grau- und Regenwassernutzung ... 149
5.5 Zusammenfassung der Optimierungsergebnisse ... 151
5.6 Betrachtung Abwasserreinigung ... 154
5.6.1 Gruppenkläranlage Verbandsgemeinde Enkenbach-Alsenborn ... 155
5.6.2 Pflanzenkläranlage St. Alban ... 160
5.7 Kosten- und Gebührenbetrachtungen ... 163
5.8 Diskussion der Ergebnisse ... 170
5.8.1 Bewertung der Ergebnisse und des Modellansatzes ... 170
5.8.2 Faktoren für einen Wechsel zu dezentralen und ressourcenorientierten Systemen ... 176
5.8.3 Betrachtung der Auswirkungen auf die Wasserversorgung ... 180
5.8.4 Betrachtung der Auswirkungen auf die Abwasserreinigung ... 182
5.9 Übertragbarkeit der Ergebnisse ... 183
5.9.1 Übertragbarkeit des Modellansatzes und der Erkenntnisse ... 183
5.9.2 Übertragbarkeit in die Praxis ... 185

6 Schlussfolgerungen und Ausblick ... 187
6.1 Zusammenfassung der Erkenntnisse ... 187
6.2 Handlungsempfehlungen für die Anpassung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum ... 190
6.3 Forschungsbedarf und Ausblick ... 194

Literaturverzeichnis ... 197

Anhang ... 223

A 1 Theoretische Grundlagen ... 223
A 1.1 Definition ländlicher Raum ... 223
A 1.2 Anpassungsmaßnahmen ... 226
A 2 Modellgrundlagen ... 229
A 2.1 Einteilung der Modellgemeinden in Transformationsräume ... 229
A 2.2 Funktionsgrenzen Siedlungsentwässerung ... 231
A 2.3 Bildung von Materialgruppen für Kanäle ... 232
A 2.4 Kosten Anpassungsmaßnahmen ... 233
A 2.5 Nutzungsdauer Anpassungsmaßnahmen ... 240
A 2.6 Kompatibilität der Maßnahmen ... 241
A 2.7 Bevölkerungsentwicklung ... 242
A 3 Modellergebnisse ... 247
A 3.1 Kosten in Kombination mit jeweils einem Bewertungskriterium ... 247

A 3.2 Untersuchung des Stilllegungszeitpunkts der Kläranlage 251
A 3.3 Ablaufkonzentrationen Abwasserreinigung.....253

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Aufbau der Arbeit 5

Abbildung 2-1: Übersichtsschema Kapitel 2 9

Abbildung 2-2: Mögliche klimabedingte Einflüsse auf Zustand und Nutzungsdauer von Trinkwasserleitungen (Sorge et al. 2013) 14

Abbildung 2-3: Identifizierte Treiber von Wasserinfrastrukturen und deren Abhängigkeiten (verändert nach Baron et al. 2016) 19

Abbildung 2-4: Bevölkerungsentwicklung der Kreise in Vergangenheit und Zukunft (BBSR 2014) 20

Abbildung 2-5: Regionale Alterung nach Kreisen 2010 bis 2030 (BBSR 2012b) 20

Abbildung 2-6: EU-Länder mit abnehmender Bevölkerung bis 2060 (nach Eurostat 2014) 21

Abbildung 2-7: Veränderung der Siedlungs- und Verkehrsflächen je Einwohner 2011 bis 2014 nach Kreistypen in % (BBSR 2016) 22

Abbildung 2-8: Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Einflussfaktoren auf die Entwicklung des Pro-Kopf- und des Gesamt-Wasserverbrauchs (Baron et al. 2016) 23

Abbildung 2-9: Veränderungen der Gesamtkosten für leitungsgebundene Medien bei schnell sinkenden Bevölkerungszahlen und einem dispersen Rückbau (Koziol et al. 2006) 27

Abbildung 2-10: Einflussfaktoren auf die Kosten der Abwasserkanalisation (Dittrich-Wesbuer und Mayr 2013) 27

Abbildung 2-11: Zentrale, semizentrale und dezentrale Abwasserentsorgungskonzepte (Frechen 2014) 35

Abbildung 2-12: Wirkung technologischer Optionen der Regenwasserbewirtschaftung (Geyler et al. 2014b) 42

Abbildung 2-13: Durchschnittliche Wasserteilströme [l/(E·d)] für private Haushalte mit Grauwasserrecyclingpotenzial (basierend auf BDEW 2014) ... 46

Abbildung 2-14: Grundkonstellation für eine Systemtransformation (verändert nach Kluge und Libbe 2006) ... 56

Abbildung 2-15: Definition von Funktionsgrenzen für Ver- und Entsorgungssysteme (verändert nach Kluge und Libbe 2006) ... 59

Abbildung 2-16: Grenzen für den ablagerungsfreien Betrieb von Abwasserkanälen mit Kreisprofil (Koziol et al. 2006) ... 59

Abbildung 2-17: Übersicht zu Bewertungsverfahren (Hein et al. 2015a) ... 61

Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Verknüpfung der Datenquellen und Systemkomponenten (Schmitt et al. 2016b) ... 68

Abbildung 3-2: Struktur des Entscheidungs- und Optimierungsmodells (Baron et al. 2015b) ... 69

Abbildung 3-3: Anpassungsmaßnahmen im Optimierungsmodell ... 77

Abbildung 3-4: Ableitungs- und Behandlungsmöglichkeiten für unterschiedliche Stoffströme im Modell ... 80

Abbildung 3-5: Bewertungskriterien im Optimierungsmodell (Worreschk 2015) ... 81

Abbildung 3-6: Wasserhaushalt naturnaher und bebauter Zustand (Schmitt 2015) ... 85

Abbildung 3-7: Zusammensetzung eines Szenarios aus unterschiedlichen Einflussfaktoren ... 94

Abbildung 3-8: Bevölkerungs- und Leerstandsentwicklung für das Bestandsszenario (links), das Trendszenario (Mitte) und das Dorfkernsanierungsszenario (rechts) (Schmitt et al. 2016b) ... 95

Abbildung 3-9: Entwicklungen des Wasserbedarfs für die VG Enkenbach-Alsenborn (links) und die VG Rockenhausen (rechts) ... 98

Abbildung 5-1: Umsetzungszeitpunkte der Maßnahmen Variante *ökologisch-ökonomisch* ... 116

Abbildung 5-2: Umsetzungszeitpunkte der Maßnahmen Variante *Rückgewinnung* ... 116

Abbildung 5-3: Visualisierung der Transformationspfade der Varianten *ökologisch-ökonomisch* Neuhemsbach (links) und *Rückgewinnung* Gerbach (rechts) 117

Abbildung 5-4: Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien der drei Varianten und vier Gemeinden im Vergleich 118

Abbildung 5-5: Investitions- und Betriebskosten sowie öffentliche und private Kosten für die Varianten *ökologisch-ökonomisch* (Neuhemsbach, links) und *Rückgewinnung* (Gerbach, rechts) 120

Abbildung 5-6: Projektkostenbarwert [€/E] über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren für die drei Varianten und vier Gemeinden 120

Abbildung 5-7: Vergleich Projektkostenbarwert der Varianten *konservativ*, *ökologisch-ökonomisch* und *Rückgewinnung* für die drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen und die vier Gemeinden 126

Abbildung 5-8: Vergleich der Gesamtkosten der drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen für Neuhemsbach (Bevölkerungsabnahme in Klammern) 127

Abbildung 5-9: Kostenvergleich Wasserbedarfsszenarien (Neuhemsbach) ... 128

Abbildung 5-10: Einfluss des Zinssatzes auf den Projektkostenbarwert (Neuhemsbach) 129

Abbildung 5-11: Änderungen des Projektkostenbarwerts für, Grauwasser-, Regenwasser- und Nährstoffrecycling sowie Energieeffizienz für unterschiedliche Erfahrungskurven 130

Abbildung 5-12: Kostenvergleich Klimawandeleinfluss Neuhemsbach 132

Abbildung 5-13: Projektkostenbarwert [€/E] über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren für die Priorisierung eines Bewertungskriteriums 135

Abbildung 5-14: Grad der Zielerreichung für das jeweils priorisierte Bewertungskriterium für die vier Gemeinden im Vergleich 135

Abbildung 5-15: Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen am Beispiel Neuhemsbach 138

Abbildung 5-16: Grad der Zielerreichung der 29 Kombinationen am Beispiel Neuhemsbach 138

Abbildung 5-17: Projektkostenbartwerte [€/E] der 29 Kombinationen für die vier Gemeinden (KO = Kosten, FL = Flexibilität, WB = Wasserbilanz, EM = Emissionen, WR = Wasserrecycling, NR = Nährstoffrecycling, EE = Energieeffizienz, AZ = Akzeptanz) 141

Abbildung 5-18: Variation des Projektkostenbarwerts [€/EW] für die 29 Kombinationen und vier Gemeinden..... 141

Abbildung 5-19: Grad der Zielerreichung der Kriterien (links) und Kostenvergleich (rechts) bei der Gleichgewichtung der acht Bewertungskriterien 142

Abbildung 5-20: Projektkostenbarwerte [€/E] für die Kombination der Kriterien Kosten mit einem, zwei oder drei Kriterien zur Ressourceneffizienz (KO = Kosten, WR = Wasserrecycling, NR = Nährstoffrecycling, EE = Energieeffizienz)..... 144

Abbildung 5-21: Grade der Zielerreichung für die Kombinationen der Kriterien der Ressourceneffizienz (KO = Kosten, WR = Wasserrecycling, NR = Nährstoffrecycling, EE = Energieeffizienz)..... 144

Abbildung 5-22: Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für Neuhemsbach bei einer Kostenoptimierung (Pflanzenkleinkläranlagen) 146

Abbildung 5-23: Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für verschiedene Erfahrungskurven für Neuhemsbach (links: Pflanzenkleinkläranlagen, rechts: Membrankleinkläranlagen) (K = Kostenalternative, E = Erfahrungskurve) 147

Abbildung 5-24: Kostenvergleich Grau- und Regennutzung für Neuhemsbach (Ko = Kosten, WR = Wasserrecycling, NR = Nährstoffrecycling, EE = Energieeffizienz)..... 150

Abbildung 5-25: Zulauffrachten GKA Enkenbach-Alsenborn für die Varianten *konservativ* und *ökologisch-ökonomisch* 156

Abbildung 5-26: Zulauffrachten GKA Enkenbach-Alsenborn und Schwarzwasserfrachten im Zufluss zum Faulturm für die Variante *Rückgewinnung* 156

Abbildung 5-27: Vergleich des CSB:N:P-Verhältnisses im Zulauf der GKA Enkenbach-Alsenborn für einen Zufluss von Grauwasser sowie von Grau- und Schwarzwasser als Absolutwerte CSB:N = 100:N und CSB:P = 100:P 157

Abbildung 5-28: CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Gruppenkläranlage und der Kleinkläranlagen in der VG Enkenbach-Alsenborn für die Variante *konservativ* 158

Abbildung 5-29: CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Gruppenkläranlage und der Kleinkläranlagen in der VG Enkenbach-Alsenborn für die Variante *ökologisch-ökonomisch* 158

Abbildung 5-30: CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Gruppenkläranlage und der Kleinkläranlagen in der VG Enkenbach-Alsenborn für die Variante *Rückgewinnung* 158

Abbildung 5-31: Zulauffrachten PKA St. Alban für die drei Varianten 161

Abbildung 5-32: Vergleich des CSB:N:P-Verhältnisses im Zulauf der PKA St. Alban für einen Zufluss von Grauwasser sowie von Grau- und Schwarzwasser als Absolutwerte CSB:N = 100:N und CSB:P = 100:P 161

Abbildung 5-33: CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Pflanzenkläranlage St. Alban und der Kleinkläranlagen in den Gemeinden Gerbach und St. Alban für die konservative bzw. ökologisch-ökonomische Variante 162

Abbildung 5-34: CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Pflanzenkläranlage St. Alban und der Kleinkläranlagen in den Gemeinden Gerbach und St. Alban für Variante Rückgewinnung 162

Abbildung 5-35: Kostenentwicklungen [Mio. €] über 50 Jahre und Kostensummenlinie [Mio. €] (ohne Zins) in der VG Enkenbach-Alsenborn für die drei Varianten 164

Abbildung 5-36: Darstellung der Kosten pro Einwohner und Jahr (ohne Zins) (links: VG Enkenbach-Alsenborn, rechts: Gemeinde Neuhemsbach) 164

Abbildung 5-37: Kostenentwicklungen [Mio. €] über 50 Jahre und Kostensummenlinie [Mio. €] (ohne Zins) für die Gemeinden Gerbach und St. Alban für die drei Varianten 168

Abbildung 5-38: Darstellung Kosten pro Einwohner und Jahr für die Gemeinden Gerbach und St. Alban (ohne Zins) 168

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Unterschiede zwischen Druck- und Unterdruckentwässerungssystemen (nach DWA 2015c) 40

Tabelle 2-2: Eigenschaften von Pflanzenkleinkläranlagen sowie SBR- und Membrankleinkläranlagen (verändert nach Frechen (2014)) 44

Tabelle 2-3: Unterteilung von Abwasserinfrastrukturen in Systemgruppen (verändert nach Weiterbildendes Studium für Wasser und Umwelt 2015) 46

Tabelle 2-4: Übersicht über verwendete Bewertungskriterien bei der Anpassung von Wasserinfrastrukturen 64

Tabelle 3-1: Festlegung der ersten und zweiten Funktionsgrenze für Unterauslastung 75

Tabelle 3-2: Notwendige Spülintervalle in Abhängigkeit von der Schubspannung (Bosseler und Birkner 2003) 75

Tabelle 3-3: Maximale Spülzyklen und Materialabtrag in Abhängigkeit vom Material des Kanals (basierend auf IKT 2014) 75

Tabelle 3-4: Spülintervalle für Freispiegelkanal Grauwasser 75

Tabelle 3-5: Bewertungsschema des Kriteriums Flexibilität 83

Tabelle 3-6: Flexibilitätswerte der einzelnen Maßnahmen (0 = unflexibel; 10 = sehr flexibel) 84

Tabelle 3-7: Reduktionsfaktoren für Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen 87

Tabelle 3-8: Frachten und Aufteilung der Stoffe CSB, N und P im Schmutz-, Schwarz- und Grauwasser (vgl. DWA 2008, 2014b) 87

Tabelle 3-9: Abbaugrade für Abwasserbehandlungsanlagen (vgl. Schmitt et al. 2016b) 88

Tabelle 3-10: Einsparungspotenziale durch Maßnahmen zur Brauchwassernutzung 89

Tabelle 3-11: Energiegewinn bezogen auf den CSB 90

Tabelle 3-12: Bewertungsschema des Kriteriums Akzeptanz 92

Tabelle 3-13: Akzeptanzwerte der einzelnen Maßnahmen und deren Skalierung (0 = sehr schlechte Akzeptanz; 1 = sehr gute Akzeptanz) 93

Tabelle 3-14: Bevölkerungsabnahme [%] von 2015 bis 2065 für das Bestandsszenario, das Trendszenario und das Dorfkernsanierungsszenario für vier Beispielgemeinden 95

Tabelle 3-15: Maximale und minimale Varianten für die Entwicklung des spezifischen Wasserbedarfs 97

Tabelle 3-16: Textliche Beschreibung der drei Wasserbedarfsszenarien 97

Tabelle 3-17: Zuordnung von Zahlenwerten zu den drei Wasserbedarfsszenarien 98

Tabelle 3-18: Erfahrungskurven für neue und innovative Technologien 99

Tabelle 4-1: Steckbrief Gemeinde Neuhemsbach (Stand 2015) (vgl. Statistisches Landesamt RLP 2014a, 2015b; Verbandsgemeindeverwaltung Enkenbach-Alsenborn 2017) 104

Tabelle 4-2: Steckbrief Gemeinde Mehlingen (Stand 2015) (vgl. Statistisches Landesamt RLP 2014b, 2015b; Verbandsgemeindeverwaltung Enkenbach-Alsenborn 2017) 105

Tabelle 4-3: Steckbrief Gemeinde Gerbach (Stand 2015) (vgl. Statistisches Landesamt RLP 2015b; Verbandsgemeinde Rockenhausen 2017) 106

Tabelle 4-4: Steckbrief Gemeinde St. Alban (Stand 2015) (vgl. Statistisches Landesamt RLP 2015b; Verbandsgemeinde Rockenhausen 2017) 107

Tabelle 4-5: Kosten in Kombination mit jeweils einem Bewertungskriterium 110

Tabelle 5-1: Transformation des Abwasserentsorgungssystems nach 50 Jahren für drei Kombinationen an Bewertungskriterien (Angabe der Gewichtungen der Kriterien in Klammern) 114

Tabelle 5-2: Vergleich der resultierenden Systeme für die Varianten konservativ, ökologisch-ökonomisch und

Rückgewinnung für die drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen und die vier Gemeinden 124

Tabelle 5-3: Transformation des Abwasserentsorgungssystems nach 50 Jahren für die Priorisierung jeweils eines Bewertungskriteriums 134

Tabelle 5-4: Transformation des Abwasserentsorgungssystems nach 50 Jahren für die Priorisierung jeweils eines Bewertungskriteriums in Kombination mit dem Kriterium Kosten (TG = Teilgebiet) 137

Tabelle 5-5: Auswahlfaktoren für die Systemwahl in Abhängigkeit von den Zielen und Randbedingungen der Gemeinde (+ = fördernder Faktor; o = neutral, mittel; – = hemmender Faktor) 179

Tabelle 5-6: Mittlere Kostenbarwerte [€/E] der Modellgemeinden in Abhängigkeit der Ziele und der unterschiedlichen Systemvarianten 180

Abbildungen und Tabellen im Anhang

Abbildung A- 1: Abgrenzung städtischer und ländlicher Raum nach siedlungsstrukturellen Kreistypen (BBSR 2017a) 224

Abbildung A- 2: Einteilung des BBSR in städtischen und ländlichen Raum (BBSR 2017b)..... 224

Abbildung A- 3: Raumstrukturgliederung für Rheinland-Pfalz (ISM RLP 2008)..... 225

Abbildung A- 4: Einteilung Neuhemsbach in neun Transformationsräume 229

Abbildung A- 5: Einteilung Mehlingen in fünf Transformationsräume 229

Abbildung A- 6: Einteilung Gerbach in sieben Transformationsräume 230

Abbildung A- 7: Einteilung St. Alban in einen Transformationsraum 230

Abbildung A-8: Investitionskosten für Kompaktdruckstationen bei der Druckentwässerung (nach Halbach 2003) 235

Abbildung A-9: Lineare Kostenfunktionen für Kleinkläranlagen (nach BDZ e.V. 2013; igr AG 2014)..... 236

Abbildung A- 10: Bevölkerungsabnahme für die drei Szenarien im Vergleich für Neuhemsbach 243

Abbildung A- 11: Bevölkerungsabnahme für die drei Szenarien im Vergleich für Mehlingen..... 244

Abbildung A- 12: Bevölkerungsabnahme für die drei Szenarien im Vergleich für Gerbach..... 246

Abbildung A- 13: Bevölkerungsabnahme für die drei Szenarien im Vergleich für St. Alban..... 246

Abbildung A- 14: Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen für Mehlingen..... 247

Abbildung A- 15: Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen für Gerbach..... 248

Abbildung A- 16: Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen für St. Alban 248

Abbildung A- 17: Grad der Zielerreichung der 29 Kombinationen für Mehlingen 249

Abbildung A- 18: Grad der Zielerreichung der 29 Kombinationen für Gerbach 249

Abbildung A- 19: Grad der Zielerreichung der 29 Kombinationen für St. Alban 250

Abbildung A- 20: Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für verschiedene Erfahrungskurven für Mehlingen (Pflanzenkleinkläranlagen) 251

Abbildung A- 21: Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für verschiedene Erfahrungskurven für Gerbach (Pflanzenkleinkläranlagen) 252

Abbildung A- 22: Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für verschiedene Erfahrungskurven für St. Alban (Pflanzenkleinkläranlagen) 252

Abbildung A- 23: Ablaufkonzentration der Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn für die Variante *konservativ* 253

Abbildung A- 24: Ablaufkonzentration der Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn für die Variante *ökologisch-ökonomisch* 253

Abbildung A- 25: Ablaufkonzentration der Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn für die Variante *Rückgewinnung* 253

Abbildung A- 26: Ablaufkonzentration der Pflanzenkläranlage St. Alban für die Varianten *konservativ* und *ökologisch-ökonomisch* 254

Abbildung A- 27: Ablaufkonzentration der Pflanzenkläranlage St. Alban für die Variante *Rückgewinnung* 254

Tabelle A- 1: Ablaufklassen von Kleinkläranlagen mit Prüfkriterien (DIBt 2012) 226

Tabelle A- 2: Bewertung der Kleinkläranlagentypen (igr AG 2014) 227

Tabelle A- 3: Technologien zur Phosphorrückgewinnung (Montag et al. 2016b) 227

Tabelle A- 4: Zusammenstellung zum Zusammenhang Schubspannung und Auftreten von Ablagerungen (nach Kirchheim 2005) 232

Tabelle A-5: Einteilung von Materialien in Materialgruppen 232

Tabelle A-6: Kostenkennwerte [€/lfm] für Freispiegelkanäle (inkl. Schächte) (igr AG 2014) 233

Tabelle A-7: Kosten Kanalsanierung mit Inliner (igr AG 2014) 235

Tabelle A-8: Daten und Kostenaufstellung für die Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn und die Pflanzenkläranlage St. Alban 236

Tabelle A-9: Hinterlegte Maßnahmenkosten im Optimierungsmodell 237

Tabelle A-10: Kosten für verschiedene Phosphorrückgewinnungsverfahren 238

Tabelle A-11: Nutzungsdauer Anpassungsmaßnahmen 240

Tabelle A-12: Kompatibilitätsmatrix Anpassungsmaßnahmen 241

Tabelle A- 13: Bevölkerungsentwicklung Bestandsszenario Neuhemsbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum) 242

Tabelle A- 14: Bevölkerungsentwicklung Trendszenario Neuhemsbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum) 242

Tabelle A- 15: Bevölkerungsentwicklung Dorfkernsanierungsszenario Neuhemsbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum) 243

Tabelle A- 16: Bevölkerungsentwicklung Bestandsszenario Mehlingen von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum) 243

Tabelle A- 17: Bevölkerungsentwicklung Trendszenario Mehlingen von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum) 244

Tabelle A- 18: Bevölkerungsentwicklung Dorfkernsanierungsszenario Mehlingen von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum) ... 244

Tabelle A- 19: Bevölkerungsentwicklung Bestandsszenario Gerbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum) 245

Tabelle A- 20: Bevölkerungsentwicklung Trendszenario Gerbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum) 245

Tabelle A- 21: Bevölkerungsentwicklung Dorfkernsanierungsszenario Gerbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum) 245

Tabelle A- 22: Bevölkerungsentwicklung für die drei Szenarien für St. Alban von 2013 bis 2063 (St.Alban besteht nur aus einem Transformationsraum)..... 246

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen und Symbole

Zeichen	**Erläuterung**
A	(Teil-)Fläche
AbwAG	Abwasserabgabengesetz
AbwV	Abwasserverordnung
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AHP	Analytischer-Hierarchie-Prozess
ATV	Abwassertechnische Vereinigung e.V. (bis 2000)
ATV-DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2000 bis 2004)
AZ	Akzeptanz
BBSR	Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung
B_{CSB}	CSB-Fracht
BDEW	Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.
BHKW	Blockheizkraftwerk
BSB_5	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
CBR	Continuous-Batch-Reactor
C_{CSB}	CSB-Konzentration
CO_2	Kohlenstoffdioxid
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DIN	Deutsches Institut für Normung
DN	Nennweite
DS	Drucksystem
DSS	Decision Support System
DüMV	Düngemittelverordnung
DüngG	Düngegesetz

Zeichen	Erläuterung
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (seit 2004)
E	Einwohner
EE	Energieeffizienz
EGW	Einwohnergleichwert
EM	Emissionen
EW	Einwohnerwert
EZ	Einwohnerzahl
FL	Flexibilität
FNP	Flächennutzungsplan
GIS	Geografisches Informationssystem
GKA	Gruppenkläranlage
GW	Grauwasser
ha	Hektar
i.M.	im Mittel
JSON	JavaSkript Object Notation
K	Kalium
KA	Kläranlage
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert
KKA	Kleinkläranlage
KO	Kosten
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
kWh	Kilowattstunde
LCA	Life Cycle Assessment, Ökobilanz
MILP	mixed-integer linear programming
MP	Mathematical Programming Engine
MULEWF RLP	Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz (2011-2016)
m ü. NN	Meter über Normalnull
MW	Mischwasser
N	Stickstoff
NASS	Neuartige Sanitärsysteme
NR	Nährstoffrecycling

Zeichen	**Erläuterung**
ORC	Organic-Rankine-Cycle
oTR	Organische Trockensubstanz
P	Phosphor
p.a.	pro Jahr
PJ	Petajoule
PP	Polypropylen
PVC	Polyvinylchlorid
SBR	Sequencing-Batch-Reactor
StB	Stahlbeton
STBR	Short-Time-Batch-Reactor
STZ	Steinzeug
SW	Schmutzwasser
TG	Teilgebiet
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
TS	Trockensubstanzgehalt
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
WB	Wasserbilanz
WE	Wohneinheit
WH	Wasserhaushalt
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WR	Wasserrecycling

1 Einführung

1.1 Veranlassung und Problemstellung

Kommunale Infrastrukturen stehen aufgrund von demografischen, klimatischen und wirtschaftsstrukturellen Veränderungen vor vielfältigen Herausforderungen. Die Anforderungen an die Nachhaltigkeit und Ressourceneffizienz der komplexen Ver- und Entsorgungssysteme sind gestiegen. Besonders in ländlich geprägten Regionen können zukünftig die Funktionalität sowie die Wirtschaftlichkeit von zentralen Ver- und Entsorgungssystemen beeinträchtigt werden.

Zielvorgaben für die Abwasserbeseitigung sind eine Sicherstellung der Entsorgung, der optimale Einsatz von finanziellen Mitteln und die Minimierung von negativen Umweltauswirkungen (vgl. Londong und Meyer, 2014). Im ländlichen Raum stellt die Sicherstellung der Daseinsvorsorge zur Wasserver- und Abwasserentsorgung aufgrund der geringen Siedlungsdichte und der hohen einwohnerspezifischen Leitungs- bzw. Kanallängen eine Herausforderung dar. Die finanziell tragbare Ver- und Entsorgung ist ein wichtiger Baustein für die Erhaltung der Attraktivität von ländlichen Gemeinden.

Die bestehenden zentralen Wasserinfrastruktursysteme weisen eine hohe Ver- und Entsorgungssicherheit auf. Sie sind gut überwachbar und durch eine hohe Betriebsstabilität gekennzeichnet. Für den Gewässerschutz sind zentrale Systeme vorteilhaft, da nur eine geringe Anzahl an Einleitungen ins Gewässer erfolgt und zentrale Kläranlagen gute Reinigungsleistungen aufweisen. Zudem ist die Akzeptanz der zentralen Systeme bei den Nutzern[1] groß. Insbesondere bei mittleren und hohen Siedlungsdichten haben zentrale Systeme betriebliche und ökonomische Vorteile gegenüber dezentralen Strukturen (vgl. Koziol et al., 2006). Nachteile von zentralen Systemen sind ihre geringe Flexibilität und hohe Pfadabhängigkeit aufgrund der langen Nutzungs- und Abschreibungsdauern sowie die geringe Ressourceneffizienz durch die Vermischung aller Abwässer.

In vielen ländlichen Gebieten Deutschlands werden auch in Zukunft zentrale Wasserinfrastrukturen bestehen bleiben, da sie einen hohen Qualitäts- und Sicherheitsstandard bieten. Aber einzelne Bereiche im ländlichen Raum werden auch so stark vom demografischen Wandel betroffen sein, dass die existierenden

[1] Aus Gründen der Lesbarkeit wird durchgängig das generische Maskulin verwendet, welches männliche und weibliche Personen einschließt.

Infrastrukturen nicht mehr funktionsfähig und finanziell tragfähig sein werden (vgl. Hillenbrand et al., 2010).

Die öffentliche Daseinsvorsorge muss dann durch flexible und anpassungsfähige Konzepte und Strukturen sichergestellt werden. Dezentrale Anlagen können eine Alternative darstellen, da sie bei geringen Siedlungsdichten Kostenvorteile gegenüber zentralen Systemen haben können. Ihre Defizite hinsichtlich einer höheren Gewässerbelastung je nach eingesetzter Technik und ihrer größeren Störanfälligkeit bei unsachgemäßer Bedienung bzw. Wartung können durch geeignete Techniken und Betriebsabläufe abgefangen werden. Eine weitere Alternative können ressourcenorientierte Systeme sein. Auch sie sind flexibel und tragen zudem zur Steigerung der Energiegewinnung und Reststoffverwertung durch eine gezielte Behandlung und Wiederverwendung von Stoffen bei.

Veränderungen wie demografische Entwicklungen verlaufen selbst innerhalb kleinräumiger Strukturen wie bspw. einem Landkreis sehr unterschiedlich, so dass differenzierte Analysen notwendig sind. Daher muss immer im Einzelfall geprüft werden, ob dezentrale Systeme Vorteile gegenüber der bestehenden Lösung haben. Nach Daigger (2009) sollten für eine nachhaltige Wasserinfrastrukturentwicklung sektorübergreifende Betrachtungen stattfinden und innovative Technologien eingesetzt werden. Wenn eine Anpassung der vorherrschenden zentralen Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme erfolgen muss, erfordert dies einen hohen Neu- und Umbaubedarf.

Bei der Transformation von zentralen Abwasserentsorgungsstrukturen ist die zeitliche Einbettung in wirtschaftliche, institutionelle und räumliche Veränderungen zu beachten. Es müssen Zeitpunkte bestimmt werden, an denen eine Transformation besonders günstig und zielführend ist. Die dazu notwendigen Maßnahmen müssen in ihrer zeitlichen und räumlichen Abfolge festgelegt werden, die alleinige Kenntnis über den optimalen Endzustand des Systems ist nicht ausreichend (vgl. Kluge und Libbe, 2010; Sigglow, 2011; Kaufmann Alves, 2012; Kaufmann Alves, 2013). Forschungsbedarf besteht zudem hinsichtlich der Einbeziehung ungewisser zukünftiger Entwicklungen bei der Erarbeitung von Transformationsstrategien (vgl. Dockhorn, 2014).

Besonders die Übergangsphasen zwischen zwei Systemvarianten gestalten sich schwierig, denn die Funktionalität des Gesamtsystems muss sichergestellt werden. Vielfach fehlen den entscheidenden Akteuren die notwendigen Werkzeuge sowie das nötige Wissen und die Erfahrung, was einen Einsatz innovativer Wasserinfrastrukturen erschwert. Oft stellen auch organisatorische und ökonomische Rahmenbedingungen, wie die langen Abschreibungsdauern von zentralen Systemen Hemmnisse bei der Umsetzung dar.

1.2 Zielsetzung und Methodik der Arbeit

In dieser Dissertation werden langfristig ausgerichtete und nachhaltige Transformationspfade bestehender Abwasserentsorgungssysteme im ländlichen Raum an zukünftige Herausforderungen untersucht. Unter zukünftigen Herausforderungen werden in dieser Arbeit der demografische Wandel, der technologische Fortschritt sowie die Berücksichtigung des Klimawandels und sozio-ökonomischer Faktoren verstanden. Die Einbindung dezentraler und ressourcenorientierter Systeme soll zur Steigerung der Energiegewinnung und Reststoffverwertung beitragen, die den besonderen Anforderungen von schrumpfenden Gemeinden im ländlichen Raum gerecht werden. Der Fokus dieser Arbeit liegt auf dem Entwässerungssystem unter Einbeziehung von Maßnahmen der Abwasserbehandlung und Ressourcenrückgewinnung. Die Wechselwirkungen zwischen Abwasserentsorgung und Wasserversorgung werden qualitativ betrachtet.

Das übergeordnete Ziel dieser Arbeit ist die Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Unterstützung der notwendigen Anpassungsprozesse der Abwasserentsorgung ländlicher Gemeinden.

Die Teilziele dieser Dissertation (mit Fokussierung auf den ländlichen Raum) sind folgende:

- Mitentwicklung und Evaluierung eines Modellansatzes für die Anpassung bestehender Abwasserentsorgungssysteme unter Berücksichtigung funktionaler, ökonomischer und ökologischer Kriterien mit Darstellung der zeitlichen und räumlichen Maßnahmenumsetzung
- Aufzeigen möglicher Entwicklungspfade mithilfe von Forecasting-Szenarien
- Einbeziehung verschiedener Bewertungskriterien und Entwicklung von Methoden zur Vergleichbarkeit durch eine einheitliche Skalierung
- Detaillierte Analyse von zentralen, dezentralen und ressourcenorientierten Transformationspfaden
- Untersuchung der Ungewissheiten bei der Anpassung von Abwassersystemen und deren Auswirkungen auf die berechneten Transformationspfade unter Einbeziehung verschiedener Szenarien und Bewertungskriterien
- Ableitung von Voraussetzungen für den Einsatz dezentraler und ressourcenorientierter Systeme in bestehenden Infrastrukturen im ländlichen Raum
- Untersuchung der Übertragbarkeit von Anpassungspfaden in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten und Randbedingungen
- Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Anpassung bestehender Abwasserentsorgungssysteme im ländlichen Raum an zukünftige Herausforderungen

Zur Ermittlung optimaler Anpassungspfade wird das im Projekt *SinOptiKom*[2] entwickelte lineare mathematische Optimierungsmodell angewendet und evaluiert. Für Betrachtungszeiträume von 50 Jahren wird die zeitliche und räumliche Umsetzung der Anpassungs- und Umbaumaßnahmen für verschiedene Szenarien und Bewertungskriterien für zwei ländliche Modellkommunen in Rheinland-Pfalz untersucht. Neben der Erhaltung des zentralen Abwasserentsorgungssystems durch betriebliche und bauliche Maßnahmen wird die Umgestaltung zu dezentralen, semizentralen und ressourcenorientierten Systemen betrachtet. Auch die getrennte Ableitung und Behandlung verschiedener Stoffströme wird berücksichtigt.

Einen Schwerpunkt der Dissertation stellt die Untersuchung von Ungewissheiten für berechnete Transformationen dar. Hierzu wird untersucht, welche Anpassungspfade auch unter veränderten zukünftigen Entwicklungen und Bewertungskriterien geeignet sind. Dazu werden Berechnungen mit dem mathematischen Optimierungsmodell basierend auf mehreren Szenarien mit verschiedenen Gewichtungen der Bewertungskriterien durchgeführt. Die ermittelten Transformationspfade werden durch Sensitivitätsanalysen auf ihre Robustheit und den Einfluss der verschiedenen Bewertungskriterien überprüft. In die Szenarien fließen Faktoren zur Entwicklung der Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur, des Wasserbedarfs, der Kosten technischer Anlagen und des Klimawandels ein. Die Bewertung von Transformationspfaden erfolgt unter Berücksichtigung von mehreren, auch konkurrierenden Zielkriterien wie Kosten, Umweltauswirkungen, Flexibilität, Wasser- und Nährstoffrecycling, Energieeffizienz sowie Akzeptanz der technischen Anlagen durch den Nutzer.

Einen weiteren Schwerpunkt bildet die Untersuchung von Voraussetzungen für den Einsatz dezentraler und ressourcenorientierter Systeme in bestehende Infrastrukturen im ländlichen Raum. Durch Variationen der Szenarien und Bewertungskriterien sollen fördernde und hemmende Faktoren für die Implementierung dezentraler und ressourcenorientierter Systeme ermittelt werden. Es soll erforscht werden, welche Bedingungen erfüllt sein müssen, damit diese Systeme in Zukunft sinnvoll integriert werden können.

Anhand der Berechnungen für die Modellkommunen werden generelle Handlungsempfehlungen zur Anpassung bestehender Abwasserentsorgungssysteme im ländlichen Raum abgeleitet. Durch die Auswertung für mehrere ländliche Gemeinden wird eine Klassifizierung der Anpassungskonzepte je nach Randbedingungen der Gemeinden vorgenommen. Wichtiges Ziel sind Empfehlungen zur Maßnahmenumsetzung für die Anpassung von Abwassersystemen.

[2] Das Projekt „SinOptiKom – Sektorübergreifende Prozessoptimierung in der Transformation kommunaler Infrastrukturen im ländlichen Raum“ wurde vom BMBF im Rahmen der Fördermaßnahme INIS (Intelligente und multifunktionelle Infrastruktursysteme für eine zukunftsfähige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung) im Förderschwerpunkt Nachhaltiges Wassermanagement gefördert (2013-2016) (Schmitt et al., 2016d)

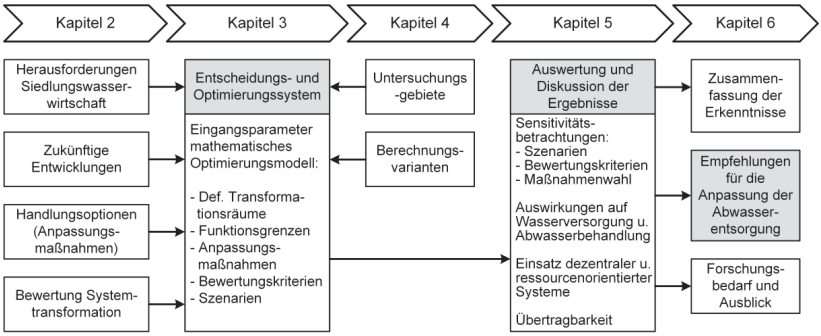

Abbildung 1-1: Aufbau der Arbeit

1.3 Aufbau der Arbeit

Der Aufbau dieser Arbeit wird in Abbildung 1-1 veranschaulicht.

In Kapitel 1 werden Hintergrund und Zielsetzung der Arbeit sowie die Vorgehensweise erläutert. Zudem wird eine Abgrenzung des Themas von bereits durchgeführten und laufenden Dissertationen und Forschungsvorhaben dargestellt.

Kapitel 2 umfasst Herausforderungen, vor denen die Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum steht. Es werden die derzeitige Situation der Wasserver- und Abwasserentsorgung dargestellt und die Auswirkungen der veränderten Rahmenbedingungen durch den demografischen, klimatischen und wirtschaftsstrukturellen Wandel aufgezeigt. Die wesentlichen Einflussfaktoren von Wasserinfrastrukturen werden ermittelt und die Bedeutung der sektoralen Verknüpfung von Wasser, Abwasser, Energie und Abfall kurz erläutert. Danach werden mögliche betriebliche und bauliche Anpassungsmaßnahmen der Bereiche Wasserversorgung, Siedlungsentwässerung, Abwasserreinigung sowie Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung zusammengestellt und deren Wirkungsweisen dargestellt. Grundlagen zu Transformationsprozessen und die Bewertung von Systemtransformationen werden beschrieben.

Anschließend wird in Kapitel 3 die verwendete Methodik erläutert. Nach einer Vorstellung des Gesamtkonzepts des softwaregestützten Entscheidungs- und Optimierungsmodells wird die Struktur und Formulierung des linearen Optimierungsmodells kurz erläutert. Anschließend werden Modellgrundlagen wie Funktionsgrenzen, Maßnahmen und Bewertungskriterien erläutert. Danach wird das verwendete Szenarien-Management dargestellt, in dem Entwicklungen von identifizierten Einflussfaktoren aufgezeigt werden.

Die Beschreibung der Untersuchungsgebiete und des Untersuchungsprogramms erfolgen in Kapitel 4. Das Untersuchungsgebiet umfasst die Verbandsgemeinden

Enkenbach-Alsenborn in der Westpfalz und Rockenhausen in der Nordpfalz in Rheinland-Pfalz. Diese beiden Verbandsgemeinden können aufgrund ihrer vielfältigen Strukturmerkmale wie unterschiedliche Lage hinsichtlich der Zentrenerreichbarkeit, unterschiedliche Baujahre der Kanäle und unterschiedliche Kläranlagentypen als repräsentativ für den ländlichen Raum angesehen werden. Die Berechnungsvarianten zur Modellierung mit verschiedenen Szenarien und Bewertungskriterien werden erläutert.

In Kapitel 5 erfolgt die Auswertung und Diskussion der Ergebnisse. Transformationspfade für zentrale, dezentrale und ressourcenorientierte Systeme werden ausgewertet und evaluiert. Sensitivitätsanalysen werden für Variationen von Szenarien und Gewichtungen von Bewertungskriterien durchgeführt, um die Robustheit der ermittelten Transformationspfade zu untersuchen. Basierend auf den Modellergebnissen werden fördernde und hemmende Faktoren zur Implementierung von dezentralen und ressourcenorientierten Abwassersystemen identifiziert. Es wird eine Klassifizierung von Anpassungskonzepten je nach Bewertungskriterien und Randbedingungen der Gemeinde vorgenommen. Zudem wird die Übertragbarkeit der Methoden und Ergebnisse auf andere ländliche Gemeinden untersucht.

In Kapitel 6 erfolgt eine Zusammenfassung der Erkenntnisse und es werden Handlungsempfehlungen für die Umgestaltung von Abwasserentsorgungssystemen im ländlichen Raum ausgesprochen. Abgeschlossen wird die Arbeit mit dem Aufzeigen von weiterem Forschungsbedarf und einem Ausblick.

1.4 Abgrenzung des Themas

Mehrere Forschungsarbeiten und Dissertationen befassen sich bereits mit dem Themenkomplex Transformationsprozesse von Wasserinfrastrukturen und deren Anpassung an zukünftige Herausforderungen (vgl. Hillenbrand, 2009; Klobasa, 2009; Kluge und Libbe, 2010; Hillenbrand et al., 2010; Hiessl et al., 2012). Nur wenige Arbeiten betrachten dabei die Besonderheiten des ländlichen Raums. Arbeiten, die die Auswirkung des demografische Wandels auf Wasserinfrastrukturen untersuchen, wurden überwiegend für Regionen in Ostdeutschland durchgeführt (vgl. Eltges et al., 2006; Tränckner et al., 2012). In Ostdeutschland liegen viele regionale Besonderheiten vor, wie z.B. eine fehlende Erstausstattung mit Abwasserbehandlungsanlagen in peripheren Gebieten des ländlichen Raums, sehr geringe Bevölkerungsdichten oder ein großer Anteil Trennsystem, so dass Ergebnisse nicht pauschal übertragen werden können.

In den vorhandenen Arbeiten werden zukünftige Herausforderungen von Wasserinfrastrukturen und deren Auswirkungen auf bestehende Systeme beschrieben und mögliche Systemvarianten erstellt. Daraus werden Handlungsempfehlungen abgeleitet oder Leitfäden erstellt. Zudem existieren zahlreiche Ansätze zur Bewertung von Transformationsprozessen (vgl. Herbst, 2008; Hillenbrand, 2009; Schil-

ler, 2010). Am Einsatz der multikriteriellen Entscheidungsanalyse unter Einbeziehung von Stakeholderbefragungen wird bereits intensiv geforscht (vgl. Scholten et al., 2014b; Lienert et al., 2015). Eggimann et al. (2015) entwickelten ein Modell zur Bestimmung des optimalen Anschlussgrades an eine zentrale Kanalisation.

Die zeitliche und räumliche Abfolge des Übergangs siedungswasserwirtschaftlicher Systeme und die Integration von Anpassungsstrategien werden nur in sehr wenigen Forschungsarbeiten (vgl. Kluge und Libbe, 2010; Kaufmann Alves, 2012; Londong et al., 2016) untersucht. Forschungsbedarf besteht vor allem im Aufzeigen von Transformationspfaden unter Einbeziehung ungewisser zukünftiger Entwicklungen (vgl. Dockhorn, 2014).

Bei Untersuchungen zur Systemtransformation ist die Einbeziehung dezentraler und ressourcenorientierter Systeme unerlässlich (vgl. Sigglow, 2011). Hinsichtlich der Umsetzung ressourcenorientierter Systeme gibt es derzeit Forschungen für Neubaugebiete bzw. Pilotprojekte (vgl. Hiessl et al., 2010; Giese et al., 2014), Potenzialuntersuchungen für den Bestand im ländlichen Raum gibt es kaum (z.B. Londong et al., 2016).

Die Methodik der mathematischen Optimierung zur Generierung optimierter Transformationswege mit ihrer zeitlichen und räumlichen Umsetzung wurde auch von Kaufmann Alves (2012) verwendet. Ihr Schwerpunkt lag dabei auf der Untersuchung des methodischen Vorgehens zur Strategieentwicklung und der Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Sie zeigte, dass ein Optimierungstool trotz teilweise stark vereinfachter Annahmen ein geeignetes Instrument zur Berechnung von Anpassungspfaden ist.

Das in dieser Arbeit verwendete mathematische Optimierungsmodell und der zugrunde liegende Ansatz stellen eine methodische Weiterentwicklung durch die Berücksichtigung zusätzlicher Bewertungskriterien und Handlungsoptionen sowie die Einbeziehung variabler Eingangsgrößen zur Erstellung von Zukunftsszenarien dar.

2 Herausforderungen der Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum

Abbildung 2-1: Übersichtsschema Kapitel 2

In diesem Kapitel werden die veränderten Rahmenbedingungen in der Siedlungswasserwirtschaft erläutert und deren Auswirkungen auf Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme analysiert (siehe Abbildung 2-1). Mögliche Handlungsoptionen werden durch die Zusammenstellung von Anpassungsmaßnahmen aufgezeigt. Anschließend werden die für Transformationsprozesse relevanten Grundlagen erläutert.

2.1 Veränderte Rahmenbedingungen in der Siedlungswasserwirtschaft

Die vielfältigen Herausforderungen, vor denen Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme stehen, werden in diesem Kapitel für Deutschland und insbesondere für den ländlichen Raum dargestellt und analysiert. Daraus werden Einflussfaktoren von Wasserinfrastrukturen für die Erstellung zukünftiger Szenarien abgeleitet.

Für den Begriff „ländlicher Raum“ gibt es keine allgemeingültige Definition, denn sie kann je nach betrachteter Untersuchungseinheit bzw. Raumkategorie variieren. Nach BBSR (2012a) kann eine Einteilung des städtischen und ländlichen Raums über Dichteindikatoren in vier siedlungsstrukturelle Kreistypen erfolgen: kreisfreie Großstadt, städtische Kreise, ländliche Kreise mit Verdichtungsansätzen und dünn besiedelte ländliche Kreise. Der Begriff „ländlich strukturiert“ kann auch über verschiedene Kriterien wie Lage der Ortschaft, Bebauungsstruktur, Siedlungsdichte, Anteil befestigter Flächen, Flächennutzung, Art und Zustand der

Entwässerung und Abwasserbehandlung sowie Gewässerarten und -zustände erfasst werden (vgl. ATV, 1997). Ausführliche Ausführungen finden sich in Anhang A 1.1.

2.1.1 Derzeitige Situation der Wasserver- und Abwasserentsorgung

In Deutschland sind die Wasserver- und die Abwasserentsorgung Aufgabe der Städte und Gemeinden als öffentliche Daseinsvorsorge. Die derzeit überwiegend zentralen Wasserinfrastrukturen resultieren aus der historischen Entwicklung. In der Mitte des 19. Jahrhunderts erfolgte der Bau von zentralen Wasserversorgungssystemen, wobei die verwendeten Aufbereitungsverfahren stetig verbessert wurden. Erste Schwemmkanalisationen wurden errichtet, um das Schmutzwasser aus der Stadt zu transportieren. Durch häusliche und industrielle Abwassereinleitungen in Gewässer kam es zu massiven Gewässer- und Bodenbelastungen. Deshalb wurden Ende des 19. Jahrhunderts erste Abwasserbehandlungsanlagen entwickelt. Die zentralen Systeme zur Wasserversorgung, Abwasserableitung und –behandlung wurden nach und nach flächendeckend in Deutschland umgesetzt, unabhängig von den strukturellen und räumlichen Gegebenheiten der verschiedenen Regionen. Nur wenige ländliche periphere Gebiete sind noch nicht mit einer Abwasserbehandlung ausgestattet.

Derzeitige zentrale Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme in Deutschland weisen eine weitgehend flächendeckende Versorgung mit einem hohen Versorgungsstandard auf. 2010 lag der Anschlussgrad an die öffentliche Trinkwasserversorgung bei 99,3 %, an die öffentliche Kanalisation bei 96,9% und an zentrale Kläranlagen bei 96,2 % (vgl. Statistisches Bundesamt, 2013a, 2013b). Die noch nicht angeschlossenen Einwohner verteilen sich überwiegend auf ländliche Räume.

Die Organisationsstrukturen der Trinkwasserversorgung und der Abwasserentsorgung unterscheiden sich deutlich. Die Trinkwasserversorgung ist oft in größeren Verbünden organisiert, wohingegen die öffentliche Abwasserentsorgung meist kleinräumigere Organisationsstrukturen aufweist (vgl. Geyler und Prochaska, 2007).

In der öffentlichen Trinkwasserversorgung in Deutschland wird Trinkwasser aus Grundwasser (61,5 %), Oberflächenwasser (30,5 %) und Quellwasser (8 %) gewonnen (vgl. BDEW, 2017b). Der Wasserverbrauch geht seit Anfang der 1990er Jahre zurück und lag 2016 im deutschlandweiten Mittel bei 123 l/(E·d) (vgl. BDEW, 2017b), wobei im Westen Deutschlands und in Städten im Mittel mehr verbraucht wird und im Osten Deutschlands und im ländlichen Raum weniger. Das Wasserversorgungsnetz in Deutschland hat eine Länge von ca. 530.000 km (vgl. UBA, 2014). Der Investitionsschwerpunkt in der Wasserversorgung ist der Rohrnetzbereich mit 62,8 % gemessen an dem Gesamtinvestitionsvolumen (vgl. BDEW, 2017b). In den Bundesländern ist der Sanierungsbedarf des Trinkwasser-

leitungsnetzes unterschiedlich, in Bayern bspw. liegt der kurz- bis mittelfristige Sanierungsbedarf bei ca. 15 % (vgl. Haug, 2017).

Das deutsche Kanalnetz wies 2013 eine Gesamtlänge von rund 575.562 km auf, wobei ca. 42,5 % auf Mischwasserkanäle, ca. 36 % auf Schmutzwasserkanäle und ca. 21,5 % auf Regenwasserkanäle entfallen. Die einwohnerbezogene Kanalnetzlänge liegt im deutschlandweiten Mittel bei ca. 7 m/Einwohner. In der Gemeindegrößenklasse kleiner 10.000 Einwohner ist sie deutlich höher mit ca. 11 m/Einwohner im Mittel und weist große Schwankungsbreiten auf (vgl. Statistisches Bundesamt, 2013a).

Die Investitionen bei der Abwasserentsorgung und –behandlung verteilen sich zu rund 75 % auf das Entwässerungsnetz und zu ca. 25 % auf die Kläranlage (vgl. Lüder, 2012). Handlungsdruck entsteht durch Investitionsbedarf im Kanalnetz, hohe Entgelte für Verbraucher und Finanzschwierigkeiten der Kommunen und Unternehmen. Über die Hälfte der Kanäle in Deutschland wurde vor 1990 gebaut (vgl. Statistisches Bundesamt, 2013c). Aus einer Hochrechnung aus der DWA-Umfrage 2015 zum Zustand der Kanalisation in Deutschland kann abgeleitet werden, dass etwa ein Fünftel aller Haltungen kurz- bis mittelfristig zu sanieren sind (Zustandsklasse ZK0 bis ZK2) (vgl. Berger et al., 2016).

Die bestehenden zentralen Wasserinfrastruktursysteme stehen vor vielfältigen Herausforderungen. Insbesondere der demografische Wandel, der Klimawandel sowie wirtschaftsstrukturelle und sozio-ökonomische Veränderungen beeinflussen die Systeme der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Handlungsbedarf entsteht derzeit durch einen großen Investitionsbedarf, eine erhebliche Veränderung der Bedarfsstrukturen, eine Verschärfung des Gewässerschutzes und Mikroschadstoffe im Abwasser. Eine große Herausforderung ist auch die Verbesserung der Ressourceneffizienz und der Nachhaltigkeit durch eine Rückgewinnung und Nutzung von Wasser, Nährstoffen und Energie. Bestehende Systeme müssen flexibler und anpassungsfähiger werden um den erheblichen Ungewissheiten zukünftiger Entwicklungen begegnen zu können.

Die aktuellen Herausforderungen, vor denen die Wasserver- und Abwasserentsorgung stehen, unterscheiden sich in ihren Ausprägungen für den ländlichen und urbanen Raum. Urbane Räume weisen höhere Versiegelungsgrade auf und insbesondere der Schutz vor Überflutungen durch Starkregenereignisse und die Förderung des lokalen Wasserhaushaltes stehen als Herausforderungen im Vordergrund. In wachsenden urbanen Räumen kann es zu Überlastungen der Trinkwasserversorgung und des Kanalnetzes kommen. Bei Mischsystemen erhöhen sich die Entlastungsraten wodurch die Gewässerbelastungen steigen. In schrumpfenden urbanen Räumen kann es zu Funktionsproblemen durch Unterauslastung kommen. In den meisten Fällen sind diese aufgrund der höheren Einwohnerdichte nicht so ausgeprägt wie im ländlichen Raum, erfordern aber dennoch Handlungsbedarf.

Besonders im ländlichen Raum treffen viele der genannten Herausforderungen wie z.B. eine Verstärkung der geringen Siedlungsdichte aufgrund des Bevölkerungsrückgangs und ein abnehmender Wasserverbrauch zusammen (vgl. DWA, 2014a). Diese Faktoren führen zu verstärkten Betriebsproblemen von Wasserinfrastrukturen und einer Zunahme der einwohnerspezifischen Kostenbelastung.

Die Wasserversorgung im ländlichen Raum ist gekennzeichnet durch größere Verbrauchsschwankungen im Tages- und Jahresgang. Im Zusammenhang mit der geringeren Bevölkerungsdichte und den größeren Leitungslängen pro Einwohner kann dies zu längeren Standzeiten des Trinkwassers führen. Deshalb können abnehmende Wasserverbräuche schneller zu Betriebsproblemen führen und den Sanierungsbedarf erhöhen.

In Mischwassersystemen kann es insbesondere im ländlichen Raum wegen der größeren Kanaldurchmesser zu Funktionsproblemen durch z.B. Ablagerungen kommen. Durch Mischwasserentlastungen werden besonders kleine Gewässer im ländlichen Raum stofflich und hydraulisch belastet.

Kanäle im ländlichen Raum sind oftmals jüngeren Baujahrs als im urbanen Raum und haben somit hinsichtlich des Kanalalters einen geringeren Sanierungsbedarf. Die genannten Herausforderungen, wie der demografische Wandel, können aber zu Funktionsbeeinträchtigungen führen und den Sanierungsdarf erhöhen.

Die Ausbaugröße der meisten Kläranlagen im ländlichen Raum liegt nach ATV-A 200 (ATV, 1997) unter 5.000 EW (sog. kleine Kläranlagen), also Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2. Durch den verstärkten Zusammenschluss mehrerer Ortskläranlagen zu Gruppenkläranlagen gibt es auch einen kleinen Anteil in der Größenklasse 3.

Hinsichtlich der Klärschlammverwertung im ländlichen Raum bestehen große Unterschiede zwischen den einzelnen Bundesländern. Während 2015 in Rheinland-Pfalz rd. zwei Drittel des Klärschlamms landwirtschaftlich verwertet wurden (vgl. Statistisches Landesamt RLP, 2016), wurden in Baden-Württemberg 2016 nur 4 % stofflich verwertet (vgl. Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, 2018). Der ländliche Raum ist von der neuen Verordnung zur Ordnung der Klärschlammverwertung (AbfKlärV 2017) überwiegend nicht betroffen, da Klärschlamm von Kläranlagen mit weniger als 50.000 EW weiter landwirtschaftlich verwertet werden darf. Allerdings könnten zukünftige weitere Verschärfungen dieser Vorgaben auch den ländlichen Raum betreffen.

Bei mittleren und hohen Siedlungsdichten haben zentrale Systeme betriebliche und ökonomische Vorteile gegenüber dezentralen Strukturen (vgl. Koziol et al., 2006). Die Aufrechterhaltung der öffentlichen zentralen Wasserver- und –entsorgung wird in einigen ländlichen Regionen mit starken Strukturveränderungen nicht mehr wirtschaftlich sinnvoll und technisch möglich sein. Zudem haben sich in den letzten Jahren verstärkt Defizite und Herausforderungen für zentrale Wasserver- und –entsorgungssysteme im ländlichen Raum abgezeichnet.

Nachteile einer zentralen Abwasserentsorgung sind die Vermischung aller Abwässer, der hohe Trinkwasserverbrauch und die hohen Kosten für Abwassertransport und –behandlung sowie die Unflexibilität des Systems (vgl. Sigglow, 2011). Eine Alternative zu den zentralen Systemen sind dezentrale oder ressourcenorientierte Systeme.

Die dezentrale Abwasserentsorgung ist in Deutschland unterschiedlich stark verbreitet. Derzeit entsorgen 2,7 % der Einwohner in Deutschland und bspw. nur 0,3 % in Rheinland-Pfalz ihr Abwasser über Kleinkläranlagen (vgl. Statistisches Landesamt RLP, 2012; Statistisches Bundesamt, 2014). Hillenbrand und Niederste-Hollenberg (2012) schätzen das Potenzial dezentraler Abwasserentsorgungskonzepte mit 5 - 7 % der Bevölkerung ab, die nicht mit vertretbarem Aufwand an die zentrale Kanalisation angeschlossen werden können. Der Einsatz von Kleinkläranlagen hängt derzeit stark von den vorhandenen Fördermöglichkeiten ab. Zentrale Systeme haben sich durchgesetzt, da von dezentralen Systemen höhere Gewässerbelastungen ausgehen können. Durch den Einsatz neuer Techniken bei Kleinkläranlagen steigt die Reinigungsleistung und sie werden konkurrenzfähiger. Auch in Kombination mit ressourcenorientierten Systemen sind sie eine wichtige Alternative.

Bei zukünftigen Anpassungen der Wasserver- und Abwasserentsorgung muss die Hauptaufgabe, der Schutz des Menschen vor hygienischen Beeinträchtigungen sowie der Gewässerschutz und somit der Schutz von Flora und Fauna im Fokus bleiben.

2.1.2 Auswirkungen der veränderten Rahmenbedingungen auf die Wasserver- und Abwasserentsorgung

2.1.2.1 Auswirkungen auf die Wasserversorgung

Demografische, klimatische und wirtschaftsstrukturelle Veränderungen wirken sich auf das Wasserdargebot und die Wasserbeschaffenheit, den Wasserverbrauch und die Wasserversorgungsinfrastruktur aus. Eine verschlechterte Qualität des Trinkwassers beim Transport, verlängerte Standzeiten und überdimensionierte Leitungen können zu Problemen führen. Der demografische Wandel hat derzeit den größten Einfluss auf die Wasserversorgung, in Zukunft werden die Auswirkungen des Klimawandels aber zunehmen (vgl. Tränckner et al., 2012). Auch wirtschaftsstrukturelle Veränderungen haben Auswirkungen auf die Wasserversorgung. Sie spielen im ländlichen Raum meistens nur eine untergeordnete Rolle, da in der Regel nur wenige Betriebe mit einer großen Anzahl von Arbeitsplätzen angesiedelt sind. Wenn allerdings ein Betrieb mit vielen Arbeitsplätzen schließt, kann dies durchaus Auswirkungen auf die Wasserversorgung haben, da dann ein deutlich geringerer Bedarf besteht.

Der Klimawandel kann je nach Ausgangssituation der jeweiligen Region durch eine Abnahme der Sommerniederschläge und eine Zunahme von Trockenperioden eine saisonale Verringerung des Wasserdargebots bewirken. Klimatische Veränderungen können sich auch auf die Qualität und Menge von Grundwasser, und Quellwasser auswirken. Auch die Trinkwassergewinnung aus Talsperren und Uferfiltrat kann durch höhere Temperaturen und weniger Niederschlag beeinträchtigt werden. Die in den letzten Jahren zunehmenden Nitratbelastungen des Grundwassers in Gebieten mit einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung stellen die Wasserversorgung vor eine zusätzliche Herausforderung (vgl. Sorge et al., 2013).

Auch die Wasserinfrastruktur selbst wird durch sich ändernde Rahmenbedingungen beeinflusst. Untersuchungen von Sorge et al. (2013) zeigen, dass sich bei steigenden Außentemperaturen die Trinkwasserleitungen unter versiegelten Flächen mit geringem Beschattungsgrad deutlich erwärmen. Mikrobiologische Daten zeigen keine temperaturabhängige Verschlechterung der Trinkwasserqualität, jedoch deuten die Ergebnisse auf einen Anstieg coliformer Bakterien im Biofilm aufgrund höherer Temperaturen hin.

Die Nutzungsdauer des Trinkwassernetzes wird von steigenden Temperaturen beeinflusst. Durch einen Temperaturanstieg und eine Zunahme von Trockenperioden im Sommer kommt es zu höheren Belastungen der Leitungen und erhöhter Korrosionsgefährdung (Abbildung 2-2). Selbst bei rückläufigen Wasserverbrauchstrends wird in Hitzeperioden mehr Trinkwasser verbraucht und es kommt zu Spitzenbelastungen. Besonders im ländlichen Raum mit Wohngebieten mit eigenen Gärten steigen die Bedarfsmengen in Abhängigkeit von der Temperatur. Auch bei einer Regenwassernutzung zu Bewässerungszwecken wird bei längeren Trockenperioden Trinkwasser aus dem öffentlichen Netz zur Bewässerung genutzt.

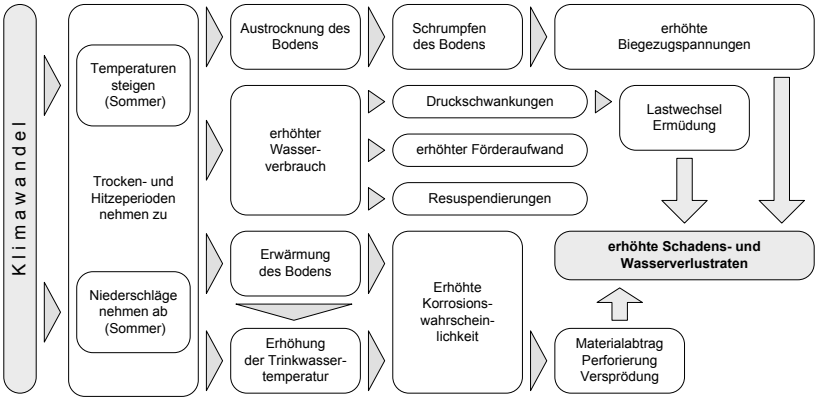

Abbildung 2-2: Mögliche klimabedingte Einflüsse auf Zustand und Nutzungsdauer von Trinkwasserleitungen (Sorge et al., 2013)

Wahrscheinlich werden sich die Schwankungen des Wasserverbrauchs in Zukunft vergrößern. Das würde zu einer höheren Belastung des Rohrmaterials durch Druckschwankungen, zu vergrößerten Schubspannungen durch höhere Fließgeschwindigkeiten sowie zu einer nicht optimalen Auslastung der Förderanlagen durch energetisch ungünstigere hydraulische Verhältnisse im Netz führen.

Meistens wird auch der Löschwasserbedarf über die zentrale Trinkwasserversorgung abgedeckt. Dadurch kann es in kleinen Versorgungseinheiten, also besonders im ländlichen Raum zu Überdimensionierungen für alltägliche Anforderungen kommen. Nach DVGW W400-1 (DVGW, 2015) werden Leitungen, bei denen die Löschwasserversorgung über das Trinkwassernetz erfolgen soll, mit zwei Lastfällen bemessen. In Lastfall 1 erfolgt die Bemessung mit dem maximalen Spitzenbedarfswert, in Lastfall 2 mit dem Spitzenbedarf eines Normaltags mit zusätzlichem Löschwasserbedarf. Abhängig von der Einwohnerzahl wird einer der beiden Lastfälle maßgebend. Nagel et al. (2014) haben exemplarisch für einen konstanten Löschwasserbedarf mit 48 m³/h nach DVGW (2008) und einem spezifischen Wasserbedarf von 120 l/(E·d) gezeigt, dass bis zu einer Einwohnerzahl von ca. 4.000 Einwohnern der Lastfall 2 maßgebend für die Bemessung ist. Bei kleinen Gemeinden führt somit eine Löschwasserversorgung über das Wasserversorgungsnetz zu einer Überdimensionierung des Netzes in Bezug auf den häuslichen Wasserbedarf. Durch die Abnahme der Bevölkerung und des spezifischen Wasserbedarfs wird das Verhältnis zwischen Trinkwasser- und Löschwasseranteil weiter nachteilig verschoben.

Durch den demografischen Wandel und die Abnahme der Nutzerzahlen kommt es zu verlängerten Standzeiten von Trinkwasser im Versorgungsnetz. Im Normalfall werden dadurch Mindestdurchflüsse unterschritten, es kann zu hygienischen Problemen aufgrund der Stagnation des Wassers in den Leitungen kommen und Ablagerungsbildung kann zu einer Verringerung des Fließquerschnitts führen. Diesen kann mit betrieblichen Maßnahmen, wie Spülen oder Desinfektion begegnet werden und längerfristig mit baulichen Umgestaltungen unter Einbeziehung einer dezentralen Löschwasserbereitstellung (vgl. Kap. 2.2.1). In Studien werden bereits Durchmesseroptimierungen von Trinkwasserleitungen untersucht (vgl. Osmancevic et al., 2014).

2.1.2.2 Auswirkungen auf das Kanalnetz

Das Abwasser wird in Deutschland überwiegend mit zentralen Kanalnetzen im Misch- oder Trennverfahren abgeleitet. Das gesamte Kanalnetz besteht zu ca. 42 % aus Mischwasserkanälen, wobei der Anteil des Mischsystems nach Norden hin abnimmt (vgl. Statistisches Bundesamt, 2013c). In Rheinland-Pfalz werden ca. 2/3 des Abwassers über Mischsysteme abgeleitet, dies gilt auch für kleinere ländliche Gemeinden (vgl. Statistisches Landesamt RLP, 2015a).

Aufgrund des demografischen Wandels verringern sich der Trinkwasserverbrauch und somit auch die abzuleitende Schmutzwassermenge. Die Auswirkun-

gen des Bevölkerungsrückgangs auf den Trockenwetterabfluss hängen von der Bevölkerungsdichte, dem Fremdwasseranteil und dem oberhalb liegenden Kanalsystem ab. Besonders in ländlichen Gebieten liegen oft ungünstige Abflussverhältnisse vor. Generell sind Anfangshaltungen mit einem geringen Durchfluss sowie Haltungen mit einem geringen Gefälle besonders betroffen (vgl. Tränckner et al., 2012).

Niedrigere Durchflüsse führen zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeiten sowie der Wand- und Sohlschubspannungen und können Ablagerungen und Korrosion verursachen. Längere Fließzeiten und Ablagerungen führen zu einem stärkeren Vorabbau von Abwasserinhaltsstoffen schon im Kanalnetz und können anaerobe Umsatzprozesse verstärken, die zu Geruchsproblemen führen und die Reinigungsleistung der Kläranlage verschlechtern (vgl. Koziol et al., 2006).

Diese Probleme treten besonders in Mischsystemen auf, da diese im Trockenwetterfall nur einen geringen Abfluss im Vergleich zum Bemessungsabfluss transportieren. Lose Ablagerungen können im Regenwetterfall mobilisiert werden und zum einen zu verstärkten Spülstößen auf der Kläranlage führen und zum anderen im Entlastungsfall zu einer erhöhten Gewässerbelastung (vgl. Tränckner et al., 2012). Feste Ablagerungen bestehen aus ausgefällten Stoffen, Feinstteilen sowie Auswüchsen von Bakterienkulturen und anderen organischen Substanzen und können sich dauerhaft an der Kanalwandung festsetzen. Ablagerungen verringern den Rohrquerschnitt und erhöhen die Rohrrauheit; dies führt wiederum zu weiter verringerten Fließgeschwindigkeiten und Schubspannungen. Somit können Verstopfungen, Korrosion und Geruchsbildung entstehen (vgl. Böhm, 1993).

In Schmutzwasserkanälen im Trennsystem hat der Fremdwasseranteil einen großen Einfluss auf die Bildung von Ablagerungen und Korrosion.

Die Biogene Schwefelsäure-Korrosion entsteht durch Bildung von Schwefelwasserstoffen (H_2S) im Kanal. Geringe Fließgeschwindigkeiten, warme Temperaturen, lange oder schlecht belüftete Haltungen sowie niedrige Sauerstoffgehalte begünstigen die Entstehung von Korrosion. Durch Korrosion können Undichtigkeiten in Abwasserleitungen entstehen und dies kann negative Auswirkungen auf den Grundwasserschutz haben (vgl. Barjenbruch und Dohse, 2004).

Auch der Klimawandel hat Auswirkungen auf das Kanalnetz. Es wird prognostiziert, dass die Winterniederschläge zunehmen werden, wohingegen im Sommerhalbjahr weniger Niederschlag fällt, es dafür aber verstärkt zu Extremereignissen kommt. Eine Vergrößerung von Misch- oder Regenwasserkanälen aufgrund des Klimawandels ist nicht zielführend. Vielmehr sollten alternative Lösungswege betrachtet werden. Auf eine Überauslastung des Kanalnetzes durch Starkniederschläge kann aufgrund der verfügbaren Freiflächen im ländlichen Raum mit Retentionsmaßnahmen in Kombination mit Objektschutz reagiert werden (vgl. Schmitt und Worreschk, 2011; Scheid, 2016).

2.1.2.3 Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb

Die Funktionsfähigkeit von Kläranlagen wird nicht nur durch die abnehmende Schmutzwassermenge beeinträchtigt, sondern auch durch veränderte Abwasserkonzentrationen und -zusammensetzungen.

Durch eine rückläufige Bevölkerung sinken die Schmutzwassermenge und somit auch die Frachten im Zulauf der Kläranlage. Eine Reduktion des Trockenwetterabflusses aufgrund rückläufiger Bevölkerungszahlen und eines rückläufigen Wasserverbrauchs verändert auch die Konzentrationen des Trocken- und Regenwetterabflusses. Durch eine Unterauslastung erhöht sich bei Kläranlagen im Mischsystem der zu behandelnde Regenwasseranteil. Die rückläufige Schmutzwasserfracht kann nach längeren Trockenperioden durch die Mobilisierung von Stickstoffverbindungen überlagert werden (vgl. Tränckner et al., 2012).

Wie im vorherigen Kapitel erläutert, steigen durch eine verringerte Fließgeschwindigkeit die Aufenthaltszeiten des Schmutzwassers im Kanalnetz und es kann ein vorzeitiger Abbau von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen stattfinden. Somit verschiebt sich das C/N-Verhältnis im Trockenwetterabfluss und es kommt bei der Denitrifikation aufgrund des fehlenden Kohlenstoffs zu einem verminderten Abbau von Nitrat. Eine Nachdosierung von Kohlenstoff verschlechtert aufgrund der Mehrkosten die Wirtschaftlichkeit der Kläranlage.

Eine Darstellung der Auswirkungen eines reduzierten Schmutzwasserabflusses auf eine Belebungsanlage mit Schlammbehandlung kann z.B. Kaufmann Alves et al. (2008) entnommen werden. Die hydraulische Aufenthaltszeit erhöht sich für alle Kläranlagenanteile und somit sinkt die hydraulische Belastung. Je nach betrachteter Kläranlage können die Auswirkungen unterschiedlich stark sein. Nach Tränckner et al. (2012) sind Kläranlagen mir aerober Schlammstabilisierung verfahrenstechnisch und kostenseitig weitgehend unempfindlich gegenüber rückläufigen Anschlussgraden. Hingegen sind Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung besonders durch die zunehmende Stabilisierung des Überschussschlamms und die dadurch resultierende geringere Biogasausbeute betroffen.

Aufgrund der guten Kenntnis der verfahrenstechnischen Zusammenhänge der Abwasserbehandlung auf Kläranlagen können Auswirkungen von veränderten Rahmenbedingungen besser abgeschätzt werden als für das Kanalnetz.

Der demografische Wandel führt zu Veränderungen in der Altersstruktur der Bevölkerung. Ein höherer Arzneimittelverbrauch einer alternden Gesellschaft stellt die Abwasserreinigung vor große Herausforderungen (vgl. Lüder, 2012). Sie fallen unter den Oberbegriff Mikroschadstoffe oder Mikroverunreinigungen. Aktuelle Forschungsarbeiten untersuchen Wirkungen von Mikroverunreinigungen in Gewässern sowie Eliminationserfordernisse und –möglichkeiten (vgl. Knerr et al., 2016; Knerr et al., 2017b; Launay et al., 2016). Mikroschadstoffe werden zukünftige Konzepte der Abwasserreinigung stark beeinflussen und sollten auch bei Systemumstellungen hin zu dezentralen Strukturen einbezogen werden.

2.1.3 Zukünftige Szenarien für Wasserinfrastrukturen im ländlichen Raum

Für die zukünftige Planung von Wasserinfrastrukturen und deren Management müssen Zukunftsszenarien erstellt und dafür sogenannte Treiber, die die Wasserver- und Abwasserentsorgung beeinflussen, identifiziert und prognostiziert werden. Die Identifizierung von relevanten Treibern und Erstellung von Szenarien ist der entscheidende Punkt in der zukünftigen Betrachtung von Wasserinfrastrukturen.

Durch die Untersuchung verschiedener alternativer Szenarien sollen Ungewissheiten zukünftiger Entwicklungen bestmöglich berücksichtigt werden, um eine bessere Ausgangslage für heute anstehende Entscheidungen zur Verfügung zu haben. Jedes Szenario sollte in sich konsistent sein und sich deutlich von anderen Szenarien unterscheiden (vgl. Hiessl et al., 2012).

Es gibt verschiedene Studien zur strukturierten Entscheidungsfindung, die aufzeigen mit welchen Methoden durch die Einbindung von Stakeholdern Szenarien für eine nachhaltige Wasserwirtschaft generiert werden können (vgl. Lienert et al., 2006; Lienert et al., 2015; Scholten et al., 2014a; Scholten et al., 2014b). Mikovits et al. (2017) entwickelten ein Modell, mit dem Szenarien zur zukünftigen Siedlungsentwicklung basierend auf Bevölkerungsprognosen abgebildet und mit Kanalnetzmodellen verknüpft werden können.

Mit der Szenario-Methodik können unterschiedliche Szenarien erarbeitet werden, die gesellschaftliche, wirtschaftliche oder politische Rahmenbedingungen einbeziehen (vgl. Hertzum, 2003; Dönitz, 2009). Diese Vorgehensweise wird in Kapitel 3.3.5.2 erläutert und für die Prognose des Wasserbedarfs angewendet. Hiessl et al. (2012) identifizierten als wichtige Treiber für Wasserinfrastrukturen die flächenintensive Siedlungsentwicklung bei abnehmender Bevölkerung, häufig auftretende Überflutungen durch Starkregen, Nutzung innovativer Ansätze (höhere Flexibilität, verbesserte Ressourceneffizienz) sowie steigende Tarife für Wasserversorgung und Entwässerung.

Hillenbrand et al. (2010) empfiehlt die Analyse der zu erwartenden Entwicklungen über einen Zeitraum von 50 Jahren oder länger. Neben den demografischen Entwicklungen müssen wichtige Parameter auf lokaler bzw. regionaler Ebene einbezogen werden wie Topografie, Entwicklung des Wasserbedarfs, Klimaveränderungen und Sanierungsbedarf der vorhandenen Infrastruktur. Dabei ist die Abstimmung mit der Stadtentwicklungs- und Raumplanung von Bedeutung.

In Abbildung 2-3 sind relevante Treiber von Wasserinfrastrukturen, die ingenieurtechnische und planerische Faktoren umfassen, mit ihren Abhängigkeiten untereinander dargestellt. Im Folgenden werden Entwicklungstendenzen der Treiber jeweils kurz allgemein erläutert und in Kap. 3.3.5 werden Entwicklungsmöglichkeiten ausgewählter Treiber unter Einbeziehung der Rahmenbedingungen der Modellkommunen quantitativ ermittelt.

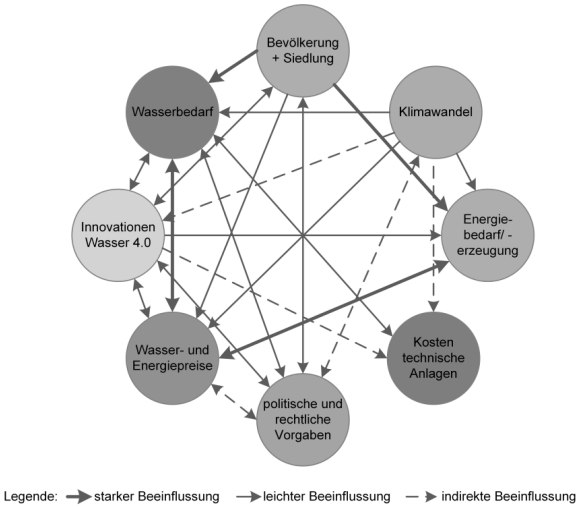

Abbildung 2-3: Identifizierte Treiber von Wasserinfrastrukturen und deren Abhängigkeiten (verändert nach Baron et al., 2016)

2.1.3.1 Demografischer Wandel

Der Begriff demografischer Wandel umfasst nicht nur die Entwicklung der Bevölkerungszahlen, sondern auch die Altersverteilung, die Bevölkerungsstruktur, das Verhältnis von Männern zu Frauen, Zu- und Abwanderung sowie Geburten- und Sterberaten. Die Geburtenraten sind in Deutschland seit den 1970er Jahren rückläufig, wurden aber bis 2003 durch ein positives Zuwanderungssaldo kompensiert. Seitdem ist die Bevölkerungszahl insgesamt rückläufig.

Innerhalb Deutschlands wird es zu räumlich unterschiedlichen demografischen Entwicklungen kommen. Von 1990 bis 2012 waren besonders Gebiete in Ostdeutschland vom starken Bevölkerungsrückgang betroffen. Bis 2035 wird die Bevölkerung in großen Teilen Deutschlands, insbesondere in ländlichen Gebieten, zurückgehen. In einigen Großstädten und deren Ballungsräumen sowie im Süden Deutschlands wird die Bevölkerung wachsen (vgl. Abbildung 2-4).

Das Durchschnittsalter der Bevölkerung wird zwischen 2010 und 2030 in Deutschland ansteigen. Auch hier sind in Abhängigkeit vom Bevölkerungsrückgang regionale Unterschiede erkennbar. Im ländlichen Raum, insbesondere im Osten von Deutschland wird das Durchschnittsalter stark ansteigen (vgl. Abbildung 2-5).

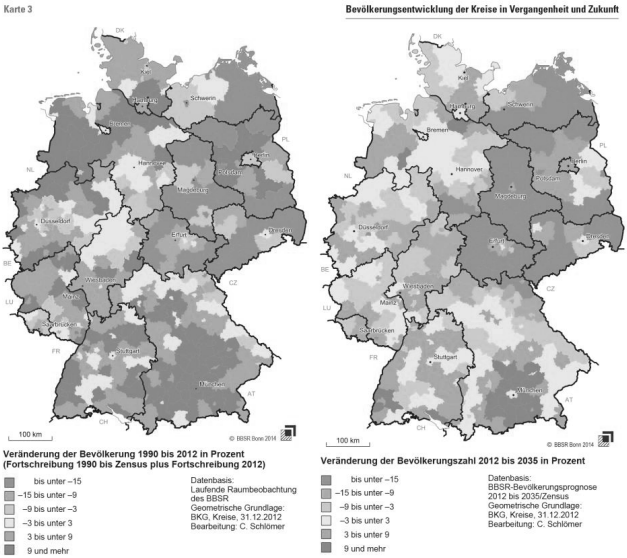

Abbildung 2-4: Bevölkerungsentwicklung der Kreise in Vergangenheit und Zukunft (BBSR, 2014)

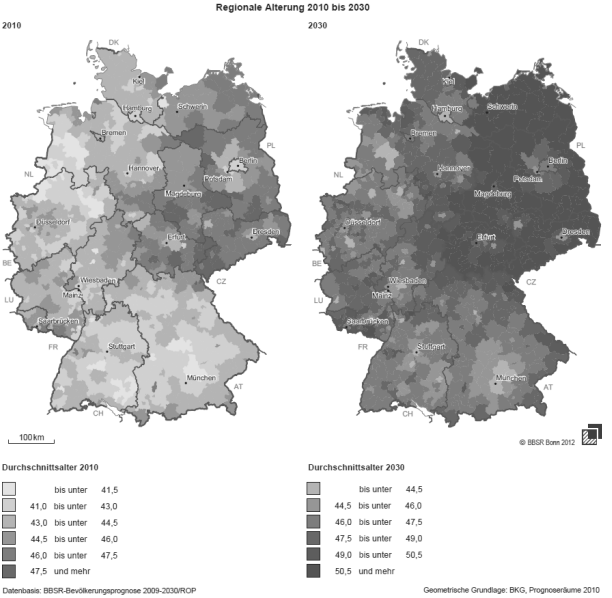

Abbildung 2-5: Regionale Alterung nach Kreisen 2010 bis 2030 (BBSR, 2012b)

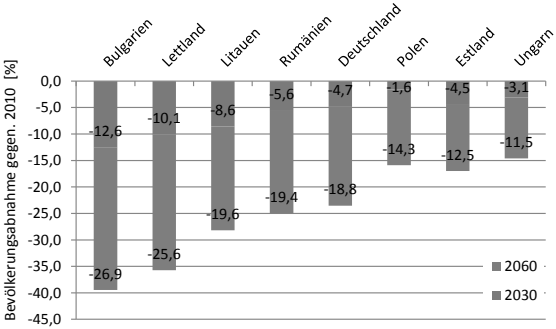

Abbildung 2-6: EU-Länder mit abnehmender Bevölkerung bis 2060 (nach Eurostat, 2014)

Deutschland ist vom demografischen Wandel stärker betroffen als andere europäische Länder (vgl. Eurostat, 2014). Insgesamt wird in der europäischen Union mit einem mittleren Bevölkerungszuwachs von ca. 3 % bis 2060 gerechnet, wobei einige Länder wie Irland mit großen Zuwächsen rechnen. Eine Bevölkerungsabnahme wird neben Deutschland auch in den baltischen Staaten Estland, Lettland und Litauen sowie in den östlichen Staaten Polen, Ungarn, Rumänien und Bulgarien erwartet (Abbildung 2-6).

2.1.3.2 Siedlungsentwicklung und wirtschaftsstrukturelle Entwicklung

Trotz rückläufiger Bevölkerungszahlen nimmt die versiegelte Fläche für Wohnen, Arbeiten und Mobilität in Deutschland weiterhin zu. Zwischen 2011 und 2014 lag der Flächenverbrauch der Siedlungs- und Verkehrsfläche bei 69 ha pro Tag. Ein Höchstwert von 129 ha pro Tag wurde zwischen 1997 bis 2000 erreicht. Die Bundesregierung hat in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie einen Zielwert von 30 ha pro Tag für 2020 festgelegt. Besonders in dünner besiedelten ländlichen Bereichen gibt es große Potenziale zur Flächeneinsparung (vgl. Abbildung 2-7). Viele Kommunen weisen trotz sinkender oder stagnierender Bevölkerungszahlen immer noch Bauland für Wohnungsbau oder Gewerbeflächen aus (vgl. BBSR, 2016).

Der Bedarf an Wohneigentum und somit auch der Flächenverbrauch steigen auch aufgrund der Veränderung der Haushaltsgrößen. Haushalte mit 3 und mehr Personen werden bis 2030 in ganz Deutschland zurückgehen. 1-2-Personenhaushalte werden in den meisten Regionen Deutschlands zunehmen, besonders im Süden und im Nordwesten. Im Osten und in der Mitte Deutschlands werden die 1-2-Personenhaushalte leicht zurückgehen (vgl. BBSR, 2014).

Die Siedlungsentwicklung im ländlichen Raum hängt stark von politischen Entscheidungen ab. Wenn trotz insgesamt schrumpfender „ländlicher Bevölkerung“ weiter Neubaugebiete in Ortsrandlagen geschaffen werden, hat dies oft zur Folge, dass im Ortskern viele Leerstände entstehen. Durch die Neubaugebiete gewinnt

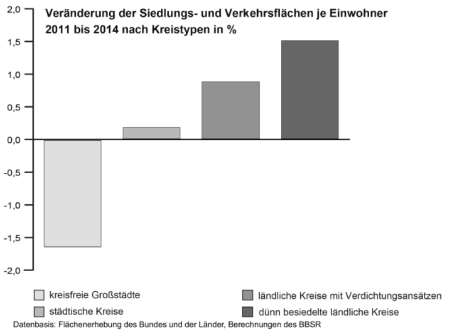

Abbildung 2-7: Veränderung der Siedlungs- und Verkehrsflächen je Einwohner 2011 bis 2014 nach Kreistypen in % (BBSR, 2016)

der Ort zwar an Bewohnern, aber mittelfristig nimmt die Attraktivität ab. Durch die Revitalisierung des Ortskerns kann langfristig die ursprüngliche Struktur des Ortes erhalten und die Verlagerung des Dorflebens in Außengebiete verhindert werden.

Die wirtschaftliche Entwicklung des ländlichen Raums wird durch Programme der Europäischen Union unterstützt (vgl. Europäische Kommission, 2017), die die einzelnen Bundesländer umsetzen (vgl. MWVLW RP, 2017). Landwirtschaft, Weinbau, Forstwirtschaft und Tourismus sind die traditionellen Wirtschaftsbereiche des ländlichen Raums und erfordern eine nachhaltige Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen. Mit den Programmen sollen diese Bereiche in Zukunft gestärkt und mit nachhaltigen Bereichen wie der Energieerzeugung aus erneuerbaren Energien und ökologischen Dienstleistungen und Bildungseinrichtungen verbunden werden. Die wirtschaftsstrukturelle Entwicklung im ländlichen Raum hängt stark von der jeweils betrachteten Region und Lage sowie den vorhandenen natürlichen Ressourcen ab.

2.1.3.3 Entwicklung des Wasserbedarfs

Der Wasserbedarf[3] setzt sich aus dem häuslichen, dem betrieblichen und dem öffentlichen Anteil sowie dem Eigenbedarf der Wasserwerke und Rohrnetzverlusten zusammen. Haushalte und Kleingewerbe dominieren mit 79,4 % der Wasserlieferungen die öffentliche Trinkwasserversorgung (vgl. BDEW, 2017b).

Der betriebliche Wasserbedarf umfasst Gewerbe und Industriebetriebe. Im ländlichen Raum ist der Anteil von Gewerbe und Industrie sehr unterschiedlich. Eine Größenveränderung oder Schließung eines Industriebetriebs mit hohem Wasser-

[3] Begriff Wasserbedarf – Wasserverbrauch: Nach der VDI-Richtlinie 3807, Blatt 1 VDI-Richtlinie 3807, Blatt 1, Juni 2013, Beuth Verlag Berlin werden Bedarfskennwerte entsprechend den anerkannten Regeln der Technik und unter Annahme von Randbedingungen, Standardnutzungen sowie von Szenarien berechnet. Verbrauchskennwerte beruhen hingegen auf gemessenen und bereinigten Verbräuchen.

bezug aus der öffentlichen Trinkwasserversorgung kann große Auswirkungen auf das Trinkwassernetz haben. Allerdings beziehen Industriebetriebe das für die Produktion benötigte Wasser oftmals nicht aus der öffentlichen Trinkwasserversorgung. Trinkwasser wird dann nur durch Mitarbeiter und für Reinigungsarbeiten verbraucht. Somit ist der Einfluss des betrieblichen Anteils stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängig.

Landwirtschaftliche Betriebe haben je nach Ausrichtung einen unterschiedlich großen Wasserverbrauch aus der öffentlichen Trinkwasserversorgung. In Deutschland wird Trinkwasser eher selten für Bewässerungszwecke landwirtschaftlicher Nutzflächen eingesetzt, wohingegen Betriebe mit Viehwirtschaft einen größeren Trinkwasserbezug haben können. Insbesondere saisonale Einflüsse, z.B. aus dem Kampagnebetrieb im Weinbau können große temporäre Steigerungen des Wasserverbrauchs zur Folge haben. Je nach Anzahl und Art der landwirtschaftlichen Betriebe in einer Gemeinde können diese die Entwicklung des Wasserbedarfs beeinflussen.

Der Eigenbedarf der Wasserwerke zum Reinigen der Speicherbehälter, der Filteranlagen und der Maschinenhäuser sowie für Spülungen des Rohrnetzes beträgt ca. 1 bis 1,5 % der jährlichen Wasserabgabe (vgl. Schmitt, 2014). Die Wasserverluste in Trinkwassernetzen gehen seit 1995 zurück und liegen derzeit bei ca. 6,5 % bezogen auf das Bruttowasseraufkommen (vgl. BDEW, 2015).

Löschwasserbedarf wird in Deutschland in der Regel über die öffentliche Trinkwasserversorgung bereitgestellt. Richtwerte für den Löschwasserbedarf unter Berücksichtigung der baulichen Nutzung und der Gefahr der Brandausbreitung können dem DVGW Arbeitsblatt W 405 (DVGW, 2008) entnommen werden. Größere Einrichtungen wie Gewerbe- und Industriebetriebe müssen für den Brandfall Löschwasserteiche oder –behälter errichten.

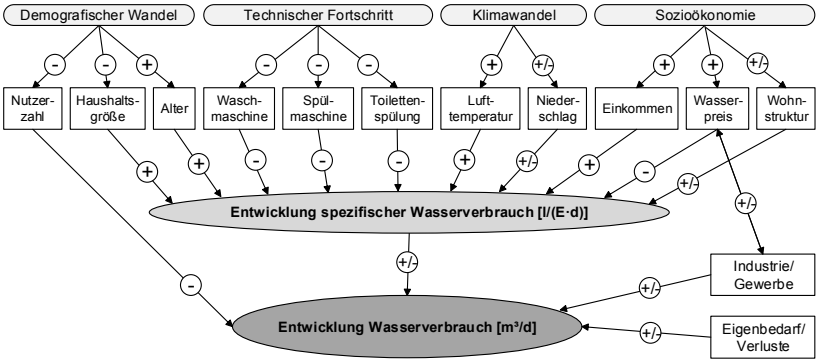

Abbildung 2-8: Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Einflussfaktoren auf die Entwicklung des Pro-Kopf- und des Gesamt-Wasserverbrauchs (Baron et al., 2016)

Der häusliche Trinkwasserbedarf wird bestimmt durch den spezifischen Wasserbedarf der Einwohner und der Einwohnerzahl. Der spezifische Wasserbedarf ist seit den 1990er Jahren rückläufig. 1990 lag er noch bei 147 l/(E·d), 2000 bei 129 l/(E·d) und derzeit liegt er im deutschlandweiten Mittel bei 123 l/(E·d) (vgl. BDEW, 2017b). Jedoch variiert der Wasserverbrauch je nach Region stark, so werden in vielen ländliche Regionen nur 80 l/(E·d) verbraucht, wohingegen in Großstädten höhere Verbräuche von 150 l/(E·d) vorliegen.

Die zukünftige Entwicklung des spezifischen Wasserbedarfs wird vor allem durch die Entwicklung des häuslichen Wasserbedarfs beeinflusst und ist von mehreren Faktoren aus den Bereichen demografischer Wandel, technischer Fortschritt, Klimawandel und Sozioökonomie abhängig (siehe Abbildung 2-8). Änderungen im häuslichen Wasserverbrauch werden maßgebend durch die Entwicklung der Bevölkerungszahl und dem Einsatz wassersparender Technologien beeinflusst. Sozio-ökonomische Größen sind statistisch nur sehr schwach nachweisbar und die Auswirkungen des klimatischen Einflusses sind ungewiss (vgl. Tränckner et al., 2012). Eine Grauwasser- oder Regenwassernutzung ist in Abbildung 2-8 nicht separat als Einflussfaktoren dargestellt, da sie über den Bereich technischer Fortschritt abgebildet wird. Eine Prognose für den zukünftigen Wasserbedarf für die Untersuchungsgebiete wird in Kapitel 3.3.5.2 vorgenommen.

2.1.3.4 Innovationen Wasser 4.0

Wasser 4.0 bezeichnet die Digitalisierung, Automatisierung und Vernetzung der Wasserwirtschaft und kann als parallele Entwicklung zur Revolution Industrie 4.0 angesehen werden. Die Entwicklungsstufen der Wasserwirtschaft schließen sich an die Entwicklungsstufen der industriellen Revolution an. Wasser 4.0 ist ein holistischer Ansatz, der digitale Daten auswertet, in Prognosen einfließen lässt und eine ganzheitliche Betrachtung ermöglicht (vgl. GWP, 2016).

Durch Wasser 4.0 stehen neue Vorgehensweisen und Werkzeuge zur Verfügung, die die Wasserwirtschaft maßgeblich verändern werden. Wasser 4.0 soll die Wirtschaftlichkeit erhöhen sowie Energie einsparen und den Ressourcenschutz steigern bei gleichzeitig gesicherter Ver- und Entsorgung. Durch die verstärkte Einbindung von IT, Sensorik und Modellanwendungen kann die Vernetzung von Wasserinfrastrukturen besser abgebildet werden, wobei die Komplexität aber weiter ansteigt. Die wasserwirtschaftliche Revolution geht einher mit einer Vernetzung realer und virtueller Wassersysteme, einer Reduzierung von Risiken und Kosten durch Echtzeit- und Vorhersagemodelle sowie einer internetbasierten Vernetzung von Ver- und Entsorgungskonzepten bis zum Endverbraucher.

Ein großes Potenzial zur Verbesserung der vorhandenen Systeme wird in der hohen Leistungsfähigkeit der modernen Datenverarbeitung gesehen. Die schnelle Auswertung und Visualisierung großer Datenmengen nahezu in Echtzeit bietet neue Möglichkeiten für Entscheidungsprozesse. Entwicklungen im Rahmen von Wasser 4.0 können zu einer Steigerung der Wirkungsgrade von z.B. Pumpen,

Überwachung verschiedener Parameter oder der optimierten Nutzung technischer Komponenten durch Prozessleitsysteme beitragen. Bspw. ist auch eine intelligente Steuerung von Kanälen bzw. Bauwerken im Kanalnetz bei Starkregenereignissen denkbar (vgl. Thamsen und Mitchell, 2016).

Sedlak (2014) wirft einen ganzheitlichen Blick auf die vier Entwicklungsstufen der Wasserevolution und löst sich von den direkten Verbindungen zur industriellen Revolution. Die Wasserevolution beginnt mit der Wasserversorgung im antiken Rom (Wasser 1.0), über die moderne Wasserversorgung mit Anlagen zur Trinkwasseraufbereitung ab Mitte des 19. Jhd. (Wasser 2.0) und der Abwasserableitung und –reinigung im 20. Jhd. (Wasser 3.0). Wasser 4.0 steht nach Sedlak (2014) für einen holistischen Ansatz, bei dem die Entwicklung günstiger und nachhaltiger Alternativen der derzeitigen zentralen Systeme im Vordergrund steht. Für dicht bevölkerte Regionen sollen Wasserversorgungssysteme durch Maßnahmen zur Brauchwassernutzung ergänzt und Kläranlagen zur Wasser-, Energie- und Nährstoffrückgewinnung genutzt werden. In weniger dicht besiedelten Bereichen sollen dezentrale Systeme eingesetzt werden.

Die Revolution Wasser 4.0 kann im ländlichen Raum die Verbreitung dezentraler Systeme fördern. Bspw. sind die digitale Überwachung mit Echtzeitdaten und die Vernetzung von Kleinkläranlagen möglich. Bei Auffälligkeiten kann gezielt die betroffene Anlage gewartet und ggf. repariert werden. Wasser 4.0 ermöglicht dadurch einen verbesserten Gewässerschutz beim Einsatz dezentraler Techniken. Auch eine dezentrale Trinkwasserversorgung durch Herstellung der Trinkwasserqualität direkt am Haus kann durch neue Technologien und Sensoren möglich werden.

2.1.3.5 Gebührenentwicklungen und Auswirkungen auf die Gebührenkalkulation

Die zukünftigen Veränderungen vor denen Wasserinfrastrukturen stehen, beeinflussen auch die Gebührenentwicklungen und können Auswirkungen auf die Gebührenkalkulation haben und eine Anpassung erfordern.

Gebühren werden auf Grundlage der tatsächlichen Inanspruchnahme erhoben. Die Grundgebühren werden derzeit meistens nach Größe des Wasserzählers bemessen, können aber auch nach Wohneinheiten bzw. Zahl der Einwohnerwerte berechnet werden. Die Höhe der Trinkwasser- bzw. Abwassergebühren ist regional sehr unterschiedlich und richtet sich nach dem Kommunalabgabengesetz des jeweiligen Bundeslandes bzw. den Gebührensatzungen der Gebietskörperschaften.

Die Entgelte für die Trinkwasserversorgung setzen sich aus einer verbrauchsabhängigen und einer verbrauchsunabhängigen Gebühr zusammen. Abwassergebühren wurden in der Vergangenheit nach dem Frischwassermaßstab erhoben, der sich nach dem verbrauchten Trinkwasser berechnet und die Kosten für die Niederschlagswassersammlung und –behandlung beinhaltet hat. Mittlerweile

werden fast flächendeckend nach dem sogenannten gesplitteten Gebührenmaßstab getrennte Gebühren für Schmutz- und Niederschlagswasser erhoben. Die Schmutzwassergebühren werden in der Regel verbrauchsabhängig nach der eingeleiteten Schmutzwassermenge bzw. dem verbrauchten Frischwasser bemessen. Sie können auch um eine verbrauchsunabhängige Komponente ergänzt werden, die eine gleichmäßige Verteilung der Fixkosten ermöglichen soll. Gebühren für die Niederschlags- und Oberflächenwasserbeseitigung werden verbrauchsunabhängig nach der befestigten Fläche, die an das Grundstück angeschlossen ist erhoben (vgl. Leptien et al., 2014). Sie können als wiederkehrender Beitrag oder wiederkehrende Gebühr erhoben werden.

Generell dürfen Gebühren nur nach dem Kostendeckungsprinzip erhoben werden. Neben Gebühren können Beiträge für die Herstellung, Anschaffung oder Erweiterung von Anlagen erhoben werden (vgl. Leptien et al., 2014). Derzeit werden Gebühren und Beiträge einheitlich für eine Gebietskörperschaft kalkuliert, auch wenn unterschiedliche technische Systeme zur Abwasserentsorgung innerhalb dieser eingesetzt werden (vgl. Steenbock, 2014).

Zentrale Anlagen der Wasserver- und Abwasserentsorgung sind langlebig und weisen einen hohen Fixkostenanteil auf, da ihre Herstellungskosten auf die gesamte Nutzungsdauer verteilt werden müssen. Der Fixkostenanteil in der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung liegt bei 75 - 85 %. Er setzt sich aus Abschreibungen (30 %), Zinsen (20 %), Personal-, Unterhaltungs-, Energie- und Materialkosten sowie Kosten für die Abfallbeseitigung zusammen (vgl. Steenbock, 2014).

Da die Fixkosten unabhängig von der verbrauchten Trinkwassermenge bzw. anfallenden Abwassermenge sind, wirkt sich das Wassersparen nur im geringen Umfang auf die Gesamtkosten aus. Paradoxerweise wird der Gebührenvorteil des Wassersparens umso geringer, je mehr Wasser gespart wird. Wasserinfrastrukturen profitieren von sog. Größenvorteilen, d.h. die durchschnittlichen Kosten sinken mit steigender Einwohnerzahl und –dichte. Somit wirken sich die rückläufige Bevölkerung und der sinkende Wasserbedarf doppelt negativ aus (vgl. Hillenbrand et al., 2010). Eine kurzfristige Reduzierung der Kosten durch einen reduzierten Wasserverbrauch ist aufgrund der langen Abschreibungszeiten nicht möglich. Zudem fallen bei einer Unterauslastung höhere Betriebskosten für die Erhaltung der Funktionstüchtigkeit von Trinkwasserleitungen bzw. Kanälen an.

Durch den Bevölkerungsrückgang kommt es zu einem Gebührenanstieg, da annähernd gleich bleibende Kosten auf weniger Nutzer und entsprechend geringere Trinkwasser- bzw. Abwassermengen umgelegt werden müssen (Abbildung 2-9). Mit einem von Nowack et al. (2010) entwickelten Gebührenprognose-Tool können jahresgenaue Berechnungen der zukünftigen Abwassergebühren über die nächsten 15 Jahre unter Einbeziehung alternativer Gebührensysteme durchgeführt werden. Ein wesentlicher Treiber der Gebührenbelastung der Haushalte ist die Entwicklung der Betriebskosten (insbesondere Personal und Energie) (vgl.

Tränckner et al., 2012). Verstärkend hinzu kommen Aufwendungen zum Erhalt der technischen Funktionsfähigkeit aufgrund von Unterauslastungen (vgl. Koziol und Walther, 2006).

Besonders Gemeinden im ländlichen Raum sind betroffen, da die geringe Einwohnerzahl pro Flächeneinheit ein unvorteilhaftes Verhältnis zwischen Investitionskosten für die Trinkwasserversorgung bzw. Abwasserableitung und -behandlung verursacht. Nach Schön (2010) stehen ländliche Gemeinden vor großen Finanzierungsproblemen, da mit einer Erhöhung der Infrastrukturkosten von 20 bis 30 % zu rechnen ist. Abbildung 2-10 zeigt Einflussfaktoren auf die Kosten von Abwasserkanalisationen. Die Faktoren sind in Abhängigkeit von ihrer Kostenrelevanz und den Unsicherheiten bei ihrer Prognostizierbarkeit dargestellt (vgl. Dittrich-Wesbuer und Mayr, 2013).

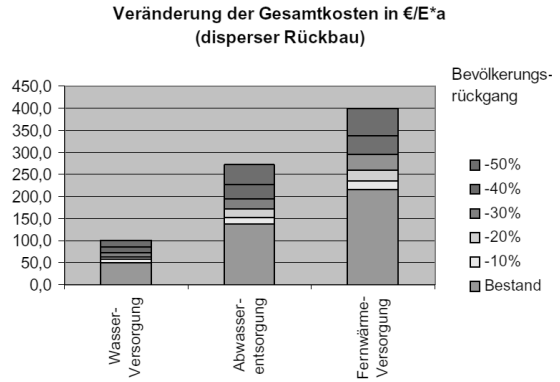

Abbildung 2-9: Veränderungen der Gesamtkosten für leitungsgebundene Medien bei schnell sinkenden Bevölkerungszahlen und einem dispersen Rückbau (Koziol et al., 2006)

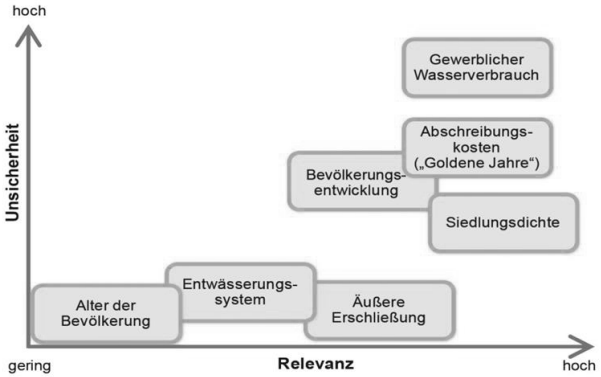

Abbildung 2-10: Einflussfaktoren auf die Kosten der Abwasserkanalisation (Dittrich-Wesbuer und Mayr, 2013)

Anpassungen zur Verbesserung der Wirtschaftlichkeit gestalten sich schwierig, da die Bevölkerung verteilt über das Siedlungsgebiet abnimmt und nicht vom Netzende her. So muss das gesamte System für weniger Nutzer aufrechterhalten werden. Negativen Auswirkungen auf Gebührenentwicklungen kann mit planerischen Aspekten, wie einer größeren Flexibilität, Ansatz von kürzeren Nutzungsdauern oder dem Einsatz dezentraler Anlagen anstelle von zentralen Systemen entgegengewirkt werden. Kostensenkungspotenziale können auch durch eine optimale Betriebsgröße, interkommunale Zusammenarbeit, Benchmarksysteme und eine verbesserte Finanzierungskonzeption und eine angemessene Abschreibungspolitik erreicht werden (vgl. Bellefontaine et al., 2010).

Um einen großen Gebührenanstieg in Zukunft zu vermeiden, muss eine Anpassung der Tarifstruktur in Betracht gezogen werden. Da sich die Entgelte für die Trinkwasserversorgung bereits aus einer verbrauchsabhängigen und einer verbrauchsunabhängigen Gebühr zusammensetzen, können die jeweiligen Anteile verändert werden. Beispielsweise hat die RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft in Mülheim an der Ruhr bereits ihre Tarifstruktur für die Trinkwasserversorgung geändert (vgl. Gendries, 2013). Der Grundpreis wurde von 20 % auf 50 % angehoben und der Begriff „Systempreis“ eingeführt, welcher sich nicht mehr an den Zählern, sondern an der Anzahl der Wohneinheiten orientiert. Somit sinken mit steigender Gebäudegröße die durchschnittlichen Systemanteile je Wohneinheit.

Zur Anpassung der Abwassergebühren gibt es je nach System (zentral, dezentral, ressourcenorientiert) verschiedene Möglichkeiten. Eine Anpassungsmöglichkeit ist bspw. die Erhebung einmaliger Beiträge für die erste Herstellung von Anlagen und wiederkehrender Beiträge für die Abdeckung der verbleibenden fixen Kosten. Nach Oelmann et al. (2017) könnte analog zur Gebührenerhebung in der Wasserversorgung auch eine mengenunabhängige Schmutzwassergrundgebühr von z.B. 50 % eingeführt werden. Diese würde die Erlöse grundsätzlich stabilisieren, könnte aber durch das Absinken der Mengengebühr den Anreiz zum Wassersparen schwächen.

Wenn zentrale Abwasserentsorgungsstrukturen zu dezentralen transformiert werden, fallen viele Kosten im privaten Bereich an. Es wäre denkbar, Kosten für Maßnahmen auf privaten Grundstücken in die Umlage aufzunehmen, wenn sie dem Gesamtsystem dienen (vgl. DWA-Fachausschuss KA-10, 2014).

Hiessl et al. (2012) schlagen vor Gebührenmodelle einzuführen, die sich mehr an den tatsächlichen Kostenstrukturen orientieren und auch teilräumlich unterschiedliche Kostensituationen berücksichtigen. Dadurch kann eine höhere Verursachergerechtigkeit einbezogen und eine städtebauliche Entwicklung hin zu kompakteren Strukturen gelenkt werden.

Die Kalkulation von Abwassergebühren erfolgt derzeit auf Basis des Frischwasserbezugs. Als Alternative könnte die Schmutzfracht, der Wertstoffanteil (z.B.

Phosphor) oder der Energiegehalt als Basis dienen. Dies ist gerade vor dem Hintergrund der Implementierung ressourcenorientierter Sanitärsysteme, z.B. mit Grauwasserrecycling und Wertstoffrückgewinnung, von großer Bedeutung. Einhergehend sollte untersucht werden, wer das Grauwasser zu welchem Entgelt wiederverwenden darf, wenn die Trennung und/oder Aufbereitung durch die Allgemeinheit erfolgt ist.

An neuen bzw. angepassten Gebührenmodellen für ressourcenorientierte Systeme, z.B. durch Integration der Wertschöpfung, wird derzeit geforscht. Magazowski (2017) untersuchte in seiner Dissertation beispielhaft fünf Neuartige Tarifsysteme (NATs) für Neuartige Sanitärsysteme (NASS): Konventioneller Tarif als Referenztarif, Energietarif, Nährstofftarif, Grauwassertarif und Einheitstarif. Er führte seine Berechnungen auf Grundlage ermittelter NASS-Kostendaten durch. Mit den NATs konnten die Grenzen von anreizbasierten Systemen für NASS aufgezeigt werden. Magazowski (2017) zeigte, dass die Entgelthöhe für Neuartige Sanitärsysteme maßgeblich von den Investitionskosten und der internen Verzinsung abhängt. Gezielte Anreize für den Nutzer können derzeit noch nicht geschaffen werden, da die Ressourcenpreise noch zu niedrig sind. Die Entwicklung von Tarifalternativen ist essentiell für einen zukünftig weiter verbreiteten Einsatz von NASS.

Alternative Möglichkeiten der Entgeltgestaltung würden eine Änderung in den Kommunalabgabengesetzen der Bundesländer notwendig machen.

2.1.3.6 Rechtliche Änderungen

Die rechtlichen Regelungen der Wasserver- und Abwasserentsorgung erfolgt in Deutschland mehrstufig. Die Richtlinien der Europäischen Union bilden den übergeordneten rechtlichen Rahmen für den Wassersektor. Relevant sind dabei die Wasserrahmenrichtlinie, die Grundwasserrichtlinie, die Trinkwasserrichtlinie und die Gewässerschutzrichtlinie. Die Umsetzung dieser Richtlinien in deutsches Recht erfolgt durch eine Zusammenarbeit von Bund und Ländern. Das Wasserhaushaltsgesetz bildet zusammen mit den Landeswassergesetzen den rechtlichen Rahmen des deutschen Wasserrechts. Daneben gibt es auf Bundesebene die Trinkwasserverordnung, die Grundwasserverordnung und die Abwasserverordnung. Die Bundesländer sind für die Bewirtschaftung der Wasserressourcen und für die Trinkwasserqualität zuständig. Kommunen regeln Benutzungs- und Gebührenordnungen.

Zukünftige rechtliche Änderungen können eine Anpassung von Abwasserentsorgungssystemen erforderlich machen. Eine aktuell relevante Änderung ist der Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung ab einer Ausbaugröße der Kläranlage von 50.000 Einwohnerwerten und die Einführung von Phosphorrecyclingraten für Klärschlämme mit einem Phosphatgehalt über 20 g Phosphor je Kilogramm Klärschlamm-Trockenmasse (vgl. 2.2.4.5) (vgl. AbfKlärV 2017). In Zukunft könnten diese Anforderungen weiter verschärft und auf Ab-

wasserreinigungsanlagen mit kleineren Ausbaugrößen ausgeweitet werden und somit auch relevant für den ländlichen Raum sein.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Belastung des Abwassers mit Mikroschadstoffen. Bei einer Einführung von Grenzwerten werden weitere Reinigungsschritte, die sog. 4. Reinigungsstufe (z.B. Ozonierung, Pulveraktivkohledosierung) erforderlich. Derzeit bestehen noch keine rechtlichen Vorgaben auf Basis stoff- oder stoffgruppenspezifischer Anforderungswerte. Die EU-Richtlinie 2008/105/EG legt Umweltqualitätsnormen (UQN) fest, die als Maßstab für den bis zum Jahr 2015 geforderten guten chemischen Zustand der Gewässer herangezogen werden sollen. Die Liste der prioritären Stoffe wird mit der Richtlinie 2013/39/EU ständig erweitert und die bisherigen UQN werden teilweise angepasst. UQN wurden für Arzneimittel noch nicht festgelegt, einige Stoffe, z.B. Diclofenac wurden aber auf die sogenannte Beobachtungsliste gesetzt und sollen überwacht werden (vgl. Knerr et al., 2015). Zukünftige gesetzliche Vorgaben könnten eine Nachrüstung von Kläranlagen erforderlich machen. Jedoch ist derzeit noch unklar, für welche Größenklassen und, ob kleinere Kläranlagen im ländlichen Raum betroffen sind.

Rechtliche Vorgaben bzw. Herausforderungen hinsichtlich der Umsetzung von dezentralen und ressourcenorientierten Systemen werden in Kapitel 2.2.5.3 dargestellt.

2.1.3.7 Entwicklung der Kosten von technischen Anlagen

Die Kosten von technischen Anlagen der Abwasserableitung und -behandlung können sich zukünftig verändern. Zukünftige Kostenveränderungen können über die Einbeziehung von Zinssätzen und realen Preisänderungen abgebildet werden. Diese Betrachtung bietet sich für bereits erprobte und flächendeckend eingesetzte Anlagen, wie z.B. Kanäle oder Aggregate für die Abwasserbehandlung an.

Allerdings werden sich Kosten für innovative und derzeit neu am Markt befindliche Technologien (z.B. Grauwasserrecycling) stärker verändern. Bei einer weiteren Verbreitung und Nutzung neuer Technologien kann mit einer zum Teil erheblichen Preisreduzierung gerechnet werden. Durch die Preissenkung wird wiederum der Einsatz innovativer Anlagen begünstigt. Dieses Prinzip der Erfahrungskurven stammt aus anderen Industriesektoren und wurde von Hillenbrand (2009) auf den Wassersektor übertragen. In Kapitel 3.3.5.3 sind Werte für eine mögliche Kostenreduzierung von innovativen Anlagen, die in dieser Arbeit betrachtet werden, dargestellt.

2.1.3.8 Entwicklung Energiebedarf und Energiepreise

Die zukünftige Entwicklung der Energiepreise hat einen Einfluss auf das Umsetzungspotenzial verschiedener abwassertechnischer Maßnahmen im ländlichen Raum. Bspw. kann eine Dezentralisierung mit Kleinkläranlagen je nach eingesetzten Verfahren zu höheren Energiekosten in den Haushalten führen. Bei zentralen

Systemen kann auf der zentralen Kläranlage Energie zurückgewonnen und für Reinigungsprozesse eingesetzt werden. Ein Grauwasserrecycling auf Hausebene ermöglicht eine dezentrale Wärmerückgewinnung und damit eine Energieeinsparung.

Der Energieverbrauch der Haushalte in Deutschland lag 2015 bei 2.289 PJ und ist seit 2000 um ca. 11 % leicht zurückgegangen (vgl. BDEW, 2016a). Der durchschnittliche Haushaltsstromverbrauch lag 2015 bei 2.842 kWh/a und geht nach einem leichten Anstieg seit 2000 wieder leicht zurück (vgl. BDEW, 2017a). Die zukünftige Entwicklung des Energiebedarfs ist schwer abschätzbar und wird von vielen Faktoren beeinflusst, vor allem von der technischen Entwicklung, den Energiepreisen und dem Klimawandel. Bspw. kann eine Zunahme von Hitzeperioden infolge des Klimawandels einen höheren Energieverbrauch aufgrund des vermehrten Einsatzes von Klimaanlagen im privaten Bereich verursachen.

Der Strompreis für Haushalte ist zwischen 2006 und 2016 um ca. 48 % auf 28,73 ct/kWh gestiegen (vgl. BDEW, 2016b). Die zukünftige Entwicklung der Energiepreise ist schwer abschätzbar. Sie hängt von der Entwicklung der Anteile der Energieträger ab und insbesondere der Entwicklung der Kosten für erneuerbare Energien, da diese an Einfluss gewinnen werden. Der Anteil der erneuerbaren Energien am Bruttostromverbrauch lag 2016 bei ca. 32 % und im Wärmesektor bei ca. 13 % (vgl. UBA, 2017).

Die Stromgestehungskosten der erneuerbaren Energien werden in den nächsten Jahren deutlich sinken, während die Kosten fossiler Erzeugung einen steigenden Trend aufweisen. Eine rein deutsche Versorgung würde nach Modellrechnungen relativ hohe Stromgestehungskosten verursachen, wohingegen ein regional begrenzter Verbund mit Dänemark und Norwegen oder ein größerer europäisch-nordafrikanischer Verbund die regenerative Vollversorgung zu weitaus niedrigeren Stromgestehungskosten ermöglichen könnte (vgl. Nitsch, 2008; Nitsch et al., 2012; SRU, 2011; Öko-Institut e.V., 2015).

Die steigenden Energiepreise führen zu einer verstärkten Nachfrage und Steigerung der Rentabilität von alternativen Energiequellen. Die Preisspannen hängen von einer Vielzahl schwer zu prognostizierender Faktoren ab:

- Bedeutung und Anteil der erneuerbaren Energien am zukünftigen Strommix
- Subventionen und Förderung des Bundes bzw. Gesetzesänderungen (EEG-Vergütung, Konjunkturprogramme)
- Entwicklung des zukünftigen Strombedarfs
- Effizienzsteigerungen in den Bereichen Wärme und Verkehr
- Stromverbünde (EU/Nordafrika) und Stromimport/-export
- Klimawandel

2.1.3.9 Klimaentwicklung

Für Deutschland werden infolge des Klimawandels ansteigende Jahresdurchschnittstemperaturen sowie heißere und trockenere Sommer mit längeren Hitzeperioden prognostiziert. Die Winter werden im Mittel milder und feuchter. Zudem wird eine Zunahme von Starkniederschlägen vorhergesagt. Innerhalb Deutschlands können die klimatischen Veränderungen regional sehr unterschiedlich ausfallen (vgl. Sorge et al., 2013).

Obwohl insgesamt betrachtet in Deutschland kein Wassermangel herrscht, kann es aufgrund klimatischer Veränderungen in einzelnen Regionen zu einer Verknappung der Trinkwasserressourcen kommen (z.B. in Gebieten in Ostdeutschland oder am Oberrheingraben). In diesen Regionen kann eine Wiederverwendung von Regen- oder Grauwasser im Haus oder zur Bewässerung sinnvoll sein.

Klimatische Veränderungen erfordern eine Anpassung von Wasserinfrastrukturen, aber auch eine Bewusstseins- und Verhaltensveränderung der Bevölkerung. Für häufigere und intensivere Starkregenereignisse ist eine Vergrößerung der Kanalisation nicht zielführend, sondern es müssen kombinierte Maßnahmen umgesetzt werden wie die Schaffung von Retentionsräumen, Verbesserungen im Objektschutz und größere Bewusstseinsbildung in der Bevölkerung (vgl. Schmitt, 2011; Illgen, 2013). Für diese Maßnahmen bestehen aufgrund der Freiflächenverfügbarkeit große Umsetzungspotenziale im ländlichen Raum.

2.1.4 Sektorale Verknüpfung Wasser – Abwasser – Energie – Abfall

Einen wichtigen Aspekt bei der Anpassung und Umgestaltung siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme im Hinblick auf Umwelt- und Ressourcenschutz stellt die stärkere Verzahnung von Wasser-, Abwasser-, Energie- und Abfallwirtschaft dar. Durch die integrative Betrachtung der vier Sektoren können Wasser- und Nährstoffkreisläufe geschlossen sowie Energie zurückgewonnen werden. Der Ressourcenverknappung kann durch Einsparungen und Rückgewinnung entgegengewirkt werden.

Es gibt viele Beispiele von integrativen Konzepten wie bspw. die Wiederverwertung von aufbereitetem Grau- oder Abwasser, die Energie- sowie Phosphorrückgewinnung aus Abwasser, oder auch die gemeinsame Behandlung von Abfällen mit Schwarzwasser/Fäkalien. Viele der im folgenden Kapitel beschriebenen Anpassungsmaßnahmen sind Handlungsoptionen für eine stärkere sektorale Verknüpfung.

Nicht nur auf technischer Ebene, sondern auch auf organisatorischer Ebene müssen die Sektoren Wasser, Abwasser, Energie und Abfall stärker verknüpft werden. Einer stärkeren organisatorischen Zusammenfassung der verschiedenen Bereiche stehen zahlreiche Hemmnisse wie Unterschiede in den Zuständigkeiten, den Technik- und Sicherheitsstandards, den Finanzierungsmodalitäten sowie den

Planungs- und Genehmigungsverfahren gegenüber (Kluge und Libbe, 2010). Die traditionelle Trennung in der Organisation der Wasserversorgung und der Abwasserentsorgung erschwert eine organisatorische Zusammenfassung aufgrund nicht deckungsgleicher Ver- und Entsorgungsgebiete. Besonders bei der Nutzung von Wasser als Ressource müssen die einzelnen Bereiche stärker verzahnt werden, auch hinsichtlich der erzielten Gewinne und Verluste.

2.2 Anpassungskonzepte und -maßnahmen an zukünftige Herausforderungen

Die in Kapitel 2.1 beschriebenen veränderten Rahmenbedingungen der Siedlungswasserwirtschaft erfordern eine Anpassung der bestehenden Systeme. Hierzu stehen verschiedene Konzepte und Maßnahmen aus den Bereichen Wasserversorgung, Siedlungsentwässerung, Abwasserreinigung sowie Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung zur Verfügung. Mit den in diesem Kapitel vorgestellten Anpassungsmaßnahmen für den ländlichen Raum sollen zum einen die eigentlichen Aufgaben zur Daseinsvorsorge erfüllt werden und zum anderen eine größere Wirtschaftlichkeit sowie steigende Ansprüche an Qualität, Ökologie und Ressourcenschutz berücksichtigt werden. Aufgrund dessen werden insbesondere auch dezentrale und ressourcenorientierte Maßnahmen vorgestellt. Während der Transformationsphase muss immer eine geordnete Abwasserentsorgung gewährleistet sein, damit hygienisch bedenkliche Zustände vermieden werden und das Gewässer geschützt wird. Basierend auf diesen Kriterien wird die Auswahl der im Folgenden dargestellten Maßnahmen getroffen.

Vorteile von zentralen Wasserver- und Abwasserentsorgungssystemen sind eine hohe Sicherheit, geringer Betriebsaufwand und ein hoher Nutzerkomfort. Zudem bestehen langjährige Erfahrungen mit den Systemen. Nachteilig hingegen ist, dass alle Abwässer, zum Teil auch mit Regenwasser, miteinander vermischt werden. Dadurch kann es zu Gewässerbelastungen durch Regenentlastungsbauwerke kommen. Zudem findet keine direkte Wiederverwendung von Wasser und Nährstoffen statt. Besonders im ländlichen Raum sind die Transport- und Behandlungskosten relativ hoch. Zudem sind zentrale Systeme unflexibel und bieten nur geringe bauliche Anpassungsmöglichkeiten. Aufgrund der Ungewissheiten derzeitiger Prognosen müssen zukünftige Systeme flexibel sein, um sie auch an abweichende Situationen anpassen und Ungewissheiten hinsichtlich der Dimensionierung abfangen zu können. Dezentrale und semizentrale Systeme haben ihre Vorteile bei den Schwächen der zentralen Systeme, aber auch ihre Nachteile bei deren Stärken.

Im Folgenden werden die Systemebenen der Abwasserentsorgung, wie sie in dieser Arbeit verwendet werden beschrieben. Es werden angelehnt an Frechen (2014) drei Ebenen für Systeme der Abwasserentsorgung verwendet: dezentral, semizentral und zentral (Abbildung 2-11). Da für sie keine allgemeingültigen Definiti-

onen existieren, folgt eine kurze Erläuterung. Bei allen drei Abwasserentsorgungssystemen sollte das Niederschlagswasser, wenn möglich, dezentral bewirtschaftet werden. Dabei kommen eine Ableitung ins nächste Gewässer, ein Rückhalt mit Versickerung sowie eine Nutzung und je nach Verschmutzungsgrad ggf. eine Behandlung in Frage.

Dezentrale Abwasserentsorgung

- Schmutzwasser wird auf dem Grundstück, auf dem es anfällt, entsorgt und gereinigt
- Niederschlagswasser wird separat abgeleitet, zurückgehalten, versickert oder genutzt und ggf. behandelt
- Anschlussgröße 4 - 8 Einwohner

Semizentrale Abwasserentsorgung

- eine Gruppenkleinkläranlage bzw. Ortskläranlage entsorgt und behandelt das Schmutzwasser von mehreren benachbarten Grundstücken
- Niederschlagswasser wird dezentral auf den einzelnen Grundstücken oder auch für mehrere Grundstücke zusammen abgeleitet oder bewirtschaftet
- Anschlussgröße 9 – 50 Einwohner

Zentrale Abwasserentsorgung

- eine größere Gemeinde oder Stadt oder mehrere benachbarte Gemeinden zusammen betreiben eine Kläranlage
- zur Entwässerung können Misch- oder Trennsysteme eingesetzt werden
- Niederschlagswasser sollte möglichst dezentral bewirtschaftet werden
- Anschlussgröße > 50 Einwohner
- weitere Unterteilung nach Kläranlagengrößenklassen (AbwV 2004)

2.2.1 Anpassungsmaßnahmen Wasserversorgung

Erläuterungen zu Wassergewinnung, -aufbereitung, -förderung, -speicherung und –verteilung können der Literatur entnommen werden (vgl. Mutschmann et al., 2007; Karger und Hoffmann, 2013). Die Erstellung von Szenarien und Langzeit-Transformationen von Wasserversorgungsystemen ist Gegenstand aktueller Forschungen (z.B. Aydin, 2015). Im Folgenden werden mögliche Anpassungsmaßnahmen, die auch auf den ländlichen Raum abgestimmt sind, aufgezeigt.

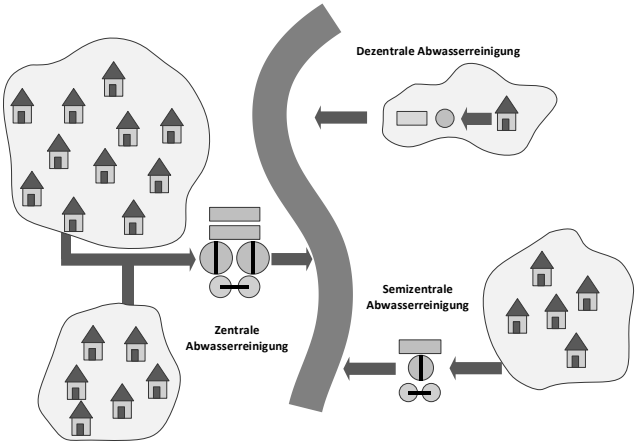

Abbildung 2-11: Zentrale, semizentrale und dezentrale Abwasserentsorgungskonzepte (Frechen, 2014)

2.2.1.1 Betriebliche Maßnahmen

Betriebliche Maßnahmen in der Trinkwasserversorgung umfassen das Spülen der Leitungen und die Desinfektion des Trinkwassers. Sie werden aufgrund von geringen Fließgeschwindigkeiten sowie langen Standzeiten und somit einem zu hohen Wasseralter notwendig, um einer Verkeimung des Trinkwassers entgegenzuwirken. Regelungen und Vorgaben hierzu können den technischen Regelwerken entnommen werden (z.B. DVGW, 2006, 2007, 2013; VDI, 2013).

2.2.1.2 Dezentrale Trinkwasserversorgung

Die Trinkwasserversorgung weist in Deutschland hohe Ansprüche an die Versorgungssicherheit und Qualität auf. Dies kann aufgrund der besseren Kontrollmöglichkeiten und Sicherheit am besten mit einem zentralen System sichergestellt werden. Dezentrale Systeme zur Trinkwasserversorgung können vergleichsweise keine kostengünstigen und qualitativ hochwertigen Aufbereitungstechnologien zur Verfügung stellen und die Versorgungssicherheit nicht im gleichen Maße sicherstellen. Deshalb werden sie derzeit in Deutschland nur als Ausnahme angesehen, können aber im ländlichen Raum für abgelegene Höfe und kleine Siedlungen sinnvoll sein.

Durch einen starken Bevölkerungsrückgang in kleinen ländlichen Gemeinden und eine verbesserte Vernetzung und Überwachung könnten dezentrale Aufbereitungstechniken in Zukunft an Bedeutung gewinnen. Vorteile einer dezentralen Trinkwasserversorgung sind die Flexibilität und Kosteneffizienz bei sich ändernden Rahmenbedingungen. Den Schwierigkeiten bei Wartung der Anlagen und

Monitoring der Wasserqualität kann durch die fortschreitende Digitalisierung und einer somit stärkeren Vernetzung und Überwachung begegnet werden.

Es werden drei verschiedene Systemgruppen in der dezentralen Wasserversorgung unterschieden (vgl. Walter, 2013):

- Point-of-Use Water Systems: Gerät zur Wasseraufbereitung am Wasserhahn zum Trinken und Kochen als Notwasserversorgung (in Deutschland 15 l/(E·d))
- Point-of-Entry Water Systems: Gerät zur Wasseraufbereitung für ein Gebäude (in Deutschland 150 l/(E·d))
- Small Water Systems: Wasseraufbereitung und -versorgung von mehreren Gebäuden

„Small Water Systems" könnten Lösungen für den ländlichen Raum darstellen. Eine dezentrale Trinkwasserversorgung kann über Brunnen oder Quellfassungen mit anschließender Aufbereitung und einem Wasserspeicher zum Ausgleich von Tagesschwankungen erfolgen. In Deutschland ist nach DIN 2000-1 (DIN, 2007) der Bau und Betrieb von Kleinanlagen zur Trinkwasseraufbereitung für eine Trinkwasserentnahme < 1000 m³ zulässig, bei 150 l/(E·d) entspricht dies einer Versorgung von ca. 18 Einwohnern. Bei größeren Anlagen sind die Leitsätze der DIN 2000 (DIN, 2017) zu verwenden. Untersuchungen der Wasserqualität müssen je nach Parameter einmal jährlich oder nach Trinkwasserverordnung durchgeführt werden.

Eine teilweise Dezentralisierung der Trinkwasserversorgung kann durch Aufbereitung und Wiederverwendung von Regen- oder Grauwasser erfolgen (vgl. Kapitel 2.2.2.6 und 2.2.4.2).

2.2.1.3 Dezentrale Löschwasserversorgung

Nach DVGW W 405 (2008) wird der Löschwasserbedarf in Abhängigkeit der baulichen Nutzung und der Gefahr der Brandausbreitung ermittelt. Der Nachweis der Löschwassermenge ist für eine Löschzeit von zwei Stunden zu führen. Der Löschwasserbedarf wird zwischen 48 m³/h und 192 m³/h in Abhängigkeit von der baulichen Nutzung und der Gefahr der Brandausbreitung für eine Löschzeit von zwei Stunden vorgegeben. Für Einzelanwesen wird ein Löschwasservorrat von 30 m³ empfohlen, der über Tankwagen oder dezentrale Löschwasserbehälter gedeckt werden kann.

In vielen ländlichen Gemeinden wird die Löschwasserversorgung bereits über dezentrale Lösungen, wie bspw. Löschwasserteiche sichergestellt. Ist dies noch nicht der Fall, muss im Zuge einer Entkopplung der Löschwasserversorgung vom zentralen Trinkwasserversorgungsnetz das Netz neu dimensioniert werden. Dies bietet die Chance die Leitungsquerschnitte für einen geringeren Trinkwasserbedarf entsprechend der Prognosen zu dimensionieren und somit an die Folgen des

demografischen Wandels anzupassen. Allerdings müssen nach den technischen Regelwerken vorgeschriebene Mindestdurchmesser (DN 80 für den ländlichen Raum) eingehalten werden. Zu beachten sind auch mögliche Zunahmen von Spitzenbelastungen in Trockenperioden aufgrund des Klimawandels.

Eine dezentrale Löschwasserversorgung kann aus Löschwasserteichen nach DIN 14210 (DIN, 2003), Löschwasserbrunnen nach DIN 14220 (DIN, 2009) oder unterirdischen Löschwasserbehältern nach DIN 14230 (DIN, 2012) erfolgen. Löschwasserteiche und unterirdischer Löschwasserbehälter können mit Grund-, Quell- oder Oberflächenwasser befüllt werden. Auch eine Befüllung mit Niederschlagswasser ist in Kombination mit einem Sandfang möglich. Die Befüllung mit gereinigtem Grauwasser bzw. gereinigtem Abwasser (bspw. aus Kleinkläranlagen) ist nicht in DIN 14210 enthalten, wäre aber prinzipiell denkbar. Untersuchungen zu einer dezentralen Löschwasserbereitstellung ohne Trinkwasserqualität wurden z.B. von Aydin (2015) durchgeführt.

2.2.2 Anpassungsmaßnahmen Siedlungsentwässerung

2.2.2.1 Betriebliche Maßnahmen

Betriebliche Maßnahmen können aufgrund geringer Fließgeschwindigkeiten und Schubspannungen und einer damit verbundenen Bildung von Ablagerungen und biogener Schwefelsäurekorrosion im Kanal erforderlich werden. Als Maßnahmen werden das Hochdruckspülverfahren sowie die Zugabe von Chemikalien und die Dosierung von Oxidationsmitteln eingesetzt (vgl. DWA, 2017a).

2.2.2.2 Freispiegelsysteme

In den meisten ländlichen Gemeinden, die an eine zentrale Abwasserreinigung angeschlossen sind, erfolgt die Entwässerung im Misch- oder Trennsystem. Erläuterungen zu Planung, Bau und Betrieb dieser konventionellen Systeme und ihrer Bauwerke können technischen Regelwerken entnommen werden (z.B. DWA, 2006b, 2006c, 2009b; DIN, 2008).

Einen Sonderfall im ländlichen Raum stellen sog. *Bürgermeisterkanäle bzw. Teilortskanalisationen* dar. Dies sind alte Kanäle, die meistens in einem schlechten Zustand sind und nicht zu einer Abwasserreinigungsanlage führen. Niederschlagswasser oder auch in Kleinkläranlagen gereinigtes Schmutz- bzw. Grauwasser wird ohne weitere Behandlung mit diesen Kanälen in ein Gewässer geleitet. Zum Teil wurden diese Kanäle bereits in Misch- oder Trennsysteme integriert. Wenn sie in einer Gemeinde noch existieren, besteht die Möglichkeit sie bei der Umstellung eines zentralen Systems zu einem dezentralen System mit Kleinkläranlagen oder ein System mit Stoffstromtrennung nach einer vorherigen Prüfung zu reaktivieren. Detaillierte Ausführungen hierzu finden sich in Temann (2014).

2.2.2.3 Sanierungsverfahren

Um Entwässerungssysteme funktionsfähig, d.h. standsicher, dicht und betriebssicher zu erhalten, können bauliche Sanierungsverfahren nach ATV-DVWK-M 143-1 (DWA, 2015b) eingesetzt werden:

- Reparatur: Maßnahmen zur Behebung örtlicher Schäden, z.B. Ausbesserungs-, Injektions- oder Abdichtungsverfahren
- Renovierung: Maßnahmen zur Verbesserung der aktuellen Funktionsfähigkeit von Kanälen, z.B. Inliner-Verfahren
- Erneuerung: in offener, halboffener oder geschlossener Bauweise

In Deutschland ist der Sanierungsanteil durch Erneuerung in den letzten Jahren sukzessive zurückgegangen, der Anteil der Renovierungsverfahren ist unverändert und der Anteil der Reparaturverfahren hat zugenommen (vgl. Berger et al., 2016). Detaillierte Informationen zu Auswahl, Details und Ausführung von baulichen Sanierungsverfahren können der Literatur entnommen werden (z.B. Bach, 2012; Krier, 2013).

2.2.2.4 Druck- und Unterdrucksysteme

Zur Sanierung von Freispiegelleitungen oder der Implementierung von Systemen der Stoffstromtrennung kann ein Systemwechsel mit einer Umstellung auf Druck- oder Unterdrucksysteme erfolgen. Falls ein Mischsystem vorliegt, muss auf ein Trennsystem umgestellt werden, da in Druck- und Unterdrucksystemen kein Regenwasser abgeleitet werden darf. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich auf Druck- bzw. Unterdrucksysteme außerhalb von Gebäuden.

Bei der Druckentwässerung wird das anfallende Schmutzwasser mit an allen Einspeisepunkten (einzelne Häuser oder Häusergruppen) installierten Pumpstationen in Sammeldruckleitungen bis zu einer drucklosen Ausleitstelle, z.B. einem Schacht oder einem Freigefällekanal gefördert (vgl. DWA, 2015c). Eine Druckentwässerung ist besonders flexibel bei schwankenden Schmutzwassermengen sowie in Bezug auf Topografie und Linienführung (vgl. DWA, 2007a).

Eine Unterdruckentwässerung ist ein geschlossenes Leitungssystem ohne Einstiegsmöglichkeiten. Das Schmutzwasser wird über eine Vielzahl von Absaugventileinheiten in Unterdruckkanälen zu einer Unterdruckstation, in der Vakuumpumpen den Unterdruck aufrecht erhalten, gesaugt (vgl. DWA, 2015c). Unterdruckentwässerungsleitungen sind wartungsarm, da durch die hohen Transportgeschwindigkeit des Luft/Wasser-Gemischs Ablagerungen verhindert werden. Sie dürfen in einem gemeinsamen Graben mit Trinkwasserleitungen und in Wasserschutzgebieten verlegt werden. Die Unterdruckstation sollte eine zentrale Lage im Entwässerungsnetz haben und im Tiefpunkt liegen. Es muss allerdings auch ein ausreichender Abstand zur Bebauung aufgrund von Geräuschs- und Geruchsemissionen vorliegen. Die Entwässerung größerer Gebiete kann durch Auf-

teilung in einzelne Bereiche mit eigenen Unterdruckstationen erfolgen. Unterdrucksysteme können Schmutzwasser über Absaugventileinheiten aus Freigefälle- oder Druckentwässerungsleitungen übernehmen. Die Umsetzung ist nur im flachem Gelände möglich, da sie bis max. ca. 7 m Wassersäule geeignet sind (vgl. DWA, 2005a).

Nach DWA (2015c) sind Druck- und Unterdrucksysteme besonders geeignet in ländlichen Bereichen und städtischen Randgebieten mit folgenden Merkmalen:

- geringe oder stark schwankende Abwassermengen
- bestehendes Trennsystem oder mögliche Umstellung auf ein Trennsystem
- geringe Bebauungsdichte
- genügend Platz für den Einbau von Hausanschlussschächten und verbindenden Leitungen

Allerdings ist immer die Topografie des jeweiligen Gebiets zu betrachten, denn Druck- und Unterdruckleitungen werden mit einem Höhenprofil verlegt und sind eher für flaches Gelände mit geringen Anstiegen geeignet. Bei einer Druckentwässerung sind generell höhere Anstiege möglich. Ein weiterer Vorteil sind die niedrigen Betriebskosten, da die herkömmliche Kanalspülung nicht notwendig ist. Die Systeme sind bei großer einwohnerspezifischer Kanallänge besonders wirtschaftlich. In Tabelle 2-1 sind die wesentlichen Unterschiede zwischen Druck- und Unterdruckentwässerungssystemen dargestellt.

Halbach (2003) hat in einem Kostenvergleich über die Investitionskosten abgeschätzt, wann eine Druckentwässerung bzw. eine Vakuumentwässerung wirtschaftliche Vorteile bringt. Der Aufwand für das Leitungsnetz sowie die Energiekosten wurden dabei vernachlässigt, da sie von der Größenordnung her vergleichbar für beide Systeme sind. Annähernd gleiche Kosten weisen beide Systeme bei ungefähr 40 angeschlossenen Grundstücken auf. Eine Unterdruckentwässerung wird durch eine größere Anzahl an angeschlossenen Grundstücken wirtschaftlicher.

Bei der Umgestaltung von Entwässerungssystemen haben die Druck- und Unterdruckentwässerung eine besondere Bedeutung für Systeme der Stoffstromtrennung. Nach DWA (2015c) ist die Verwendung eines Unterdrucksystems dafür gut möglich und der Einsatz eines Drucksystems möglich, wenn die topografischen Voraussetzungen gegeben sind. Für den Betrieb eines Unterdrucksystems mit Schwarzwasser gibt es in Deutschland mittlerweile einige Beispiele wie Hamburg Jenfelder Au, DEUS21 in Knittlingen und Lübeck Flintenbreite. Rohde (2016) führte Untersuchungen zur Feststoffbildung in Unterdrucksystemen für den Schwarzwassertransport durch. Er folgerte aus seinen Untersuchungen, dass Inkrustierungen in Unterdruckleitungen durch bau- und betriebstechnische Maßnahmen reduziert werden können. Um Inkrustierungen infolge des systembedingten Verlegeprofils der Unterdruckleitungen in Tiefpunkten, in denen eine

Stagnation des Schwarzwassers erfolgt zu verhindern, werden Spülstationen an den Leitungsenden empfohlen. Diese können mit Dosiereinrichtungen für eine automatisierte bedarfsgerechte Einbringung von chemischen Reinigungsprodukten zur Entfernung der anorganischen Ablagerungen kombiniert werden. Eine Hochdruckspülung einmal jährlich wird als sinnvoll erachtet. Unter Einbeziehung dieser Maßnahmen ist der Betrieb eines Unterdrucksystems mit Schwarzwasser gut möglich.

2.2.2.5 Oberirdische Rinnen zur Regenwasserableitung

Eine Alternative zur Regenwasserableitung in Freispiegelkanälen kann der Bau von oberirdischen Rinnen aus Pflastersteinen oder mit Grasbewuchs sein. Die Ableitung des Regenwassers erfolgt in freiem Gefälle ins nächste Gewässer oder zu Versickerungsanlagen. Die Investitions- und Betriebskosten sind geringer und durch die oberirdische Ableitung von Regenwasser kann die Verdunstung leicht erhöht werden (vgl. Jakobs, 2017). Bei anstehenden Straßenbauarbeiten können Rinnen neben der Fahrbahn oder dem Gehweg gebaut werden. In den äußeren Gebieten von ländlichen Gemeinden ist dafür meist ausreichend Platz vorhanden, im Ortskern kann dies schwieriger werden. Zudem liegen die verfügbaren Flächen oft in privatem Besitz. Über oberirdische Rinnen kann neben nichtbehandlungsbedürftigem Regenwasser auch der gereinigte Ablauf von Kleinkläranlagen in ein Gewässer eingeleitet werden.

Tabelle 2-1: Unterschiede zwischen Druck- und Unterdruckentwässerungssystemen (nach DWA, 2015c)

Aspekte	**Druckentwässerung**	**Unterdruckentwässerung**
Topografie	geeignet bei fast allen topographischen Gegebenheiten	nur für geringe Anstiege geeignet (PW erforderlich)
Grundwasserschutz	Exfiltrationsgefahr bei Undichtigkeit, Lecksuche schwieriger	kaum Exfiltration bei Undichtigkeit, Lecksuche leicht
Grundstücksentwässerung	Verstopfungsgefahr gering	Verstopfungsgefahr bei „Abfall“-Entsorgung
Stoffstromtrennung	möglich	gut möglich
Sammlung	einfache Verlegetechnik	aufwendigere Verlegetechnik
Berücksichtigung vorhandener Infrastruktur	sehr gut geeignet und sehr flexibel	gut geeignet und ausreichend flexibel
Demografische Veränderungen	gut geeignet bei veränderten Wasseranfall	sehr gut geeignet bei veränderten Wasseranfall
Satzungsrechtliche Bedingungen	satzungsrechtliche Probleme zum Betrieb der Hausanschluss-PW klären	wenig satzungsrechtliche Probleme

2.2.2.6 Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen und deren Umsetzungspotenziale sind ein wichtiger Bestandteil der Siedlungsentwässerung und werden im Folgenden kurz erläutert. Für detaillierte Beschreibungen wird auf die Literatur verwiesen (vgl. Gantner, 2002; Sieker et al., 2007; Sieker et al., 2009; Schmitt, 2009; Geyler et al., 2014a, Geiger et al., 2009, 2009).

Regenwasser sollte nach Art und Beschaffenheit differenziert werden und in den Abstufungen Vermeiden, Nutzen, Versickern, Speichern und Ableiten sowie Behandeln genutzt bzw. entsorgt werden. Planungsgrundsätze können den Regelwerken DWA-A 138 (DWA, 2005b) und DWA-M 153 (DWA, 2007b) entnommen werden.

Der Niederschlagsabfluss kann durch eine Entsiegelung in bestehenden Gebieten, die Verwendung von durchlässigen Bodenbelägen oder einer Dachbegrünung vermieden bzw. reduziert werden. Die Regenwassernutzung umfasst die Nutzung zur Bewässerung und den Einsatz im Haus als Brauchwasser, z.B. zur Toilettenspülung. Eine Versickerung von Dach-, Hofflächen oder Straßenflächen (je nach Niederschlagswasserbeschaffenheit) kann als Mulden-, Flächen-, Teich-, Rigolen- oder Mulden-Rigolenversickerung ausgeführt werden. Nach vorheriger Zwischenspeicherung ist eine direkte Ableitung von nicht behandlungsbedürftigen Regenwasser in ein Gewässer möglich. Die Wirkung dieser Maßnahmen auf die Grundwasserneubildung und Abflussdrosselung ist in Abbildung 2-12 dargestellt.

Je nach Herkunftsart und Beschaffenheit wird Niederschlagswasser in behandlungsbedürftig und nicht behandlungsbedürftig eingestuft (DWA, 2005b, 2007b). Es können zentrale (z.B. Regenklärbecken) oder dezentrale Reinigungsanlagen (z.B. an Straßeneinläufen) installiert werden. Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung sind in den letzten Jahren hinsichtlich ihrer Wirksamkeit intensiv untersucht worden (z.B. DWA, 2010; Welker, 2015; Helmreich et al., 2017).

Die Integration von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in bestehende Wohngebiete in ländlichen Gemeinden ist aufgrund der Flächenverfügbarkeit meistens möglich. Die jeweiligen Voraussetzungen zur Umsetzung der Maßnahme wie eine geeignete Bodendurchlässigkeit, ein ausreichender Abstand zum Grundwasserleiter und zu benachbarten Gebäuden sowie eine geeignete Geländeneigung müssen erfüllt sein.

Der positive Effekt von Flächenabkopplungen konnte im Rahmen einer Studie zur „Zukunftsvereinbarung Regenwasser (15 in 15)“ der Emschergenossenschaft gezeigt werden (vgl. Schmitt et al., 2016a). Wenn innerhalb von 15 Jahren 15 % weniger Regenwasser in die Mischkanalisation eingeleitet wird, liegt die prozentuale Reduzierung der Entlastungsvolumina und –frachten in etwa doppelter Höhe der prozentualen Verminderung der angeschlossenen befestigten Flächen.

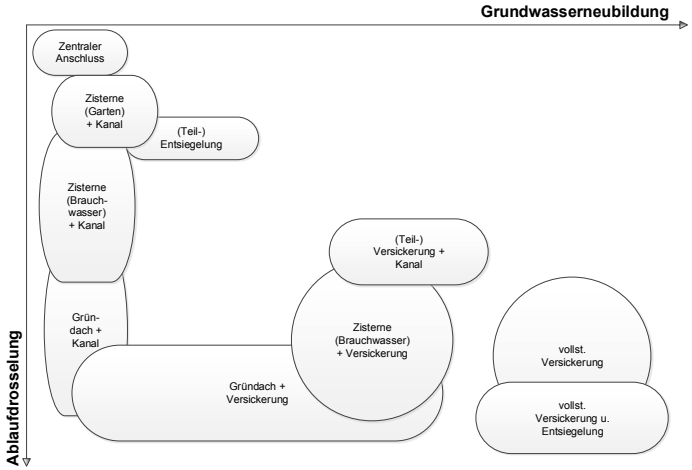

Abbildung 2-12: Wirkung technologischer Optionen der Regenwasserbewirtschaftung (Geyler et al., 2014b)

Zudem können Abflussspitzen kleinerer Hochwässer durch geringere Entlastungsraten und der niederschlagsbedingte Frachtaustrag aus dem Kläranlagenablauf reduziert werden. Somit ist gerade auch in bestehenden Gebieten eine Flächenabkopplung ein wichtiger Beitrag zum Gewässerschutz.

2.2.3 Anpassungsmaßnahmen Abwasserreinigung

2.2.3.1 Technische Kläranlage

Grundlagen zur Bemessung und Vorgaben von Ablaufwerten von Kläranlagen können z.B. der Abwasserverordnung (AbwV 2004), der DIN EN 12255 Teil 1-16 (DIN, 2002b) sowie den technischen Regelwerken DWA-A 131 (DWA, 2016) und ATV-DVWK-A 198 (ATV-DVWK, 2003) entnommen werden. Regelungen zu kleinen Kläranlagen bis 1.000 EW finden sich in DWA-A 222 (DWA, 2011).

Grundsätze für die Abwasserentsorgung in ländlich strukturierten Gebieten finden sich im ATV-A 200 (ATV, 1997), welches aktuell überarbeitet wird. Nach ATV (1997) liegt die Ausbaugröße von Kläranlagen im ländlichen Raum in der Regel in den Größenklassen 1 und 2 (unter 5.000 EW). Durch den Zusammenschluss mehrerer Ortskanalisationen zu Gruppenkläranlagen sind auch Kläranlagen der Größenklasse 3 und 4 im ländlichen Raum vertreten. Für diese Größenklassen wird dann auch eine Elimination von Stickstoff und Phosphor erforderlich.

2.2.3.2 Pflanzenkläranlage

Grundsätze zu Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen finden sich in DWA-A 262 (DWA, 2017b). Pflanzenkläranlagen umfassen einen bepflanzten Bodenfilter oder ein oberflächig überströmtes Pflanzenbeet sowie eine Vorklärung. Die mit Röhrichtpflanzen (z.B. Schilf) bepflanzten sandig-kiesigen Bodenkörper können horizontal oder vertikal durchströmt werden. Im Bodenkörper wirken komplexe physikalische, chemische und biologische Vorgänge. Die Vorklärung kann für kleine Kläranlagen mit einem Absetzteich erfolgen, damit das Abwasser von Grob- und Schwimmstoffen befreit wird. Zur Erhaltung der Funktionsfähigkeit muss der Schlammraum in regelmäßigen Intervallen geräumt werden. Für weitergehende Reinigungsanforderungen kann eine Reihenschaltung mehrerer bepflanzter Bodenfilter erfolgen. Anforderungen an die Nitrifikation können nur mit Vertikalfiltern und an die Denitrifikation mit horizontal durchströmten Filtern erfüllt werden. Nach DWA (2017b) hat sich die Kombination aus vertikal durchströmten bepflanzten Bodenfiltern mit nachgeschalteten horizontal durchströmten Bodenfiltern besonders bewährt. Bepflanzte Bodenfilter besitzen auch ein Potenzial zur Phosphorelimination, da Phosphor über das Filtermaterial adsorptiv gebunden wird. Die Sorptionskapazität ist aber im Laufe der Betriebszeit erschöpft und somit muss zur langfristigen Phosphorelimination eine separate Reinigungsstufe (z.B. Nachfällung) vorgesehen werden.

Pflanzenkläranalgen können im Trenn- und Mischsystem betrieben werden. Untersuchungen von Hasselbach (2013) zeigen, dass bei einem Betrieb im Mischsystem das verwendete Substrat Auswirkungen auf die Reinigungsleistung hat und die Gewässeranforderungen eingehalten werden können. Da Pflanzenkläranlagen einen hohen Platzbedarf haben eignen sie sich besonders in ländlichen Gebieten. Vorteile sind eine einfache Konstruktions- und Betriebsweise, eine geringe Bildung von Biomasse bzw. Sekundärschlamm sowie ein minimaler Einsatz von Fremdenergie (vgl. DWA, 2017b). Auch für Anlagen mit kleinen Anschlussgrößen kann ein guter Reinigungsgrad erzielt werden.

2.2.3.3 Kleinkläranlagen

Kleinkläranlagen sind Anlagen zur Reinigung von häuslichem Abwasser mit einer täglichen Leistung von bis zu 8 m^3 bzw. 50 angeschlossenen Einwohnerwerten. Technische Vorgaben zu Kleinkläranlagen können DIN EN 12566 Teil 1-7 (DIN, 2016), DIN 4261-1 (DIN, 2002a) sowie DWA-M 221 (DWA, 2012a) und DWA-A 221 (DWA, 2017c) entnommen werden.

Kleinkläranlagen werden nach Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwV 2004) der Größenklasse 1 von Abwasserbehandlungsanlagen zugeordnet und müssen somit über eine mechanisch-biologische Reinigungsstufe verfügen. Die Anlagen müssen durch eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung eingebaut und betrieben werden (vgl. DIBt, 2012). In Anhang A 1.2.1 in Tabelle A- 1 sind Ablaufklas-

sen von Kleinkläranlagen mit den jeweiligen Prüfkriterien nach DIBt (2012) dargestellt.

Das Anforderungsniveau an das in ein Gewässer eingeleitete Abwasser wird in § 57 des WHG (2009) festgelegt und gilt somit auch für Kleinkläranlagen. In der Abwasserverordnung (AbwV 2004) werden Mindestanforderungen zur Begrenzung der Schadstofffracht präzisiert.

Kleinkläranlagen unterscheiden sich nach Investitions- und Betriebskosten, Platzbedarf, Energieverbrauch, Betriebsstabilität sowie Wartungsbedarf. Sie gibt es in verschiedenen Ausführungen mit unterschiedlichen Reinigungsleistungen. Kleinkläranlagen lassen sich wie folgt einteilen (vgl. BDZ e.V., 2013):

- Belebungsverfahren (kontinuierliches Belebungsverfahren, SBR-Anlagen, Membranfiltration, CBR-Anlagen, STBR-Anlagen)
- Biofilmverfahren (Anlagen mit freibeweglichen Aufwuchskörpern, belüftete Biofilteranlagen, Rotationstauchkörper, Tropfkörperanlagen)
- Naturnahe Verfahren (Pflanzenkläranlagen, Abwasserteiche)

Tabelle 2-2: Eigenschaften von Pflanzenkleinkläranlagen sowie SBR- und Membrankleinkläranlagen (verändert nach Frechen (2014))

	Pflanzenkläranlagen	**SBR-Anlagen**	**Membrananlagen**
Verfahren	Pflanzenbeete; vertikal oder horizontal durchströmter Bodenkörper	Belebungsverfahren Behandlungsschritte laufen in zeitlicher Abfolge im Reaktor ab	Hohlfaser- oder Plattenmembran
Betriebssicherheit	geringes Puffervermögen	hohes Puffervermögen, leicht erweiterbar	vergleichbar mit SBR-Anlagen
Reinigungsleistung (Ablaufklasse)	C, N oder D	N oder D	+H
Flächenbedarf (vgl. Sigglow, 2011)	hoch vertikal ≥ 4 m²/E vertikal GW ≈2m²/E horizontal ≥ 5 m²/E	gering 0,1 – 0,2 m²/E	gering 0,12 – 0,25 m²/E
Bedienungsaufwand	gering, regelmäßige Wartung	hoch, regelmäßige Kontrolle der maschinentechnischen Anlagen	hoch, betriebliche Maßnahmen zur Membranreinigung
Energieverbrauch	keiner oder gering (max. 10 kWh/(E·a))	100 bis 193 kWh/(E·a)	50 – 180 kWh/(E·a)
Reststoffe	-	jährliche Schlammräumung	geringe Mengen an stabilem Schlamm

Kleinkläranlagen bestehen immer aus zwei Reinigungsstufen, einer mechanischen Vorklärung (z.B. Mehrkammergrube) und einer biologischen Behandlung. Der anfallende Klärschlamm aus Kleinkläranlagen kann entweder zu einer zentralen Kläranlage (vgl. DWA, 2006a) oder zu einem Schlammbehandlungszentrum transportiert werden. Auch die Mitvergärung in einer Biogasanlage ist möglich.

Im Rahmen dieser Arbeit werden drei Kleinkläranlagentypen betrachtet. Das naturnahe Verfahren wird durch Pflanzenkläranlagen repräsentiert und das technische Verfahren durch SBR-Anlagen und Membrananlagen. Der Einsatz von Membrananlagen kann bei erhöhten Gewässeranforderungen erforderlich werden. In Tabelle 2-2 sind die Eigenschaften und in Anhang A 1.2.1 in Tabelle A- 2 ist eine Bewertung der drei Verfahren dargestellt.

2.2.4 Anpassungsmaßnahmen Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung

2.2.4.1 Stoffstromtrennung

Das Ziel von Systemen der Stoffstromtrennung, sog. Neuartigen Sanitärsystemen (NASS) ist die Nutzung oder Wiederverwendung von Stoff- und Wasserströmen. Durch die getrennte Erfassung von Stoffströmen am Entstehungsort kann eine separate Ableitung und nach Beschaffenheit differenzierte Behandlung mit anschließender Nutzung bzw. Wiederverwertung sattfinden.

Neuartige Sanitärsysteme ermöglichen eine sektorale Verknüpfung der Medien Wasser, Abwasser, Abfall und Energie und fördern zudem die Kreislaufwirtschaft und verbessern die Ressourceneffizienz (vgl. DWA, 2014b). Die Trennung der verschiedenen Abwasserteilströme ermöglicht die Rückgewinnung von Nährstoffen und Energie. Zudem weisen die Systeme eine hohe Flexibilität auf und Mikroschadstoffe können gezielt erfasst und am Ort des Abwasseranfalls behandelt werden.

Nach DWA-A 272 (DWA, 2014b) werden mit Systemen der Stoffstromtrennung folgende Ziele verfolgt:

- Nährstoffrückgewinnung für die Landwirtschaft und Produktion von Düngemitteln
- Energierückgewinnung durch Biogaserzeugung und/ oder Abwasserwärmenutzung
- Elimination von Spurenstoffen aus höher konzentrierten Teilströmen
- Einhaltung von erhöhten Anforderungen an die Gewässerqualität und Hygiene
- Reduzierung des Trinkwasserverbrauchs durch Grauwasserwiederverwendung

Tabelle 2-3: Unterteilung von Abwasserinfrastrukturen in Systemgruppen (verändert nach Weiterbildendes Studium für Wasser und Umwelt, 2015)

Systemgruppe	Toilettentechnik	Stoffströme
1-Stoffstromsystem	Spültoilette, Vakuumtoilette	keine Stoffstromtrennung (Schmutzwasser)
2-Stoffstromsystem	Spültoilette, Vakuumtoilette	Trennung Schwarz- und Grauwasser
2-Stoffstromsystem	Trenntoilette, Vakuumtrenntoilette	Trennung Urin oder Gelbwasser vom restlichen Abwasser (Braun- und Grauwasser)
3-Stoffstromsystem	Trenntoilette, Vakuumtrenntoilette	Trennung Urin oder Gelbwasser, Braunwasser und Grauwasser
2-Stoffstromsystem	Trockentoilette	Trennung Fäkalien und Grauwasser
3-Stoffstromsystem	Trockentrenntoilette	Trennung Urin, Fäzes und Grauwasser

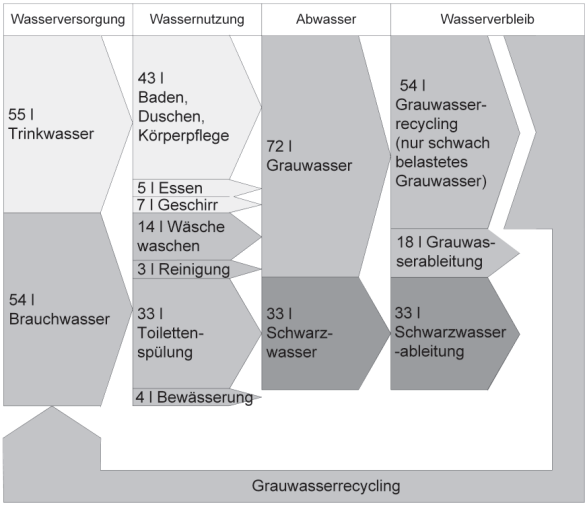

Abbildung 2-13: Durchschnittliche Wasserteilströme [l/(E·d)] für private Haushalte mit Grauwasserrecyclingpotenzial (basierend auf BDEW, 2014)

Die wichtigsten erzielbaren Produkte mittels einer Stoffstromtrennung sind nährstoffreicher Dünger, Bodenverbesserer, Biogas, thermische Energie, Brauch-/Pflegewasser und Betriebswasser.

Je nach abgeleiteten Stoffströmen können fünf Systeme der Stoffstromtrennung unterschieden werden (Tabelle 2-3). Die Teilströme des Abwassers fallen in unterschiedlicher Quantität und Qualität an. Einwohnerspezifische Frachten und Vo-

lumenströme der verschiedenen Teilströme sowie mögliche Behandlungsverfahren und Behandlungsziele können DWA (2008) und Weiterbildendes Studium für Wasser und Umwelt (2015) entnommen werden.

In Deutschland werden seit vielen Jahren Pilotprojekte mit Neuartigen Sanitärsystemen umgesetzt, eine Übersicht über diese Projekte kann z.B. Sigglow (2011), Kaufmann Alves (2012) oder Röhrich (2017) entnommen werden. Voraussetzungen, Hemmnisse und rechtliche Rahmenbedingungen für die Integration von Systemen der Stoffstromtrennung werden in Kapitel 2.2.5 erläutert.

2.2.4.2 Grauwasserrecycling

Die in Tabelle 2-3 aufgeführten Systeme der Stoffstromtrennung ermöglichen eine Grauwasseraufbereitung und –nutzung. Eine Möglichkeit Trinkwasserteilströme durch Grauwasser zu substituieren ist in Abbildung 2-13 mit Volumenangaben dargestellt. Es kann somit ca. die Hälfte des täglichen Wasserbedarfs durch Grauwasser substituiert werden.

Im DWA-M 277 (DWA, 2017d) werden Hinweise zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung und Nutzung von Grauwasser und Grauwasserteilströmen gegeben. Detaillierte Informationen zu Behandlungsverfahren und Qualitätsanforderungen können der Literatur entnommen werden (z.B. Asano, 2005; Weiterbildendes Studium für Wasser und Umwelt, 2015). Es können bspw. auch Pflanzenkläranlagen zur Aufbereitung für Brauchwasserzwecke genutzt werden, welche sich im ländlichen Raum gut eignen. Eine Aufbereitung von Grauwasser zu Trinkwasser ist grundsätzlich auch möglich, jedoch müssen Gesundheitsrisiken durch z.B. Mikroschadstoffe noch umfassender untersucht werden (vgl. Etchepare und van der Hoek, 2015).

Die Wiederverwendung von Grauwasser hat zum einen durch den verringerten Schmutzwasseranfall einen großen Einfluss auf das Kanalnetz (vgl. Penn et al., 2013) und durch die veränderte Zusammensetzung auch auf die Reinigungsprozesse auf der Kläranlage. Zum anderen verringert sich der Trinkwasserverbrauch und Auswirkungen auf die Trinkwasserversorgung müssen untersucht werden (siehe Kapitel 5.8.3).

2.2.4.3 Wärmerückgewinnung aus Abwasser

Die Wärmerückgewinnung aus Abwasser ist eine Möglichkeit Energiepotenziale zu nutzen. Diese Technologie wird bereits seit einigen Jahren in Projekten in Deutschland und verstärkt in anderen Ländern, wie z.B. der Schweiz betrieben und kann inzwischen als erprobt angesehen werden (vgl. Müller und Butz, 2010). Abwasser weist ein hohes Wärmepotenzial auf, allerdings können meist nur Nutzungen mit einem hohen Wärmebedarf in der Nähe von großen und genügend durchflossenen Abwasserkanälen davon profitieren. Die Wärmenutzung auf der Kläranlage ist technisch am einfachsten, aber oft sind keine Abnehmer in der Nä-

he vorhanden. Die wirtschaftliche Distanz zum Abnehmer ist abhängig vom Wärmebedarf, bei einem großen Wärmebedarf kann der Abnehmer weiter entfernt liegen als bei einem kleinen (vgl. Müller und Butz, 2010). Im ländlichen Raum hat die Wärmerückgewinnung aus Abwasser nur in größeren Gemeinden mit potenziellen Abnehmern wie z.B. Schulen ein Umsetzungspotenzial. Aktuell wird der Transport von Wärme von dezentralen Wärmeproduzenten mittels Wärmetauschern mit dem Abwasserstrom und die Verwertung der Wärme stromabwärts untersucht (vgl. Körkemeyer, 2016).

2.2.4.4 Energiegewinnung (Co-Fermentation und Biogasanlage)

Energie kann mit verschiedenen Verfahren aus Abwasser bzw. den einzelnen Stoffströmen zurückgewonnen werden (vgl. Haberkern et al., 2008). Zur Steigerung der Energieeffizienz werden im Folgenden die Maßnahmen Co-Fermentation im Faulturm und Biogasanlage detaillierter betrachtet, da gute Integrationsmöglichkeiten im ländlichen Raum bestehen. Schwarzwasser kann im Faulturm bzw. einer Biogasanlage zu einer Steigerung der Energierückgewinnung mitvergärt werden. Das so entstehende Biogas kann zur Wärmeerzeugung direkt verbrannt oder mittels eines BHKWs in Wärme und Strom umgewandelt werden. Da bei einer größeren Entfernung zwischen BHKW und potenziellen Abnehmern die Wärmeverluste und der Leitungsaufwand zu groß sind, kann das Gas auch auf Erdgasqualität aufbereitet und ins Gasnetz eingespeist werden (vgl. Sigglow, 2011). Die Biogasgewinnung kann auch mit einer Phosphorrückgewinnung, z.B. einer MAP-Rückgewinnung kombiniert werden (vgl. Pires, 2009).

Co-Fermentation (bzw. Co-Vergärung)

Unter Co-Fermentation wird die Mitbehandlung organischer Stoffe in der Faulstufe der Kläranlage zur Steigerung der Gasausbeute verstanden. Co-Substrate sollen pumpfähig und störstofffrei sein, enthaltene Fette sollen emulgierbar im Klärschlamm sein und einen möglichst geringen Gehalt an Stickstoff aufweisen (vgl. Haberkern et al., 2008). Als Co-Substrate können bspw. Fettabscheiderinhalte, kommunale Bioabfälle, landwirtschaftliche Abfälle, tierische Nebenprodukte, Speisereste und Schwarz- oder Braunwasser eingesetzt werden. Die Auswirkung der Co-Fermentation auf die Kläranlage, z.B. die Rückbelastung der biologischen Stufe der Kläranlage mit Prozessabwässern aus der Entwässerung der Gärreste im Klärschlamm muss beachtet werden (vgl. Rosenwinkel et al., 2015).

Nach Haberkern et al. (2008) stehen in den meisten Faultürmen aufgrund der Bemessungsvorschriften sowie der zunehmenden maschinellen Voreindickung von Überschussschlamm ausreichende Kapazitäten zur Verfügung. Die Faulzeiten vieler Faulbehälter liegen oberhalb von 25 Tagen, obwohl bei mesophilem Betrieb Faulzeiten von 20 Tagen in der Regel ausreichend sind (vgl. Rosenwinkel et al., 2015). Auch infolge des demographischen und wirtschaftsstrukturellen Wandels stehen freie Kapazitäten zur Verfügung. Neben der Faulzeit ist die Raumbe-

lastung mit organischer Trockensubstanz (oTR) ein relevanter Parameter zur Bestimmung von Freivolumina zur Co-Fermentation. Oft liegen nach Haberkern et al. (2008) die mittleren Raumbelastungen unter den zulässigen Werten und stellen keine Restriktion da. Eine Abschätzung von freien Volumina, z.B. bei der Verwendung von stark energiehaltigen Co-Substraten kann auch über die CSB-Raumbelastung vorgenommen werden (vgl. Urban und Scheer, 2011).

Nach Wriege-Bechtold (2015) kann eine Co-Fermentation die Biogasausbeute um bis zu 60 % steigern und den Methangehalt im Biogas um bis zu 5 % erhöhen. Sie eignet sich auch zusammen mit Schwarz- oder Braunwasser (vgl. Wriege-Bechtold, 2015; Steinmetz et al., 2017). Besonders für Kläranlagen im ländlichen Raum kann sich eine Co-Vergärung aufgrund der kurzen Transportwege von Co-Substraten aus der Landwirtschaft bzw. Tierhaltung lohnen. Rechtliche Randbedingungen und Voraussetzungen zur Co-Fermentation finden sich z.B. in MUELV Hessen (2009) und Rosenwinkel et al. (2015).

Biogasanlage

Biogasanlagen sind im ländlichen Raum weit verbreitet. Die Energieerzeugung aus Biogasanlagen erfolgt derzeit überwiegend aus tierischen Exkrementen und nachwachsenden Rohstoffen sowie zu einem geringeren Anteil aus Bioabfällen und Reststoffen (z.B. Mais- oder Grassilagen).

Verfahrenskonzepte zur Biogaserzeugung sowie Verfahren zur Biogasaufbereitung und –nutzung und deren Wirtschaftlichkeit können Rosenwinkel et al. (2015) und FNR e.V. (2013) entnommen werden. Im ländlichen Raum stehen für die Biogasproduktion verschiedene Anlagenkonzepte zur Verfügung, z.B. Hofeinzelanlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung, Biogaseinspeisung mit dezentraler Energieversorgung oder ein Biogaspark (vgl. Kaphengst und Umpfenbach, 2008).

Die Mitvergärung von Schwarzwasser in Biogasanlagen bietet große Potenziale. In Forschungsarbeiten zur Umsetzung Neuartiger Sanitärsysteme wird die Energieproduktion durch eine Vergärung von Schwarzwasser zusammen mit Bioabfall in Biogasanlagen untersucht (z.B. Wendland, 2008; Oldenburg, M., Giese, T., Londong, J., 2016; Steinmetz et al., 2017). Auch die Verwendung des abgeernteten Bewuchses von Pflanzenkläranlagen zur Biogasproduktion ist möglich (vgl. Avellan et al., 2017).

Bspw. kann durch einen siedlungsnahen Standort der Biogasanlage zur Vergärung von Schwarzwasser mit Bioabfall die gewonnene Energie über ein Nahwärmenetz eingespeist werden. Allerdings liegen landwirtschaftliche Biogasanlagen oftmals weiter entfernt von Siedlungen und nur ein Teil der Energie wird in Form von Wärme in landwirtschaftlichen Betrieben genutzt und der Rest als Abwärme an die Umgebung abgegeben. Zur effizienteren Nutzung der Kraft-Wärme-Kopplung könnte bspw. eine Biogasleitung zu einem Heizkraftwerk in der Gemeinde gebaut werden.

Ab welchem Maßstab sich die Nutzung von Biogasanlagen aus technischer und wirtschaftlicher Sicht lohnt ist noch nicht ausreichend erforscht. Die untere wirtschaftliche Grenze einer Biogasanlage liegt nach Trösch (2008) bei 500 Einwohnern (vgl. Sigglow, 2011). Eine Biogasanlage zur Vergärung von Schwarzwasser mit Bioabfällen kann nach Herbst (2008) ab 200 Einwohnern eingesetzt werden.

Der Bau kleiner Biogasanlagen in Siedlungen zur Gasversorgung umliegender Gebiete ist rechtlich zulässig. Nach Sigglow (2011) muss für den Bau einer Biogasanlage mit Nebengebäude eine hinreichend große Fläche zur Verfügung stehen und es muss eine ausreichende hohe bauliche Dichte vorhanden sein. Ein Nahwärmenetz ist vorteilhaft.

Biogasanlagen haben nach Haberkern et al. (2008) einen Vorteil gegenüber der Co-Fermentation, da ihre Gärreste meist direkt als Dünger eingesetzt werden können. Der zusätzliche Faulschlammanfall bei der Co-Fermentation erhöht die Menge an stickstoffhaltigen Prozessabwässern aus der Schlammbehandlung und somit die Rückbelastung der Kläranlage. Bei der Umsetzung einer Nährstoffrückgewinnung muss allerdings eine separate Prozesswasserbehandlung errichtet werden, die das Potenzial der Co-Fermentation steigern würde.

2.2.4.5 Nährstoffrückgewinnung

Die Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser rückt immer mehr in den Fokus aufgrund der endlichen Verfügbarkeit dieser Ressource und den verschärften Anforderungen an die Klärschlammentsorgung nach der neuen Verordnung zur Ordnung der Klärschlammverwertung (AbfKlärV 2017). Die Europäische Kommission hat Phosphatgestein im Mai 2014 auf die Liste „kritischer Rohstoffe“ aufgenommen (vgl. European Commission, 2014). Da Stickstoff künstlich hergestellt werden kann, ist das Interesse an seiner Rückgewinnung in der Abwasserwirtschaft geringer. Allerdings könnten steigende Energiepreise dazu führen, dass eine Alternative zur energieintensiven Herstellung von Stickstoff wirtschaftlich wird, zumal auch die Nitrifikation erheblichen Energiebedarf aufweist.

In der neuen Verordnung zur Klärschlammentsorgung wird der Umgang mit Klärschlamm umfassend neu geregelt, insbesondere hinsichtlich der bodenbezogenen Klärschlammverwertung. Eine Phosphorrückgewinnung muss erfolgen, wenn der Phosphatgehalt über 20 Gramm Phosphor je Kilogramm Klärschlamm-Trockenmasse liegt oder, wenn die Schlämme in einer Klärschlammverbrennungsanlage einer thermischen Vorbehandlung unterzogen werden. Für Abwasserbehandlungsanlagen zwischen 50.000 und 100.000 EW ist eine Übergangszeit von 15 Jahren und für Anlagen mit mehr als 100.000 EW von 12 Jahren zur Umsetzung der entsprechenden Maßnahmen vorgesehen (AbfKlärV 2017). Anlagen unter 50.000 EW sind ausgenommen von der Rückgewinnungspflicht, der Klärschlamm dieser Anlagen darf weiterhin landwirtschaftlich verwertet werden. Da die meisten Kläranlagen im ländlichen Raum Ausbaugrößen kleiner 50.000 EW aufweisen, kann eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung beibehalten

werden. Allerdings werden Schadstoffgrenzwerte an andere Vorgaben, zum Beispiel die Düngemittelverordnung, angepasst (AbfKlärV 2017) und können so zu Einschränkungen führen.

Speziell für den ländlichen Raum ergibt sich ersteinmal kein direkter Handlungsbedarf, aber zukünftig könnten die Anforderungen weiter verschärft und auf Abwasserreinigungsanlagen mit kleineren Ausbaugrößen ausgeweitet werden.

Es gibt unterschiedliche Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammasche (Anhang A 1.2.2, Tabelle A- 3). Die meisten Verfahren wurden im Rahmen von Forschungsprojekten entwickelt und werden derzeit nur im Labormaßstab oder in Pilotanlagen in großtechnischer Umsetzung erprobt. Welche Verfahren für die jeweilige Abwasserreinigungsanlage in Frage kommen, hängt auch von den bereits vorhandenen technischen Anlagen ab. Die Endprodukte unterscheiden sich in ihrer Qualität bzw. der Pflanzenverfügbarkeit des zurückgewonnenen Phosphors. Die Integrierbarkeit der Endprodukte in die Düngemittelverordnung muss in den meisten Fällen noch erfolgen.

Detaillierte Erläuterungen zu den verschiedenen Verfahren der Phosphorrückgewinnung, deren Funktionsweise, Qualität des Endprodukts und weiteren Eigenschaften können der Literatur entnommen werden (Siekmann, 2013; Meyer und Steinmetz, 2017; Abwasserzweckverband Raum Offenburg, 2011; Meyer und Steinmetz, 2013; Schönberg und Raupenstrauch, 2017; Stemann et al., 2017; Pinnekamp et al., 2007; Pinnekamp et al., 2011; Lohse et al., 2005; Pinnekamp, 2007; Dockhorn, 2011; Gugel et al., 2014; Montag, 2008; Montag et al., 2016a; vgl. Lohse et al., 2005).

2.2.5 Randbedingungen für dezentrale und ressourcenorientierte Systeme

Da in dieser Arbeit ein Schwerpunkt auf dezentralen und ressourcenorientierten Systemen liegt, werden im Folgenden rechtliche Rahmenbedingungen, Hemmnisse bei der Umsetzung sowie Aspekte zur Akzeptanz dieser Systeme erläutert.

Erschwerend oder auch fördernd auf dezentrale und ressourcenorientierte Systeme können der Zustand des bestehenden Systems, die Funktionalität sowie Betriebskosten und Abschreibungsdauern getätigter Investitionen wirken. Auch die geplante Gemeinde- und Siedlungsentwicklung sowie die Flächenverfügbarkeit und Eigentumsverhältnisse haben einen großen Einfluss.

Dezentrale Strukturen können in ländlichen Gebieten, die nicht an das zentrale Kanalnetz angeschlossen sind oder stark vom demografischen Wandel betroffenen sind, viele Vorteile gegenüber zentralen Systemen hinsichtlich Kosten und Flexibilität haben.

2.2.5.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Das Wasserhaushaltgesetz lässt in den Grundsätzen der Abwasserbeseitigung dezentrale Anlagen zur Abwasserreinigung zu und verweist auf die allgemein anerkannten Regeln der Technik. Somit ermöglicht es prinzipiell die Umsetzung von dezentralen und ressourcenorientierten Systemen. Dennoch sind die gesetzlichen Regelungen derzeit auf eine zentrale Abwasserentsorgung ausgerichtet. Ein wesentlicher Punkt ist der Anschluss- und Benutzerzwang. In den Kommunen wird dieser in den Satzungen zur Abwasserbeseitigung verbindlich festgelegt und ist grundstücksbezogen. Jeder Grundstückseigentümer ist, sobald Abwasser auf dem Grundstück anfällt, dazu verpflichtet sich an die örtliche Abwasserinfrastruktur anzuschließen. Ausnahmeregeln in Form von Einzellösungen sind nur möglich, wenn sie für das gesamte Entsorgungsgebiet zweckmäßiger sind.

Rechtliche Unterschiede bei der Umsetzung von Kleinkläranlagen entstehen in Abhängigkeit davon, ob eine Kleinkläranlage für ein Gebäude oder für mehrere Gebäude zusammen errichtet wird. Die Errichtung einer Gruppenkleinkläranlage für mehrere Gebäude auf einem privaten Grundstück ist rechtlich schwieriger, da Verträge und Satzungen erstellt werden müssen und Grundbucheinträge geändert werden müssen. Die Umlegung der Kosten muss geregelt werden, eine Gründung von Gesellschaften oder Vereinen kann dann sinnvoll sein. Der Bau einer Gruppenkleinkläranlage auf einem öffentlichen Grundstück hat wesentliche Vorteile, da Bau, Betrieb und Wartung in öffentlicher Hand liegen können (vgl. Sigglow, 2011).

Für die Einführung von dezentralen Entsorgungskonzepten sind innovative Organisationsmodelle notwendig. Nach Hillenbrand et al. (2010) sind folgende Lösungen möglich:

- Individualmodell: Errichtung, Betrieb und Instandhaltung der KKA durch Grundstückseigentümer
- Kümmerer-Modell: Errichtung, Betrieb und Instandhaltung der KKA durch Grundstückseigentümer, wobei Teilleistungen an Dritte vergeben werden
- Contracting-Modell: Errichtung, Betrieb und Instandhaltung der KKA durch externen Dritten mit Nutzungsdauer und –entgelt

Als externer Dritter kommen sowohl privat-rechtlich als auch öffentlich-rechtliche Aufgabenträger in Frage. Bspw. kann in einem Contracting-Modell, ein Dienstleistungsvertrag zwischen dem Nutzer und dem Entsorger geschlossen werden, der dann die Kleinkläranlage errichtet, betreibt und instand hält (vgl. Becker et al., 2006; Hiessl et al., 2007).

Zur Sicherstellung eines ordnungsgemäßen Betriebs von ressourcenorientierten Systemen kann, wie bei Kleinkläranlagen, ein Betreibermodell bzw. der Einsatz eines Fernüberwachungssystems sinnvoll sein (vgl. Hillenbrand und Niederste-

Hollenberg, 2012). Im Rahmen des Projekts *z*dez* wird die Fernüberwachung von Kleinkläranlagen getestet mit im Wesentlichen positiven Ergebnissen (vgl. Niederste-Hollenberg et al., 2017).

Die Umsetzung von ressourcenorientierten Systemen wird vor allem durch den bestehenden Anschluss- und Benutzerzwang an die bestehende Abwasserentsorgung erschwert. Die Wiederverwendung von Grauwasser stellt in der Regel keine Restriktion dar, da nach der Trinkwasserverordnung der Nutzer frei entscheiden kann, ob er die vorhandene Trinkwasserversorgung nutzt (vgl. Kluge und Libbe, 2006).

Die Umsetzung im Bestand wird durch das Baurecht erschwert, denn ressourcenorientierte Systeme lassen sich nur im Rahmen einer städtebaulichen Sanierungs- oder Entwicklungsmaßnahme umsetzen (vgl. DWA, 2014b). Auch die bestehenden Organisationsformen, die auf räumlich administrative Einheiten ausgerichtet sind erschweren die Umsetzung. Für ressourcenorientierte Systeme ist die Bildung funktionaler Einheiten hinsichtlich der Ressourcen bzw. der Verwertung vorteilhaft (vgl. Rost et al., 2015).

Ein Ziel von ressourcenorientierten Systemen ist die Produktion von Düngemitteln. Allerdings sind diese Produkte weder im Düngegesetz noch in der Düngemittelverordnung explizit erwähnt. Je nach Zusammensetzung können die Zulassungsvoraussetzungen erfüllt werden, die fehlenden Begriffsbestimmungen bedingen jedoch Ungewissheiten. Derzeit ist noch offen, ob die zu behandelnden Stoffe dem Abwasserrecht oder dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallrecht unterliegen und, ob ein Material als Abfall, Produkt oder Nebenerzeugnis einzuordnen ist.

Die Betriebswassernutzung im Haushalt (z.B. Grauwasser) unterliegt in Deutschland keinen gesetzlichen Mindestanforderungen, so dass für Genehmigungen die Werte nach EG-Badegewässerrichtlinie (Europäische Union, 2006) verwendet werden. Da keine Einleitung in ein Gewässer stattfindet, unterliegt die Betriebswassernutzung nicht dem Wasserrecht und ist in den meisten Bundesländern grundsätzlich erlaubnis- und genehmigungsfrei. Jedoch gibt es auch bei der Betriebswassernutzung regionale Unterschiede. Anlagen zur Betriebswassernutzung können dem Satzungsrecht der kommunalen Wasserver- und Abwasserentsorger und der Gesundheitsbehörde unterliegen (vgl. Sigglow, 2011).

Weitere Informationen zu rechtlichen Rahmenbedingungen können z.B. Kluge und Libbe (2006; 2010) oder Klobasa (2009) entnommen werden. Zur Umsetzung ressourcenorientierter Sanitärsysteme im Bestand und der Einbindung der verschiedenen Akteure wurde z.B. im Projekt TWIST++ geforscht (vgl. Londong et al., 2016; Hillenbrand et al., 2017b). Strategien zur Überwindung von rechtlichen und organisatorischen Hemmnissen zur technischen Realisierung von Neuartigen Sanitärsystemen werden z.B. im Projekt NoLa untersucht (vgl. Maier et al., 2017).

2.2.5.2 Hemmnisse bei der Umsetzung

Probleme, die beim Einsatz von Kleinkläranlagen entstehen können, werden in DWA-Fachausschuss KA-10 (2014) beschrieben. Besonders ist dabei hervorzuheben, dass Bau, Betrieb und Instandhaltung von Kleinkläranlagen dem Grundstückseigentümer unterliegen (vgl. Kapitel 2.2.5.3). Bei unsachgemäßer Bedingung kommt es zu Betriebsproblemen und es können große Schäden für die Umwelt entstehen. Deshalb sollte der Abschluss eines Wartungsvertrages mit einem Fachbetrieb erfolgen. Auch kann ein zuverlässiger Betrieb durch den Einsatz von technischen Möglichkeiten wie der Fernüberwachung mit automatischer Störungs- und Fehlermeldung oder dem Einsatz von innovativen Betreiber- bzw. Organisationsmodellen sichergestellt werden (vgl. Hillenbrand und Niederste-Hollenberg, 2012).

Die unterschiedlichen Regelungen in den einzelnen Bundesländern erschweren zudem den Einsatz von Kleinkläranlagen. Anlagen-, Genehmigungs- und Überwachungsdaten werden nur in Bayern umfassend durch das Kleinkläranlagen-Portal erfasst. Dort sind Angaben zu dem eingesetzten Reinigungsverfahren sowie Messergebnisse von CSB, N und P im Ablauf hinterlegt (vgl. Schranner, 2014).

Ressourcenorientierte Systeme stehen derzeit bei ihrer Umsetzung noch vor vielen Herausforderungen und Barrieren. Dazu zählen neben technischen, ökonomischen, sozialen, juristischen und politischen Aspekten, die Förderung des Wissenstransfers und die Betriebs- und Wartungserfahrungen aus Referenzprojekten.

Derzeit ist die Motivation in Deutschland Systeme der Stoffstromtrennung einzusetzen aufgrund der ausreichenden Wasserverfügbarkeit und der guten Verfügbarkeit von Dünger noch relativ gering. Aber aufgrund der Herausforderungen, vor denen derzeitige Systeme der Wasserver- und –entsorgung stehen, sowie steigender Anforderungen an den Gewässerschutz und die Ressourceneffizienz werden ressourcenorientierte Systeme an Bedeutung gewinnen. Die endliche Verfügbarkeit von Phosphor und Kali sowie hohe Energiekosten können ressourcenorientierte Systeme begünstigen. Eine detaillierte Übersicht über fördernde und erschwerende Bedingungen ist im DWA-A 272 (DWA, 2014b) dargestellt.

Der Aufwand bei der Umsetzung ressourcenorientierter Systeme ist hoch, da wesentliche Veränderungen in der Abwasserinfrastruktur und den Gebäuden notwendig sind. Deshalb werden diese Systeme in Deutschland bisher nur in Neubauten in Pilotprojekten umgesetzt. Die Kosten sind derzeit noch sehr hoch und werden erst bei einer größeren Verbreitung der Systeme sinken. Die Wirtschaftlichkeit wird aber auch von den Phosphor- und Energiepreisen beeinflusst. Ein großes Hemmnis stellt die Akzeptanz von Systemen der Stoffstromtrennung in der Bevölkerung und bei den Betreibern dar (siehe Kapitel 2.2.5.3).

Neuartige Sanitärsysteme werden nur dann in den Bestand integrierbar sein, wenn mehrere fördernde Voraussetzungen erfüllt sind, wie bspw. anstehende

Reinvestitionen in der vorhandenen Wasserinfrastruktur und eine große Anzahl alter unsanierter Gebäude oder die Entwicklung von Techniken zur Stoffstromtrennung ohne doppelte Leitungsführung im Gebäude.

Ein limitierender Faktor für den Einsatz von ressourcenorientierten Systemen kann der Flächenbedarf sein. Im ländlichen Raum sind meistens ausreichend Freiflächen verfügbar (vgl. Sigglow, 2011).

2.2.5.3 Akzeptanz

Der Aspekt der Akzeptanz ist bei der Implementierung von dezentralen und ressourcenorientierten Systemen eine entscheidende Voraussetzung für das Umsetzungspotenzial.

Generell steigt die Akzeptanz mit der Verbreitung der neuen Technologie. Innerhalb einer Zielgruppe findet der Kauf einer Innovation zu unterschiedlichen Zeitpunkten satt. Nach Rogers (2003) können Akteure einer Zielgruppe je nach Zeitpunkt, zu dem sie eine Innovation annehmen, in fünf Adoptortypen, die Innovatoren (2,5 %), die frühen Adoptoren (13,5 %), die frühe Mehrheit (34 %), die späte Mehrheit (34 %) und die Nachzügler (16 %) eingeteilt werden. D.h. neue Systeme setzen sich in der Regel nur durch, wenn Pilotprojekte erfolgreich umgesetzt werden und ein Vorteil für den Nutzer erkennbar ist oder der Ertrag die Investitionen übersteigt.

Für die in Deutschland umgesetzten Pilotprojekte mit ressourcenorientierten Systemen wurde die Akzeptanz in Form von Befragungen untersucht. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass besonders positiv die Ressourcenrückgewinnung, insbesondere das Wassersparen bewertet wird. Der Endnutzerkomfort, die aktuell höheren betriebswirtschaftlichen Kosten und die Prozessstabilität wirken sich negativ auf die Akzeptanz auf. Durch Finanzierungs- und Betreibermodelle könnten die hohen Investitionen im privaten Bereich gesenkt und die Akzeptanz erhöht werden. Ein zunehmendes Umwelt- und Gesundheitsbewusstsein könnte die Akzeptanz von NASS steigern (vgl. Weiterbildendes Studium für Wasser und Umwelt, 2015). Für das aktuell im Bau befindliche Projekt Jenfelder Au in Hamburg konnte noch keine Nutzerbefragung stattfinden. Deshalb wurde im Rahmen des Projektes *KREIS* eine Umfrage in Lübeck-Flintenbreite und Sneek durchgeführt, aus deren Ergebnissen ein Kommunikationskonzept erarbeitet wurde. Die Umfrage in Lübeck-Flintenbreite zeigte, dass die deutlichen Akzeptanzprobleme in diesem Projekt auf die fehlerhafte Umsetzung in der Unterdrucktechnik und Kommunikations- und Betreuungsprobleme zurückzuführen sind (vgl. Giese und Londong, 2015).

Zur Steigerung der Akzeptanz von dezentralen und ressourcenorientierten Systemen müssen Besonderheiten und Vorteile dieser Systeme durch Informationsveranstaltungen und –materialien aber auch Schulungen kommuniziert werden.

2.3 Transformationsprozesse im ländlichen Raum

2.3.1 Transformationsprozesse

Der Begriff Transformation steht für Umgestaltung, Umformung bzw. Umwandlung. Eine Systemtransformation ist ein langfristiger, multi-dimensionaler Transformationsprozess, der die Art und Weise, wie gesellschaftlich wichtige Funktionen erbracht werden, in fundamentaler Weise verändert (vgl. Klobasa, 2009). Eine besondere Bedeutung in der kommunalen Wasserwirtschaft spielt die Vielzahl der an diesem Prozess beteiligten Akteure. Nach Klobasa (2009) sind Systemtransformationen multidimensional, haben eine Multi-Akteurs-Eigenschaft, brechen technologische, institutionelle und organisatorische Pfadabhängigkeiten und haben einen zeitlich-räumlichen Koordinationsbedarf.

Transformationsprozesse sind durch Übergänge wie einen Systemwechsel mit hohen Ungewissheiten gekennzeichnet. Essentiell ist dabei die Gewährleistung der technischen Funktionalität während längerfristiger Transformationsprozesse. Oberste Priorität hat bei der Systemtransformation immer die Funktionsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit des Systems, damit die Ver- und Entsorgung auf dem geforderten Niveau aufrechterhalten werden kann.

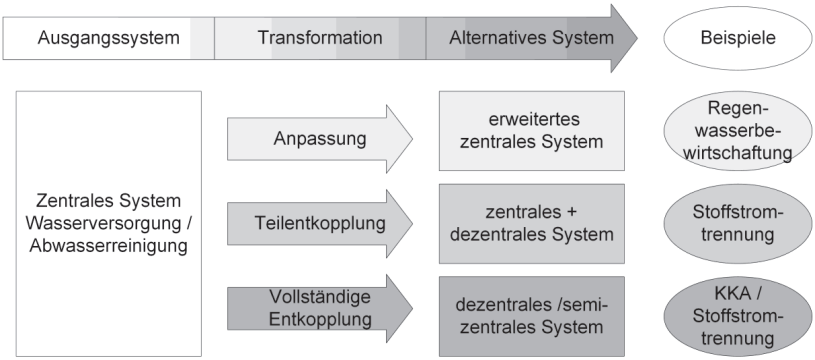

Abbildung 2-14: Grundkonstellation für eine Systemtransformation (verändert nach Kluge und Libbe, 2006)

Die bestehende Abwasserinfrastruktur kann über den Anschlussgrad, die Länge und Struktur der Kanalisation, das Alter und den Zustand/Sanierungsbedarf der Kanalisation, die Qualität der Abwasserbehandlung sowie die Auslastung der Abwasserbehandlungsanlagen charakterisiert werden (vgl. Hillenbrand et al., 2010; MUGV BB, 2011). In Abbildung 2-14 sind exemplarisch drei Grundkonstellationen für eine Systemtransformation dargestellt. In der ersten Transformationsmöglichkeit wird das zentrale System durch z.B. Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen angepasst. Der zweite Transformationspfad sieht eine Teilentkopplung vor, d.h. es wird nur ein Stoffstrom, z.B. Schwarzwasser zentral abge-

leitet und Regenwasser dezentral abgeleitet bzw. versickert. Bei der vollständigen Entkopplung wird komplett auf ein dezentrales System umgestellt, dies kann durch den Einsatz von Kleinkläranlagen oder durch Systeme zur Stoffstromtrennung erfolgen. Semizentrale Konzepte sind in der Abwasserbeseitigung im Siedlungsbestand besonders interessant, da sie die Vorteile zentraler und dezentraler Systeme kombinieren und Nachteile vermeiden können (vgl. Sigglow, 2011).

Die Wahl des je nach Zielsetzung am besten geeigneten Transformationspfads und der konkreten Maßnahmen sowie der passende Zeitpunkt für deren Umsetzung aus technischer, ökologischer und ökonomischer Sicht können mit verschiedenen Methoden erfolgen. In dieser Arbeit wird ein mathematisches Optimierungsmodell zur Ermittlung von Transformationspfaden verwendet (vgl. Kapitel 3.2). Die Transformation von einem System in ein neues kann technische Probleme und hohe Folgekosten mit sich bringen. Am „günstigsten" ist ein Systemwechsel nach Abschreibung des bestehenden Systems. Dem Finden einer langfristigen Strategie und einer ganzheitlichen Betrachtung des Transformationsprozesses kommt auch aus wirtschaftlicher Sicht eine hohe Bedeutung zu.

Kernproblem von Transformationsprozessen in der Abwasserentsorgung ist der Zeitfaktor einer Bestandsmodernisierung. Ein kurzfristiger Systemwechsel im größeren Maßstab kann wegen zahlreicher Pfadabhängigkeiten schwer verwirklicht werden. Eine verbesserte Aufklärung relevanter Entscheidungsträger und Abstimmungen unterschiedlicher Akteure müssen stattfinden. Der damit verbundene institutionelle Hintergrund muss angepasst werden (vgl. Sigglow, 2011).

Unter bestimmten siedlungsstrukturellen Voraussetzungen ist eine Transformation eines zentralen Systems von Vorteil. Beim Neubau von Siedlungen in weniger verdichteten Siedlungsstrukturen, also auch im ländlichen Raum kann ein Systemwechsel wegen der hohen spezifischen Kosten zentraler Systeme sinnvoll sein. In bestehenden weniger verdichteten Siedlungsbereichen ist eine Transformation aus technischer und ökologischer Sicht oftmals anzustreben, aber dem gegenüber steht der finanzielle Aufwand (vgl. Koziol et al., 2006).

Der Betrachtungszeitraum für eine Transformation sollte mindestens 50 Jahre betragen (DWA-Fachausschuss KA-10, 2014). Folgende Ansatzpunkte sollten bei einer Transformation in Betracht gezogen werden (nach Kluge und Libbe, 2010):

- Differenzierung der Wassernutzung nach Verwendungszwecken
- getrennte Erfassung und Ableitung unterschiedlicher Teilströme
- Verknüpfung zentraler, semizentraler und dezentraler Konzepte der Wasserver- und Abwasserentsorgung
- Energiepotenziale im Abwasser
- Abstimmung mit der städtebaulichen Entwicklung

Damit innovative Abwasserkonzepte übernommen bzw. umgesetzt werden, sind folgende Merkmale des betreffenden Konzepts entscheidend: Relative Vorteilhaftigkeit, Komplexität, Kompatibilität, Kommunizierbarkeit und Erprobbarkeit (vgl. Sigglow, 2011). In den Übergangsphasen der Transformation stellt vor allem der parallele Betrieb von dezentralen oder semizentralen Ver- und Entsorgungssystemen in Kombination mit zentralen Systemen ökologisch, ökonomisch und sozial eine Herausforderung dar.

Da in bestehenden zentralen Systemen Kosten und Werte gebunden sind, ist eine Transformation erst nach Ende der Abschreibungslaufzeit wirtschaftlich sinnvoll. Ein Umbau von den Rändern eines Entsorgungsgebietes her ist technisch sinnvoll, aber schwer zu realisieren, da dort oft die neusten Leitungen liegen und attraktive Wohnlagen sind (vgl. Kaufmann Alves, 2012).

2.3.2 Funktionsgrenzen

2.3.2.1 Funktionsgrenzen von Entwässerungssystemen

Eine Anpassung oder eine Transformation eines vorhandenen Abwasserentsorgungssystems wird spätestens beim Erreichen technischer oder ökonomischer Funktionsgrenzen notwendig. Technische Funktionsgrenzen können sowohl bei Über- als auch bei Unterauslastung erreicht werden (Abbildung 2-15). Wird die erste Funktionsgrenze erreicht, müssen betriebstechnische Maßnahmen zur Aufrechthaltung der Funktionsfähigkeit des Systems eingesetzt werden, wie bspw. das Spülen von Kanälen. Beim Erreichen der zweiten Funktionsgrenze müssen bauliche Umbau- oder Anpassungsmaßnahmen am bestehenden System erfolgen. Der Bemessungswert von wassertechnischen Anlagen liegt meist im oberen Drittel im Bereich des Normalbetriebs (vgl. Kluge und Libbe, 2006). Ein abnehmender Wasserverbrauch und Schmutzwasseranfall führt schon heute in vielen Systemen zum Erreichen der ersten Funktionsgrenze der Unterauslastung. In Zukunft wird auch die zweite Funktionsgrenze in vielen Netzen erreicht werden, wodurch enorme Investitionen erforderlich werden können (siehe Kapitel 2.1.2.2). Aufgrund der in dieser Arbeit behandelten Forschungsfragen werden im Folgenden nur Funktionsgrenzen für die Unterauslastung von Abwasserentsorgungssystemen erläutert.

Beton-, Steinzeug- und Kunststoffrohre unterliegen vielfältigen chemischen, biogen-chemischen und physikalischen Beanspruchungen, die die technische Nutzungsdauer beeinflussen (vgl. Berndt, 2005). Funktionsgrenzen der Unterauslastung können über die Biogene-Schwefelsäure-Korrosion oder über Kanalablagerungen abgeschätzt werden.

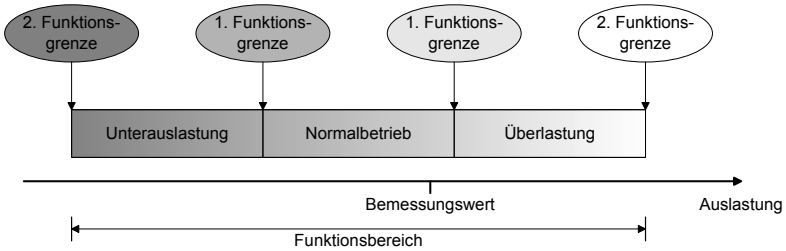

Abbildung 2-15: Definition von Funktionsgrenzen für Ver- und Entsorgungssysteme (verändert nach Kluge und Libbe, 2006)

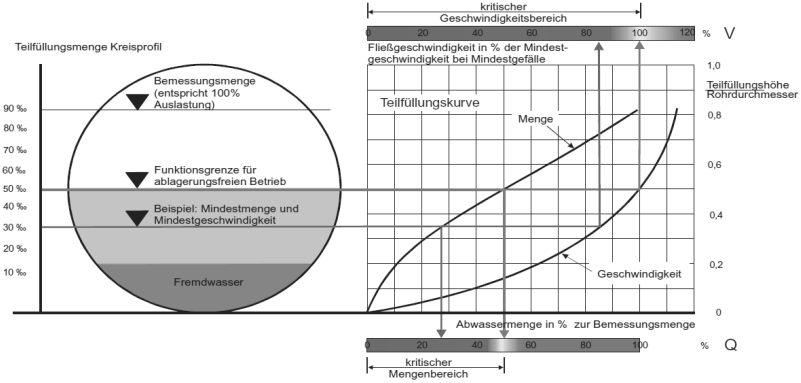

Abbildung 2-16: Grenzen für den ablagerungsfreien Betrieb von Abwasserkanälen mit Kreisprofil (Koziol et al., 2006)

Um eine Wirkung der Biogenen-Schwefelsäure-Korrosion durch verringerte Schmutzwassermengen zu ermitteln sind mehrere Teilprozesse relevant: Sulfid-Bildung im Abwasser, Austausch zwischen Wasser und Kanalatmosphäre sowie Schwefelsäure-Bildung und Reaktion mit dem Werkstoff. Eine rechnerische Bestimmung und Bewertung umfasst viele Parameter (vgl. Bielecki und Schremmer, 1987; Tränckner et al., 2012).

Eine weitere Möglichkeit zur Ermittlung von Funktionsgrenzen ist die Betrachtung der Ablagerungsbildung im Kanal. Abbildung 2-16 zeigt die Grenzen für einen ablagerungsfreien Betrieb von Abwasserkanälen mit Kreisprofil. Nach Koziol et al. (2006) kann davon ausgegangen werden, dass ein disperser Leerstand von mehr als 50 % zur Unterschreitung der notwendigen Fließgeschwindigkeit bei Kanälen mit Mindestgefälle führt. Dieser Effekt wird durch den Rückgang des Wasserverbrauchs verstärkt. Detaillierte Untersuchungen zum Ablagerungsverhalten in Kanälen, bei denen weitere Parameter wie Partikeleigenschaften und

Feststoffkonzentration einbezogen werden erfordern einen hohen Aufwand (vgl. CIRIA, 1996; Lange, 2013).

Eine Abschätzung der Ablagerungsbildung kann entweder über die Mindestfließgeschwindigkeit oder die Mindestschubspannung erfolgen (vgl. DWA, 2006b). Mit der Schubspannung können die Kräfte, die am Sediment im Kanal wirken abgebildet werden, wohingegen die Fließgeschwindigkeit nur eine mittelbare Größe ist.

Ökonomische Funktionsgrenzen werden dann erreicht, wenn die finanziellen Aufwendungen stark ansteigen und sich somit die Abwassergebühren für die Nutzer stark erhöhen. Eine Festlegung exakter Schwellenwerte ist schwierig, da sie immer situationsabhängig ist.

2.3.2.2 Funktionsgrenzen von Abwasserreinigungsanlagen

Eine Anpassung bestehender Abwasserreinigungsanlagen kann zum einen aufgrund von rückläufigen Bevölkerungszahlen und Wasserverbräuchen und einem damit einhergehenden verringerten Schmutzwasserabfluss und zum anderen aufgrund von Anpassungen im Kanalnetz notwendig werden.

Für eine quantitative Bewertung der zu erwartenden Auswirkungen auf einzelne Anlagen ist eine verfahrenstechnische Bewertung mit statischen Bemessungsansätzen oder auch dynamischen Kläranlagensimulationen möglich (vgl. Tränckner et al., 2012).

Eine Abschätzung über mögliche erforderliche Anpassungen kann über das CSB:N:P-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage erfolgen. Ein Kohlenstoffvorabbau im Kanalnetz aufgrund längerer Stand- und Fließzeiten des Abwassers führt zu einer Verschiebung des CSB:N:P-Verhältnisses und einer Verschlechterung der Abwasserbeschaffenheit.

Dadurch kann ein für die Denitrifikation ungünstiges CSB/N-Verhältnis entstehen. Bei der Denitrifikation wird Kohlenstoff (C) zum Abbau von Nitrat (NO_3) zu molekularen Stickstoff (N) benötigt. Durch eine Abnahme der Kohlenstoffkonzentration im Abwasser verschlechtern sich die Randbedingungen für die Denitrifikation. Eine Erhöhung des CSB:N-Verhältnisses ist durch den Einsatz interner oder externer C-Quellen, einem Umfahren oder Verkleinerung der Vorklärung, einer Reduzierung der Belüftung des Sandfangs sowie einer lastabhängigen Beschickung möglich (vgl. Hillenbrand et al., 2010).

2.3.3 Bewertung von Systemtransformationen

2.3.3.1 Bewertungsverfahren

Eine Systemtransformation sollte nicht nur nach monetären oder technischen Kriterien erfolgen, sondern auch ökologische Zielkomponenten einbeziehen. Multikriterielle Bewertungsverfahren beziehen gleichzeitig mehrere Ziele, die vollständig unabhängig, deckungsgleich, komplementär oder auch konkurrierend sein können, ein. Somit können verschiedene Handlungsmöglichkeiten bewertet und untereinander verglichen werden. Schwierigkeiten können bei der Eingrenzung der für die Entscheidungsfindung heranzuziehenden Kriterien entstehen. Zudem sind die Ziele, wie bspw. ökonomische, ökologische und soziale Ziele, meistens nicht direkt miteinander vergleichbar aufgrund unterschiedlicher (monetärer und nicht-monetärer) Einheiten.

Die multikriterielle Bewertung kann auf zwei verschiedene Arten erfolgen, entweder durch eine „echte" multikriterielle Bewertung oder durch die Zusammenführung verschiedener einkriterieller Bewertungsverfahren zu einer mehrkriteriellen Bewertung (vgl. Hein et al., 2015a). In Abbildung 2-17 ist eine Übersicht über bestehende Verfahren von Hein et al. (2015a) dargestellt, die auf die Themenfelder Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft fokussiert ist.

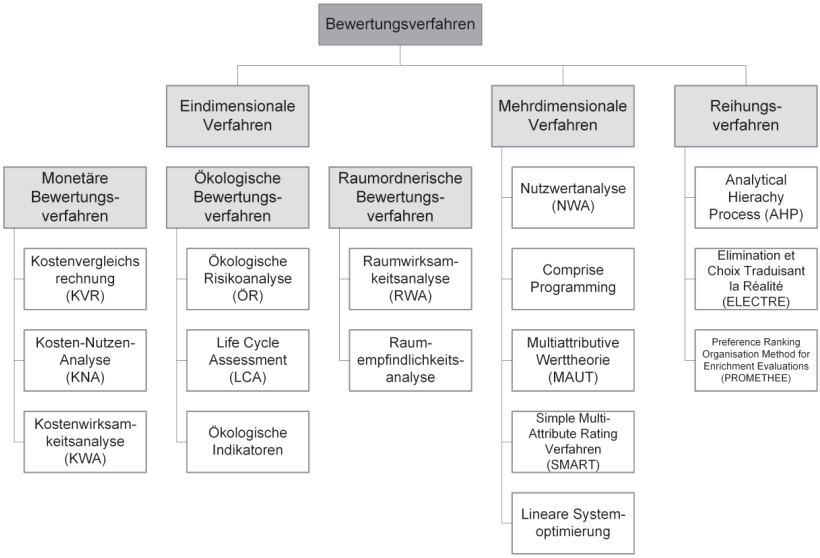

Abbildung 2-17: Übersicht zu Bewertungsverfahren (Hein et al., 2015a)

Eine detaillierte Beschreibung mit Anwendungsbeispielen sowie einer Defizitanalyse der Bewertungsverfahren im Kontext wasserwirtschaftlicher Entscheidungsfindungen kann der Literatur entnommen werden (Hein et al., 2015b, 2015c; Kaufmann Alves, 2012; Department for Communities and Local Government, 2009; Herbst, 2008; Hillenbrand, 2009; Fach, 2013; vgl. Herbst, 2008).

Zur Bewertung von Wasserinfrastrukturen werden unterschiedliche Bewertungsverfahren eingesetzt. Multikriterielle Entscheidungsanalysen werden zur Bewertung von strategischen Sanierungsplanungen von Kanalnetzen verwendet (vgl. Scholten et al., 2014a). Leitlinien zur Durchführung von dynamischen Kostenvergleichsrechnungen können DWA (2012b) entnommen werden. Schiller (2010) entwickelte ein „Modell" zur Kostenbewertung bei der Anpassung von zentralen zu dezentralen Systemen. Das von Herbst (2008) entworfene Bewertungssystem umfasst neben ökonomischen Aspekten auch ökologische und gesellschaftliche Kriterien zur Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme. Ein methodisches Instrumentarium zur vergleichenden Bewertung urbaner Wasserinfrastruktursysteme nach ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten wurde von Hillenbrand (2009) entwickelt. Im Projekt *TWIST++* wurde ein multikriterielles Bewertungsverfahren basierend auf einer Nutzwertanalyse zur Entscheidungsfindung erarbeitet, welches ökologische, sicherheitsrelevante, ökonomische, soziale und technische Ziele umfasst (vgl. Londong et al., 2016). Im Projekt *netWORKS 3* wird eine Nutzwertanalyse, welche die Bewertungsaspekte „Auswirkungen der Transformation" und „Anforderungen an die Transformation" mit jeweils mehreren Kriterien betrachtet zur Bewertung von Systemvarianten angewendet (vgl. Felmeden et al., 2016).

Im Folgenden dieser Arbeit erfolgt die Bewertung mit der linearen gemischtganzzahligen Optimierung durch Anwendung eines mathematischen Optimierungsmodells. Bei dieser Methode werden die einzelnen Kriterien mit einem Gewichtungsfaktor multipliziert und dann zu einer linearen Funktion aufsummiert. Je nach Problemstellung wird diese Funktion minimiert oder maximiert.

Neben der Bewertungsmethode ist auch die Auswahl der Bewertungskriterien bzw. Ziele von großer Bedeutung.

2.3.3.2 Bewertungskriterien

Eine rein ökonomische Bewertung von Transformationsprozessen zu dezentralen und ressourcenorientierten Systemen ist nicht ausreichend, es müssen zusätzlich ökologische und gesellschaftliche bzw. soziale Aspekte in die Bewertung einfließen (vgl. Herbst, 2008; Hillenbrand, 2009). Auch Kriterien zu Hygiene/Gesundheitsschutz und technische Ziele können mitbetrachtet werden. Ungewissheiten bei der Bewertung der Kriterien müssen in die Betrachtungen einbezogen werden. Besonders in der Kostenbewertung bestehen Ungewissheiten, da sich die zukünftigen Kosten von neuen innovativen Systemen durch eine weitere Verbreitung reduzieren können (vgl. Kapitel 2.1.3.7).

Im DWA-A 272 (DWA, 2014b) sind Bewertungskriterien für Neuartige Sanitärsysteme aus den Bereichen Umwelt- und Ressourcenschutz, Hygiene und Gesundheitsschutz sowie ökonomische, soziale und technische Ziele beschrieben. Im Leitfaden zur Anwendung des DWA-A 272 (vgl. Hillenbrand et al., 2017a) werden diese Kriterien hinsichtlich ihrer Relevanz eingeordnet und es werden fünf mögliche Gewichtungen der Bewertungskriterien vorgeschlagen. Als bei der Bewertung unbedingt zu berücksichtigende Kriterien werden Gewässerschutz (Eintrag Nährstoffe und ökotoxikologische Stoffe), Ressourcenrückgewinnung (Energie, Nährstoffe, Wasser), betriebswirtschaftliche Kosten und Einnahmen, Flexibilität, Akzeptanz (Bedienungskomfort, Handhabbarkeit), Prozessstabilität, Systemresilienz sowie Integrierbarkeit (Unabhängigkeit von anderen Infrastrukturen) eingestuft. Für die Skalierung der Kriterien zur Vergleichbarkeit werden lineare Wertefunktionen zwischen den normierten Werten 0 und 1 vorgeschlagen. Die normierten Werte der Einzelkriterien werden dann zu einem Nutzwert zusammengeführt, indem sie mit den Gewichten multipliziert und aufsummiert werden.

Im Projekt *TWIST++* (vgl. Sartorius et al., 2016) wurden als Indikatoren zur Bewertung alternativer Wasserinfrastrukturen ökologische, sicherheitsrelevante, ökonomische, soziale und technische Ziele mit ihren jeweiligen Unterzielen identifiziert. Mit dem analytischen Hierarchieprozess (AHP), bei dem mittels paarweisen Vergleichs Rangfolgen festgelegt werden, erfolgte die Gewichtung der Kriterien. Die Kriterien wurden mit Indikatoren als Messgrößen operationalisiert und dann mit Transformationskurven mit geeigneten Fixpunkten normiert. Anschließend wurden sie auf Grundlage empirisch bestimmter Gewichtungsfaktoren aggregiert.

Herbst (2008) entwickelte ein Verfahren zur Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme unter Verwendung ökonomischer, ökologischer und gesellschaftlicher Kriterien, die mittels funktionaler Zusammenhänge kardinal, z.B. als monetärer Zahlenwert in € bzw. als Masse in kg oder Volumen in m³ beschreibbar sind. Das von Hillenbrand (2009) entwickelte Bewertungssystem für neue urbane Wasserinfrastruktursysteme umfasst eine ökonomische Bewertung basierend auf Kostenvergleichsrechnungen sowie eine ökologische Bewertung mittels Stoffstrommodellierung und erweiterter Ökobilanz-Methodik.

Eine Übersicht über die verwendeten Bewertungskriterien der vorgestellten Arbeiten ist in Tabelle 2-4 dargestellt. Besonders die Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Kriterien und Ziele stellt bei der Bewertung eine Herausforderung dar. Ökonomische und ökologische Kriterien können in physikalischen Einheiten oder messbaren Größen berechnet oder abgeschätzt werden. Bei den gesellschaftlichen und z.T. auch technischen Kriterien ist das schwierig. Die vorgestellten Arbeiten verwenden unterschiedliche Ansätze und Methoden zur Vergleichbarkeit. Welche Skalierungsmethode geeignet ist, ist auch immer vom jeweiligen Anwendungsfall abhängig.

Tabelle 2-4: Übersicht über verwendete Bewertungskriterien bei der Anpassung von Wasserinfrastrukturen

	DWA-A 272 (DWA, 2014b)	Projekt TWIST++ (Sartorius et al., 2016)	Dissertation Herbst (2008)	Dissertation Hillenbrand (2009)
Ökologische Kriterien				
Gewässerschutz	x	x	x	x
Bodenschutz	x	x	x	
Klimaschutz	x	x	x	x
Ressourceneffizienz	x	x	x	x
Reduktion Flächenverbrauch		x		
Sicherheitsrelevante Kriterien				
Gesundheitsschutz/ hygienische Sicherheit	x	x		x
Nahrungsmittelsicherheit	x			
Ökonomische Kriterien				
Wirtschaftlichkeit/Kosten	x	x	x	x
Systemflexibilität	x	x		
Marktstruktur, Innovationsklima, Export			x	
Internationale Konkurrenzfähigkeit	x			
Soziale Kriterien				
Akzeptanz: Komfort, Bequemlichkeit	x	x	x	
Akzeptanz: Wirtschaftliche Belastung		x	x	
Akzeptanz: Belästigung		x		
Akzeptanz: wahrgenommene Sicherheit	x			
Schaffung qualifizierter Arbeitsplätze	x			
Schaffung von Umweltbewusstsein	x			
Technische Kriterien				
Betriebssicherheit, Robustheit	x	x	x	
Entsorgung Gewerbe/ Industrie			x	
Anwendungsfähigkeit, Erweiterbarkeit	x	x	x	
Integrierbarkeit mit anderen Infrastruktursystemen	x	x	x	

2.4 Zwischenfazit zu den Herausforderungen der Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum

Zentrale Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme stehen vor vielfältigen Herausforderungen wie dem demografischen Wandel, dem Klimawandel und wirtschaftsstrukturellen Veränderungen sowie steigenden Anforderungen hinsichtlich Gewässer- und Ressourcenschutz. Besonders im ländlichen Raum mit niedrigeren Bevölkerungsdichten und abnehmenden Einwohnerzahlen können diese Entwicklungen die Funktionalität und Wirtschaftlichkeit vorhandener zentraler Wasserinfrastrukturen negativ beeinflussen.

Für die zukünftige Planung von Wasserinfrastrukturen und deren Management müssen Zukunftsszenarien erstellt und Einflussfaktoren auf die Wasserver- und Abwasserentsorgung identifiziert und hinsichtlich ihrer zukünftigen Entwicklung prognostiziert werden. Wichtige Einflussfaktoren auf Wasserinfrastrukturen sind die Entwicklung der Bevölkerung und der Siedlung, des Wasserbedarfs, der Kosten technischer Anlagen, des Klimawandels, der Wasser- und Energiepreise, des Energiebedarfs sowie rechtliche und politische Vorgaben und Entwicklungen im Bereich Wasser 4.0.

Die Anpassung und Umgestaltung eines Systems kann durch die Umsetzung unterschiedlicher Anpassungsmaßnahmen aus den Bereichen Wasserversorgung, Siedlungsentwässerung, Abwasserbehandlung sowie Stoffstromtrennung und Ressourcenschutz erfolgen. Systemtransformationen sind langfristige und multidimensionale Prozesse, an denen viele Akteure beteiligt sind. Diese Prozesse können bei bestehenden Wasserinfrastrukturen einen hohen Um- oder Neubaubedarf bedingen. Für eine Transformation eines bestehenden Abwasserentsorgungssystems gibt es verschiedene Möglichkeiten, das zentrale System kann angepasst werden, eine Kombination aus zentralen und dezentralen Elementen kann umgesetzt werden oder ein komplett dezentrales System kann resultieren. Bei der Umgestaltung zentraler Systeme sollten immer dezentrale und ressourcenorientierte Systeme als Alternativen in die Betrachtungen einbezogen werden. Diese Systeme werden in Zukunft an Bedeutung gewinnen, stehen aber derzeit noch vielen Hemmnissen bei der Umsetzung gegenüber.

Ein entscheidender Punkt ist die Bewertung von Systemtransformationen, d.h. zum einen die Auswahl des Bewertungsverfahrens und zum anderen von Bewertungskriterien. Zur Bewertung eines Transformationsprozesses sind die Kriterien Gewässerschutz (Eintrag Nährstoffe und ökotoxikologische Stoffe), Ressourcenrückgewinnung (Energie, Nährstoffe, Wasser), betriebswirtschaftliche Kosten und Einnahmen, Flexibilität, Akzeptanz (Bedienungskomfort, Handhabbarkeit), Prozessstabilität, Systemresilienz sowie Integrierbarkeit (Unabhängigkeit von anderen Infrastrukturen) besonders relevant. Zur Vergleichbarkeit der Kriterien müssen diese auf normierte Werte skaliert werden.

3 Entwicklung eines Entscheidungs- und Optimierungssystems

Grundlage dieser Arbeit ist das verwendete mathematische Entscheidungs- und Optimierungssystem. Im Folgenden wird die Modellstruktur des mathematischen Optimierungsmodells kurz dargestellt und die Eingrenzung des Modellierungsraums auf die Abwasserentsorgung vorgenommen. Nachfolgend werden die methodischen Ansätze zur Modellierung von Transformationsprozessen beschrieben. Dabei wird detailliert auf Transformationsräume, Funktionsgrenzen, Anpassungsmaßnahmen und -konzepte, Bewertungskriterien sowie Zukunftsszenarien eingegangen. Methoden zur Prognose von Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen bzw. Wasserbedarfsentwicklungen werden erläutert und die Anwendung für die beiden in dieser Arbeit betrachteten Modellkommunen im ländlichen Raum in Rheinland-Pfalz (siehe Kapitel 4.1) dargestellt.

3.1 Übersicht Entscheidungs- und Optimierungssystem

Das im Rahmen des Projektes *SinOptiKom* erstellte Entscheidungs- und Optimierungssystem gliedert sich in drei Komponenten (siehe Abbildung 3-2) (vgl. Baron et al., 2015b; Schmitt et al., 2016d). Das Pre-Processing-Tool umfasst eine Datenbank, in der Eingangsdaten wie Infrastrukturdaten, Bewertungsgrundlagen und Prognosemodelle hinterlegt sind sowie den Szenario-Manager. Im Szenario-Manager werden die Eingangsdateien für das Optimierungsmodell erstellt. Modellspezifische Parameter wie der Betrachtungszeitraum, die Jahresintervalle, die Gewichtung der Bewertungskriterien, die Entwicklungen der Treiber und die Anpassungsmaßnahmen können ausgewählt werden. Mit der so erzeugten Input-Datei berechnet das mathematische Optimierungsmodell Transformationspfade für Abwasserentsorgungssysteme. Im Auswertungs-Tool werden diese Ergebnisse sowie relevante Eingabeparameter interaktiv visualisiert.

Der Datenaustausch zwischen Szenario-Manager, mathematischen Optimierungsmodell und Analysetool erfolgt über einen Webservice auf dem Optimierungsserver. Dabei wird das Datenaustauschformat JSON (JavaSkript Object Notation) genutzt (vgl. Schmitt et al., 2016d).

Im Entscheidungs- und Optimierungssystem sind drei verschiedene Entscheidungs- und Modellierungsebenen für den ländlichen Raum hinterlegt. Auf der Makroebene wird die gesamte Verbandsgemeinde[4] abgebildet und es werden generelle Entscheidungen zu zukünftigen Entwicklungen und Systemtransformati-

[4] In Rheinland-Pfalz werden benachbarte Gemeinden des gleichen Landkreises zu Verbandsgemeinden zusammengeschlossen. Sie bilden Verwaltungseinheiten in der Rechtsform von Gebietskörperschaften.

onen getroffen. Die Entwicklungen für Bevölkerung, Siedlung und Klima sowie raumplanerische Strategien der kommunalen Gesamtplanung werden abgebildet. Auf der Mesoebene werden einzelnen Ortsgemeinden und ggfs. auch einzelne Ortsteile betrachtet. Es werden Stoffflüsse bilanziert sowie Leerstandsentwicklungen und Bautätigkeiten abgebildet. Die Mikroebene umfasst Teilstrukturen wie einzelne Straßenzüge, Gebäude oder Netzstrukturen. Auf dieser Ebene werden die Transformationspfade und die Umsetzung der technischen Maßnahmen berechnet. Zudem wird die Funktionsfähigkeit der Abwasserinfrastruktur überprüft.

Das Datenbankmanagementsystem PostgreSQL mit den Erweiterungen PostGIS und PostNAS bildet die technische Grundlage für die Datenbank (vgl. Schmitt et al., 2016d). In der Datenbank werden alle benötigten Eingangsdaten für die mathematische Optimierung aufbereitet und in einheitlichen Datenformaten gespeichert (Abbildung 3-1). Dies umfasst zum einen von den Gemeinden zur Verfügung gestellte Abwasserinfrastruktur- und Liegenschaftsdaten. Zum anderen werden Daten zu Funktionsgrenzen, Anpassungsmaßnahmen, Bewertungskriterien und zukünftigen Entwicklungen gespeichert (siehe Kapitel 3.3).

Im Folgenden wird das mathematische Optimierungsmodell kurz beschrieben und die Modelleinschränkungen werden dargestellt. Danach erfolgt eine detaillierte Erläuterung der methodischen Ansätze zur Modellierung von Transformationsprozessen, die im Fokus dieser Arbeit stehen und von der Autorin im Projekt *SinOptiKom* maßgeblich mitbearbeitet wurden.

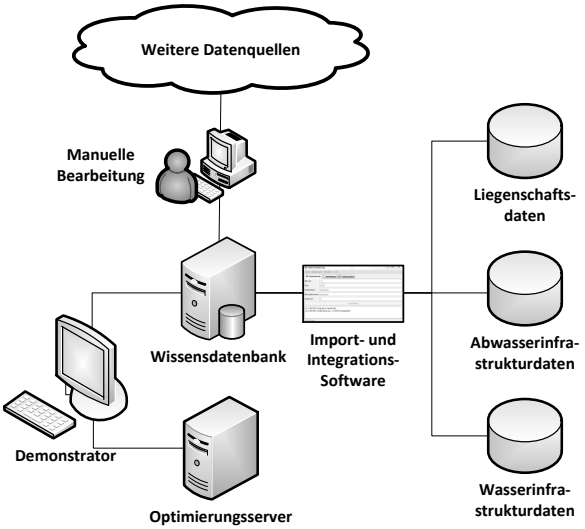

Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Verknüpfung der Datenquellen und Systemkomponenten (Schmitt et al., 2016d)

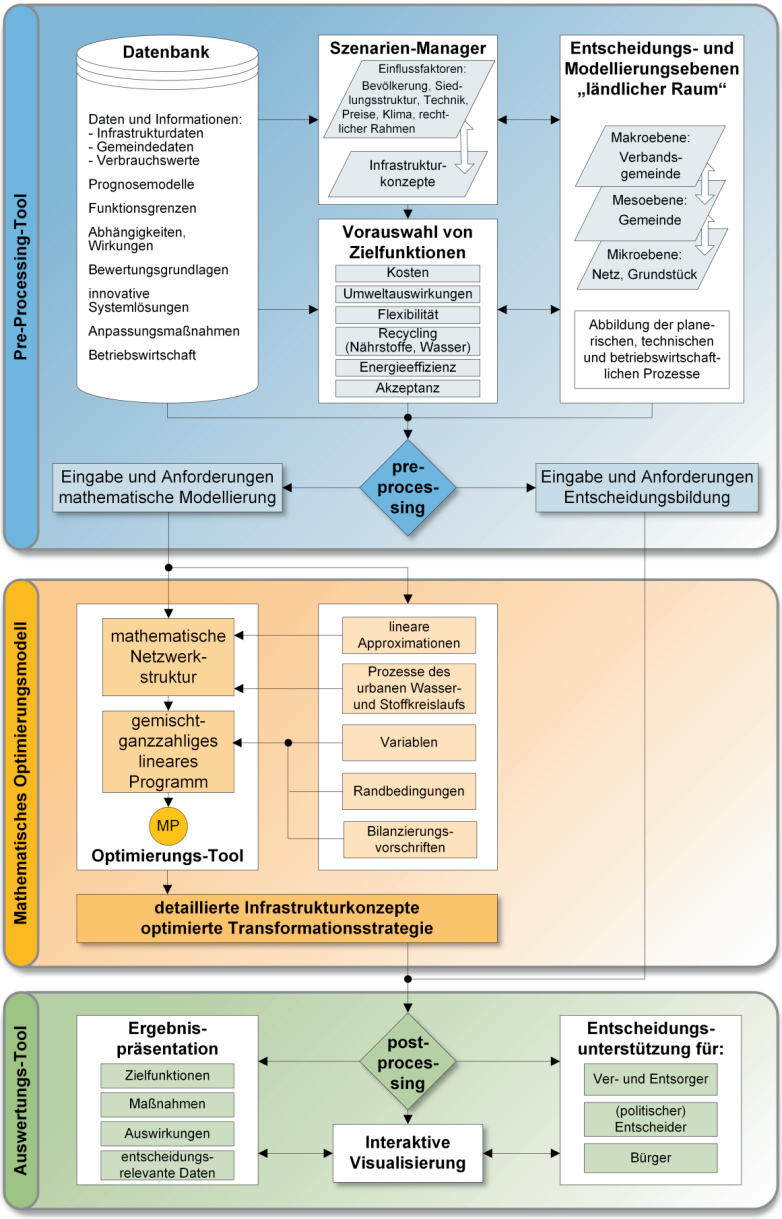

Abbildung 3-2: Struktur des Entscheidungs- und Optimierungsmodells (Baron et al., 2015b)

3.2 Mathematisches Optimierungsmodell

3.2.1 Eingrenzung Modellierungsraum

Das mathematische Optimierungsmodell umfasst den Bereich der Abwasserentsorgung. Neben der Siedlungsentwässerung werden Abwasserreinigungsmaßnahmen in die Optimierung einbezogen. Die Kläranlagen werden als Knoten abgebildet, die einzelnen verfahrenstechnischen Komponenten der Kläranlage werden nicht mitoptimiert. Weiterführende Untersuchungen der Auswirkungen von Systemanpassungen auf einzelne Kläranlagenkomponenten wurden im Projekt *SinOptiKom* mit der Software Belebungs-Expert© durchgeführt (Schmitt et al., 2016d). Im Rahmen einer Dissertation werden die Auswirkungen von Veränderungen im Entwässerungssystem auf die Prozesse der Abwasserreinigung detailliert mit der Software SIMBA#© am Beispiel der Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn untersucht (vgl. Campusano Garcia und Kaufmann Alves, 2017).

Die Modellierung von Wasserversorgungssystemen wurde im Rahmen von SinOptiKom nicht in die mathematische Optimierung integriert. Zum einen ist die Abbildung von vermaschten Drucknetzen in mathematischen Optimierungsmodellen sehr komplex und mit einem linearen Optimierungsmodell nicht möglich. Ansätze zur nichtlinearen Lösung von Optimierungsproblemen in Wasserversorgungsnetzen finden sich z.B. in Pecci et al. (2017). Zum anderen wurde in Abstimmung mit Verantwortlichen der rheinlandpfälzischen Wasserwirtschaftsverwaltung sowie den beteiligten Verbandsgemeinden festgelegt, dass eine Beibehaltung der zentralen Trinkwasserversorgung zur Sicherstellung einer hohen Trinkwasserqualität in den nächsten 50 Jahren sehr wahrscheinlich und politisch gewünscht ist. Die Auswirkungen von Wasserverbrauchsrückgängen und die Einführung einer Grauwasserwiederverwendung auf Gebäudeebene auf bestehende zentrale Trinkwasserversorgungsnetze wurden in *SinOptiKom* mit der Software EPANET[5] untersucht (vgl. Schmitt et al., 2016d).

Da im Rahmen der vorliegenden Arbeit das in *SinOptiKom* entwickelte Optimierungs- und Entscheidungsmodell zur Anwendung kam, musste die Beschränkung der Optimierung auf das Abwassersystem beibehalten werden. In Kapitel 5.8.3 werden die Auswirkungen auf die Wasserversorgung qualitativ beschrieben und Lösungsmöglichkeiten, auch für dezentrale Ansätze aufgezeigt.

[5] Die Open-Source-Software EPANET ist ein Modell für Wasserversorgungsysteme, herausgegeben von der United States Environmental Protection Agency (EPA) (https://www.epa.gov/water-research/epanet)

3.2.2 Modellstruktur

Nachstehend ist die Struktur des mathematischen Optimierungsmodells zusammengefasst dargestellt. Detaillierte Beschreibungen können Schmitt et al. (2016d) bzw. Schmitt et al. (2016c) entnommen werden.

Die mathematische Optimierungssoftware umfasst vier Schritte. Im ersten Schritt wird die Eingabedatei („input.json“) mit den Eingangsparametern wie bspw. Infrastrukturdaten und nutzerspezifischen Einstellungen eingelesen, in eine Graphstruktur übertragen und auf Konsistenz sowie Plausibilität geprüft. Im zweiten Schritt wird ein gemischt-ganzzahliges lineares Optimierungsmodell (engl. Mixed-integer linear programming, MILP) erstellt (vgl. Schmitt et al., 2016d).

Im dritten Schritt wird zur Lösung des MILPs der kommerzielle Solver *Gurobi* in der Version 6.5.1 (vgl. Gurobi, 2016) verwendet. Die Beschränkung auf lineare Zielfunktionen und Nebenbedingungen stellt kein Problem dar, da stetige Funktionen durch abschnittsweise lineare Funktionen angenähert werden können. Der über den Solver ermittelte sog. Integrality Gap liefert Informationen über den Abstand der bisher besten gefundenen Lösung zu einer Optimallösung hinsichtlich der Zielfunktion. In *SinOptiKom* hat sich die Wahl des Integrality Gaps von 10 % bewährt, da sich die Lösung einerseits nach Unterschreiten dieser Grenze nur selten verbessert und sich andererseits die Laufzeit für das Überwinden des verbleibenden Gaps stark erhöht. Im vierten Schritt wird das Ergebnis der Optimierung aufgearbeitet und in der Ausgabedatei („output.json“) gespeichert (vgl. Schmitt et al., 2016d).

Das mathematische Optimierungsmodell ist in die drei Bestandteile Zielfunktion, Nebenbedingungen und Variablen gegliedert. Eine optimale Lösung wird nicht explizit hergeleitet, sondern durch Variablen, Nebenbedingungen und die Zielfunktion implizit beschrieben. Der Entscheidungsraum des Optimierungsmodells wird durch die Menge der Variablen bestimmt. Es wird dabei zwischen kontinuierlichen und diskreten Variablen unterschieden (vgl. Baron et al., 2015a). Die Zuordnung eines zulässigen Werts für jede dieser Variablen muss zur Lösung des Modells erfolgen. Die verwendeten Variablen im mathematischen Optimierungsmodell können in drei Klassen unterteilt werden (vgl. Schmitt et al., 2016d):

- Binäre Variablen: Modellierung von Entscheidungen, z.B. zum Bau einer Maßnahme
- Kontinuierliche Variablen: Modellierung von Flächen und Kosten sowie Simulation von Abwasser- und Stoffströmen
- Binäre Hilfsvariablen: Transformation von quadratischen Zusammenhängen in lineare Nebenbedingungen

Der Lösungsraum des Optimierungsmodells wird durch die Menge an Nebenbedingungen beschränkt. Durch die Festlegung von Nebenbedingungen werden

nicht realisierbare Lösungen ausgeschlossen, wie beispielsweise die Ableitung von Schmutzwasser in einem Regenwasserkanal.

Die Variablen und Nebenbedingungen werden in der Optimierungssoftware in Module mit unterschiedlichen Aufgabenbereichen eingeteilt, die keine Wechselwirkung untereinander haben (vgl. Schmitt et al., 2016d):

- Haltungen: Maßnahmen der Abwasserableitung
- Wasserhaushalt: Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung zur Verbesserung des Wasserhaushalts
- Abwasserbehandlung: Schmutzwasser muss immer einer Behandlung zugeführt werden
- Stoffstromsimulation: Bilanzierung der Stoffe CSB, N und P im Zulauf und Ablauf der Abwasserbehandlung
- Recycling: Regenwassernutzung und Grauwasserrecycling sowie Nährstoffrecycling

Maßnahmen in den Modulen Wasserhaushalt, Abwasserbehandlung und Recycling werden ganzheitlich für alle Grundstücke innerhalb eines Transformationsraums (siehe Kapitel 3.3.1) vorgesehen (vgl. Schmitt et al., 2016d).

Eine Zielfunktion in Form von kontinuierlichen Variablen wird definiert, um die beste Lösung unter allen möglichen Lösungen zu finden. Durch die Einbeziehung von acht Bewertungskriterien (vgl. Kapitel 3.3.4) entsteht ein multikriterielles Optimierungsproblem. Dieses wird auf ein einkriterielles Problem reduziert, indem die verschiedenen Bewertungskriterien geeignet gewichtet und aufsummiert werden (Schmitt et al., 2016d). Hierfür ist eine einheitliche Skalierung der Bewertungskriterien zwischen 0 und 1 notwendig (vgl. Kapitel 3.3.4).

Um unrealistische Lösungen auszuschließen, wird der Zielfunktion „Kosten“ eine Minimalgewichtung von 5 % hinterlegt. Diese Vorgabe ist insbesondere bei Berechnungen ohne Berücksichtigung des Bewertungskriteriums Kosten relevant. Der Anwender kann durch eine Variation der Gewichtungen das Verhalten der Optimallösung unter verschiedenen Zielsetzungen untersuchen. Als Ergebnis wird der jeweilige Grad der Zielerreichung der acht definierten Bewertungskriterien angezeigt. Er gibt an wie gut das jeweilige Kriterium erreicht wurde.

Die Anzahl an Variablen und Nebenbedingungen beeinflusst die Komplexität des Lösungsverfahrens. Den größten Einfluss hat die Anzahl an diskreten Variablen, da eine exponentielle Abhängigkeit zur Laufzeit besteht. Daher wurden diskrete Variablen auf ein Minimum reduziert, indem bspw. nur eine Auswahl an Rohrdurchmessern und -materialien zugelassen wurde. Deshalb rechnet das Modell für kleine Gemeinden (z.B. St. Alban) nur einige Sekunden, wohingegen es für größere Gemeinden (z.B. Mehlingen) zwischen mehreren Tagen und einer Woche

rechnet. Zudem beeinflusst die Größe der Berechnungszeitschritte die Laufzeit des Optimierungsmodells.

3.3 Methodische Ansätze zur Modellierung von Transformationsprozessen

3.3.1 Identifikation von Transformationsräumen

Das mathematische Optimierungsmodell verwendet für die Berechnungen Daten, die mit unterschiedlichen Detaillierungsgrad für die drei Modellierungs- und Entscheidungsebenen vorliegen. Daten zum Kanalnetz und seinen zugehörigen Bauwerken liegen auf der Mikroebene vor. Der Detaillierungsgrad dieser Daten ist für eine effiziente Berechnung mit dem Optimierungsmodel zu hoch, da zu lange Rechenzeiten erforderlich sind. Zudem ist eine hohe Detaillierung nicht notwendig, da mit dem Modell keine Kanalnetzberechnung bzw. Kanalnetzdimensionierung durchgeführt werden soll, sondern Transformationspfade aufgezeigt werden sollen.

Deshalb werden innerhalb einer Gemeinde sog. Transformationsräume gebildet, die mehrere Haltungen, Schächte, Bauwerke bzw. Straßen zusammenfassen. Diese Transformationsräume werden nach raumplanerischen Gesichtspunkten unter Einbeziehung von siedlungswasserwirtschaftlichen Erfordernissen abgegrenzt. Die Analyse und Definition der Transformationsräume erfolgt schrittweise und bezieht folgende Datengrundlagen in absteigender Hierarchie ein (vgl. Hoek und Rumberg, 2017):

- Flächennutzungsplan
- Liegenschaftskataster (Schwarzplan)
- Baualtersklassen
- Soziodemografische und -kulturelle Strukturen (microm Geo-Milieus® nach Sinus-Milieus®)
- Abwasserinfrastruktur (Anschluss an Haltungen, Straßenzugehörigkeit)
- Meldedaten
- Luftbilder

Die Entscheidung für die Implementierung einer Maßnahme wird auf der Ebene des Transformationsraums getroffen. Einzelmaßnahmen, die sich auf die Haus- bzw. Grundstücksebene beziehen (z.B. Kleinkläranlagen), werden immer für den gesamten Transformationsraum umgesetzt. Dies vereinfacht die mathematische Optimierung, da die Entscheidung für eine Maßnahme nicht auf Haus- bzw. Grundstücksebene erfolgen muss. Zudem werden zur Vereinfachung des beste-

henden Abwassernetzes innerhalb eines Transformationsraums mehrere Haltungen zu sog. „Kanaleinheiten“ zusammengefasst.

Die Einteilung der in dieser Arbeit betrachteten Modellgemeinden in Transformationsräume ist in Anhang A 2.1 dargestellt.

3.3.2 Definition von Funktionsgrenzen

Die Grundlagen zur Identifikation von Funktionsgrenzen von Entwässerungssystemen und Abwasserreinigungsanlagen sind in Kapitel 2.3.2 dargestellt. In diesem Kapitel wird deren rechnerische Ermittlung und Implementierung in das Optimierungsmodell beschrieben.

3.3.2.1 Funktionsgrenzen Siedlungsentwässerung

Funktionsgrenzen für Kanäle werden im mathematischen Optimierungsmodell mit zwei Kriterien, dem Kanalalter und der Schubspannung abgebildet (siehe Kapitel 2.3.2.1). Tabelle 3-1 zeigt die im Modell verwendeten Funktionsgrenzen.

Die erste Funktionsgrenze wird erreicht, wenn eine kritische Schubspannung unterschritten wird. Dann müssen betriebliche Maßnahmen, im Modell repräsentiert durch die Maßnahme „Spülen“, durchgeführt werden und dadurch fallen zusätzliche Kosten an.

In Abhängigkeit von der Schubspannung und somit von der Tendenz der Ablagerungsbildung können Spülintervalle für Kanäle festgelegt werden. Bei einer geringen Schubspannung und einem somit erhöhten Ablagerungsrisiko müssen Kanäle öfter gespült werden. Die erste Funktionsgrenze der Unterauslastung wird durch erforderliche Spülintervalle in Abhängigkeit von der Schubspannung ermittelt und ist für Schmutz- und Mischwasserkanäle in Tabelle 3-2 dargestellt.

Die zweite Funktionsgrenze wird erreicht, wenn die maximalen Spülzyklen je nach Material überschritten werden (Tabelle 3-3) oder wenn die Nutzungsdauer des Kanals (im Mittel 80 Jahre) erreicht wird. Dann müssen bauliche Maßnahmen wie Reparatur, Renovierung oder Erneuerung umgesetzt werden. Detaillierte Ausführungen finden sich in Anhang A 2.2

Zum Startpunkt der Simulation wird das Alter der bestehenden Kanäle einbezogen. Als Grundlage für den Zustand des Kanalnetzes können auch Daten von durchgeführten TV-Inspektionen verwendet werden. Bspw. müssen diese in Rheinland-Pfalz in Intervallen von 10 Jahren durchgeführt werden (MUF RP 2006). Bei einem Kanalneubau wird der Kanal auf den aktuell anfallenden Trockenwetterabfluss dimensioniert, d.h. es sollten erstmal keine Probleme durch eine zu geringe Schubspannung auftreten. Es sind dann wieder die max. Anzahl der Spülzyklen je nach Material möglich.

Tabelle 3-1: Festlegung der ersten und zweiten Funktionsgrenze für Unterauslastung

Unterauslastung	Bestimmung	Maßnahme
1. Funktionsgrenze	Schubspannung τ	Betriebliche Maßnahme (Spülen)
2. Funktionsgrenze	Überschreiten der max. Spülzyklen oder Erreichen der Nutzungsdauer	Bauliche Maßnahmen

Tabelle 3-2: Notwendige Spülintervalle in Abhängigkeit von der Schubspannung (Bosseler und Birkner, 2003)

τ [N/m²]	Spülintervalle [1/a]
τ > 1	0,5
τ < 1	1
τ < 0,5	2

Tabelle 3-3: Maximale Spülzyklen und Materialabtrag in Abhängigkeit vom Material des Kanals (basierend auf IKT, 2014)

Materialgruppe	max. Spülzyklen
B/StB	40
STZ	50
PVC/PP	75

Tabelle 3-4: Spülintervalle für Freispiegelkanal Grauwasser

Kanalart	Spülintervall [1/a]
Mischwasserkanal (umfunktioniert)	1
Schmutzwasserkanal (umfunktioniert)	0,5
Neubau „Grauwasserkanal“	0,5

Bei der Ableitung von Grauwasser in einem Freispiegelkanal treten weniger Ablagerungen auf und es kommt nicht zu starken Geruchsentwicklungen, da die dafür verantwortlichen Anteile größtenteils im Schwarzwasser enthalten sind. Wenn bestehende Mischwasserkanäle für die Ableitung von Grauwasser genutzt werden, kann es aufgrund der geringen Grauwassermenge zu kleinen Fließgeschwindigkeiten kommen. Wenn kein Regenwasser gemeinsam mit dem Grauwasser abgeleitet wird, muss der Kanal gespült werden, aber seltener als bei der Ableitung von Schmutzwasser. Untersuchungen zur Auswirkung von Grauwasserrecycling auf Feststoffbewegungen in Kanalnetzten beschreiben z.B. Penn et al. (2014). Für Grauwasserkanäle werden Spülintervalle nicht in Abhängigkeit von τ

festgelegt, da das Ablagerungsverhalten von Grauwasser anders als von Schmutzwasser ist. Sie werden je nach Kanalart definiert. Die zweite Funktionsgrenze wird über das Kanalalter bestimmt und die maximalen Spülzyklen in Abhängigkeit vom Material verändern sich nicht.

3.3.2.2 Funktionsgrenzen Abwasserbehandlung

Funktionsgrenzen der Abwasserbehandlung werden nicht im mathematischen Optimierungsmodell hinterlegt, da das Modell die einzelnen Kläranlagenkomponenten nicht mitoptimiert. Allerdings werden im Modell die Zu- und Ablauffrachten der Kläranlage berechnet. Mit dem CSB:N:P-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage kann im Nachgang der Optimierung ermittelt werden, ob eine Anpassung von Anlagenteilen der Kläranlage notwendig ist, um negative Auswirkungen auf die Reinigungsleistung zu vermeiden (vgl. Kapitel 2.3.2.2).

Das CSB:N:P-Verhältnis gibt an, wie gut die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe in der Biomasse assimiliert werden können. Eine vollständige Assimilation ist bei einem idealen Verhältnis von CSB:N:P von 100:10:2 bis 100:5:1 möglich (vgl. Kaufmann Alves, 2012).

Zum Aufzeigen der Funktionsgrenzen von Kläranlagen werden die aus den Simulationen resultierenden CSB:N:P-Verhältnisse im Zulauf der Kläranlage mit dem Idealverhältnis verglichen und möglicher Handlungsbedarf aufgezeigt.

3.3.3 Anpassungsmaßnahmen und -konzepte

Basierend auf den in Kapitel 2.2 vorgestellten Maßnahmen, mit denen Handlungsoptionen für eine Transformation von Abwasserentsorgungssystemen aufgezeigt werden können, werden in diesem Kapitel die für das Modell ausgewählten Maßnahmen erläutert und die notwendigen Eigenschaften zugeordnet.

Die dem Modell zugrunde gelegten Anpassungsmaßnahmen umfassen Maßnahmen der Siedlungsentwässerung, Abwasserbehandlung sowie Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung. Im Projekt *SinOptiKom* erfolgte eine Auswahl der Maßnahmen anhand der Projektziele und der Umsetzbarkeit im mathematischen Modell (siehe Abbildung 3-3). Eine Eingrenzung der Maßnahmen ist aufgrund der Komplexität des mathematischen Optimierungsmodells notwendig, da eine exponentielle Abhängigkeit zwischen der Maßnahmenanzahl und der Rechenzeit des Modells besteht.

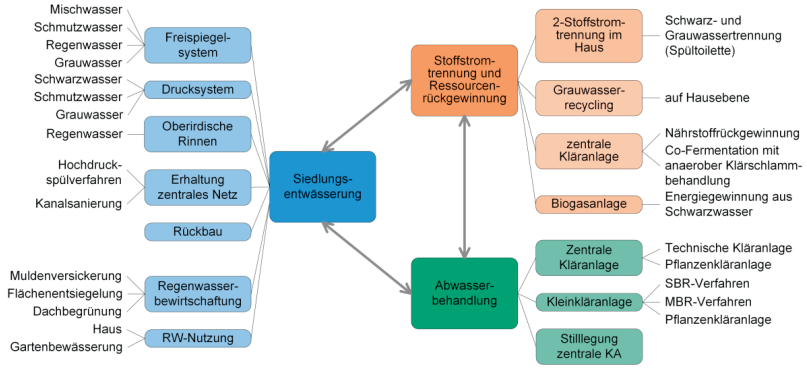

Abbildung 3-3: Anpassungsmaßnahmen im Optimierungsmodell

Jeder Maßnahme werden folgende Parameter zugeordnet (siehe Anhang A 2.4 bis A 2.6):

- Investitions- und Betriebskosten (unterteilt in privat und öffentlich)
- Nutzungs- und Abschreibungsdauer
- Umsetzungsebene
- Voraussetzungen für die Umsetzung
- Kompatibilität
- Wirkungsgrad
- Aufteilungsfaktoren

Zur Ermittlung einer optimierten Anpassung ist es nicht erforderlich, die einzelnen Maßnahmen im Detail zu planen und zu dimensionieren. Dies muss erst bei der Umsetzung der Maßnahmen in der Realität erfolgen. Im Modell werden vereinfachte Dimensionierungsvorschriften vorgegeben, um die Anlagen zu dimensionieren und die anfallenden Kosten abzuschätzen.

Die Kosten und Nutzungsdauern einer Maßnahme sind als Mittelwerte für bauliche und maschinentechnische Anlagenteile in der Datenbank hinterlegt. Bspw. wird für eine Kleinkläranlage eine mittlere Nutzungsdauer von 15 Jahren angesetzt, obwohl maschinentechnische Elemente evtl. schon früher ausgetauscht werden müssen (siehe Anhang A 2.5). Die genannten Kosten sind immer als Anhaltswerte zu verstehen, da die dem Modell zugrunde gelegten Kosten Mittelwerte aus Literaturrecherchen sind und je nach eingesetzter Technik davon abweichen können.

Im Folgenden wird die Auswahl der Maßnahmen erläutert.

Maßnahmen Siedlungsentwässerung

Die Maßnahmen der Siedlungsentwässerung umfassen die klassischen Elemente von Misch- und Trennsystemen. Um die Funktionsfähigkeit dieser Systeme zu erhalten, bestehen die Möglichkeiten einer Spülung der Kanäle sowie der Einsatz von Renovierungsverfahren (Inliner). Neben dem herkömmlichen Freispiegelsystem kann Schmutz-, Schwarz- oder Grauwasser in einem Drucksystem abgeleitet werden. Im Modell wurden exemplarisch nur ein Drucksystem und kein Unterdrucksystem implementiert. Das Drucksystem wurde ausgewählt, da es bei fast allen topografischen Gegebenheiten geeignet ist und zum Überleiten von Abwasser über längere Strecken, z.B. zur nächsten Kläranlage, verwendet werden kann (vgl. Kapitel 2.2.2.4). Da allerdings nur mittlere Kosten angesetzt werden, die ähnlich denen von Unterdrucksystemen sind, steht das Drucksystem hinsichtlich der Kosten exemplarisch für eine der beiden Entwässerungsarten. Die Voraussetzungen für die Umsetzbarkeit eines Unterdrucksystems müssen immer separat geprüft werden.

Das nicht behandlungsbedürftige Regenwasser kann auch in oberirdischen Rinnen in das nächste Gewässer abgeleitet werden. Der Bau von Rinnen aus Beton oder Pflaster ist günstiger als von Regenwasserkanälen. Bei einer Umstellung des zentralen Entwässerungssystems auf dezentrale Strukturen müssen die vorhandenen Kanäle stillgelegt werden. Im Modell sind Kosten zur Sicherung der Standsicherheit hinterlegt, aber nicht für den Rückbau der Kanäle, da dies nicht immer erforderlich ist.

Aus dem Feld der Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen werden die drei Maßnahmen Muldenversickerung, Flächenentsieglung und Dachbegrünung ausgewählt. Eine Regenwassernutzung ist sowohl für die Gartenbewässerung als auch für die Wiederverwendung im Haus vorgesehen.

Maßnahmen Abwasserbehandlung

Die Maßnahmen der Abwasserbehandlung umfassen die Reinigung in einer technischen Kläranlage, die entweder für einen Ort oder als Gruppenkläranlage für mehrere Orte errichtet werden kann. Zudem ist die Reinigung des Abwassers in einer Pflanzenkläranlage möglich, die im Misch- oder Trennverfahren betrieben werden kann. Kleinkläranlagen, die als Pflanzenkläranlage, SBR-Anlage oder Membrananlage ausgeführt werden können und unterschiedliche Reinigungsanforderungen erfüllen, können als Alternative zu den zentralen Anlagen umgesetzt werden. Eine komplette Dezentralisierung mit Kleinkläranlagen bedingt die Stilllegung der zentralen Kläranlage.

Maßnahmen Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung

Dieser Bereich umfasst innovative und ressourcenschonende Maßnahmen. Wie in Kapitel 2.2.4.1 beschrieben gibt es verschiedene Systemmöglichkeiten zur Auftrennung der einzelnen Stoffströme des Schmutzwassers. Im Optimierungsmodell wird exemplarisch die Stoffstromtrennung von Schwarz- und Grauwasser mit konventionellen Toiletten implementiert. Zum einen ist dies der komplexen Implementation der Maßnahme Stoffstromtrennung in das Modell geschuldet, denn es müssen neue Stoffströme, Ableitungs- und Behandlungsmöglichkeiten integriert werden. Zum anderen liegt der Fokus auf Gemeinden im ländlichen Raum und die Umsetzung einer Stoffstromtrennung in bestehenden Wohngebäuden. Bereits die Umsetzung einer Schwarz- und Grauwassertrennung ist aufgrund der doppelten Leitungsführung sehr aufwendig. Bei einer weiteren Trennung der Stoffströme wären durch die notwendige Installation von Trenntoiletten der Aufwand und die Kosten noch größer. Für sehr kleine Orte oder Höfe wären Trockentrenntoiletten denkbar, da hier die ortsnahe Verwertung als Dünger möglich wäre. Da in dieser Arbeit aber nur Gemeinden größer 100 Einwohner betrachtet werden, wird die Maßnahme aufgrund des Aufwands der Integration in bestehende Gebäude, der Akzeptanz, des notwendigen Abtransports und Aufbereitung sowie der rechtlichen Rahmenbedingungen für diese Gemeindegrößen nicht betrachtet.

Für die Schwarz- und Grauwassertrennung entstehen verschiedene Ableitungs-, Wiederverwendungs- und Behandlungsmöglichkeiten, die in Abbildung 3-4 dargestellt sind. Das leicht verschmutzte Grauwasser kann auf Gebäudeebene aufbereitet und wiederverwendet werden, auch in Kombination mit einer Wärmerückgewinnung. Das stark verschmutzte Grauwasser, z.B. aus der Küche, muss einer Behandlung zugeführt werden. Die Energierückgewinnung aus Schwarzwasser kann im Faulturm als Co-Fermentation oder in einer Biogasanlage erfolgen. Eine Nährstoffrückgewinnung (Phosphorrückgewinnung) kann auf einer technischen Kläranlage, aber auch in Kombination mit einer Biogasanlage erfolgen. Wie in Kapitel 2.2.4.5 beschrieben, wird derzeit an verschiedenen Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm bzw. Klärschlammasche geforscht und die Umsetzung erfolgt im Labormaßstab oder einigen Pilotanlagen. Die Kosten der unterschiedlichen Verfahren zur Phosphorrückgewinnung variieren stark. Für die im Modell hinterlegten Kosten wurden Mittelwerte aus verschiedenen Verfahren gewählt (siehe Anhang A 2.4.1), die auf die in dieser Arbeit betrachteten Kläranlagen abgestimmt sind. Die Festlegung auf ein ausgewähltes Verfahren scheint nicht zielführend, da noch keine Aussagen getroffen werden können, welche Verfahren sich zukünftig am Markt etablieren werden.

Ableitungs- und Behandlungsmöglichkeiten

In Abbildung 3-4 sind Ableitungs- und Behandlungsmöglichkeiten der unterschiedlichen Stoffströme für die im Modell hinterlegten Maßnahmen dargestellt. Die Art der Abwasserreinigung beeinflusst, welche ressourcenschonenden Maßnahmen zur Energie- und Nährstoffrückgewinnung umgesetzt werden können. Wenn das gesamte Abwasser oder Teilströme in einer zentralen technischen Kläranlage gereinigt werden, kann im Faulturm eine Co-Fermentation zur Energiegewinnung vorgesehen werden und Phosphor kann aus dem Abwasser, dem Klärschlamm oder der Klärschlammasche gewonnen werden. Bei der Reinigung des Abwassers in einer Pflanzenkläranlage kann Phosphor nur aus dem Schwarz- oder Schmutzwasserstrom gewonnen werden. Zur Vermeidung von Funktionsproblemen durch z.B. Kolmation ist es sinnvoll auch den Grauwasserstrom und nicht nur den Schwarzwasserstrom in der Pflanzenkläranlage zu reinigen. Durch die Zuleitung von Schwarzwasser zu einer Biogasanlage (mit Co-Substraten) kann Energie zurückgewonnen werden. Eine Phosphorrückgewinnung in Kombination mit einer Biogasanlage ist möglich.

Nicht alle im Modell hinterlegten Maßnahmen können miteinander kombiniert werden, die Kompatibilität der Maßnahmen untereinander ist in Anhang A 2.2.3 in einer Matrix dargestellt.

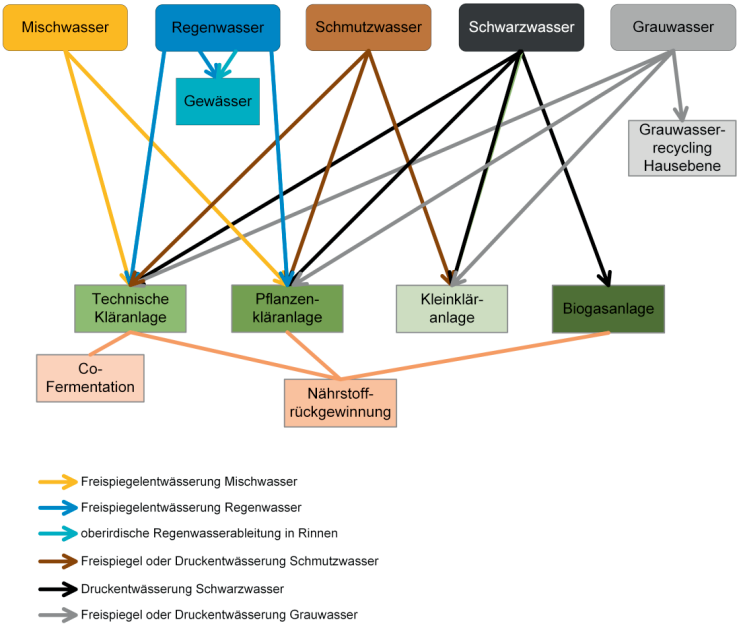

Abbildung 3-4: Ableitungs- und Behandlungsmöglichkeiten für unterschiedliche Stoffströme im Modell (ohne Darstellung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung)

3.3.4 Definition von Bewertungskriterien bzw. Zielfunktionen[6]

Abbildung 3-5 zeigt die Auswahl der Bewertungskriterien für das mathematische Optimierungsmodell, die basierend auf Literaturauswertungen (vgl. Kapitel 2.3.3) und der Einbeziehung von Stakeholdern im Projekt *SinOptiKom* ausgewählt wurden (vgl. Schmitt et al., 2016d). Eine Einschränkung auf acht Bewertungskriterien ist in Hinblick auf die mathematische Modellierung sinnvoll und ermöglicht eine zielführende Bewertung der Systemtransformationen hinsichtlich der Ziele und Schwerpunkte dieser Arbeit.

Da alle Bewertungskriterien in verschiedenen physikalischen Einheiten oder auch keinen messbaren Größen vorliegen, müssen sie für die multikriterielle Optimierung vergleichbar gemacht werden und auf eine „Einheit" skaliert werden. In Kapitel 2.3.3 wurden Methoden zur Vergleichbarkeit von Bewertungskriterien aus anderen Arbeiten aufgezeigt, welche sich aber nur teilweise auf den vorliegenden Anwendungsfall übertragen lassen. Für die mathematische Optimierung werden die Bewertungskriterien jeweils linear zwischen 0 und 1 skaliert, wobei „0" sehr gut und „1" sehr schlecht bedeutet.

Generell gibt es die Möglichkeit die Kriterien zwischen 0 und 100 % oder zwischen dem besten und dem schlechtesten Wert zu skalieren. Die Kriterien Kosten, Wasserbilanz, Emissionen, Wasserrecycling, Nährstoffrecycling und Energieeffizienz werden zwischen dem bestmöglichen und dem schlechtesten Wert skaliert. Die Kriterien Flexibilität und Akzeptanz sind nicht in Einheiten messbar und deshalb wird eine Bewertung mit sog. „Eigenschaftspunkten" vorgenommen (vgl. Kapitel 3.3.4.2 und 3.3.4.8). Durch die somit „direkte" Skalierung zwischen 0 und 1 kann bei diesen Kriterien nicht der gesamte Wertebereich abgedeckt werden.

Ökonomische Kriterien	Ökologische Kriterien	Ressourcen-effizienz	Soziale Kriterien
Kosten	Wasserbilanz	Wasser-recycling	Akzeptanz
Flexibilität	Stoffliche Emissionen	Nährstoff-recycling	
		Energie-effizienz	

Abbildung 3-5: Bewertungskriterien im Optimierungsmodell (Kaufmann Alves und Worreschk, 2015)

[6] Kapitel 3.3.4 ist in wesentlichen Teilen in Kapitel 5.4.2 des Projektberichtes zum BMBF-Verbundvorhaben *SinOptiKom* eingeflossen (vgl. Schmitt et al., 2016d, 2016b). Diese Thematik wurde in *SinOptiKom* maßgeblich von der Autorin bearbeitet.

Die Bewertung wird mittels der linearen mathematischen Optimierung vollzogen, bei der eine Zielfunktion durch Gewichtung mehrerer Bewertungskriterien erstellt wird. Der methodische Ansatz wurde in Kapitel 3.2.2 erläutert.

3.3.4.1 Kosten

Allen Anpassungsmaßnahmen werden Investitions- und Betriebskosten zugeordnet, wobei der private und öffentliche Bereich unterschieden werden. Eine Kostenaufstellung findet sich in Anhang A 2.4.

Die Bewertung der Kosten erfolgt anhand der Jahreskosten (Investitions-, Betriebs-, Stilllegungs- und Sanierungskosten). Bei der Kostenbilanzierung werden auch sog. „sunk costs", also noch vorhandene Restbuchwerte, bei der Stilllegung von Anlagen berücksichtigt. Über die Nutzungsdauern der Maßnahmen wird ermittelt, wie viele Kosten noch auf der Anlage lasten und diese werden bei einer Stilllegung in die Gesamtkosten eingerechnet.

Der am Ende des Betrachtungszeitraums bestehende Restbuchwert der Anlagen wird nicht berücksichtigt, obwohl die Anlagen unterschiedliche Nutzungsdauern aufweisen. Im Projekt *SinOptiKom* wurden die Auswirkungen untersucht und es wurde festgelegt, dass die Restbuchwerte in der Kostenbilanz nicht berücksichtigt werden. D.h. die gesamten Investitionskosten fallen immer in dem Jahr an, in dem die Maßnahme umgesetzt wird, unabhängig davon ob sie am Anfang oder am Ende des Betrachtungszeitraums getätigt werden. Denn auch die anderen Bewertungskriterien werden nur innerhalb des Betrachtungszeitraums bilanziert, auch wenn die umgesetzten Maßnahmen über diesen hinaus positiv auf sie wirken können.

Bei der Berechnung der Gesamtkosten werden keine Erlöse aus der Wasserwiederverwendung sowie der Energie- und Nährstoffrückgewinnung berücksichtigt. Für die Kosten werden dem Modell keine maximalen Jahresbudgets vorgegeben.

Zur Skalierung der Kosten zwischen 0 und 1 ist im Optimierungsmodell eine automatisierte Referenzwertberechnung des jeweiligen Betrachtungsgebiets hinterlegt. Die Referenzkosten werden über den Kostenbarwert der zum Betrachtungsbeginn vorhandenen Abwasserinfrastruktur und die während des Betrachtungszeitraums anfallenden Betriebskosten berechnet. Die Summe der Referenzkosten wird gleichmäßig über den Betrachtungszeitraum verteilt und auf den Betrachtungsbeginn abgezinst. Der Zinswert kann im Szenario-Manager angepasst werden. Die obere Grenze der Skalierung bilden die vierfachen Referenzkosten und die untere Grenze die Hälfte der Referenzkosten des jeweiligen Betrachtungsgebiets. Bewertung des Kriteriums Kosten:

$0 = 0{,}5 \cdot$ Referenzkosten

$1 = 4 \cdot$ Referenzkosten

3.3.4.2 Flexibilität

Die Bewertung der Flexibilität erfolgt anhand der Kriterien Nutzungsdauer, Anpassungsfähigkeit der Anlage an Veränderungen (z.B. Bevölkerung, Klima) und Robustheit gegenüber Veränderungen (z.B. Belastungsschwankungen). Diesen Kriterien werden Eigenschaftspunkte zwischen 0 (unflexibel) und 10 (sehr flexibel) zugeordnet (siehe Tabelle 3-5). Dadurch kann für jede Maßnahme ein individueller Flexibilitätswert errechnet werden, der dann zwischen 0 und 1 skaliert wird (siehe Tabelle 3-6).

Die Maßnahmen können den Schmutzwasserabfluss, den Regenwasserabfluss oder beide Abflüsse verändern. Deshalb wird die Bewertung im Optimierungsmodell mit vier Säulen bezogen auf die Maßnahmenart umgesetzt:

1. Maßnahmen zur Regenwasserableitung und –bewirtschaftung: normiert mit der Beitragsfläche
2. Maßnahmen zur Ableitung von Schmutzwasser: normiert mit der Einwohnerzahl
3. Maßnahmen zur Klärung von Schmutzwasser: normiert mit der Einwohnerzahl
4. Recyclingmaßnahmen: normiert mit der Einwohnerzahl

Der Flexibilitätswert jeder Säule setzt sich aus skalierten Flexibilitätswerten der jeweils umgesetzten Maßnahmen zusammen und alle vier Säulen gehen gleichgewichtet in die Zielfunktion ein.

Tabelle 3-5: Bewertungsschema des Kriteriums Flexibilität

Eigenschaftspunkte	**10**	**7,5**	**5**	**2,5**	**0**
Nutzungsdauer	0 -15 a	16-30 a	31-45 a	46-60 a	61-80 a
Anpassungsfähigkeit an Veränderungen	sehr gut	gut	mittel	schlecht	sehr schlecht
Robustheit gegenüber Veränderungen	sehr robust	robust	mittel robust	nicht robust	gar nicht robust

Tabelle 3-6: Flexibilitätswerte der einzelnen Maßnahmen (0 = unflexibel; 10 = sehr flexibel)

	Maßnahme	Nutzungs-dauer	Anpassungs-fähigkeit	Robustheit	Gesamt-bewertung	Skalierung
Entwässerung	Hochdruckspülverfahren	10	10	10	10,0	0,00
	Kanalsanierung: Renovierung (Inliner)	2,5	2,5	5	3,3	0,67
	Freispiegelsystem	0	0	5	1,7	0,83
	Drucksystem	2,5	0	5	2,5	0,75
	Regenwasserableitung in oberirdischen Rinnen	7,5	5	5	5,8	0,42
	Leitungsrückbau	10	0	0	3,3	0,67
	2-Stoffstromsystem: Schwarz- und Grauwas-sertrennung im Haus	2,5	7,5	7,5	5,8	0,42
Regenwasserbewirt-schaftung	Dachbegrünung	7,5	2,5	2,5	4,2	0,58
	Flächenentsieglung	5	7,5	5	5,8	0,42
	Muldenversickerung	2,5	10	5	5,8	0,42
	Regenwassernutzung im Haus	2,5	5	7,5	5,0	0,50
	Regenwassernutzung zur Bewässerung	2,5	7,5	7,5	5,8	0,42
Abwasserreinigung	Technische Kläranlage (Belebungsverfahren)	5	5	5	5,0	0,5
	Pflanzenkläranlage zentral	7,5	7,5	2,5	5,8	0,42
	Kleinkläranlage (SBR-Verfahren)	10	7,5	5	7,5	0,25
	Kleinkläranlage (Membrananlage)	10	7,5	5	7,5	0,25
	Kleinkläranlage (Pflanzenkläranlage)	10	7,5	5	7,5	0,25
Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung	Grauwasserrecycling im Haus	10	7,5	2,5	6,7	0,33
	Grauwasserrecycling und -behandlung im Haus	10	7,5	2,5	6,7	0,33
	Öffentliches Grauwasser-recycling	5	2,5	7,5	5,0	0,50
	Biogasanlage (Schwarzwasser)	5	5	7,5	5,8	0,42
	Co-Fermentation	10	2,5	7,5	6,7	0,33
	Nährstoffrückgewinnung auf der Kläranlage	7,5	5	5	5,8	0,42

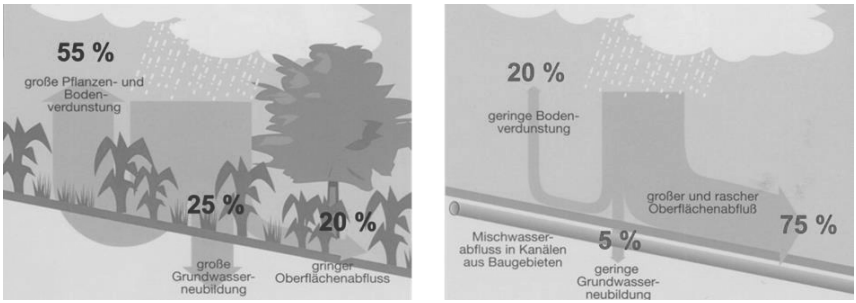

Abbildung 3-6: Wasserhaushalt naturnaher und bebauter Zustand (Schmitt 2015)

3.3.4.3 Wasserbilanz

Die Abfluss-, Verdunstungs- und Versickerungsraten bebauter Gebiete unterscheiden sich teils erheblich von einem naturnahen Wasserhaushalt (vgl. Abbildung 3-6). Die Annährung an einen naturnahen Wasserhaushalt kann durch die Umsetzung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen erfolgen, die die Verdunstungs- und Versickerungsraten positiv beeinflussen und somit den oberirdischen Abfluss verringern.

Folgende im Optimierungsmodell implementierte Maßnahmen beeinflussen den Wasserhaushalt:

- Muldenversickerung
- Flächenentsieglung
- Dachbegrünung
- Regenwassernutzung zur Gartenbewässerung
- Offene Rinnen zur Ableitung von Regenwasser (Verdunstung von 20 % bezogen auf die Einleitstelle)
- Pflanzenkläranlagen (ca. 2 % Verdunstung über Pflanzenbeet)

Zur Umsetzung der genannten Maßnahmen sind die befestigten abflusswirksamen Flächen relevant. Im Betrachtungsgebiet sind im Mittel ca. 46 % der befestigten Flächen Dachflächen. Der Anteil der unbefestigten Flächen liegt bei über 50 %.

Muldenversickerung

Generell können nicht auf der gesamten unbefestigten Fläche innerhalb einer Siedlung Versickerungsmaßnahmen errichtet werden, da sie auch anderweitig genutzt werden. Als erste Annahme wird eine Umsetzung der Muldenversickerung auf ca. 25 % der unbefestigten Flächen angesetzt. Für eine Muldenversickerung werden nach DWA-A 138 (DWA, 2005b) i.d.R. 5 bis 20 % der angeschlossenen befestigten Fläche benötigt. Bei ungefähr gleichen Anteilen der befestigten und unbefestigten Fläche wäre rein rechnerisch eine komplette Versickerung des

Regenwassers möglich. Allerdings müssen nach DWA-A 138 für den Bau einer Muldenversickerung bestimmte Voraussetzungen erfüllt sein (Geländeneigung, entsprechende Bodendurchlässigkeit, Grundwasserverhältnisse, Abstand zur Bebauung). Die detaillierte Prüfung dieser Voraussetzungen im Modell wäre sehr aufwendig. Für die Untersuchungsgebiete wurden die Voraussetzungen im Vorfeld der Modellierung evaluiert und aufgrund dieser Abschätzungen wurde eine Umsetzungsrate von 50 % angesetzt. Somit kann durch die Umsetzung der Maßnahme Muldenversickerung der Regenwasserabfluss um 50 % reduziert werden.

Flächenentsiegelung

Für eine Flächenentsiegelung werden häufig Rasengittersteine oder Verbundsteine mit Fugen verwendet mit mittleren Abflussbeiwerten von 0,15 bis 0,25 nach DWA-A 138 (DWA, 2005b). Diese Abflussbeiwerte werden zur Berechnung der Zuflüsse zur Versickerungsanlage verwendet. Für die Modellierung ist die Umsetzung einer Flächenentsiegelung für die gesamte befestigte Grundstücksfläche abzüglich der Dachflächen möglich (ca. 54 % im Modellgebiet). Wie bei der Muldenversickerung werden die notwendigen Voraussetzungen für eine Flächenentsiegelung nicht im Detail überprüft, sondern es wird ebenfalls eine maximale Umsetzungsrate von 50 % bezogen auf die befestigten Grundstücksflächen abzüglich der Dachflächen festgelegt. D.h. ca. 27 % der befestigten Flächen können entsiegelt werden. Unter Annahme eines Abflussbeiwertes von 25 % können ca. 20 % des Regenwassers über die entsiegelten Flächen versickern.

Gründächer

Für Gründächer kann nach DWA-A 138 (DWA, 2005b) in Abhängigkeit von der Dachneigung und der Aufbauschicht ein mittlerer Abflussbeiwert von 0,3 bis 0,5 angenommen werden. Eine Dachbegrünung ist vor allem für Flachdächer gut umzusetzen. Da im ländlichen Raum im Allgemeinen weniger Flachdächer vorliegen, wird im Modell von einer maximalen Umsetzungsrate von Gründächern von 30 % ausgegangen. Bei einem Dachflächenanteil von ca. 46 %, einer Umsetzungsrate von 30 % und einem Abflussbeiwert von 0,5 können ca. 7 % des Regenwassers durch eine Dachbegrünung zurückgehalten werden

Regenwassernutzung

Bei Umsetzung einer Regenwassernutzung im Modell wird im jeweiligen Transformationsraum eine vollständige Abkopplung der Dachflächen vorgesehen. Diese Maßnahme ist mit der Maßnahme Dachbegrünung nicht kombinierbar.

In Tabelle 3-7 sind die Reduktionsfaktoren für die jeweiligen Maßnahmen dargestellt. In der Zielfunktion Wasserbilanz wird die abgeleitete Niederschlagswassermenge mit der verdunsteten und versickerten Niederschlagswassermenge verglichen. Das abgeleitete Niederschlagswasser wird durch die Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen und die Regenwassernutzung reduziert.

Tabelle 3-7: Reduktionsfaktoren für Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

Maßnahme	Reduktionsfaktor
Muldenversickerung	0,5
Flächenentsiegelung	0,8
Gründach	0,93
Regenwassernutzung	0,54

Bewertung des Kriteriums Wasserbilanz:

0 = Umsetzung aller Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen und Ableitung des Regenwassers in oberirdischen Rinnen

1 = keine Umsetzung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen und keine Ableitung des Regenwassers in oberirdischen Rinnen

3.3.4.4 Stoffliche Emissionen (Gewässerbelastung)

Die Bilanzierung von Gewässerbelastungen erfolgt für den Summenparameter Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) sowie die Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P). Die verschiedenen Stoffströme werden getrennt voneinander betrachtet und bilanziert. Die Aufteilung der betrachteten Parameter erfolgt anteilig anhand der von der DWA (2008) angegebenen Kennzahlen der einwohnerspezifischen Frachten (Tabelle 3-8).

Durch die Vorgabe von festen Eliminationsgraden für die Maßnahmen der Abwasserbehandlung können die Einträge der Parameter CSB, N und P in die Gewässer bestimmt werden (Tabelle 3-9).

Anhand der Zulauffrachten der jeweiligen Abwasserbehandlungsanlage und der Eliminationsgrade werden die Emissionswerte für das Gewässer berechnet. Die Maßnahme Grauwasserrecycling wird zudem berücksichtigt, da bei einer Trennung von Schwarz- und Grauwasser Stoffe gezielter entfernt werden können und durch die Wiederverwendung von Grauwasser insgesamt weniger Abwasser anfällt. Das maximale Grauwasserrecyclingpotenzial ist erreicht, wenn im gesamten Gebiet eine Grau- und Schwarzwassertrennung umgesetzt wird (siehe 3.3.4.5).

Tabelle 3-8: Frachten und Aufteilung der Stoffe CSB, N und P im Schmutz-, Schwarz- und Grauwasser (vgl. DWA, 2008, 2014b)

	CSB	N	P	Volumen
Schmutzwasser [g/(E·d)]	120	12,9	1,8	1
Anteil im Schwarzwasser [-]	0,52	0,92	0,75	0,33
Anteil im Grauwasser [-]	0,48	0,08	0,25	0,67

Tabelle 3-9: Abbaugrade für Abwasserbehandlungsanlagen (vgl. Schmitt et al., 2016d)

	CSB-Abbaugrad	N_{ges}-Abbaugrad	P_{ges}-Abbaugrad
Gruppenkläranlage (Belebungsanlage)	95 %	82 %	88 %
Kleinkläranlage SBR	92 %	75 %	75 %
Kleinkläranlage Membranverfahren	92 %	90 %	90 %
Kleinkläranlage Pflanzenkläranlage	85 %	70 %	70 %

Emissionen aus Mischwasserentlastungen werden nicht berücksichtigt, da im Modell keine Bilanzierung an den entsprechenden Bauwerken implementiert wurde. Eine Bewertung dieses Aspekts findet sich in Kapitel 5.8.1.2. Auch die möglichen Emissionen von Biogasanlagen gehen nicht in das Kriterium Emissionen ein. Die Gärrückstände können unterschiedlichen Verwertungswegen zugeführt werden und es muss nicht unbedingt eine Reinigung des Ablaufs und Einleitung ins Gewässer erfolgen. Bei landwirtschaftlichen Biogasanlagen werden Gärrückstände nach DWA-M 380 (DWA, 2009a) nahezu ausnahmslos in flüssiger Form der landbaulichen Verwertung zugeführt. Eine Verwendung als Dünger, ggf. nach einer Trennung der flüssigen und festen Phase ist beim Umbau zu ressourcenorientierten Systemen erstrebenswert.

Bewertung des Kriteriums Emissionen:

0 = Erreichen bester Wirkungsgrad der Kläranlage und maximales Grauwasserrecycling (siehe Abschnitt 3.3.4.5)

1 = keine Reinigung des Abwassers und kein Grauwasserrecycling

3.3.4.5 Wasserrecycling

Das Bewertungskriterium Wasserrecycling wird durch Maßnahmen zur Senkung des Trinkwasserverbrauchs positiv beeinflusst und umfasst die Grauwasserwiederverwendung im Haushalt sowie die Regewassernutzung im Haushalt bzw. zur Bewässerung. Auch wenn Regenwassernutzung kein Wasserrecycling im eigentlichen Sinne ist, wird es unter diesem Bewertungskriterium berücksichtigt.

Nach BDEW (2016c) werden für die Gartenbewässerung, Raumreinigung und Autopflege 6 % des täglichen Trinkwasserbedarfs aufgewendet. Daraus lässt sich ein mittlerer Trinkwasserbedarf von ca. 5 % für die Gartenbewässerung ableiten, welcher durch Regenwassernutzung ersetzt werden kann.

Die Regenwassernutzung im Haus erfolgt hauptsächlich zur Toilettenspülung. Im Mittel werden 27 % des täglichen Trinkwasserbedarfs für die Toilettenspülung aufgewendet (vgl. BDEW, 2016c). Im Optimierungsmodell wurde daher ein Einsparpotenzial von 30 % hinterlegt.

Tabelle 3-10: Einsparungspotenziale durch Maßnahmen zur Brauchwassernutzung

Maßnahme	Einsparung
Regenwassernutzung Bewässerung	5 %
Regenwassernutzung Haus	30 %
Wiederverwendung Grauwasser	40 %

Grauwasser kann nach einer Aufbereitung als Betriebswasser genutzt werden. Die Nutzung als Toilettenspülwasser, als Bewässerungswasser und die Teilnutzung zum Wäschewaschen bzw. für die Geschirrspülmaschine sind möglich (vgl. DWA, 2008). Unter Berücksichtigung der Volumenanteile des häuslichen Abwassers (BDEW, 2016c; vgl. Kluge und Libbe, 2006; Kaufmann Alves, 2012) sind somit Einsparungen beim Trinkwasserverbrauch von bis zu 40 % möglich.

Eine Kombination von Regenwassernutzung im Gebäude und Grauwasserrecycling zur Brauchwassernutzung wird ausgeschlossen. Das maximal zu erreichende Einsparpotenzial von 40 % wird als beste Lösung festgelegt. Somit ergibt sich folgende Bewertung für das Kriterium Wasserrecycling:

0 = 40 % Einsparung von Trinkwasser

1 = keine Einsparung von Trinkwasser

3.3.4.6 Nährstoffrecycling

Für das Bewertungskriterium Nährstoffrecycling wird der Parameter Phosphor betrachtet. Durch die zunehmende Phosphorverknappung wird an einer Rückgewinnung aus Abwasser derzeit intensiv geforscht. Durch technische Verfahren soll Phosphor zurückgewonnen werden und als Düngemittel nutzbar gemacht werden (vgl. Kapitel 2.2.4.5). Es wird folgende Bewertung hinterlegt:

0 = die gesamte Phosphorfracht des Betrachtungsgebiets erreicht die zentrale Kläranlage bzw. Biogasanlage und wird dort in den derzeit technischen Grenzen zurückgewonnen

1 = keine Rückgewinnung von Phosphor

3.3.4.7 Energieeffizienz

Mit dem Kriterium Energieeffizienz wird die aus Abwasser erzeugbare elektrische Energie bilanziert. Grundlage hierfür bildet der Summenparameter CSB. Die Kosten des Energiebedarfs einzelner Anlagen sind in den Betriebskosten berücksichtigt und fließen in das Bewertungskriterium Kosten ein. Die Energiegewinnung aus CSB kann über die mögliche Klärgasproduktion und -verstromung, entweder aus der Faulstufe mit oder ohne Co-Fermentation oder aus einer Biogasanlage ermittelt werden. Für eine Co-Fermentation bzw. eine Biogasanlage ist nur der Betrieb mit Schwarzwasser vorgesehen, d.h. es muss eine Stoffstromtrennung umgesetzt werden.

Tabelle 3-11: Energiegewinn bezogen auf den CSB

	Theoretischer Energiegehalt [kWh/kg CSB]	Elektrischer Energiegehalt [$kWH_{elektrisch}$/ kg CSB]
Zufluss Kläranlage	2,1	0,73
Co-Fermentation	3,2	1,12
Biogasanlage	3,2	1,12

Werte für den elektrischen Energiegehalt in $kWH_{elektrisch}$/ kg CSB werden aus der Literatur ermittelt. Nach Rosenwinkel et al. (2015) beträgt der theoretische Gasertrag aus UASB-Reaktoren 0,35 Nm^3 CH_4/kg CSB. Der Gasertrag reduziert sich auf ca. 0,32 Nm^3 CH_4/kg CSB, da bei der Faulung ca. 10 % des abgebauten CSB zur Biomasseproduktion benötigt werden. Der Brennwert bzw. Energiegehalt des Gases beträgt ca. 10 kWh/Nm^3 CH_4. Daraus ergibt sich ein theoretischer Energiegehalt von 3,2 kWh/kg CSB. Dieser Wert kann nur für die Berechnung des Energiegewinns verwendet werden, wenn die CSB-Fracht direkt dem Faulbehälter (aerobe Klärschlammstabilisierung oder Biogasanlage) zugeführt wird. Der Energiegehalt bezogen auf die CSB-Fracht im Zulauf der Kläranlage verringert sich um den in der aeroben Stufe abgebauten Frachtanteil.

Um den Energiegehalt des CSB im Zulauf der Kläranlage zu bestimmen, kann als Bezugsgröße für den spezifischen Energiebedarf bzw. die Faulgaserzeugung nach DWA (2015a) die mittlere tägliche CSB-Schmutzfracht im Zulauf der Kläranlage bezogen auf die einwohnerspezifische CSB-Fracht von 120 g CSB/(E·d) verwendet werden. Der mittlere spezifische Faulgasanfall beträgt nach DWA (2015a) bei 50 % aller betrachteten Kläranlagen ca. 25 l/(E·d). Mit dem spezifischen Faulgasanfall, der einwohnerspezifischen CSB-Fracht und einem Brennwert von 10 kWh/Nm^3 CH_4 kann der Energiegehalt des Klärgases im Zulauf der Kläranlage mit ca. 2,1 kWH/kg CSB_{ZUKA} abgeschätzt werden.[7]

Unter Annahme eines mittleren elektrischen Wirkungsgrades eines BHKW von 35 % (DWA, 2015a) ergibt sich ein elektrischer Energiegehalt im Zulauf der Kläranlage von 0,73 $kWH_{elektrisch}$/ kg CSB_{ZUKA} und im Zulauf zur Faulstufe von 1,12 $kWH_{elektrisch}$/ kg CSB_{ZUFB} (vgl. Schmitt et al., 2017; vgl. Knerr et al., 2017a).

Aus dem Zulauf zur (technischen) Kläranlage wird über die CSB-Fracht immer ein Energiegewinn aus der Klärgasproduktion ermittelt. Wenn eine Stoffstromtrennung umgesetzt wird, kann aus dem Schwarzwasser über Co-Fermentation im Faulturm oder über eine Biogasanlage Energie gewonnen werden. Dabei kann die höchste Energieausbeute erzielt werden, wenn das Grauwasser der zentralen Kläranlage zufließt, da auch dieses ein Energiepotenzial aufweist. Bei einer Pflan-

[7] Der spezifische Faulgasanfall ist mit der Einheit Liter [l] angegeben und der Brennwert mit der Einheit Normvolumen [Nm^3]. Das Normvolumen ist eine in der Gastechnik gebräuchliche Volumenmaßeinheit mit der Gasmengen, die bei unterschiedlichen Drücken und Temperaturen vorliegen verglichen werden können. Da es sich auch bei der Angabe des spezifischen Faulgases in Liter um ein Gasvolumen handelt dürfen diese beiden Einheiten miteinander verrechnet werden.

zenkläranlage ist die Energiegewinnung nur durch den Bau einer Biogasanlage möglich.

Das Kriterium Energieeffizienz wird wie folgt bewertet:

0 = Das gesamte Schwarzwasser des Einzugsgebietes erreicht die zentrale Kläranlage (mit anaerober Schlammfaulung) oder die Biogasanlage und das gesamte Grauwasser erreicht die zentrale Kläranlage

1 = Keine Zulauffrachten zur zentralen Kläranlage und zur Biogasanlage

3.3.4.8 Akzeptanz

Die Akzeptanz wird unter Einbeziehung verschiedener Kriterien (vgl. Kapitel 2.3.3) bewertet, basierend auf dem Leitfaden zur Anwendung des DWA-A 272 (vgl. Hillenbrand et al., 2017a). Die Bewertung wird auf die Auswirkungen auf den privaten Bereich, also den Nutzer/Bürger bezogen und es fließen folgende Aspekte ein:

- Bedienungskomfort
- Betriebsaufwand
- Geruch
- Lärm
- Anpassungsaufwand
- Platzbedarf im privaten Bereich (ggf. in m²/E)
- Ungezieferbelastung
- Wohnumfeldverbesserung (z.B. durch Grün- und Wasserflächen)

Zwei weitere im Leitfaden enthaltene Kriterien gehen nicht in die Bewertung ein. Das Kriterium Wohlbefinden wird als zu allgemein angesehen und durch die Kriterien Lärm, Geruch, Bedienungskomfort und Ungezieferbelastung bereits abgedeckt. Das Kriterium finanzielle Belastung wird über das Bewertungskriterium Kosten abgedeckt.

Den Kriterien werden Eigenschaftspunkte zwischen 0 (sehr schlechte Akzeptanz) und 10 (sehr gute Akzeptanz) zugeordnet (Tabelle 3-12). Dadurch kann für jede Maßnahme ein individueller Akzeptanzwert errechnet werden, der dann zwischen 0 und 1 skaliert wird (Tabelle 3-13). Das Vorgehen bei der Einbindung des Punkteschemas ins Optimierungsmodell entspricht der Methode des Bewertungskriteriums Flexibilität.

Tabelle 3-12: Bewertungsschema des Kriteriums Akzeptanz

Eigenschaftspunkte	**10**	**7,5**	**5**	**2,5**	**0**
Bedienungskomfort, Eigenverantwortung	sehr gut	gut	mittel	schlecht	sehr schlecht
Betriebsaufwand (privat)	sehr niedrig	niedrig	mittel	hoch	sehr hoch
Geruch, Lärm	sehr niedrig	niedrig	mittel	hoch	sehr hoch
Anpassungsaufwand (Eingriff in das private Leben)	sehr niedrig	niedrig	mittel	hoch	sehr hoch
Platzbedarf im privaten Bereich	sehr niedrig	niedrig	mittel	hoch	sehr hoch
Ungezieferbelastung	sehr niedrig	niedrig	mittel	hoch	sehr hoch
Wohnumfeld-verbesserung (Grünflächen, Wasser)	sehr hoch	hoch	mittel	niedrig	sehr niedrig

Tabelle 3-13: Akzeptanzwerte der einzelnen Maßnahmen und deren Skalierung (0 = sehr schlechte Akzeptanz; 1 = sehr gute Akzeptanz)

	Maßnahme	Bedienungs-komfort	Betriebs-aufwand	Geruch	Lärm	Anpass-ungs-aufwand	Platzbedarf (privater Bereich)	Ungeziefer-belastung	Wohnum-feldver-besserung	Gesamt-bewert-ung	Skalier-ung
Entwässerung	Hochdruckspülverfahren	10	10	10	7,5	10	10	10	2,5	8,8	0,13
	Kanalsanierung: Renovierung (Inliner)	10	10	10	10	10	10	10	2,5	9,1	0,09
	Freispiegelsystem	10	10	7,5	10	10	10	10	2,5	8,8	0,13
	Drucksystem	10	10	10	10	7,5	7,5	10	2,5	8,4	0,16
	Regenwasserableitung in oberirdischen Rinnen	10	10	7,5	10	7,5	10	7,5	7,5	8,8	0,13
	Leitungsrückbau	10	10	10	10	5	10	10	0	8,1	0,19
	2-Stoffstromsystem: Schwarz-/ Grauwasser	5	2,5	5	10	0	5	10	2,5	5,0	0,50
Regenwasserbewirt-schaftung	Dachbegrünung	2,5	5	7,5	10	0	5	7,5	7,5	5,6	0,44
	Flächenentsiegelung	7,5	7,5	7,5	10	5	2,5	7,5	7,5	6,9	0,31
	Muldenversickerung	7,5	7,5	7,5	10	5	2,5	5	7,5	6,6	0,34
	Regenwassernutzung im Haus	2,5	2,5	7,5	7,5	2,5	2,5	7,5	5	4,7	0,53
	Regenwassernutzung zur Bewässerung	7,5	5	7,5	10	7,5	2,5	7,5	7,5	6,9	0,31
Abwasserreinigung	Technische Kläranlage (Belebungsverfahren)	10	10	5	7,5	10	10	10	2,5	8,1	0,19
	Pflanzenkläranlage zentral	10	10	5	7,5	10	10	7,5	5	8,1	0,19
	Kleinkläranlage (SBR-Verfahren)	2,5	2,5	5	2,5	2,5	2,5	5	2,5	3,1	0,69
	Kleinkläranlage (Membrananlage)	2,5	2,5	5	2,5	2,5	2,5	5	2,5	3,1	0,69
	Kleinkläranlage (Pflanzenkläranlage)	2,5	5	2,5	7,5	2,5	0	5	5	3,8	0,63
Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung	Grauwasserrecycling im Haus	2,5	2,5	5	5	2,5	2,5	7,5	2,5	3,8	0,63
	Grauwasserrecycling und Grauwasserbehandlung im Haus	2,5	2,5	5	5	2,5	2,5	7,5	2,5	3,8	0,63
	Öffentliches Grauwasserrecycling	10	10	7,5	10	10	10	10	2,5	8,8	0,13
	Biogasanlage (Schwarzwasser)	10	10	0	5	10	10	5	0	6,3	0,38
	Co-Fermentation	10	10	5	5	10	10	10	2,5	7,8	0,22
	Nährstoffrückgewinnung auf der Kläranlage	10	10	7,5	5	10	10	10	2,5	8,1	0,19

3.3.5 Szenarien-Management

In Kapitel 2.1.3 wurden Einflussfaktoren von Wasserinfrastrukturen identifiziert und allgemein beschrieben. In Abbildung 3-7 sind die Einflussfaktoren, die für die vorliegende Arbeit aus dem Projekt *SinOptiKom* ausgewählt wurden, dargestellt. Für sie werden jeweils verschiedene Entwicklungsmöglichkeiten aufgezeigt, die sich zu einem Szenario kombinieren lassen. Durch das Szenarien-Management werden die Entwicklungsmöglichkeiten verschiedener Einflussfaktoren gebündelt und eine realitätsnahe Modellierung mit dem Optimierungsmodell gesichert (vgl. Worreschk et al., 2015).

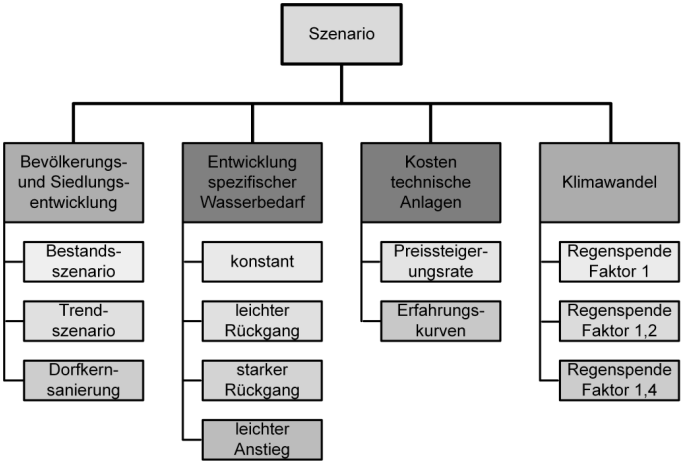

Abbildung 3-7: Zusammensetzung eines Szenarios aus unterschiedlichen Einflussfaktoren

Der Schwerpunkt der Szenarienbetrachtung liegt auf der Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung sowie der Entwicklung des spezifischen Wasserbedarfs. Zudem wird die zukünftige Entwicklung der Kosten von technischen Anlagen einbezogen. Da die Einbindung des Klimawandels keinen Schwerpunkt darstellt, wird eine mögliche Zunahme von Niederschlägen vereinfacht über die Erhöhung von Bemessungsregenreihen betrachtet. Nachfolgend werden die Entwicklungsmöglichkeiten dieser Einflussfaktoren detailliert erläutert und für einen Betrachtungszeitraum bis 2065 dargestellt.

Die Abwassergebühren gehen nicht in das Szenarien-Management ein, da sie separat für die verschiedenen Transformationspfade betrachtet werden (vgl. Kapitel 5.7).

3.3.5.1 Bevölkerungs-und Siedlungsentwicklung

Die zukünftige Entwicklung von Siedlungsstrukturen kann mit einer „Cross-Impact-Analyse“ ermittelt werden (vgl. Heinecke und Schwager, 1995). In dieser Analyse werden regionalisierte Bevölkerungsvorausberechnungen, grundlegende Siedlungsentwicklungsannahmen und Experteninterviews (z.B. von politischen Entscheidungsträgern) zu konsistenten kommunalen Entwicklungsszenarien kombiniert (vgl. Siedentop et al., 2011).

Im Projekt *SinOptiKom* wurden vom Lehrstuhl Stadtplanung der TU Kaiserslautern kleinräumige Bevölkerungsvorausberechnungen basierend auf Grundlagendaten aus amtlichen Statistiken erstellt. Die Berechnungen wurden auf der Mikroebene der Transformationsräume (vgl. Kapitel 3.2) durchgeführt, um baulichstrukturelle und soziokulturelle Faktoren einbeziehen zu können und den demografischen Einfluss auf das Kanalnetz abbilden zu können.

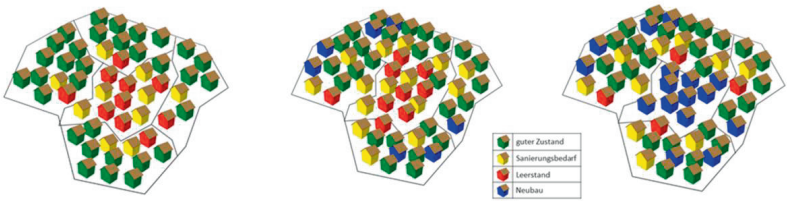

Abbildung 3-8: Bevölkerungs- und Leerstandsentwicklung für das Bestandsszenario (links), das Trendszenario (Mitte) und das Dorfkernsanierungsszenario (rechts) (Schmitt et al., 2016d)

Tabelle 3-14: Bevölkerungsabnahme [%] von 2015 bis 2065 für das Bestandsszenario, das Trendszenario und das Dorfkernsanierungsszenario für vier Beispielgemeinden

	Neuhemsbach	Mehlingen	Gerbach	St. Alban
Bestandsszenario	- 43,5 %	- 40 %	- 41 %	- 40,5 %
Trendszenario	- 33,5 %	- 34 %	- 34 %	- 32,5 %
Dorfkernsanierungs-szenario	- 28 %	- 33 %	- 32,5 %	- 25,5 %

Es wurden drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungsszenarien für die betrachteten Modellkommunen erstellt (siehe Abbildung 3-8). Das *Bestandsszenario* wird mit der „cohort-survival" Methode auf Basis der Grundlagendaten ohne die Abbildung von strukturellen Eingriffen berechnet. Mit der „cohort-survival" Methode kann die Bevölkerung in verschiedene Altersgruppen (sog. Kohorten) eingeteilt und in die Zukunft projiziert werden. In die zukünftige Bevölkerungsentwicklung fließen die Mortalitäts- und Fertilitätsrate sowie die Binnen- und Außenwanderungssalden nach Altersgruppen ein.

Das *Trendszenario* (Entdichtung und Zersiedelung) und das *Dorfkernsanierungsszenario* (Konsolidierung der Siedlungsstruktur) basieren ebenfalls auf der „cohort-survival" Methode. Darauf aufbauend werden zusätzliche Faktoren, die strukturelle Eingriffe in den Gemeinden abbilden, einbezogen. Diese Faktoren umfassen Anzahl und Verteilung der Bildungsrückwanderer, Wohnbauprognosen, Leerstandsprognosen sowie Anzahl und Verteilung von Baulücken und die Baulückenauslastung. Detaillierte Informationen zur Erstellung der Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungsszenarien können Schmitt et al. (2016d) entnommen werden. In Tabelle 3-14 ist die Bevölkerungsabnahme für die drei Szenarien der Bevölkerungsentwicklung für die in dieser Arbeit betrachteten Gemeinden dargestellt. Anhang A 2.7 kann eine detaillierte Darstellung entnommen werden.

3.3.5.2 Entwicklung des spezifischen Wasserbedarfs

Zur Prognose des Pro-Kopf-Wasserbedarfs werden die Szenariotechnik nach Dönitz (2009) und die Vorgehensweise nach Mikat et al. (2010) verwendet. Zu Be-

ginn wird eine Problemanalyse, die die historische Entwicklung des Wasserbedarfs in den Modellkommunen sowie eine Analyse der aktuellen Situation umfasst, durchgeführt. Darauf aufbauend werden in einer Umfeldanalyse Einflussfaktoren auf den Wasserbedarf identifiziert und die Zusammenhänge der Umfelder anschließend in einer sog. Wirkungsmatrix dargestellt. Als Hauptantriebskräfte für die Entwicklung des Wasserbedarfs konnten die Umfelder Demografie und Sozioökonomie identifiziert werden. Von anderen Umfeldern werden der technische Fortschritt und die Sozioökonomie am meisten beeinflusst.

Basierend auf einer Literaturrecherche (Roth, 2008; Hillenbrand, 2009; Klobasa, 2009; Lux, 2009, Roth und Mikat, 2011a, 2011b, 2011c; Tränckner et al., 2012; vgl. Roth, 2008) und einer Datenanalyse in den Modellkommunen (Statistiken des Statistischen Bundesamts und Statistischen Landesamts Rheinland-Pfalz) werden Entwicklungen für jeden Einflussfaktor berechnet. Durch Aufstellen einer Konsistenzmatrix können Konflikte und Synergien zwischen den Zukunftsannahmen aufgedeckt und somit mögliche Annahmebündel auf Widerspruchsfreiheit geprüft werden.

Die so ermittelten Entwicklungstendenzen der Einflussfaktoren werden anschließend zusammengefasst. Zuerst werden zwei Extremszenarien gebildet, um den Szenarientrichter aufzuspannen (Tabelle 3-15). Die Varianten mit den Einflussfaktoren, die eine minimale Zunahme des Wasserbedarfs verursachen, wird mit den Varianten der Einflussfaktoren, die eine maximale Abnahme des spezifischen Wasserbedarfs bewirken, kombiniert, um eine Gesamtvariante mit maximaler Abnahme des Wasserbedarfs zu erhalten. In die andere Richtung wird genauso verfahren, die maximalen Varianten der Einflussfaktoren, die eine Zunahme des Wasserbedarfs verursachen, werden mit den minimalen Varianten der Einflussfaktoren, die eine Abnahme des Wasserbedarfs verursachen, kombiniert zu einer Gesamtvariante mit maximaler Zunahme.

Nach dem Aufspannen des Szenarien-Trichters durch Ermittlung der oberen und unteren Variante werden drei Szenarien festgelegt, welche die Zukunftsannahmen der Entwicklungsfaktoren unterschiedlich und plausibel kombinieren. Der Eintritt der oberen und unteren Variante gilt als eher unwahrscheinlich. In Tabelle 3-16 werden die drei definierten Szenarien beschrieben und in Tabelle 3-17 erfolgt die Zuordnung von Zahlenwerten.

Da die beiden betrachteten Verbandsgemeinden in der gleichen Region liegen und ähnlichen Rahmenbedingungen unterliegen, wurden gleiche Entwicklungstendenzen angewendet. Für Einzelgemeinden innerhalb der Verbandsgemeinden werden keine abweichenden Szenarien aufgestellt. Abbildung 3-9 zeigt die prognostizierte Entwicklung des Wasserbedarfs bis 2065 für die Verbandgemeinden Enkenbach-Alsenborn und Rockenhausen.

Tabelle 3-15: Maximale und minimale Varianten für die Entwicklung des spezifischen Wasserbedarfs

Umfeld	Einflussfaktoren	Entwicklung spezifischer Wasserbedarf [l/(E·d)]			
		2030		2065	
		Max.	Min.	Max.	Min.
Demografie	Haushaltsgröße	6	1	8	2
	Altersstruktur	2	0	1	0
Technischer Fortschritt	Toilettenspülung	-6	-15	-3	0
	Waschmaschine	0	-4	-2	-4
	Spülmaschine	0	-1	-1	-1
Klima	Niederschlag	1	-1	2	-2
	Lufttemperatur	1	-1	1	-1
Sozio-ökonomie	Wasserpreis	-1	-2	-1	-4
	Einkommen	2	0	4	0
	Wohnstruktur	0	0	0	0
Gesamtveränderung		**5**	**-23**	**9**	**-10**

Tabelle 3-16: Textliche Beschreibung der drei Wasserbedarfsszenarien

Umfeld	Einfluss-faktor	Szenario 1 Demografie & Sozioökonomie	Szenario 2 gleichmäßiger Einfluss der Faktoren	Szenario 3 Technischer Fortschritt
Demografie	Haushaltsgröße	starke Abnahme		moderate Abnahme
	Altersstruktur	starke Zunahme Personen 65+		moderate Zunahme Personen 65+
Technischer Fortschritt	Toilettenspülung	mittlerer technischer Fortschritt	moderate Veränderung aller Einflussfaktoren	wassersparende Technologien entwickeln sich weiter und werden flächendeckend eingebaut
	Waschmaschine			
	Spülmaschine			
Klima	Niederschlag	keine Auswirkungen des Klimawandels		Klimawandel steigert den Wasserbedarf leicht
	Temperatur			
Sozio-ökonomie	Wasserpreis	starker Anstieg aufgrund rückläufiger Bevölkerung und Siedlungsdichte		moderater Anstieg
	Einkommen	moderater Anstieg		moderater Anstieg

Tabelle 3-17: Zuordnung von Zahlenwerten zu den drei Wasserbedarfsszenarien

		Entwicklung Wasserbedarf [l/(E·d)]					
Umfeld	**Einflussfaktoren**	**Szenario 1**		**Szenario 2**		**Szenario 3**	
		2030	**2065**	**2030**	**2065**	**2030**	**2065**
Demografie	Haushaltsgröße	6	8	3	4	2	2
	Altersstruktur	2	1	1	0	1	0
Technischer Fortschritt	Toilettenspülung	-10	-2	-10	-1	-15	-3
	Waschmaschine	-1	-2	-2	-2	-4	-4
	Spülmaschine	0	0	0	-1	-1	-1
Klima	Niederschlag	0	0	0	-1	1	1
	Lufttemperatur	0	0	0	0	1	1
Sozio-ökonomie	Wasserpreis	-2	-4	-1	-2	-1	-1
	Einkommen	1	2	1	1	1	2
Gesamtveränderung		**-4**	**3**	**-8**	**-2**	**-15**	**-3**

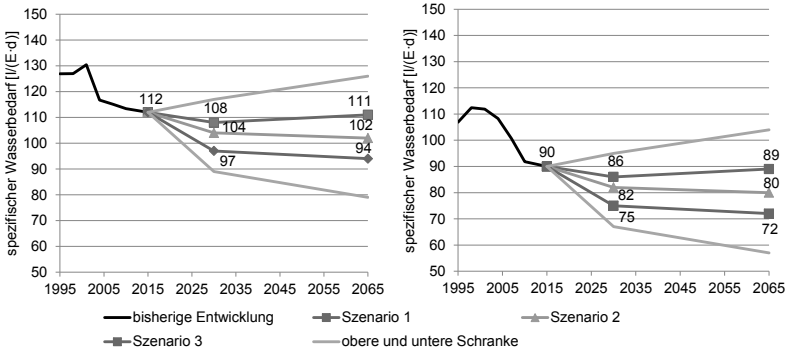

Abbildung 3-9: Entwicklungen des Wasserbedarfs für die VG Enkenbach-Alsenborn (links) und die VG Rockenhausen (rechts)

3.3.5.3 Entwicklung der Kosten technischer Anlagen

Wie in Kapitel 2.1.3.7 beschrieben, kann die zukünftige Entwicklung von Technologiekosten mit zwei Alternativen betrachtet werden:

(1) Derzeitige Kosten für Anlagen der Abwasserableitung und-behandlung sowie der Regenwasserbewirtschaftung mit einer jährlicher Preissteigerungsrate

(2) Anlagen- und maßnahmenspezifische Vorgaben zur Entwicklung von Investitions- und Betriebskosten; z.B. geringe Änderungen bei etablierten Technologien und deutliche Kostensenkungen bei innovativen Technologien

Tabelle 3-18: Erfahrungskurven für neue und innovative Technologien

Technologie	Nutzungsdauer [a]	aktuelle Anwendungsbereiche	künftige Anwendungsbereiche	erwarteter linearer Kostenrückgang (bis 2065)
Grauwassernutzung	15	Forschungsprojekte, Umsetzung in Neubaugebieten	weitere Verbreitung, auch Umsetzung im Bestand	50 %
Grauwasseraufbereitung technisch	15	Forschungsprojekte, Umsetzung in Neubaugebieten	weitere Verbreitung, auch Umsetzung im Bestand	40 %
Grauwasseraufbereitung Bodenfiltration	15	Forschungsprojekte, Umsetzung in Neubaugebieten	weitere Verbreitung, auch Umsetzung im Bestand	30 %
Regenwassernutzung im Haus	50	geringe Verbreitung in Deutschland in Einfamilienhäusern	weitere Verbreitung	30 %
Kleinkläranlage < 50 EW (Pflanzenkläranlage)	15	in sehr ländlichen, peripheren Gebieten	verbreiteterer Einsatz in ländlichen Gebieten	30 %
Kleinkläranlage < 50 EW (SBR-Anlage)	15	in sehr ländlichen, peripheren Gebieten	verbreiteterer Einsatz in ländlichen Gebieten	30 %
Kleinkläranlage < 50 EW (MBR-Anlage)	15	in sehr ländlichen, peripheren Gebieten, relativ neue Technologie	verbreiteterer Einsatz in ländlichen Gebieten, Einhalten von höheren Emissionsanforderungen	40 %
Phosphorrückgewinnung auf zentraler Kläranlage	30	Forschungsprojekte, Pilotanlagen	weite Verbreitung aufgrund von gesetzlichen Änderungen (Einführung von P-Recyclingraten)	50 %
Biogasanlage	40	Einsatz hauptsächlich in der Landwirtschaft	Einsatz für Klärschlamm und Schwarzwasser (als Co-Substrat)	40 %

Die Preissteigerungsrate in Alternative (1) ist vom Anwender frei wählbar. Wie in Kapitel 2.1.3.7 beschrieben, wird in Alternative (2) der Einsatz innovativer Anlagen durch die Hinterlegung von sog. Erfahrungskurven begünstigt. Tabelle 3-18 zeigt die in dieser Arbeit gewählten Ansätze, wobei die Kostenabnahme linear über den Betrachtungszeitraum erfolgt. Für beide Alternativen kann zusätzlich ein Zinssatz berücksichtigt werden, mit welchem die zukünftigen Kosten auf den Anfangspunkt der Betrachtungen abgezinst werden.

3.3.5.4 Einfluss des Klimawandels

Anpassungen an den Klimawandel werden in dieser Arbeit auf die mögliche Veränderung von Starkregen und deren Zunahme in Häufigkeit bzw. Regenintensitäten und ihre Auswirkungen auf die Auslegung von Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung und –ableitung beschränkt. Auswirkungen auf Grundwasserneubildung und Wasserdargebot aufgrund von Veränderungen der Jahresniederschläge oder ihrer jahreszeitlichen Verteilung werden nicht betrachtet.

Die mögliche Zunahme von Starkregen durch den Klimawandel wird vereinfacht durch eine erhöhte Regenspende (z.B. um den Faktor 1,2 oder 1,4) abgebildet. Bei der Bemessung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung wie z.B. Versickerungsmulden werden dadurch im Modell die Kosten erhöht, da sie größer dimensioniert werden müssen. Es besteht zudem die Möglichkeit benutzerdefinierte Regenspenden manuell festzulegen.

3.4 Zwischenfazit zum Entscheidungs- und Optimierungsmodell

Das Entscheidungs- und Optimierungssystem ermöglicht durch den mehrstufigen Aufbau eine detaillierte Berechnung und Darstellung von Transformationspfaden in ihrer zeitlichen und räumlichen Dimension. Zur Einbindung aller relevanten Daten kann das Modell auf eine umfangreiche Datenbank zurückgreifen. Das gemischt-ganzzahlige lineare Optimierungsmodell bezieht sich auf die Siedlungsentwässerung unter Berücksichtigung von Maßnahmen zur Abwasserbehandlung. Mit dem mathematischen Optimierungsmodell steht eine in der Betrachtung von Wasserinfrastrukturen wenig verbreitete Methodik zur Ermittlung und Darstellung von Transformationsprozessen in der Abwasserentsorgung zur Verfügung.

Zur Bewertung des Transformationsprozesses ist die Einbindung von mehreren Kriterien in die Zielfunktion entscheidend. Für diese Arbeit wurden die Kriterien Kosten, Flexibilität, Wasserbilanz, Emissionen, Wasser- und Nährstoffrecycling, Energieeffizienz und Akzeptanz ausgewählt. Die Skalierung der Kriterien zwischen 0 und 1 zur Vergleichbarkeit stellt eine besondere Herausforderung dar und erfolgt mit den beschriebenen Methoden.

Für eine Anpassung der Abwasserinfrastruktur ist die Einbeziehung zukünftiger Entwicklungen relevant. Das vorgestellte Szenarienmanagement mit der Einbeziehung der Entwicklungen der Bevölkerung und Siedlungsstruktur, des Wasserbedarfs, der Kosten technischer Anlagen sowie des Klimawandels ermöglicht eine umfassende Berücksichtigung zukünftiger Herausforderungen.

4 Untersuchungsgebiete und -programm

4.1 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete umfassen die Verbandsgemeinden Enkenbach-Alsenborn und Rockenhausen im Südwesten Deutschlands im Bundesland Rheinland-Pfalz. Trotz der Nähe der beiden Verbandsgemeinden zueinander weisen sie unterschiedliche Randbedingungen hinsichtlich Struktur, Lage, Bevölkerung und Infrastrukturausstattung auf. Beide Modellgemeinden haben bereits an Förderprogrammen zur Energieoptimierung und zum Emissionsschutz teilgenommen.

4.1.1 Untersuchungsgebiet 1: Verbandsgemeinde Enkenbach-Alsenborn

Die Verbandsgemeinde Enkenbach-Alsenborn[8] liegt ca. 13 km nordöstlich der Stadt Kaiserslautern im Landkreis Kaiserslautern in der Westpfalz. Ca. 12.800 Einwohner leben in den vier Gemeinden Enkenbach-Alsenborn, Mehlingen, Neuhemsbach und Sembach. Die VG liegt in einer verkehrsgünstigen Lage, in Enkenbach-Alsenborn existiert ein Bahnanschluss und über die westlich von Neuhemsbach verlaufende B48 sind die Autobahnen A6 nach Mannheim bzw. Saarbrücken und A63 nach Mainz erreichbar.

Die VG Enkenbach-Alsenborn hat im Rahmen einer Studie bereits die Optimierung der Biomasseverwertung untersuchen lassen (vgl. Heck et al., 2010) und am Masterplan 100 % Klimaschutz teilgenommen (vgl. Gemeinde Enkenbach-Alsenborn, 2014). Um die Energieeffizienz zu steigern wurden bspw. ein Biomasseheizkraftwerk und ein Holzhackschnitzel-Kraftwerk in der Ortsgemeinde Enkenbach-Alsenborn gebaut.

Nach BBSR (2017a) liegt die VG Enkenbach-Alsenborn in einem städtischen Kreis. Basierend auf dem Landesentwicklungsprogramm LEP IV (ISM RLP, 2008) kann die VG dem ländlichen Bereich mit einer dispersen Siedlungsstruktur und einer hohen Zentrenerreichbarkeit zugeordnet werden. Diese unterschiedliche Einteilung resultiert aus der Berücksichtigung unterschiedlicher Merkmale bei der Einteilung der Raumtypen (vgl. Anhang A 1.1).

[8] Die VG Hochspeyer wurde am 1. Juli 2014 im Zuge der Kommunal- und Verwaltungsreform in die VG Enkenbach-Alsenborn eingegliedert. Das Untersuchungsgebiet in dieser Arbeit umfasst nur die Gemeinden der VG Enkenbach-Alsenborn vor der Fusion.

Die Trinkwasserversorgung erfolgt über die Werke der VG Enkenbach-Alsenborn. Das verbrauchsabhängige Trinkwasserentgelt liegt bei 1,30 €/m³ und das verbrauchsunabhängige Entgelt bei 24 €/a pro Anschluss. Die Abwassergebühren teilen sich wie folgt auf: Die Kanalgebühr beträgt 2,50 €/m³, die Abwasserabgabe 0,08 €/m³ und die Gebühr für die Oberflächenentwässerung liegt bei 0,35 € pro m² bebaute, befestigte Fläche (vgl. Statistisches Landesamt RLP, 2014b).

Das Abwasser der VG Enkenbach-Alsenborn wird in einer Gruppenkläranlage (Baujahr 1997) mit einer Ausbaugröße von 21.000 EW gereinigt (vgl. Tabelle A-8). Derzeit sind ca. 13.500 Einwohner und 4.000 EGW an die Kläranlage angeschlossen. Die biologische Stufe der Kläranlage umfasst eine Nitrifikation, eine Denitrifikation und eine biologischen Phosphorelimination. Die Schlammbehandlung erfolgt über einen Voreindicker, einen Faulbehälter mit Gasbehälter, einen Nacheindicker und eine maschinelle Schlammentwässerung und –trocknung.

In dieser Arbeit werden die Ortsgemeinden Neuhemsbach und Mehlingen aufgrund ihrer unterschiedlichen Randbedingungen und repräsentativen Merkmale detailliert untersucht. Steckbriefe mit Informationen zu Lage, Einwohnern und Bebauung, Infrastruktur sowie der Wasserver- und Abwasserentsorgung der beiden Gemeinden sind in Tabelle 4-1 und Tabelle 4-2 dargestellt.

4.1.2 Untersuchungsgebiet 2: Verbandsgemeinde Rockenhausen

Die Verbandsgemeinde Rockenhausen liegt im Donnersbergkreis in der Nordpfalz. Sie besteht aus 22 Ortsgemeinden mit insgesamt ca. 11.000 Einwohnern, wovon ca. 5.000 Einwohner in der Stadt Rockenhausen leben. Dementsprechend kleinteilig ist die Siedlungsstruktur in der VG. Hauptverkehrsanbindung der VG Rockenhausen ist die B48, die Richtung Süden über Winnweiler auf die A63 und Richtung Norden nach Bad Kreuznach führt. Über die L385 bzw. L386 kann Kirchheim-Bolanden erreicht werden. Die Stadt Rockenhausen und die Gemeinde Imsweiler haben einen Bahnanschluss.

Die VG Rockenhausen hat am Programm „Null-Emissions-Gemeinden“ teilgenommen (vgl. Heck et al., 2016). Außerhalb des Ortszentrums von St. Alban steht der „Sonnenpark“, der Bio-Solar-Häuser, die weitgehend energieautark sind und ein Informationszentrum für regenerative Energien umfasst. Auf dem Hengstbacherhof stellt die Firma Palaterra© Schwarzerde nach dem Vorbild der „Terra Preta do Indio“ her und verfolgt somit bereits ein kreislauforientiertes Stoffstrommanagement.

Die VG Rockenhausen liegt nach BBSR (2017a) in einem ländlicher Kreis mit Verdichtungsansätzen und nach dem Landesentwicklungsprogramm LEP IV (ISM RLP, 2008) kann die VG dem ländlichen Bereich mit einer dispersen Siedlungsstruktur zugeordnet werden.

Die VG Rockenhausen wird über den Zweckverband Wasserversorgung Westpfalz mit Trinkwasser versorgt. Das Trinkwasser wird innerhalb der VG über Ortsnetze mit einer Gesamtlänge von ca. 11 km verteilt. Das verbrauchsabhängige Trinkwassernettoentgelt liegt bei 2,20 €/m³ und das verbrauchsunabhängige Entgelt bei 73,35 €/a pro Anschluss. Das mengenbezogene Abwasserentgelt beträgt 3,44 €/m³ und das flächenbezogenes Abwasserentgelt 0,09 € pro m² beitragspflichtige Grundstücksfläche. Für die Oberflächenentwässerung werden 0,56 €/m² berechnet (0,05 € pro m² beitragspflichtige Grundstücksfläche (auf Grundlage des Abflussbeiwerts) + 0,51 € pro m² bebaute, befestigte und angeschlossene Fläche) (vgl. Statistisches Landesamt RLP, 2014c).

Die Abwasserbehandlung der VG erfolgt zum einen in der technischen Kläranlage Rockenhausen, welche für 20.000 EW ausgelegt ist und über eine Stickstoff- und Phosphorelimination verfügt. Zum anderen wird das Abwasser in Pflanzenkläranlagen an den Standorten Marienthal, St. Alban, Würzweiler, Schneebergerhof, Gerbacherhöfe und Rudolphskirchen gereinigt.

In dieser Arbeit werden die Gemeinden Gerbach und St. Alban detailliert betrachtet, da diese repräsentative Größen aufweisen und die Abwasserreinigung in einer gemeinsamen Pflanzenkläranlage erfolgt. Sie ist eine der größten im Mischsystem betriebenen Pflanzenkläranlagen in Deutschland mit einer Ausbaugröße von 1.150 EW (Baujahr 2004). Derzeit angeschlossen sind 925 Einwohner (vgl. Tabelle A-8). Die Kläranlage besteht aus Pflanzenbeeten und der anfallende Schlamm wird vererdet.

Steckbriefe mit Informationen zu Lage, Einwohnern und Bebauung, Infrastruktur sowie der Wasserver- und Abwasserentsorgung der beiden Gemeinden sind in Tabelle 4-3 und Tabelle 4-4 dargestellt.

Tabelle 4-1: Steckbrief Gemeinde Neuhemsbach (Stand 2015) (vgl. Statistisches Landesamt RLP, 2014a, 2015b; Verbandsgemeindeverwaltung Enkenbach-Alsenborn, 2017)

Gemeinde Neuhemsbach		
Ortsteile	Heinzental, Randeckerhof, Rothwiesenhof, Hammermühle, Sondergebiet für Ferienwohnungen (Krückelmausberg)	
Verbandsgemeinde	Enkenbach-Alsenborn	
Lage und Struktur		
Lage	Nordöstlich innerhalb der VG Enkenbach-Alsenborn	
Topografie	Tal- und Hanglage	
Höhenlage	i.M. 261 m ü. NN	
Fläche	Gesamtfläche:	666 ha
	Siedlungs- und Verkehrsflächen:	70 ha
	landwirtschaftliche Fläche:	205 ha
	Waldfläche:	387 ha
	Wasserfläche:	2 ha
	Sonstige Fläche:	2 ha
Gewässer	Hemsbach, Billesbach, Billesweiher	
Einwohner und Bebauung		
Einwohner	825	
Einwohnerdichte	123,8 E/km²	
Bevölkerungsentwicklung	2000 – 2015:	-1,8 %
	2010 – 2015:	-3,6 %
Alterszusammensetzung	Unter 20 Jahre:	17,3 %
	20 bis 64 Jahre:	64,2 %
	65 Jahre und mehr:	18,4 %
Bebauung	Gebäude mit 1 Wohnung:	82,5 %
	Gebäude mit 2 Wohnungen:	14,9 %
	Gebäude mit 3 + x Wohnungen:	2,6 %
Entwicklung Wohngebäude seit 2000	Zunahme der Gebäude:	16 %
	Zunahme von Einfamilienhäusern:	25 %
	Abnahme von Zweifamilienhäusern:	-9 %
Flächenergänzungen Wohn- und Gewerbegebiete	1 Neubaugebiet erschlossen und teilweise bebaut mit Erweiterungsmöglichkeit (ca. 1,5 ha) 1 Mischgebiet erweitert	
Infrastruktur		
Öffentliche Einrichtungen, Versorgungseinrichtungen	Gastronomie, Tante-Emma-Laden, SB-Geschäftsstelle einer Bank	
Betriebe, Geschäfte	5	
Landwirtschaftliche Betriebe	keine	
ÖPNV	wenige Busse täglich, hauptsächlich Schulbusverkehr	
Wasserver- und Abwasserentsorgung		
Wasserverbrauch (2013)	112 l/(E·d)	
Länge Kanalnetz	10 km	
Kanallänge pro Einwohner	12 m/E	
Anteil Mischsystem	76,2 %	
Anteil Trennsystem	23,8 %	
Baujahr Mischsystem	1968	
Baujahr Trennsystem	1997	
Anschlussgrad Kläranlage	99,5 %	

Tabelle 4-2: Steckbrief Gemeinde Mehlingen (Stand 2015) (vgl. Statistisches Landesamt RLP, 2014a, 2015b; Verbandsgemeindeverwaltung Enkenbach-Alsenborn, 2017)

Gemeinde Mehlingen		
Ortsteile	Baalborn, Mehlingerhof, Fröhnerhof, Neukirchen	
Verbandsgemeinde	Enkenbach-Alsenborn	
Lage und Struktur		
Lage	Westlich innerhalb der VG Enkenbach-Alsenborn	
Topografie	leichte Hanglage	
Höhenlage	i.M. 289 m ü. NN	
Fläche	Gesamtfläche:	2.195 ha
	Siedlungs- und Verkehrsflächen:	357 ha
	landwirtschaftliche Fläche:	923 ha
	Waldfläche:	893 ha
	Wasserfläche:	10 ha
	Sonstige Fläche:	11 ha
Gewässer	Schwarzbach, Erdpfuhlgraben, Baalborner Bach	
Einwohner und Bebauung		
Einwohner	3.862	
Einwohnerdichte	176 E/km²	
Bevölkerungsentwicklung	2000 – 2015:	-4,3 %
	2010 – 2015:	+0,3 %
Alterszusammensetzung	Unter 20 Jahre:	20,4 %
	20 bis 64 Jahre:	62,1 %
	65 Jahre und mehr:	17,5 %
Bebauung	Gebäude mit 1 Wohnung:	74,8 %
	Gebäude mit 2 Wohnungen:	17,5 %
	Gebäude mit 3 + x Wohnungen:	7,7 %
Entwicklung Wohngebäude seit 2000	Zunahme der Gebäude:	17 %
	Zunahme von Einfamilienhäusern:	33 %
	Abnahme von Zweifamilienhäusern:	-19 %
Flächenergänzungen Wohn- und Gewerbegebiete	1 Neubaugebiet erschlossen und teilweise bebaut mit Erweiterungsmöglichkeit (ca. 10 ha) Kleinteilige Erweiterung des Gewerbegebiets geplant	
Infrastruktur		
Öffentliche Einrichtungen, Versorgungseinrichtungen	Grundschule, Kindergarten, 2 Zahnärzte, 1 Apotheke, Supermarkt, Gastronomie	
Betriebe, Geschäfte	mehrere Gewerbebetriebe	
Landwirtschaftliche Betriebe	11 Betriebe	
ÖPNV	ca . stündlich ein Bus Richtung Kaiserslautern	
Wasserver- und Abwasserentsorgung		
Wasserverbrauch (2013)	117 l/(E·d)	
Länge Kanalnetz	31 km	
Kanallänge pro Einwohner	8 m/E	
Anteil Mischsystem	74,7 %	
Anteil Trennsystem	25,3 %	
Baujahr Mischsystem	1970, 2000	
Baujahr Trennsystem	2000	
Anschlussgrad Kläranlage	99,8 %	

Tabelle 4-3: Steckbrief Gemeinde Gerbach (Stand 2015) (vgl. Statistisches Landesamt RLP, 2015b; Verbandsgemeinde Rockenhausen, 2017)

Gemeinde Gerbach		
Ortsteile	Althof, Kahlenbergweiher, Köhlerhof und Schneebergerhof, Sondergebiet „Campingplatz“ und „Wochenendhausgebiet In den Wehenwiesen“	
Verbandsgemeinde	Rockenhausen	
Lage und Struktur		
Lage	Nordöstlich innerhalb der VG Rockenhausen	
Topografie	Tal- und Hanglage	
Höhenlage	i.M. 257 m ü. NN	
Fläche	Gesamtfläche:	732 ha
	Siedlungs- und Verkehrsflächen:	69 ha
	landwirtschaftliche Fläche:	533 ha
	Waldfläche:	128 ha
	Wasserfläche:	3 ha
	Sonstige Fläche:	0 ha
Gewässer	Gerbach, Appelbach, Almoosgraben	
Einwohner und Bebauung		
Einwohner	535	
Einwohnerdichte	73,1 E/km²	
Bevölkerungsentwicklung	2000 – 2015:	-8,2%
	2010 – 2015:	-4,1 %
Alterszusammensetzung	Unter 20 Jahre:	22,1 %
	20 bis 64 Jahre:	56,1 %
	65 Jahre und mehr:	21,9 %
Bebauung	Gebäude mit 1 Wohnung:	83,2 %
	Gebäude mit 2 Wohnungen:	13,1 %
	Gebäude mit 3 + x Wohnungen:	3,3 %
Entwicklung Wohngebäude seit 2000	leichte Zunahme der Gebäude:	4 %
	Zunahme von Einfamilienhäusern:	7 %
	Abnahme von Zweifamilienhäusern:	-15 %
Flächenergänzungen Wohn- und Gewerbegebiete	1 Neubaugebiet erschlossen und teilweise bebaut Ausweisung von zwei weiteren Wohngebieten im FNP	
Infrastruktur		
Öffentliche Einrichtungen, Versorgungseinrichtungen	Grundschule, Bäcker, Gaststätte, Bürgerhaus	
Betriebe, Geschäfte	1 Tourismusbetrieb, 40 Gewerbebetriebe	
Landwirtschaftliche Betriebe	6 Betriebe	
ÖPNV	Wenige Busse täglich, hauptsächlich Schulbusverkehr	
Wasserver- und Abwasserentsorgung		
Wasserverbrauch (2013)	77,3 l/(E·d)	
Länge Kanalnetz	6 km	
Kanallänge pro Einwohner	11 m/E	
Anteil Mischsystem	12,5 %	
Anteil Trennsystem	87,5 %	
Baujahr Mischsystem	1975, 2004	
Baujahr Trennsystem	2004	
Anschlussgrad Kläranlage	99,6 %	

Tabelle 4-4: Steckbrief Gemeinde St. Alban (Stand 2015) (vgl. Statistisches Landesamt RLP, 2015b; Verbandsgemeinde Rockenhausen, 2017)

Ortsgemeinde St. Alban		
Ortsteile	Hengstbacherhof, Untermühle	
Verbandsgemeinde	Rockenhausen	
Lage und Struktur		
Lage	Nordöstlich innerhalb der VG Rockenhausen	
Topografie	Tal- und Hanglage	
Höhenlage	247 m ü. NN	
Fläche	Gesamtfläche:	546 ha
	Siedlungs- und Verkehrsflächen:	33 ha
	landwirtschaftliche Fläche:	452 ha
	Waldfläche:	59 ha
	Wasserfläche:	1 ha
	Sonstige Fläche:	0 ha
Gewässer	Appelbach, Stößbach, Erlengraben	
Einwohner und Bebauung		
Einwohner	290	
Einwohnerdichte	53,1 E/km²	
Bevölkerungsentwicklung	2000 – 2015:	-12,7 %
	2010 – 2015:	-10,2%
Alterszusammensetzung	Unter 20 Jahre:	19 %
	20 bis 64 Jahre:	61,4 %
	65 Jahre und mehr:	19,7 %
Bebauung	Gebäude mit 1 Wohnung:	83,8 %
	Gebäude mit 2 Wohnungen:	13,7 %
	Gebäude mit 3 + x Wohnungen:	2,6 %
Entwicklung Wohngebäude seit 2000	leichter Zunahme der Gebäude:	6,4 %
	Zunahme von Einfamilienhäusern:	6,5 %
	keine Veränderung von Zweifamilienhäusern:	0 %
Flächenergänzungen Wohn- und Gewerbegebiete	keine	
Infrastruktur		
Öffentliche Einrichtungen, Versorgungseinrichtungen	keine	
Betriebe, Geschäfte	1 Tourismusbetrieb, 19 Gewerbebetriebe	
Landwirtschaftliche Betriebe	keine	
ÖPNV	wenige Busse täglich, hauptsächlich Schulbusverkehr	
Wasserver- und Abwasserentsorgung		
Wasserverbrauch (2013)	83,6 l/(E·d)	
Länge Kanalnetz	4 km	
Kanallänge pro Einwohner	14 m/E	
Anteil Mischsystem	0 %	
Anteil Trennsystem	100 %	
Baujahr Trennsystem	2004	
Anschlussgrad Kläranlage	88,1 %	

4.2 Berechnungsvarianten

Die Berechnungen mit dem mathematischen Optimierungsmodell werden für einen Zeitraum von 50 Jahren (2015 – 2065) in 5-Jahresschritte und einem Integrality Gap von 10 (Gap = verbleibende Menge bis zur vollständigen Optimierung, bei der die Berechnung abgebrochen wird) durchgeführt (vgl. Kapitel 3.2.2).

Auch wenn das Kriterium Kosten zur Optimierung nicht ausgewählt wird, wird es, wie in Kapitel 3.2.2 beschrieben, mit 5 % gewichtet um unrealistische Lösungen zu vermeiden. Diese Minimalgewichtung von 5 % ist unabhängig davon wie viele Kriterien für die Zielfunktion ausgewählt werden. Im Folgenden werden begrifflich für alle Bewertungskriterien die Gewichtungsabstufungen 0, 50 und 100 % einheitlich verwendet. Für die resultierende Zielfunktion ist es dann aber ein Unterschied, ob zwei, vier oder acht Kriterien mit jeweils 100 % gewichtet werden.

Insgesamt könnten 18.360 Kombinationen von Bewertungskriterien und Szenarien berechnet werden, wenn die acht Bewertungskriterien mit einer Gewichtung von 0 oder 100 % in die Optimierung eingehen (255 Kombinationen) und bei den Szenarien drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen, vier Wasserbedarfsentwicklungen, zwei Kostenalternativen und drei Klimawandelfaktoren berücksichtigt werden (72 Kombinationen). Bei einer weiteren Abstufung der Gewichtungen der Bewertungskriterien resultieren noch wesentlich mehr Kombinationsmöglichkeiten. Da es aufgrund des hohen Rechenaufwands nicht möglich ist, alle Kombinationen zu berechnen und dies auch nicht zielführend für die Ergebnisauswertung ist, werden die im Folgenden dargestellten Kombinationen an Szenarien und Bewertungskriterien berechnet.

Mit den nachfolgend dargestellten Sensitivitätsbetrachtungen wurde das mathematische Optimierungsmodell im Rahmen dieser Arbeit intensiv evaluiert und falls erforderlich wurden Anpassungen am Modell bzw. der Datenbank vorgenommen. Es erfolgte die Untersuchung von Ungewissheiten der berechneten Transformationspfade, welche einen wichtigen Punkt in der Evaluierung von Modellen darstellt (vgl. Deletic et al., 2012; Urich und Rauch, 2014). Auch Plausibilitätskontrollen hinsichtlich der Eingangsdaten wurden durchgeführt. Bspw. wurde der aus der Modellierung resultierende Trockenwetterzufluss zur Kläranlage mit den Werten aus den Betriebstagebüchern abgeglichen.

4.2.1 Detaillierte Darstellung ausgewählter Transformationspfade

Um das Spektrum möglicher zukünftiger Systemgestaltungen aufzuzeigen, werden für ein ausgewähltes Szenario und drei Kombinationen von Bewertungskriterien Varianten für die vier Gemeinden berechnet, ausgewertet und dargestellt (vgl. Kapitel 5.1). Diese drei Varianten werden so gewählt, dass unterschiedliche

Systeme resultieren, die die im Modell hinterlegten Maßnahmen umfassend einbeziehen. Das folgende Basisszenario wird dabei zugrunde gelegt:

- Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung: Trendszenario (2)
- Entwicklung Wasserbedarf: leichte Abnahme (2)
- Kostenentwicklung: Zinssatz 3 %, angepasste Investitionskosten
- Klimawandel: Faktor 1

Es werden nachstehende Priorisierungen von Bewertungskriterien betrachtet, die Gewichtungen sind in Klammern angegeben:

- Variante 1: Konservativ: Kosten, Flexibilität, Emissionen und Akzeptanz (100-50-100-100)
- Variante 2: Ökologisch-ökonomisch: Kosten, Flexibilität und Wasserbilanz (100-100-100)
- Variante 3: Rückgewinnung: Kosten, Wasserrecycling, Nährstoffrecycling und Energieeffizienz (100-100-100-100)

Das Kriterium Kosten wird bei allen Varianten mitbetrachtet, da sonst extrem teure und somit realitätsferne Lösungen resultieren können.

4.2.2 Sensitivitätsbetrachtungen

4.2.2.1 Untersuchung der Einflüsse von Szenarien

Um den Einfluss von verschiedenen Szenarien und deren Robustheit zu untersuchen werden die Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung, die Wasserverbrauchsentwicklung, die Kostenentwicklung technischer Maßnahmen und der Klimawandel-Faktor variiert. Dies erfolgt für die in Kapitel 4.2.1 festgelegten drei Kombinationen von Bewertungskriterien für die vier Gemeinden.

Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung:

1. Bestandsszenario: keine wesentlichen Veränderungen der Siedlungsstruktur
2. Trendszenario: Entdichtung und Zersiedlung
3. Dorfkernsanierung: Konsolidierung der Siedlungsstruktur

Entwicklung Wasserbedarf:

1. konstant: starker Einfluss demografischer und sozioökonomischer Faktoren
2. leichte Abnahme: mittlere Veränderungen der Einflussfaktoren
3. starke Abnahme: starker Einfluss des technischen Fortschritts
4. leichter Anstieg

Kostenentwicklung technischer Anlagen:

1. Veränderungen des Zinssatzes (1 % p.a., 3 % p.a., 5 % p.a.)
2. Angepasste Investitionskosten: Veränderungen der Erfahrungskurven

Klimawandel-Faktor (Multiplikator für Niederschlagsspenden):

1. Faktor 1
2. Faktor 1,2
3. Faktor 1,4

4.2.2.2 Untersuchung der Einflüsse von Bewertungskriterien

Für das in Kapitel 4.2.1 gewählte Basisszenario wird der Einfluss von verschiedenen Kombinationen von Bewertungskriterien untersucht.

Als erstes wird der alleinige Einfluss eines Bewertungskriteriums untersucht, d.h. ein Kriterium wird zu 100 % gewichtet, die anderen Kriterien gehen zu 0 % in die Optimierung ein.

Als zweites wird das Kriterium Kosten mit jeweils einem weiteren Kriterium variiert. Die Kosten und das betrachtete Bewertungskriterium werden mit den Abstufungen 0 %, 50 % und 100 % gewichtet und die anderen Kriterien gehen mit 0 % in die Optimierung ein (Tabelle 4-5). Durch Variation des Kriteriums Kosten mit jeweils einem Kriterium kann untersucht werden, wie sich der Kosteneinfluss auf unterschiedliche Transformationspfade, die Gesamtkosten pro Einwohner und den Grad der Zielerreichung der Kriterien auswirkt.

Als drittes wird eine multikriterielle Optimierung mit einer Gleichgewichtung aller Kriterien untersucht. Als viertes wird das Kriterium Kosten mit einem, zwei oder allen drei Bewertungskriterien der Ressourceneffizienz kombiniert. Die Kosten sowie die jeweils ausgewählten Kriterien der Ressourceneffizienz gehen mit einer Gewichtung von 100 % in die Zielfunktion ein.

Tabelle 4-5: Kosten in Kombination mit jeweils einem Bewertungskriterium

	Kosten	jeweiliges Bewertungskriterium
Kombination 1	0 %	100 %
Kombination 2	50 %	100 %
Kombination 3	100 %	100 %
Kombination 4	100 %	50 %

4.2.2.3 Untersuchung der Einflüsse der Maßnahmenwahl

Die Auswahl und der Umsetzungszeitpunkt der Anpassungsmaßnahmen haben einen großen Einfluss auf die resultierenden Transformationspfade und deren Kosten. Die Einflüsse der Maßnahmen werden untersucht, indem einzelne Maßnahmen bei der Simulation gezielt nicht berücksichtigt werden und dadurch andere Maßnahmen umgesetzt werden müssen.

Es werden folgende Varianten betrachtet:

- Einfluss von Ableitungssystemen: Freispiegelleitungen, oberirdische Rinnen
- Einfluss des Stilllegungszeitpunktes der Kläranlage
- Maßnahme Grau- und Regenwassernutzung

4.2.3 Kostenauswertungen

Der Kostenvergleich verschiedener Szenarien und Kombinationen an Bewertungskriterien innerhalb einer Gemeinde sowie mehrerer Gemeinden untereinander erfolgt anhand des Projektkostenbarwerts mit einem Zinssatz von 3 % nach den DWA-Kostenvergleichsleitlinien (vgl. DWA, 2012b). Nach KVR-Leitlinien soll die längste Nutzungsdauer bzw. das kleinste gemeinsame Vielfache der Nutzungsdauern als Untersuchungszeitraum gewählt werden. Hier werden als Zeiträume für die Kostenberechnungen die Betrachtungszeiträume der Modellierung verwendet (50 Jahre). Die betrachteten Alternativen werden nicht zum gleichen Zeitpunkt wie bei Kostenvergleichsrechnungen üblich umgesetzt, sondern es wird immer der aus der mathematischen Optimierung resultierende Zeitpunkt der jeweiligen Maßnahmen verwendet.

Um einen Vergleich mehrerer Gemeinden untereinander vorzunehmen wird der Projektkostenbarwert durch den Mittelwert der Einwohner dividiert. Eine Berechnung der Kosten pro Einwohner je Zeitschritt wird nicht verwendet, da die Einwohner im jeweiligen Zeitschritt nicht die anfallenden Investitionen zahlen, sondern diese von den Einwohner innerhalb der Abschreibungsdauer über die Gebühren beglichen werden.

Für die Darstellung der Kostenaufteilung in private und öffentliche Kosten sowie Investitions- und Betriebskosten einer Gemeinde über den Betrachtungszeitraum werden die Gesamtkosten ohne Abzinsung verwendet.

5 Auswertung und Diskussion der Ergebnisse

In diesem Kapitel werden Berechnungsvarianten für verschiedene Kombinationen von Szenarien und Bewertungskriterien aus Kapitel 4.2 ausgewertet, evaluiert und zusammengefasst. Es werden Rückschlüsse zu Gebührenentwicklungen gezogen. In der anschließenden Diskussion werden die Modellergebnisse und der Modellansatz bewertet sowie die Auswirkungen auf die Wasserversorgung und Abwasserbehandlung betrachtet. Auswahlfaktoren für dezentrale und ressourcenorientierte Systeme werden aus den Modellergebnissen abgeleitet und Empfehlungen zur Übertragbarkeit der verwendeten Methodik und der Ergebnisse gegeben.

5.1 Transformationspfade für die Modellgemeinden

Im Folgenden werden für die in Kapitel 4.2.1 vorgestellten drei Varianten *konservativ*, *ökologisch-ökonomisch* und *Rückgewinnung* die Transformationspfade, der Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien sowie die Kosten detailliert dargestellt, ausgewertet und bewertet.

5.1.1 Transformationspfade

In Tabelle 5-1 sind die resultierenden Transformationspfade für die drei Varianten aus Kapitel 4.2.1 und die vier Gemeinden nach einem Betrachtungszeitraum von 50 Jahren dargestellt. Die hinterlegte Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung basiert auf dem Trendszenario mit einem mittleren Bevölkerungsrückgang von 33,5 % bis 2065 in den vier betrachteten Gemeinden. Zudem ist eine leichte Abnahme des Wasserbedarfs von 10 l/(E·d) bis 2065, ein Zinssatz von 3 % p.a. und die Kostenalternative 2 (Erfahrungskurve) für die Kostenentwicklung der technischen Anlagen zugrunde gelegt.

In allen Varianten werden zu unterschiedlichen Anteilen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen wie Muldenversickerung, Flächenentsiegelung oder Dachbegrünung umgesetzt. Die Variante *konservativ* mit Priorisierung der Kriterien Kosten, Flexibilität, Emissionen und Akzeptanz führt zu einer Erhaltung und Sanierung des existierenden zentralen Systems. Nur in Neuhemsbach wird aufgrund der Ortsstruktur ein peripheres Teilgebiet mit Kleinkläranlagen auf Hausebene dezentralisiert.

Tabelle 5-1: Transformation des Abwasserentsorgungssystems nach 50 Jahren für drei Kombinationen an Bewertungskriterien (Angabe der Gewichtungen der Kriterien in Klammern)

	Variante 1 konservativ	**Variante 2 ökologisch-ökonomisch**	**Variante 3 Rückgewinnung**
	Kosten, Flexibilität, Emissionen, Akzeptanz (100-50-100-100)	Kosten, Flexibilität, Wasserbilanz (100-100-100)	Kosten, Wasser- und Nährstoffrecycling, Energieeffizienz (100-100-100-100)
Neuhemsbach	zentral (1 Teilgebiet dezentral)	dezentral mit Pflanzen-KKA	zentral/dezentral Stoffstromtrennung, GW-Recycling mit dezentraler GW-Behandlung (Pflanzen-KKA), Drucksystem Schwarzwasser, Co-Fermentation & Nährstoffrecycling auf KA
Mehlingen	zentral	dezentral mit Pflanzen-KKA	zentral, Stoffstromtrennung, GW-Recycling, Drucksystem Schwarzwasser, Co-Fermentation & Nährstoffrecycling auf KA
Gerbach	zentral	zentral	zentral/dezentral, Stoffstromtrennung, GW-Recycling mit dezentraler GW-Behandlung (Pflanzen-KKA), Drucksystem Schwarzwasser, Nährstoffrecycling, Biogasanlage
St. Alban	zentral	zentral	zentral/dezentral, Stoffstromtrennung, GW-Recycling mit dezentraler GW-Behandlung (Pflanzen-KKA), Drucksystem Schwarzwasser, Nährstoffrecycling, Biogasanlage

In der Variante *ökologisch-ökonomisch* werden die Kriterien Kosten, Flexibilität und Wasserbilanz priorisiert. In Neuhemsbach und Mehlingen wird das System über den Betrachtungszeitraum mit Pflanzenkleinkläranlagen dezentralisiert und das Regenwasser wird versickert oder verdunstet. Der Anteil des Regenwassers, der abgeleitet werden muss, sowie der gereinigte Ablauf von Kleinkläranlagen werden in Regenwasserkanälen oder oberirdischen Rinnen in das nächste Fließgewässer eingeleitet. Die Gemeinden Gerbach und St. Alban weisen durch den Anschluss an eine gemeinsame Pflanzenkläranlage bereits eine kleinräumigere Struktur auf. Dieses System wird beibehalten und durch den Bau von dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen und teilweise oberirdischen Rinnen zur Regenwasserableitung erweitert.

In der Variante *Rückgewinnung* erfolgt mit der Implementierung einer Stoffstromtrennung in Schwarz- und Grauwasser auf Gebäudeebene ein weitgehender Umbau der bestehenden Abwasserinfrastruktur. In den Gebäuden wird eine doppelte Leitungsführung eingebaut und das Grauwasser wird mit einer dezentralen Anlage aufbereitet und anschließend wiederverwendet. In Neuhemsbach, Gerbach und St. Alban wird das nicht wiederverwendete Grauwasser in Pflanzenkleinkläranlagen dezentral behandelt, in Mehlingen wird es in der zentralen Gruppenkläranlage mitbehandelt. In Neuhemsbach und Mehlingen wird das Schwarzwasser mit Druckleitungen zur Gruppenkläranlage abgeleitet, um Phosphor und Energie durch eine Co-Fermentation zurückzugewinnen. Das Schwarzwasser wird nicht in den Kläranlagenzulauf geleitet, sondern direkt in den Faulturm oder zu einer Anlage zur Phosphorrückgewinnung. Da auf einer Pflanzenkläranlage keine Energierückgewinnung möglich ist, wird für Gerbach und St. Alban eine Biogasanlage gebaut. Das Schwarzwasser kann z.B. zusammen mit nachwachsenden Rohstoffen oder Gülle vergärt und Energie produziert werden. Es erfolgt zudem eine Phosphorrückgewinnung. Die bestehende zentrale Pflanzenkläranlage für Gerbach und St. Alban wird somit stillgelegt. Die Umsetzung eines Grauwasserrecyclings in der gesamten Gemeinde führt zu einem starken Rückgang des Trinkwasserverbrauchs und hat somit große Auswirkungen auf das Trinkwasserversorgungsnetz (siehe Kapitel 5.8.3).

Exemplarisch sind die Transformationspfade für die Variante *ökologisch-ökonomisch* für Neuhemsbach und für die Variante *Rückgewinnung* für Gerbach in Abbildung 5-3 mit drei Zeitschritten visualisiert. Dargestellt sind jeweils das Ausgangs- und Endsystem sowie ein Zwischenschritt, in dem eine größere Anpassung des Systems erfolgt. Pro dargestellten Zeitschritt sind der Anteil der Kanalarten und die umgesetzten Maßnahmen als Piktogramme angegeben. In der Variante *ökologisch-ökonomisch* wird in Neuhemsbach im ersten Zeitschritt ein vom Ortskern entfernteres Teilgebiet mit Kleinkläranlagen dezentralisiert und es werden Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen umgesetzt. Im Endzustand 2065 ist das System dann komplett dezentralisiert. In der Variante *Rückgewinnung* beginnt in Gerbach ab dem Jahr 2035 die Umsetzung einer Stoffstromtrennung mit Grauwasserrecycling und der Bau eines Drucksystems für Schwarzwasser sowie einer Biogasanlage. 2065 ist dieser Umbau abgeschlossen und das verbleibende Grauwasser wird in dezentralen Pflanzenkleinkläranlagen gereinigt.

Die Umsetzungszeitpunkte der einzelnen Maßnahmen sind von besonderer Bedeutung für den Transformationsprozess. Sie beeinflussen auch den Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien und die resultierenden Kosten. Je später eine Maßnahme mit einer kurzen Nutzungsdauer umgesetzt wird, desto geringer sind die Kosten bilanziert über den gesamten Betrachtungszeitraum, da keine oder nur eine einmalige Reinvestition erfolgen muss. Durch die abnehmende Bevölkerung sind Maßnahmen auf Gebäudeebene günstiger, wenn sie später umgesetzt wer-

den, da es mehr Leerstände gibt und somit weniger Anlagen gebaut werden müssen.

Je nach Gemeinde erfolgt die Umsetzung der gleichen Maßnahme zu unterschiedlichen Zeitpunkten. In Abbildung 5-1 und Abbildung 5-2 sind die Umsetzungszeitpunkte dezentraler und ressourcenorientierter Maßnahmen für die Varianten *ökologisch-ökonomisch* und *Rückgewinnung* dargestellt. In der Variante *ökologisch-ökonomisch* werden die Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zu Beginn umgesetzt um die Kriterien Wasserbilanz und Flexibilität möglichst gut zu erreichen. Kleinkläranlagen werden erst in der zweiten Hälfte des Betrachtungszeitraums umgesetzt. In der Variante *Rückgewinnung* variieren die Umsetzungszeitpunkte und –spannen deutlich mehr. Die Länge der Umsetzungszeiträume der einzelnen Maßnahmen hängt auch von der Wahl und Gewichtung der Bewertungskriterien ab.

Die Umsetzungszeitpunkte von Maßnahmen wie Kleinkläranlagen oder Stoffstromtrennung sind für Gemeinden, die an eine gemeinsame Kläranlage angeschlossen sind, besonders relevant, da sie Auswirkungen auf die Abwassermenge- und -zusammensetzung haben.

Allerdings hängen die Dauer und der Zeitpunkt der Maßnahmenumsetzung auch von der Anzahl der zuvor definierten Transformationsräume innerhalb einer Gemeinde ab (vgl. Kapitel 3.2). Eine Verkleinerung bzw. Vergrößerung der Transformationsräume kann einen Einfluss auf die Umsetzungszeitpunkte haben.

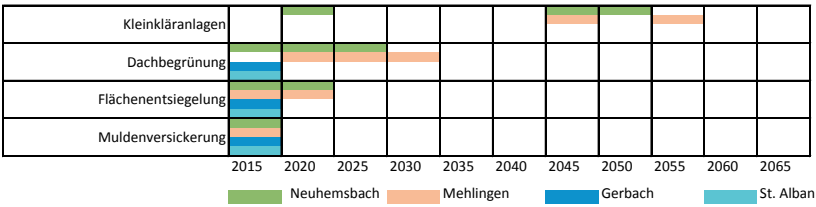

Abbildung 5-1: Umsetzungszeitpunkte der Maßnahmen Variante *ökologisch-ökonomisch*

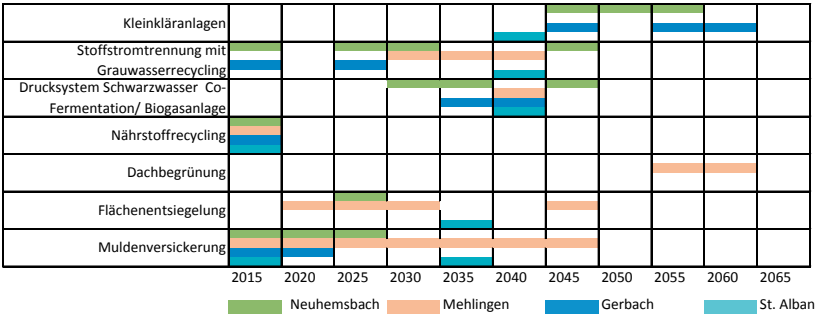

Abbildung 5-2: Umsetzungszeitpunkte der Maßnahmen Variante *Rückgewinnung*

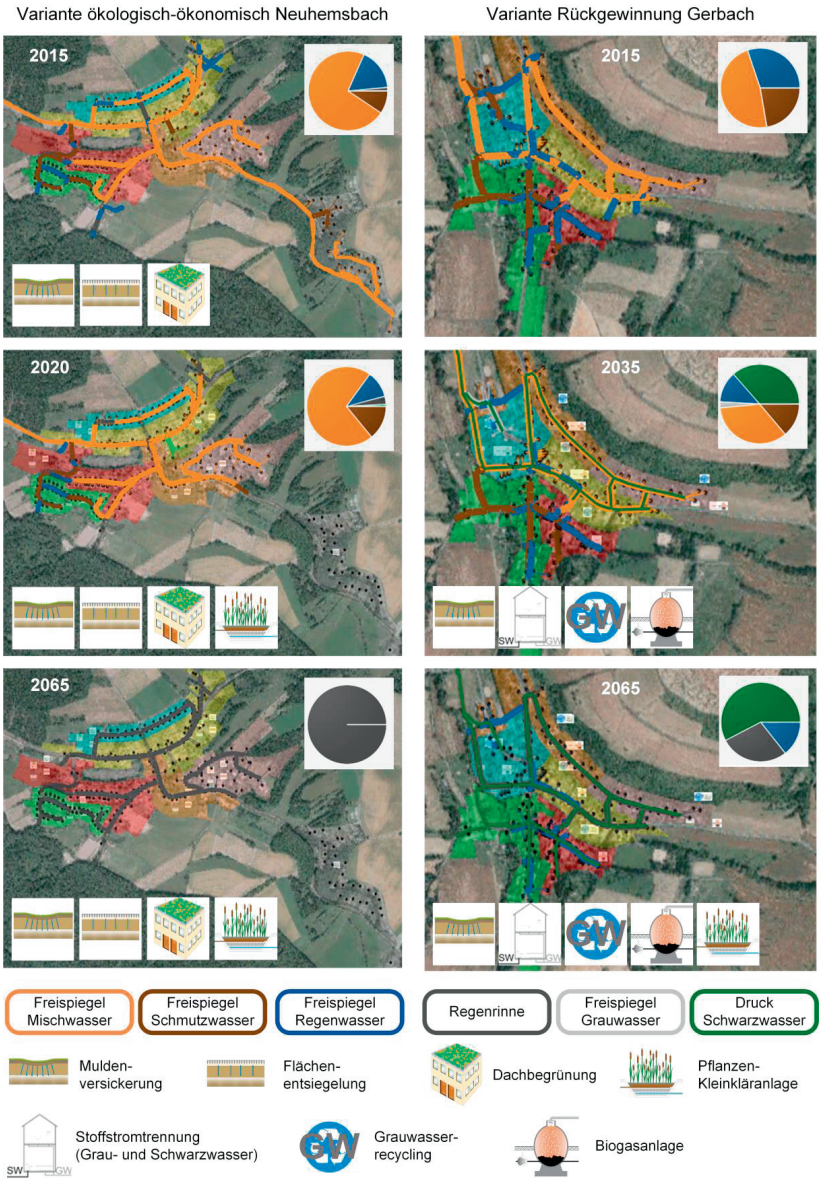

Abbildung 5-3: Visualisierung der Transformationspfade der Varianten *ökologisch-ökonomisch* Neuhemsbach (links) und *Rückgewinnung* Gerbach (rechts)

5.1.2 Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien

In Abbildung 5-4 ist der Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien für die drei Varianten und vier Gemeinden im Vergleich dargestellt. Der Grad der Zielerreichung des Kriteriums Kosten unterscheidet sich je nach Gemeinde aufgrund der gewählten Skalierungsmethode, die sich auf das Referenzsystem der entsprechenden Gemeinde bezieht. Die Kriterien Wasser- und Nährstoffrecycling werden nur erreicht, wenn sie für die Optimierung ausgewählt wurden, da sie von der Umsetzung spezifischer Maßnahmen abhängen. Das Kriterium Energieeffizienz erreicht in den Gemeinden Neuhemsbach und Mehlingen immer einen gewissen Grad der Zielerreichung, da auf der zentralen technischen Kläranlage immer Energie in der Faulungsanlage zurückgewonnen werden kann. In Gerbach und St. Alban hingegen kann Energie nur durch die Umsetzung einer zusätzlichen Maßnahme (Biogasanlage) erzeugt werden. Der Zielerreichungsgrad für das Kriterium Emissionen ist abhängig von der vorhandenen Reinigungsleistung der Kläranlage und liegt somit für Gerbach und St. Alban aufgrund der vorhandenen Pflanzenkläranlage etwas niedriger.

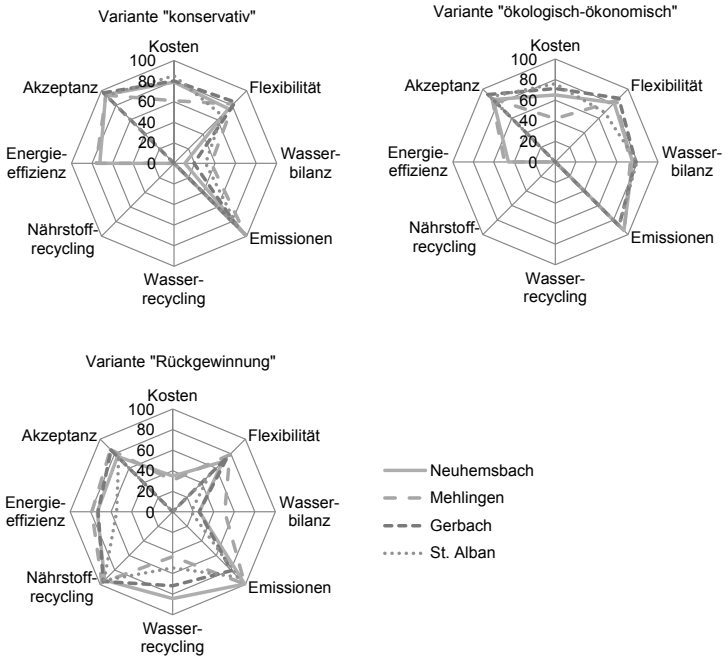

Abbildung 5-4: Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien der drei Varianten und vier Gemeinden im Vergleich

Die priorisierten Kriterien erreichen in den Varianten *konservativ und ökologisch-ökonomisch* einen guten Zielerreichungsgrad. Für das Kriterium Kosten ist der Grad der Zielerreichung in der Variante *konservativ* nur geringfügig niedriger als für eine alleinige Kostenoptimierung. In der Variante *Rückgewinnung* variiert der Grad der Zielerreichung der priorisierten Kriterien in Abhängigkeit von der jeweiligen Gemeinde deutlich. Das Kriterium Kosten erreicht für die Gemeinden Gerbach und St. Alban einen schlechteren Zielerreichungsgrad, da der Bau einer Biogasanlage wesentlich teurer ist als die Umsetzung einer Co-Fermentation für Neuhemsbach und Mehlingen. Der unterschiedliche Grad der Zielerreichung des Kriteriums Wasserrecycling kann auf die unterschiedlichen Umsetzungszeitpunkte der entsprechenden Maßnahme zurückgeführt werden.

5.1.3 Kostenauswertungen

5.1.3.1 Kostenaufteilung in Investitions- und Betriebskosten sowie öffentliche und private Kosten

Die Kostenaufteilung in Investitions- und Betriebskosten sowie öffentliche und private Kosten über den Transformationszeitraum von 50 Jahren ist exemplarisch für die Varianten *ökologisch-ökonomisch* (Neuhemsbach) und *Rückgewinnung* (Gerbach) in Abbildung 5-5 dargestellt. Investitionen für Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung und Kleinkläranlagen sind im Modell den privaten Kosten zugeordnet (vgl. Anhang A 2.4).

In der Variante *ökologisch-ökonomisch* in Neuhemsbach liegen die Investitionsschwerpunkte in den Jahren 2020, 2050 und 2065. Im Jahr 2020 findet der erste Umbauschritt des Abwasserentsorgungssystems statt, bestehende Kanäle werden saniert, Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen umgesetzt und ein Teilgebiet wird mit Kleinkläranlagen dezentralisiert. Auch 2040 und 2045 fallen größere Investitionskosten aufgrund der Reinvestition in die Kläranlage und des weiteren Umbaus des Systems an. 2050 wird das System komplett mit Kleinkläranlagen dezentralisiert, die bestehenden Mischwasserkanäle werden stillgelegt und oberirdische Rinnen zur Regenwasserableitung gebaut. 2065 steht die Reinvestition für Kleinkläranlagen sowie teilweise für Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen an. Die Betriebskosten steigen ab 2050 für das dezentrale System leicht an.

In der Variante *Rückgewinnung* für Gerbach liegen die Investitionsschwerpunkte in den Jahren 2015, 2035, 2040 und 2045. 2015 wird eine Stoffstromtrennung in Schwarz- und Grauwasser mit Grauwasserrecycling auf Gebäudeebene und eine Nährstoffrückgewinnung auf der Kläranlage implementiert. Der Umbau der Gebäudeinstallation und der Einbau einer Grauwasserrecyclinganlage verursachen eine Kostenspitze, da hierfür ca. 6.800 € pro Wohneinheit investiert werden müssen. 2035 und 2040 werden eine Biogasanlage und ein Drucksystem zur Schwarzwasserableitung gebaut. 2045 stehen Reinvestitionen für das Nährstoff- und Grauwasserrecycling an. 2060 werden Kleinkläranlagen zur Grauwasserbe-

handlung umgesetzt. Die Betriebskosten steigen ab dem Jahr 2035 aufgrund des Drucksystems und der Biogasanlage stark an.

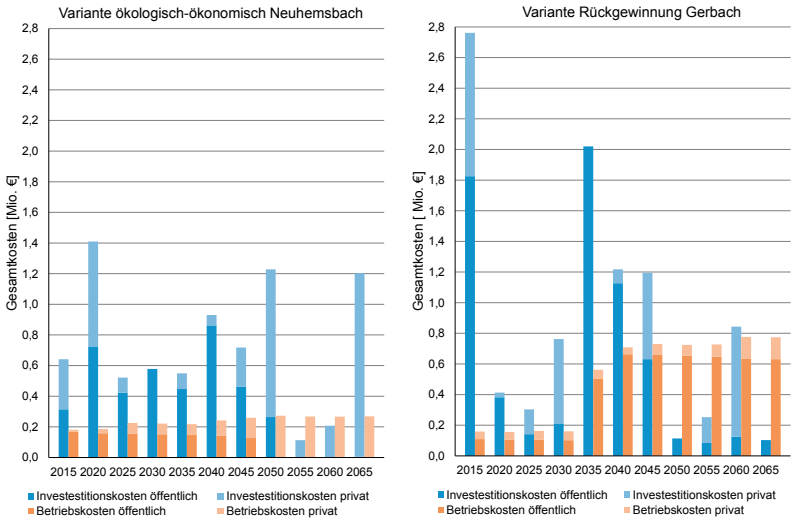

Abbildung 5-5: Investitions- und Betriebskosten sowie öffentliche und private Kosten für die Varianten *ökologisch-ökonomisch* (Neuhemsbach, links) und *Rückgewinnung* (Gerbach, rechts)

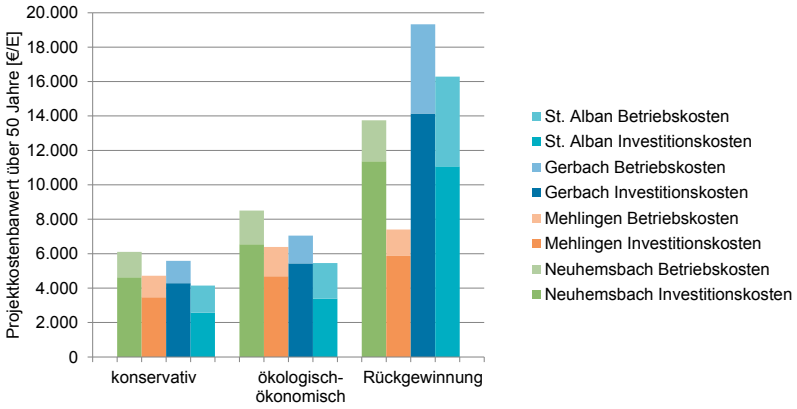

Abbildung 5-6: Projektkostenbarwert [€/E] über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren für die drei Varianten und vier Gemeinden

5.1.3.2 Kostenvergleich

Abbildung 5-6 zeigt den Projektkostenbarwert pro Einwohner (gemittelt über den Betrachtungszeitraum) für die drei Varianten und vier Gemeinden im Vergleich. Die unterschiedlich hohen Projektkostenbarwerte der Varianten entstehen aufgrund der unterschiedlich ausgewählten Ziele und der damit verbundenen Maßnahmenumsetzung.

Der Kostenvergleich der Gemeinden untereinander zeigt für die Varianten *konservativ* und *ökologisch-ökonomisch* ein ähnliches Bild. Die Transformation ist für Neuhemsbach am teuersten, absteigend gefolgt von Gerbach, Mehlingen und St. Alban. Interessanterweise gibt es trotz der Implementierung eines dezentralen Systems in Neuhemsbach und Mehlingen in der Variante *ökologisch-ökonomisch* keine Verschiebungen innerhalb dieser Abstufung. Die Unterschiede hängen im Wesentlichen mit dem Zustand des Entwässerungsnetzes wie dem Kanalalter und -durchmesser sowie den örtlichen Randbedingungen zusammen. Neuhemsbach hat eine langgestreckte Form, wohingegen die anderen Gemeinden wesentlich kompakter sind. Zudem ist das Kanalnetz älter und es stehen im Betrachtungszeitraum bei der Vorgabe einer Nutzungsdauer für Kanäle von 80 Jahren in jedem Fall große Investitionen an.

In der Variante *Rückgewinnung* bleibt die Abstufung zwischen Neuhemsbach und Mehlingen bestehen. Jedoch ist die Transformation für Gerbach und St. Alban wesentlich teurer. Dies hängt mit dem Bau einer Biogasanlage zur Energiegewinnung zusammen, da auf der bestehenden Pflanzenkläranlage keine Energie zurückgewonnen werden kann. Zudem sind die Kanäle in Gerbach und St. Alban neuer und allein aufgrund ihrer technischen Nutzungsdauer müssten sie nur in geringem Umfang saniert oder erneuert werden. Dies macht eine Systemumstellung auf eine Schwarz- und Grauwassertrennung aufgrund der vorhandenen Restbuchwerte der bestehenden Anlagen besonders kostenintensiv. Die erforderlichen Investitionen auf Hausebene werden bezogen auf die Einwohnerzahl umso teurer, je weniger Bewohner in einem Haushalt leben.

5.1.3.3 Einrechnung von Erlösen aus Energie- und Phosphorrückgewinnung

Wie in Kapitel 3.3.4.1 erläutert, werden bei der Kostenauswertung keine Erlöse aus Wasser-, Nährstoff- und Energierückgewinnung von ressourcenorientierten Systemen bilanziert. In diesem Abschnitt werden exemplarisch für die Variante *Rückgewinnung* die möglichen Erlöse aus einer Nährstoff- und Energierückgewinnung berechnet und die Auswirkungen auf die Gesamtinvestitionskosten untersucht.

Die möglichen Erlöse einer Wasserwiederverwendung auf Gebäudeebene werden nicht betrachtet, da Trinkwassereinsparungen nicht unmittelbar in einer Abnahme des Trinkwasserpreises resultieren. Der Fixkostenpreis ist in der Wasserversorgung bereits sehr hoch, ein weiterer Verbrauchsrückgang würde die Kosten

kaum senken. Vielmehr könnte der niedrigere Wasserverbrauch zu Funktionsproblemen in den bestehenden Wasserversorgungsnetzen führen und infolge notwendiger betrieblicher und baulicher Maßnahmen könnten die Preise sogar steigen. Verminderte Abwassergebühren durch den verringerten Schmutzwasseranfall würden dann nur gering ins Gewicht fallen.

Die aus dem Abwasser erzeugbare elektrische Energie wird im Modell über die CSB-Frachten im Kläranlagenzulauf bzw. die CSB-Schwarzwasserfrachten im Zulauf zum Faulturm bzw. einer Biogasanlage ermittelt. Der erzielbare Energiegewinn aus Abwasser bezogen auf die CSB-Fracht ist in Kapitel 3.3.4.7 in Tabelle 3-11 dargestellt. Durch eine Co-Vergärung im Faulturm bzw. in der Biogasanlage können die Energiegewinne gesteigert werden. Durch die Vergärung von Co-Substraten ist eine Steigerung der Biogasausbeute von bis zu 60 % möglich (vgl. Wriege-Bechtold, 2015). Die Erlöse für die Einspeisung von Biogas sind im Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) geregelt. Sie werden in Abhängigkeit von der Anlagengröße angegeben und betragen im Mittel 10 ct/kWh für die Einspeisung ins Netz. Mit diesem Ansatz reduzieren sich die Gesamtinvestitionskosten durch die so erfolgte Energierückgewinnung zwischen 2 % (Biogasanlage) und 4 % (Co-Fermentation im Faulturm). Allerdings ist die Verwendung der erzeugten Energie am Entstehungsort und somit eine Substitution des externen Strombezugs vorteilhafter. Wenn die Energie direkt genutzt wird kann ein Strompreis zwischen ca. 25 und 35 ct/kWh zugrunde gelegt werden. Dann reduzieren sich die Gesamtinvestitionskosten zwischen 4,5 bzw. 6 % (Biogasanlage) und 10 bzw. 14 % (Co-Fermentation im Faulturm).

Das Rückgewinnungspotenzial aus Phosphor hängt stark vom gewählten Verfahren ab. Für die Modellierung wurde kein bestimmtes Verfahren ausgewählt, sondern es wurden mittlere Werte für die Kosten angesetzt. Für eine Phosphorrückgewinnung aus dem Kläranlagenablauf bzw. dem Faulschlamm kann ein Rückgewinnungspotenzial von 50 % bis 80 % angesetzt werden (vgl. Montag, 2008; Meyer und Steinmetz, 2017). Mit den hinterlegten Kostenansätzen betragen die produktspezifischen Kosten ca. 21 €/kg P (50 % Rückgewinnungspotenzial) bzw. ca. 13 €/kg P (80 % Rückgewinnungspotenzial).

Der erzielbare Erlös aus Sekundärphosphat hängt stark von den Preisen am Weltmarkt ab und in Forschungsarbeiten werden unterschiedliche Wertespannen verwendet (vgl. Montag et al., 2016b). Bei einem erzielbaren Erlös von 1 €/kg Phosphat, liegen die produktspezifischen Kosten wesentlich höher. Die Investitionskosten für eine Anlage zur Phosphorrückgewinnung reduzieren sich durch die Einrechnung der Erlöse um ca. 4 %. Somit lohnt sich eine Phosphorrückgewinnung erst, wenn die Kosten weiter sinken. Wie bereits erwähnt wurden mittlere Kosten hinterlegt, einige Verfahren sind günstiger, andere aber auch wesentlich teurer.

Die Gesamtinvestitionskosten der Variante *Rückgewinnung* reduzieren sich durch die Mitbilanzierung der Erlöse aus Energie- und Nährstoffrückgewinnung bei

einem Strompreis von 30 ct/KWh um ca. 5,5 % (Biogasanlage) bzw. 12 % (Co-Fermentation). Die Kostenreduzierungen fallen relativ gering aus, da Kanalsanierungsmaßnahmen, Investitionen für die Maßnahmen Stoffstromtrennung und Grauwasserrecycling sowie der Bau eines Drucksystems im Verhältnis wesentlich teurer sind. Die Erlöse werden bei einer Steigerung der Energie- und Phosphorpreise und einer weiteren Verbreitung von Anlagen zur Phosphorrückgewinnung zukünftig steigen.

5.2 Sensitivitätsbetrachtungen Szenarien

Im Folgenden werden die Auswirkungen der veränderten Rahmenbedingungen wie die Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung, die Wasserbedarfsentwicklung, die Entwicklung der Kosten technischer Anlagen und der Einfluss des Klimawandels betrachtet.

5.2.1 Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung

5.2.1.1 Betrachtung der drei Varianten

Die Auswirkungen der drei möglichen Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen (vgl. Kapitel 3.3.5.1) in Kombination mit einer leichten Abnahme des Wasserbedarfs und Kostenalternative 2 (angepasste Investitionskosten) werden in diesem Abschnitt für die im vorherigen Kapitel vorgestellten drei Varianten untersucht.

In Tabelle 5-2 sind die resultierenden Systeme nach der Transformation in Abhängigkeit von den drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungsszenarien dargestellt. Für die Variante *konservativ* resultieren ähnliche Transformationspfade unabhängig vom Bevölkerungsszenario. Nur die Umsetzungszeitpunkte der Maßnahmen unterschieden sich teilweise. In Neuhemsbach wird beim Szenario Dorfkernsanierung ein weiteres Teilgebiet abgekoppelt und mit Kleinkläranlagen ausgestattet.

Die Varianten *ökologisch-ökonomisch* und *Rückgewinnung* führen je nach Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung zu unterschiedlichen Transformationspfaden. Unabhängig vom Szenario bleibt in der Variante *ökologisch-ökonomisch* in Gerbach und St. Alban das zentrale System erhalten. In Neuhemsbach und Mehlingen unterscheiden sich die Zielzustände je nach Szenario. Im Trendszenario wird in Neuhemsbach das System dezentralisiert, in den anderen beiden Szenarien bleibt das zentrale System bestehen. In Mehlingen wird das zentrale System im Bestands- und Trendszenario dezentralisiert und bleibt im Szenario Dorfkernsanierung erhalten.

Tabelle 5-2: Vergleich der resultierenden Systeme für die Varianten konservativ, ökologisch-ökonomisch und Rückgewinnung für die drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen und die vier Gemeinden

	Variante konservativ			Variante ökologisch-ökonomisch			Variante Rückgewinnung		
	Sz. 1	**Sz. 2**	**Sz. 3**	**Sz. 1**	**Sz. 2**	**Sz. 3**	**Sz. 1**	**Sz. 2**	**Sz. 3**
Neuhemsbach	2	2	2	2	3	2	4	5	4
Mehlingen	1	1	1	3	3	1	4	4	4
Gerbach	1	1	1	1	1	1	5	5	5
St. Alban	1	1	1	1	1	1	5	5	5

mit Sz. 1…3: Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungsszenarien
Sz. 1: Bestandsszenario
Sz. 2: Trendszenario
Sz. 3: Dorfkernsanierung
1: zentrales System
2: zentrales System und teilweise Kleinkläranlagen
3: dezentrales System mit Kleinkläranlagen
4: ressourcenorientiertes System mit zentraler Grauwasserbehandlung
5: ressourcenorientiertes System mit dezentraler Grauwasserbehandlung

In der Variante *Rückgewinnung* wird immer eine Stoffstromtrennung umgesetzt, in Mehlingen wird das Grauwasser zentral auf der Kläranlage behandelt und in Gerbach und St. Alban erfolgt die Grauwasserbehandlung in Pflanzenkleinkläranlagen. Das Trendszenario bedingt in Neuhemsbach die Reinigung des Grauwassers in Kleinkläranlagen, in den anderen beiden Szenarien wird es auf der zentralen Kläranlage gereinigt.

Der Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien weist für die Varianten *konservativ* und *ökologisch-ökonomisch* nur geringe Schwankungsbereiche auf. Lediglich die unterschiedlichen Systemtransformationen in der Variante *ökologisch-ökonomisch* in Neuhemsbach und Mehlingen haben einen Einfluss hierauf. In der Variante *Rückgewinnung* variieren die Grade der Zielerreichung deutlich für die Kriterien Wasserbilanz in Neuhemsbach und Gerbach, Wasserrecycling in Mehlingen und Energieeffizienz in allen vier Gemeinden. D.h. diese Kriterien werden von den verschiedenen Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungsszenarien beeinflusst. Da das Kriterium Wasserbilanz in der Variante Rückgewinnung nicht in die Zielfunktion eingeht, variiert sein Grad der Zielerreichung in Abhängigkeit von den Kosten der erforderlichen Maßnahmen für die priorisierten Kriterien. In Mehlingen erreicht das Kriterium Wasserrecycling unterschiedliche Zielerreichungsgrade, da die Maßnahme Grauwasserrecycling zu unterschiedlichen Zeitpunkten in Abhängigkeit vom Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungsszenario umgesetzt wird. Die Maßnahmen zur Erreichung des Kriteriums Ener-

gieeffizienz werden in allen betrachteten Gemeinden zu unterschiedlichen Zeitpunkten je nach Szenario umgesetzt.

Der Projektkostenbarwert für die drei Varianten in Abhängigkeit von der Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung sowie der Gemeinde ist in Abbildung 5-7 dargestellt. In der Variante *konservativ* wird der Projektkostenbarwert nur gering von den Bevölkerungsszenarien beeinflusst. Nur das Bestandsszenario in Gerbach weist einen höheren Wert auf, da hier aufgrund des größeren Bevölkerungsrückgangs mehr Maßnahmen zur Erhaltung der Funktionstüchtigkeit des Kanalnetzes umgesetzt werden müssen.

In der Variante *ökologisch-ökonomisch* unterscheiden sich die Kostenbarwerte deutlicher. In Neuhemsbach und Mehlingen hängt dies mit den unterschiedlich resultierenden Transformationspfaden zusammen. In Gerbach sind die Transformationspfade ähnlich, es werden aber trotzdem unterschiedliche Maßnahmen zu verschiedenen Zeitpunkten umgesetzt. Die Kombination der Bewertungskriterien in der Variante *ökologisch-ökonomisch* führt im Trendszenario zu den höchsten Kosten, außer in St. Alban.

Der Kostenbarwert für die Variante *Rückgewinnung* unterscheidet sich vor allem in Gerbach und St. Alban deutlich mit gegenläufigen Tendenzen. Je nach Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung werden die kostspieligen Maßnahmen Stoffstromtrennung, Biogasanlage und Kleinkläranlage zu unterschiedlichen Zeitpunkten umgesetzt. In Gerbach verursacht das Bestandsszenario die höchsten Kosten, da hier die Bevölkerungsabnahme am größten ist. Das Szenario Dorfkernsanierung ist in Gerbach am kostengünstigsten, da die Kanäle in den Randgebieten, in denen die Bevölkerung besonders stark zurückgeht, älter sind und somit ohnehin saniert werden müssten. In St. Alban hingegen verursacht das Szenario Dorfkernsanierung die höchsten Kosten, obwohl die Bevölkerungsabnahme am geringsten ist. Da die Gemeinde nur in einen Transformationsraum zusammengefasst ist, werden der Bevölkerungsrückgang und die Leerstandsverteilung nicht so detailliert abgebildet. Wenn im Szenario Dorfkernsanierung besonders in den Randgebieten die Bevölkerung stark zurückgeht, dann müssen dort umfassende Sanierungsmaßnahmen vorgenommen werden. Da die Kanäle in St. Alban verhältnismäßig neu sind, fallen bei Systemänderungen hohe Abschreibungskosten an. In dieser von ihrer Struktur her kompakten Gemeinde haben in der Variante *Rückgewinnung* somit besonders die siedlungsstrukturellen Veränderungen einen Einfluss auf die Kosten. Dieser Sachverhalt trifft auch auf Mehlingen zu.

Die drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen haben je nach betrachteter Kombination von Bewertungskriterien unterschiedliche Auswirkungen auf die Maßnahmenumsetzung sowie die Kosten. Die Randbedingungen der Gemeinde sowie der Zustand des Entwässerungssystems und der Abwasserreinigung haben zudem einen großen Einfluss.

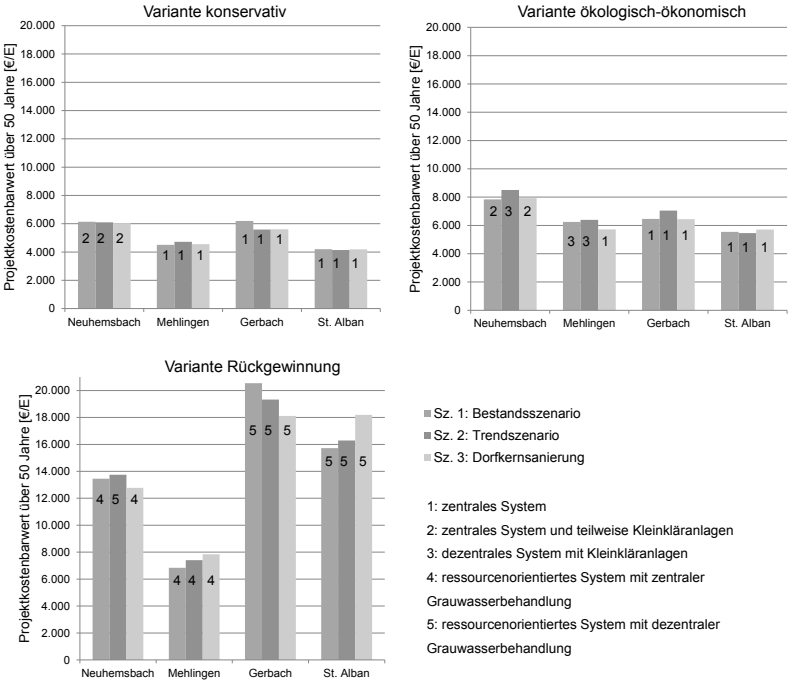

Abbildung 5-7: Vergleich Projektkostenbarwert der Varianten *konservativ*, *ökologisch-ökonomisch* und *Rückgewinnung* für die drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen und die vier Gemeinden

5.2.1.2 Priorisierung eines Bewertungskriteriums (Neuhemsbach)

Die Auswirkungen der drei möglichen Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen werden in diesem Abschnitt für die Priorisierung eines Bewertungskriteriums am Beispiel der Gemeinde Neuhemsbach untersucht.

Unabhängig von der betrachteten Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung resultieren die gleichen Transformationspfade, nur die Umsetzungszeitpunkte der Maßnahmen unterscheiden sich. Der Grad der Zielerreichung unterscheidet sich kaum, nur für das Kriterium Wasserbilanz variiert er etwas, wenn das Kriterium nicht zur Optimierung ausgewählt ist.

In Abbildung 5-8 ist der Vergleich der Gesamtkosten der drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen dargestellt. Die Kosten verteilen sich je nach optimiertem Kriterium anders und variieren zwischen 0,5 und 6 % zwischen den Bevölkerungsszenarien. Für eine Optimierung der Kosten sowie des Nährstoffrecyclings unterschieden sich die Kosten kaum. Auch wenn die Kriterien Emissionen, Energieeffizienz und Akzeptanz priorisiert werden, sind nur kleine Unterschiede zwi-

schen den Szenarien erkennbar. Bei Priorisierung der Kriterien Flexibilität und Wasserbilanz weist das Szenario mit dem größten Bevölkerungsrückgang die geringsten Kosten auf. In allen Szenarien wird das System dezentralisiert und hat somit einen Kostenvorteil, je größer der Bevölkerungsrückgang ist. Die Optimierung des Kriteriums Wasserrecycling weist den größten Kostenunterschied zwischen den Szenarien auf. Das Bestandsszenario ist am teuersten und das Trendszenario am günstigsten. Auf die Kosten bei Einführung einer Stoffstromtrennung mit Grauwasserrecycling hat nicht nur die Bevölkerungsentwicklung, sondern auch die Siedlungsstruktur wie die Verteilung der Leerstände einen großen Einfluss.

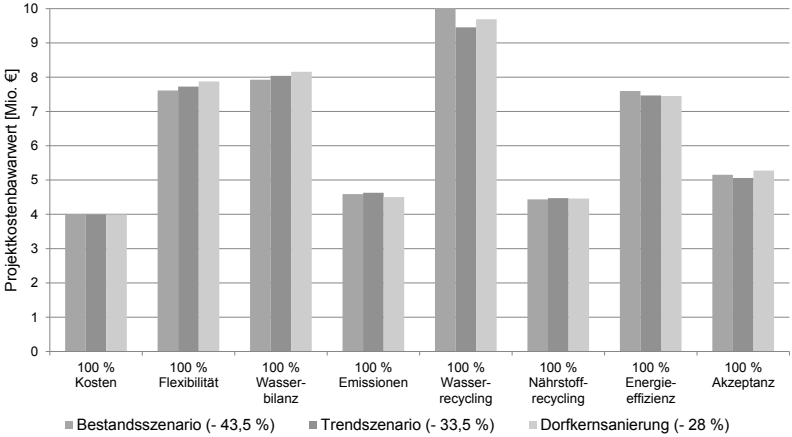

Abbildung 5-8: Vergleich der Gesamtkosten der drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen für Neuhemsbach (Bevölkerungsabnahme in Klammern)

5.2.2 Entwicklung des Wasserbedarfs

Vier mögliche Entwicklungen des spezifischen Wasserbedarfs werden für die drei Varianten exemplarisch für die Gemeinde Neuhemsbach und Gerbach untersucht. Zugrunde gelegt wird für die Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung das Trendszenario. In der Variante *konservativ* bleibt für die vier unterschiedlichen Wasserbedarfsentwicklungen das zentrale System bestehen. Ein konstanter und leicht ansteigender Wasserbedarf bedingen den Erhalt des zentralen Systems auch in den Varianten *ökologisch-ökonomisch* und *Rückgewinnung*. Eine leichte bzw. starke Abnahme führt in diesen beiden Varianten jedoch zu einer Dezentralisierung des Systems mit Kleinkläranlagen. In Gerbach trifft dies nur auf die Variante *Rückgewinnung* zu. Die geringeren Schmutzwassermengen führen zu einem erheblichen Sanierungsbedarf am Kanalnetz. Aufgrund der hinterlegten Funktionsgrenzen werden bauliche Maßnahmen erforderlich und somit ist der Bau von Kleinkläranlagen in diesen Fällen wirtschaftlicher.

Abbildung 5-9 zeigt den Kostenvergleich für die Wasserbedarfsszenarien für Neuhemsbach. In der Variante *konservativ* sind die Kosten sehr ähnlich und weisen nur eine Abweichung von ca. 1 % auf. Ein leicht abnehmender Wasserbedarf verursacht in den Varianten *ökologisch-ökonomisch* und *Rückgewinnung* eine Zunahme der Kosten. Dies hängt mit der Umstellung auf ein dezentrales System zusammen. Bei einem starken Wasserbedarfsrückgang sind die Vorteile eines dezentralen Systems größer. In der Variante *Rückgewinnung* ist die Variante leicht steigender Wasserbedarf teurer, da sie sich ungünstig auf die Umsetzungszeitpunkte einer Stoffstromtrennung auswirkt.

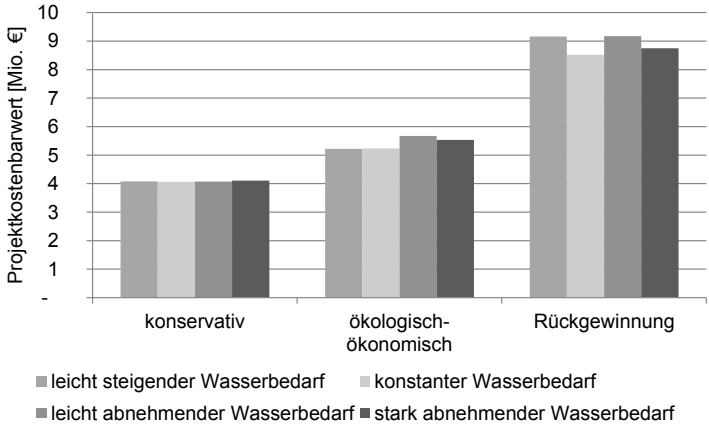

Abbildung 5-9: Kostenvergleich Wasserbedarfsszenarien (Neuhemsbach)

5.2.3 Entwicklung der Kosten technischer Anlagen

5.2.3.1 Einfluss des Zinssatzes

Der Einfluss des Zinssatzes zur Berechnung des Projektkostenbarwertes wird durch Variation des Zinssatzes auf 1 %, 3 % und 5 % p.a. für Neuhemsbach untersucht. Je höher der Zinssatz gewählt wird, desto günstiger wird eine Maßnahmenumsetzung zu einem späteren Zeitpunkt im Untersuchungsraum aufgrund der Barwertbetrachtung.

Die berechneten Transformationspfade unterscheiden sich nur in der Variante *ökologisch-ökonomisch*. Für einen Zinssatz von 1 % p.a. bleibt das bestehende zentrale System erhalten und bei einem Zinssatz von 3 % bzw. 5 % p.a. wird es dezentralisiert. Je geringer der Zinssatz, desto später erfolgt die Systemtransformation, da sie im Verhältnis teurer ist. Der Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien variiert nur geringfügig. Der Projektkostenbarwert unterscheidet sich erwartungsgemäß (Abbildung 5-10). Mit steigendem Zinssatz nimmt der Projektkostenbarwert für alle betrachteten Varianten ab.

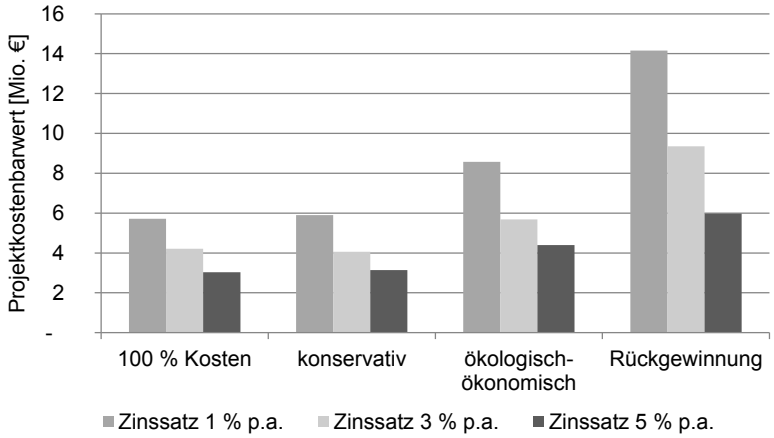

Abbildung 5-10: Einfluss des Zinssatzes auf den Projektkostenbarwert (Neuhemsbach)

5.2.3.2 Einfluss der Erfahrungskurven

Wie in Kapitel 3.3.5.3 beschrieben, kann die zukünftige Kostenentwicklung von neuen bzw. innovativen Technologien durch die Verwendung von Erfahrungskurven abgebildet werden. Erfahrungskurven sind für die Maßnahmen Kleinkläranlagen, Grauwasserrecycling und –behandlung, Regenwassernutzung im Haus, Phosphorrecycling und Biogasanlage hinterlegt.

Durch eine Veränderung der vorgeschlagenen Werte der Erfahrungskurven kann untersucht werden wie sensitiv die Gesamtkosten auf eine Kostenabnahme der einzelnen Maßnahmen reagieren. Für die Maßnahme Kleinkläranlage und somit die Dezentralisierung eines Systems wird dies in Kapitel 5.4.1 im Zusammenhang mit den Untersuchungen zum Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage überprüft.

Zur Untersuchung der Kosten für Grau- und Regenwassernutzung sowie Nährstoffrückgewinnung und Biogasanlage werden folgende Kostenabnahmen jeweils einzeln am Beispiel der Gemeinden Neuhemsbach bzw. Gerbach getestet (lineare Abnahmen zwischen 2015 und 2065):

- Erfahrungskurve 1: Kostenabnahme GW-Recycling: 50 %, RW-Nutzung: 30 %, Nährstoffrückgewinnung 50%, Biogasanlage 40 %
- Erfahrungskurve 2: Kostenabnahme GW-Recycling: 60 %, RW-Nutzung: 40 %, Nährstoffrückgewinnung 60%, Biogasanlage 50 %
- Erfahrungskurve 3: Kostenabnahme GW-Recycling: 70 %, RW-Nutzung: 50 %, Nährstoffrückgewinnung 70%, Biogasanlage 60 %

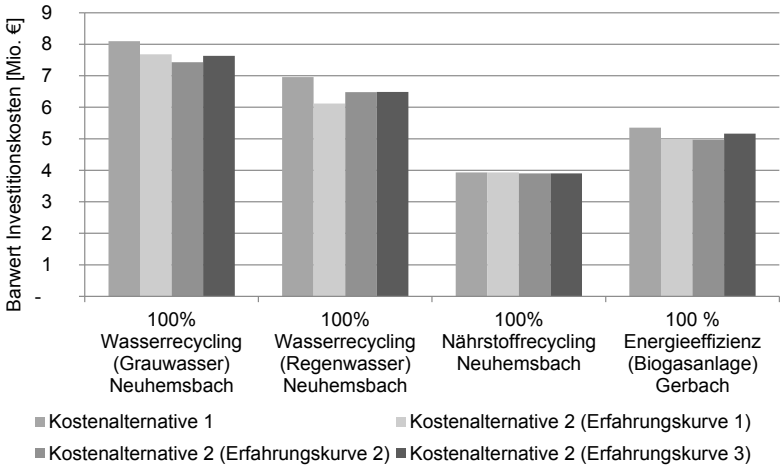

Abbildung 5-11: Änderungen des Projektkostenbarwerts für, Grauwasser-, Regenwasser- und Nährstoffrecycling sowie Energieeffizienz für unterschiedliche Erfahrungskurven

Die Investitionskosten bei Umsetzung der Maßnahme Grauwasserrecycling sinken bei einer Kostenabnahme von 60 % um ca. 8 % (siehe Abbildung 5-11). Bei einer Kostenabnahme von 70 % wird das Grauwasser dezentral in Pflanzenkleinkläranlagen gereinigt und aufgrund dessen steigen die Kosten wieder leicht an. Die Investitionskosten für die Regenwassernutzung sind bei einer Kostenabnahme von 30 % am niedrigsten. Für Kostenreduktionen von 40 bzw. 50 % steigen die Investitionskosten wieder leicht an, da dann ein Teilgebiet zusätzlich mit Kleinkläranlagen dezentralisiert wird.

Die Anwendung einer Erfahrungskurve für die Maßnahme Biogasanlage in Gerbach hat auch eine Abnahme der Investitionskosten zur Folge. Bei einer Abnahme von 60 % steigen die Investitionskosten allerdings wieder leicht an. Das Modell generiert in diesem Fall eine andere Lösung, bei der zusätzlich zwei Teilgebiete dezentralisiert werden.

Bei einer Optimierung des Nährstoffrecyclings nehmen die Investitionskosten durch die Erfahrungskurven nur geringfügig ab, da die Kosten für ein Nährstoffrecycling nur einen geringeren Anteil an den Gesamtkosten haben. Die Kosten sind insgesamt geringer, da für die Maßnahme Nährstoffrecycling keine Stoffstromtrennung umgesetzt werden muss.

Der Einfluss der Erfahrungskurven ist größer bei einem höheren Anteil der jeweiligen Maßnahmenkosten an den Gesamtinvestitionskosten und bei kurzen Nutzungsdauern und somit häufigeren Reinvestitionskosten währen des Betrachtungszeitraums. Z.B. wird bei einer Umsetzung der Maßnahme Nährstoffrecycling im Jahr 2015 nur einmal nach 30 Jahren reinvestiert. Bei einer Kostenabnahme

von 50 % zwischen 2015 und 2065 werden die Reinvestitionskosten somit um 30 % reduziert. Allerdings haben die Investitions- und Reinvestitionskosten für ein Nährstoffrecycling nur einen Anteil von ca. 6 % an den Gesamtinvestitionskosten und somit einen geringen Einfluss. Hingegen wird bei der Optimierung des Kriteriums Wasserrecycling zweimal während des Betrachtungszeitraums in die Maßnahme Grauwasserrecycling reinvestiert und die Investitions- und Reinvestitionskosten haben einen Anteil von ca. 35 % an den Gesamtinvestitionskosten.

Eine Reduzierung der Investitionskosten durch die Anwendung von Erfahrungskurven ist größer, wenn nur eine Maßnahme mit einem hohen Anteil an den Gesamtinvestitionskosten umgesetzt wird. Bei einer Kombination, z.B. für die Variante *Rückgewinnung* sind in Summe die Effekte durch die Erfahrungskurven bezogen auf die Investitionskosten geringer, da viele verschiedene Maßnahmen umgesetzt werden. Im Modell sind insgesamt 20 Maßnahmen hinterlegt und somit ist eine Reduzierung der Gesamtinvestitionskosten von bspw. 5 % infolge der Kostenreduzierung einer Einzelmaßnahme vergleichsweise viel.

Generell führt eine Einbeziehung von Kostenabnahmen in Form von Erfahrungskurven bei der gleichen Systemlösung zu einer günstigeren Lösung. Das mathematische Optimierungsmodell berechnet allerdings immer die für die hinterlegten Daten günstigste Variante hinsichtlich der Zielfunktion. Somit können unterschiedliche Transformationspfade resultieren und die Gesamtkosten der Transformation können bei einer Kurve mit größerer Kostenreduktion einer Maßnahme im Vergleich zu einer Kurve mit geringerer Kostenreduktion ansteigen.

5.2.4 Einfluss des Klimawandels

Der Einfluss des Klimawandels wird wie in Kapitel 3.3.5.4 beschrieben über eine Erhöhung der Regenspende um den Faktor 1,2 bzw. 1,4 abgebildet. Exemplarisch werden diese Veränderungen für die Gemeinde Neuhemsbach untersucht. Unabhängig von der Höhe der Regenspende resultiert in der Variante *konservativ* ein zentrales System und in der Variante *Rückgewinnung* eine Systemkombination aus zentralen und dezentralen Elementen. D.h. Schwarzwasser wird in Druckleitungen zur Kläranlage abgeleitet und das Grauwasser wird im Haushalt wiederverwendet und dezentral in Kleinkläranlagen behandelt. In der Variante *ökologisch-ökonomisch* bleibt bei einer Erhöhung der Regenspende um den Faktor 1,4 das zentrale System bestehen, wohingegen es bei niedrigeren Regenspenden dezentralisiert wird. Bei einem dezentralen System ist die Ableitung des Regenwassers in oberirdischen Rinnen am wirtschaftlichsten. Diese können allerdings nicht beliebig groß gebaut werden. Deshalb wählt das Modell bei großen Niederschlagsabflüssen Freispiegelkanäle zur Ableitung und somit wird das zentrale System beibehalten.

Der Kostenvergleich in Abbildung 5-12 zeigt, dass eine Zunahme der Regenspende in der Variante *konservativ* einen direkten Anstieg der Kosten zur Folge hat, da an manchen Stellen Mischwasser- bzw. Regenwasserkanäle vergrößert werden müssen. Auch in der Variante *Rückgewinnung* ist eine leichte Kostenzunahme zwischen Faktor 1 und 1,2 zu erkennen. In der Variante *ökologisch-ökonomisch* verursacht der Anstieg der Regenspende um den Faktor 1,2 höhere Kosten, die bei Veränderung um den Faktor 1,4 wieder sinken und nur geringfügig über denen von Faktor 1 liegen. Für den Faktor 1,4 wird ein zentrales System berechnet, da oberirdische Rinnen nicht zur Regenwasserableitung ausreichen und eine Kombination aus Kleinkläranlagen und Regenwasserkanälen zu teuer wäre (vgl. Kapitel 5.4.2). Allerdings ist der Grad der Zielerreichung der beiden priorisierten Kriterien Flexibilität und Wasserbilanz dadurch etwas schlechter (hier nicht dargestellt).

Die Kostenschwankungen aufgrund der Veränderung der Regenspende sind in den Varianten *ökologisch-ökonomisch* und *Rückgewinnung* etwas geringer, da diese beiden Konzepte eine größere Flexibilität haben. Zu beachten ist, dass die Erhöhung der Regenspende nur eine vereinfachte Betrachtung für den Einfluss des Klimawandels darstellt und nur die Ermittlung von Tendenzen ermöglicht. Fundierte Aussagen hinsichtlich des Klimawandeleinflusses können nur durch die Einbeziehung weiterer Faktoren, wie z.B. der saisonalen Verteilung der Niederschläge oder der Temperatur, abgeleitet werden (siehe Kapitel 2.1.3.9).

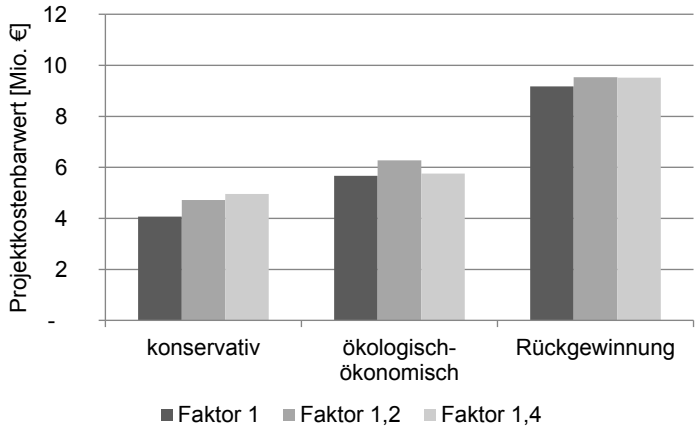

Abbildung 5-12: Kostenvergleich Klimawandeleinfluss Neuhemsbach

5.3 Sensitivitätsbetrachtungen Bewertungskriterien

5.3.1 Priorisierung eines Bewertungskriteriums

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die Priorisierung eines Bewertungskriteriums und die Gewichtung der anderen Kriterien mit 0 % dargestellt. Bei der Priorisierung von nur einem Bewertungskriterium sind die Kosten tendenziell sehr hoch, da das Modell nur das jeweilige Kriterium optimiert. Um keine unrealistischen Lösungen zu erzeugen gehen die Kosten wie in Kapitel 3.2.2 beschrieben standardgemäß mit einer Minimalgewichtung von 5 % in die Optimierung ein.

Die Transformationspfade unterscheiden sich teilweise je nach Gemeinde (siehe Tabelle 5-3). Die alleinige Priorisierung der Kriterien Kosten, Nährstoffrecycling, Energieeffizienz und Akzeptanz führt immer zur Beibehaltung eines zentralen Systems. Eine Stoffstromtrennung wird bei Gewichtung der Kriterien Energieeffizienz und Wasserrecycling umgesetzt. Bei Auswahl des Kriteriums Wasserrecycling wird zudem ein Grauwasserrecycling auf Gebäudeebene implementiert. Das Kriterium Energieeffizienz führt zur Umsetzung eines Drucksystems für Schwarzwasser. Auch bei Priorisierung des Kriteriums Emissionen wird teilweise eine Stoffstromtrennung mit Grauwasserrecycling umgesetzt, da dadurch mit den Vorgaben zu diesem Bewertungskriterium die geringsten Emissionen erreicht werden können (vgl. Kapitel 3.3.4.4).

Bei Priorisierung der Kriterien Flexibilität, Wasserbilanz und Wasserrecycling wird das System je nach Gemeinde zu einem dezentralen System mit Pflanzenkleinkläranlagen transformiert. Die Umsetzung eines dezentralen Systems bei alleiniger Optimierung des Kriteriums Emissionen in Gerbach und St. Alban ist durch die schlechtere Reinigungsleistung der Pflanzenkläranlage im Vergleich zur technischen Kläranlage bedingt. Eine Maßnahme zur Verbesserung des Wirkungsgrades der zentralen Pflanzenkläranlage ist im Modell nicht hinterlegt und dadurch werden Membrankleinkläranlagen umgesetzt. In diesem Fall können somit keine Rückschlüsse gezogen werden, ob eine zentrale oder dezentrale Systemvariante vorzuziehen ist.

Der Grad der Zielerreichung für das jeweils priorisierte Bewertungskriterium für die vier Gemeinden im Vergleich ist in Abbildung 5-14 dargestellt. Er ist gleich für die Priorisierung der Kriterien Wasser-, Nährstoffrecycling sowie Energieeffizienz und unterscheidet sich nur geringfügig für die Kriterien Flexibilität, Wasserbilanz, Emissionen und Akzeptanz. Diese geringen Abweichungen bei den Zielerreichungsgraden werden teilweise nur durch die Umsetzung unterschiedlicher Systeme und Maßnahmen in den Gemeinden erreicht.

Für das Kriterium Kosten unterscheidet sich der optimale Grad der Zielerreichung je nach Gemeinde z.T. deutlich. Dies hängt mit der Skalierung des Kriteriums Kosten zusammen. Ein Grad der Zielerreichung von 100 % wäre nach dem

Tabelle 5-3: Transformation des Abwasserentsorgungssystems nach 50 Jahren für die Priorisierung jeweils eines Bewertungskriteriums

	Neuhemsbach	Mehlingen	Gerbach	St. Alban
100 % Kosten	zentral (1 Teilgebiet dezentral)	zentral	zentral	zentral
100 % Flexibilität	dezentral (Pflanzen-KKA)	dezentral (Pflanzen-KKA)	zentral	dezentral (Pflanzen-KKA)
100 % Wasserbilanz	dezentral (Pflanzen-KKA)	dezentral (Pflanzen-KKA)	dezentral (Pflanzen-KKA)	zentral
100 % Emissionen	zentral (2 Teilgebiete dezentral), Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	zentral, teilweise Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	dezentral (MBR-KKA), Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	dezentral (MBR-KKA)
100 % Wasserrecycling	dezentral, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	dezentral, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	zentral, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	zentral, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling
100 % Nährstoffrecycling	zentral, Nährstoffrecycling	zentral, Nährstoffrecycling	zentral, Nährstoffrecycling	zentral, Nährstoffrecycling
100 % Energieeffizienz	zentral, Stoffstromtrennung, Drucksystem Schwarzwasser, Co-Fermentation	zentral, Stoffstromtrennung, Drucksystem Schwarzwasser, Co-Fermentation	zentral, Stoffstromtrennung, Drucksystem Schwarzwasser, Biogasanlage	zentral, Stoffstromtrennung, Drucksystem Schwarzwasser, Biogasanlage
100 % Akzeptanz	zentral	zentral	zentral	zentral

Bewertungsverfahren erreicht, wenn das aus der Modellierung resultierende System halb so teuer wäre wie der Kostenbarwert des Neubaus des bestehenden Systems und dessen Betrieb über 50 Jahre. Ein Zielerreichungsgrad von 0 % ist ab dem Vierfachen der Referenzkosten erreicht. Nach dieser Skalierung entsprechen die Kosten eines Systems mit einem Grad der Zielerreichung von 85 % genau den Referenzkosten. In Mehlingen erreichen die Kosten bei einer alleinigen Optimierung nur 62 % und somit liegt die günstigste vom Modell berechnete Variante unterhalb der Referenzkosten für den Neubau des bestehenden Systems inklusive Betriebskosten über 50 Jahre. Dies kann auf die demografischen und siedlungsstrukturellen Veränderungen zurückgeführt werden. Es müssen weitere Anpassungen gemacht werden, die über die Erhaltung des bestehenden Systems hinausgehen, um die Funktionsfähigkeit zu erhalten. In St. Alban liegt der Grad der Zielerreichung bei 91 %, da das bestehende System neuer ist. Auch der Zustand bzw. das Baujahr des bestehenden Systems sind mitentscheidend für die Kostenoptimierung.

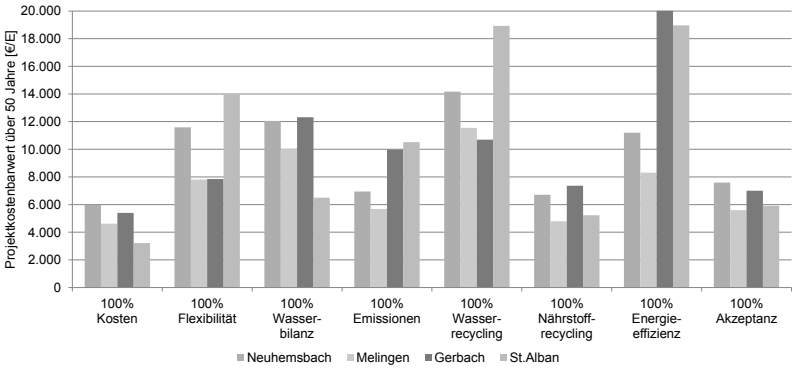

Abbildung 5-13: Projektkostenbarwert [€/E] über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren für die Priorisierung eines Bewertungskriteriums

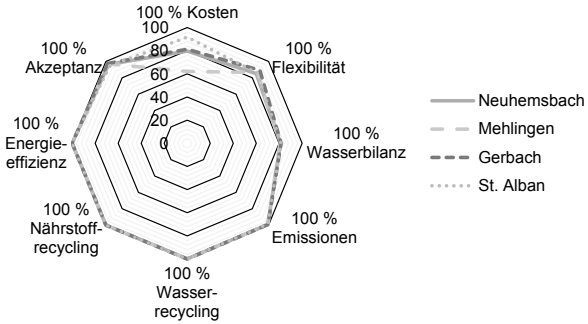

Abbildung 5-14: Grad der Zielerreichung für das jeweils priorisierte Bewertungskriterium für die vier Gemeinden im Vergleich

Der Vergleich der Projektkostenbarwerte [€/E] zeigt, dass bei Priorisierung der Kriterien Wasserrecycling und Energieeffizienz die vergleichsweise teuersten Transformationen resultieren (siehe Abbildung 5-13). Die Optimierung des Kriteriums Energieeffizienz ist in Gerbach und St. Alban besonders teuer, da eine Biogasanlage gebaut wird. Nur bei der Gewichtung der Kriterien Kosten, Nährstoffrecycling und Akzeptanz ist die gleiche Kostenabstufung innerhalb der Gemeinden wie bei den zuvor vorgestellten drei Varianten erkennbar. Bei der Optimierung der anderen Kriterien zeigt sich, dass die Umsetzung eines dezentralen Systems mit Kleinkläranlagen bzw. einer Stoffstromtrennung besonders teuer für St. Alban und auch für Gerbach ist.

5.3.2 Kosten in Kombination mit jeweils einem Bewertungskriterium

Im vorherigen Abschnitt wurden die Ergebnisse der alleinigen Optimierung eines Kriteriums vorgestellt. Nun wird der Einfluss der Kosten auf die einzelnen Kriterien untersucht, indem das Kriterium Kosten mit jeweils einem weiteren Kriterium variiert wird. Die Kosten und das jeweils betrachtete Bewertungskriterium werden mit den Abstufungen 0 %, 50 % und 100 % gewichtet und die anderen Kriterien gehen mit 0 % in die Optimierung ein (vgl. Tabelle 4-5). Durch diese vier Kombinationen können auch die Sensitivitäten des Modells bzw. der Bewertungskriterien untersucht werden.

Je nach betrachtetem Kriterium hat die Gewichtung des Kriteriums Kosten einen kleineren oder größeren Einfluss auf die resultierenden Transformationspfade. Die Optimierung der Kriterien Nährstoffrecycling und Akzeptanz in Kombination mit Kosten führt immer zur Erhaltung des zentralen Systems. In Neuhemsbach wird je nach Kostengewichtung ein Teilgebiet dezentralisiert. Bei Priorisierung der Kriterien Flexibilität, Wasserbilanz und Wasserrecycling resultiert je nach Kostengewichtung und Gemeinde ein zentrales oder dezentrales System. Somit sind diese Kriterien besonders relevant hinsichtlich eines umfassenden Systemwechsels zu einem dezentralen System. Bei Optimierung des Kriteriums Emissionen wird, sobald Kosten mitoptimiert werden, keine Stoffstromtrennung mit Grauwasserrecycling mehr umgesetzt. In Gerbach und St. Alban resultiert bei einer Kostengewichtung von 100 % kein dezentrales System mit Membrankleinkläranlagen mehr. Bei Priorisierung des Kriteriums Energieeffizienz wird ab 50 % Energieeffizienz und 100 % Kosten keine Stoffstromtrennung, Schwarzwasser-Druckableitung und Co-Fermentation bzw. Biogasanlage mehr umgesetzt.

Auch der Zeitpunkt der Umsetzung der jeweiligen Maßnahmen verändert sich durch die Mitgewichtung der Kosten. Bei einer höheren Gewichtung der Kosten werden die Maßnahmen tendenziell später im Untersuchungszeitraum umgesetzt. Dies trifft besonders auf die Maßnahmen Kleinkläranlage, Stoffstromtrennung und Co-Fermentation bzw. Biogasanlage zu.

In Abbildung 5-15 ist der Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen am Beispiel Neuhemsbach dargestellt, die Auswertungen für Mehlingen, Gerbach und St. Alban befinden sich in Anhang A 3.1. Im „Box-Whisker-Plot“ liegen innerhalb der blauen „Box“ 25 bis 75 % aller Fälle, der schwarze horizontale Balken in der Box stellt den Medianwert dar. Die „Whisker“ reichen bis zu den minimalen und maximalen Werten.

Das Kriterium Flexibilität hat einen geringen Schwankungsbereich bei Mitoptimierung verschiedener Kostengewichtungen. Die Kosten variieren hingegen stark. Somit kann durch Mitgewichtung der Kosten zu 50 bzw. 100 % eine ähnlich gute Flexibilität erreicht werden wie bei alleiniger Optimierung des Kriteriums bei gleichzeitig wesentlich geringeren Gesamtkosten. Die Gewichtung der Kosten

zu 100 % und der Flexibilität zu 50 % führt nur in St. Alban zu einem wesentlich schlechteren Zielerreichungsgrad der Flexibilität. Das Kriterium Wasserbilanz verhält sich wie das Kriterium Flexibilität, wobei sich alle vier betrachteten Gemeinden ähnlich verhalten und St. Alban keine Ausnahme bildet.

Tabelle 5-4: Transformation des Abwasserentsorgungssystems nach 50 Jahren für die Priorisierung jeweils eines Bewertungskriteriums in Kombination mit dem Kriterium Kosten (TG = Teilgebiet)

	Neuhemsbach	**Mehlingen**	**Gerbach**	**St. Alban**
Flexibilität + Kosten	dezentral (Pflanzen-KKA)	dezentral (Pflanzen-KKA), *K4*: zentral	zentral	*K1,K2*: dezentral (Pflanzen-KKA), *K3,K4*: zentral
Wasserbilanz + Kosten	*K1,K2*: dezentral (Pflanzen-KKA), *K3,K4*: zentral (2 TG dezentral)	*K1*: dezentral (Pflanzen-KKA), K2,K3,K4: zentral	*K1*: dezentral (Pflanzen-KKA), *K2,K3,K4*: zentral	zentral
Emissionen + Kosten	zentral (2 TG dezentral), *K1*: Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	zentral, *K1*: teilweise Stoffstromtrennung und Grauwasserrecycling	*K1,K2*:dezentral (MBR-KKA), *K3,K4*: zentral, *K1*: Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	*K1,K2*:dezentral (MBR-KKA), *K3,K4*: zentral, *K1*: Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling
Wasserrecycling + Kosten	*K1*: dezentral (Pflanzen-KKA), *K2,K3,K4*: zentral (1-3 TG dezentral) Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	dezentral (Pflanzen-KKA), Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	zentral, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	zentral, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling, *K3,K4*: dezentral (Pflanzen-KKA)
Nährstoffrecycling + Kosten	zentral, (*K4*: 1TG dezentral), Nährstoffrecycling	zentral, Nährstoffrecycling	zentral, Nährstoffrecycling	zentral, Nährstoffrecycling
Energieeffizienz + Kosten	zentral, Stoffstromtrennung, Drucksystem Schwarzwasser, Co-Fermentation (außer bei *K4*)	zentral, Stoffstromtrennung, Drucksystem Schwarzwasser, Co-Fermentation (außer bei *K4*)	zentral, Stoffstromtrennung, Drucksystem Schwarzwasser, Biogasanlage (außer bei *K4*)	zentral, Stoffstromtrennung, Drucksystem Schwarzwasser, Biogasanlage (außer bei *K4*)
Akzeptanz + Kosten	zentral (*K2,K3,K4*: 1 TG dezentral)	zentral	zentral	zentral

mit *K1* = 0 % Kosten + 100 % jeweiliges Kriterium
K2 = 50 % Kosten + 100 % jeweiliges Kriterium
K3 = 100 % Kosten + 100 % jeweiliges Kriterium
K4 = 100 % Kosten + 50 % jeweiliges Kriterium

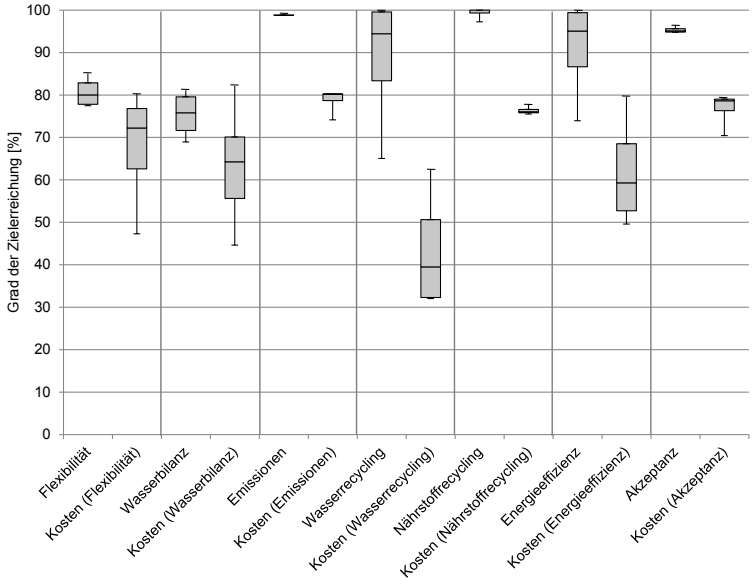

Abbildung 5-15: Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen am Beispiel Neuhemsbach

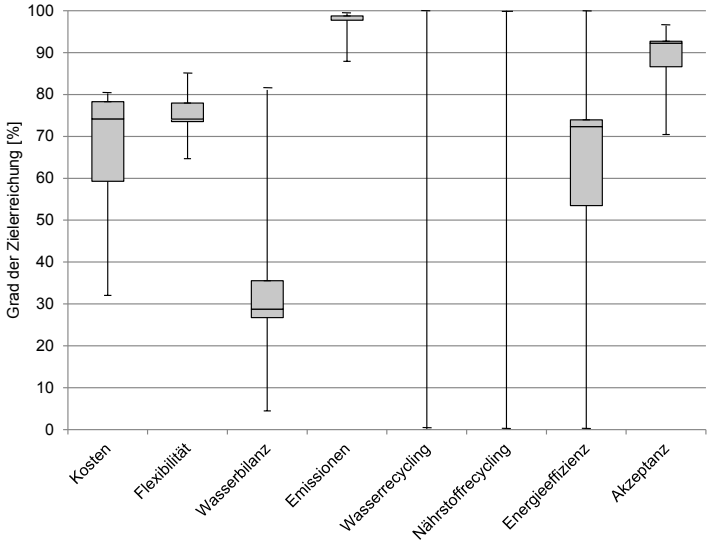

Abbildung 5-16: Grad der Zielerreichung der 29 Kombinationen am Beispiel Neuhemsbach

Der Grad der Zielerreichung des Kriteriums Emissionen variiert nur gering, da nur die Emissionen von Abwasserreinigungsanlagen bilanziert werden und immer eine Abwasserreinigung implementiert werden muss. Der Schwankungsbereich der Kosten in Neuhemsbach und Mehligen ist gering. In Gerbach und St. Alban führt die alleinige Optimierung der Emissionen zu einem etwas besseren Zielerreichungsgrad der Emissionen bei wesentlich höheren Kosten, da Membrankleinkläranlagen umgesetzt werden.

Die Kriterien Nährstoffrecycling und Akzeptanz weisen jeweils nur geringe Bereiche beim Grad der Zielerreichung für das jeweilige Kriterium und die Kosten auf. Nur in St. Alban variiert der Zielerreichungsgrad des Kriteriums Nährstoffrecycling zwischen 82 % und 100 % bei fast gleichen Kosten. Somit hat die Mitoptimierung der Kosten in der Regel nur einen sehr geringen Einfluss auf die Kriterien Nährstoffrecycling und Akzeptanz.

Der Grad der Zielerreichung der Kriterien Wasserrecycling und Energieeffizienz variiert für die jeweiligen Kriterien und Kosten stark. D.h. die Kosten haben einen großen Einfluss auf diese beiden Kriterien. Für das Kriterium Wasserrecycling hat jede Änderung der Gewichtung des Kriteriums sowie der Kosten einen großen Einfluss auf den Grad der Zielerreichung. Nur der Sprung zwischen einer Mitgewichtung der Kosten von 0 % bzw. 50 % ist geringer. Das Kriterium Energieeffizienz verhält sich für Neuhemsbach und Mehligen wie das Kriterium Wasserrecycling. In Gerbach und St. Alban wird unabhängig davon, ob das Kriterium Kosten mit 0 % oder 100 % in die Optimierung eingeht, eine Energieeffizienz von (fast) 100 % erreicht bei einem Zielerreichungsgrad der Kosten von 0 %. Ab einer Priorisierung der Kosten von 100 % und der Energieeffizienz von 50 % wird keine Energie zurückgewonnen und die Kosten erreichen ähnliche Werte wie bei einer reinen Kostenoptimierung. Besonders für diese beiden Gemeinden reagiert das Kriterium Energieeffizienz sehr sensitiv auf die Mitoptimierung der Kosten.

In Neuhemsbach und Mehligen liegen die Kosten aller Kriterien bis auf Wasserbilanz und Wasserrecycling bei einer Optimierung des jeweiligen Kriteriums zu 50 % und der Kosten zu 100 % nah an denen der alleinigen Kostenoptimierung.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass der Grad der Zielerreichung der Kriterien Flexibilität, Wasserbilanz, Wasserrecycling und Energieeffizienz einen großen Einfluss auf die Kosten hat. Die Kriterien Emissionen, Nährstoffrecycling und Akzeptanz erreichen auch bei einer unterschiedlichen Gewichtung des jeweiligen Kriteriums und der Kosten ähnlich gute Werte und die Kosten variieren nur gering. Eine Ausnahme bilden die Emissionen für Gerbach und St. Alban, da die Kosten durch unterschiedliche Transformationspfade (zentral oder dezentral) erheblich beeinflusst werden. Eine Mitgewichtung der Kosten von 50 % oder 100 % bei einer Auswahl von zwei Kriterien ist immer empfehlenswert.

In Abbildung 5-16 ist der Grad der Zielerreichung der 29 Kombinationen (8 Extremvarianten und drei Kostenkombinationen je Kriterium) für Neuhemsbach

dargestellt, die Auswertung für Mehlingen, Gerbach und St. Alban befindet sich in Anhang A 3.1.

Das Kriterium Kosten weist erwartungsgemäß einen größeren Schwankungsbereich auf, da es am stärksten durch die anderen Kriterien beeinflusst wird. Der Grad der Zielerreichung der Kriterien Flexibilität, Akzeptanz, Wasserbilanz und Emissionen variiert nur gering. Er wird oft positiv mitbeeinflusst durch die Implementierung von Maßnahmen zur Erreichung eines anderen Kriteriums. Wenn bspw. Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushalts umgesetzt werden, wird dadurch auch die Flexibilität verbessert. Zudem kann das Modell aus verschiedenen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen mit unterschiedlichen Kosten und Zielerreichungsgraden wählen. Hingegen weisen die Kriterien Wasser- und Nährstoffrecycling einen Bereich der Zielerreichung zwischen 0 % und 100 % auf, da diese von der Umsetzung einer gezielten Maßnahme abhängen. Auch der Grad der Zielerreichung des Kriteriums Energieeffizienz variiert in einem größeren Bereich, da je nach vorhandener Art der Abwasserreinigung Maßnahmen für dessen Optimierung implementiert werden müssen. Daher liegt die Energieeffizienz für Systeme mit einer Pflanzenkläranlage wie Gerbach und St. Alban zwischen 0 % und 100 %. Die Kriterien, die einen großen Wertebereich aufweisen (Wasser- und Nährstoffrecycling, Energieeffizienz) beeinflussen somit die Kosten am meisten, da diese Kriterien von der Umsetzung einer spezifischen Maßnahme abhängen, die dann eine direkte Kostenzunahme zur Folge hat.

Auch die gewählte Skalierung beeinflusst die Schwankungsbereiche des Grades der Zielerreichung der Bewertungskriterien. Durch die vorgegebenen Eingangsgrößen kann bei manchen Kriterien nicht der gesamte Wertebereich zwischen 0 und 1 abgedeckt werden. Dies trifft auf die Kriterien Flexibilität und Akzeptanz zu, die nur einen geringen Schwankungsbereich beim Grad der Zielerreichung aufweisen. Dadurch haben sie bei einer Kombination mit anderen Kriterien, die einen größeren Wertebereich aufspannen (z.B. Wasserrecycling), bei der multikriteriellen Optimierung einen geringeren Einfluss.

Die Erkenntnisse der Auswertung des Grades der Zielerreichung spiegeln sich auch im Vergleich der Projektkostenbarwerte pro Einwohner wieder. Für die Kriterien Flexibilität, Wasserbilanz, Emissionen und Akzeptanz in Kombination mit Kosten ergeben sich die gleichen Kostenabstufungen zwischen den Gemeinden (Abbildung 5-17). Diese ähneln der Kostenabstufung für eine alleinige Kostenoptimierung. Für das Kriterium Wasserrecycling ist die Transformation für St. Alban am teuersten und für das Kriterium Energieeffizienz ist sie in Gerbach und St. Alban wesentlich teurer aus den zuvor genannten Gründen. Gut erkennbar sind die deutlichen Kostenabnahmen bei einer Mitoptimierung der Kosten von 50 % bzw. 100 %.

In Abbildung 5-18 sind die Bereiche, in denen sich der Projektkostenbarwert je Gemeinde bewegt, für alle 29 betrachteten Kombinationen dargestellt. Der Medi-

an des Projektkostenbartwerts ist für Gerbach und Neuhemsbach am höchsten und für St. Alban am niedrigsten. Die Streuung des Projektkostenbarwerts ist für Mehligen am kleinsten und für Gerbach und St. Alban am größten. Somit beeinflusst die Auswahl der jeweiligen Bewertungskriterien den Projektkostenbarwert für Gerbach und St. Alban mehr als für Mehlingen. In diesen Gemeinden muss besonders bei der Umsetzung der Kriterien Energieeffizienz und Wasserrecycling mit vergleichsweise teuren Lösungen gerechnet werden.

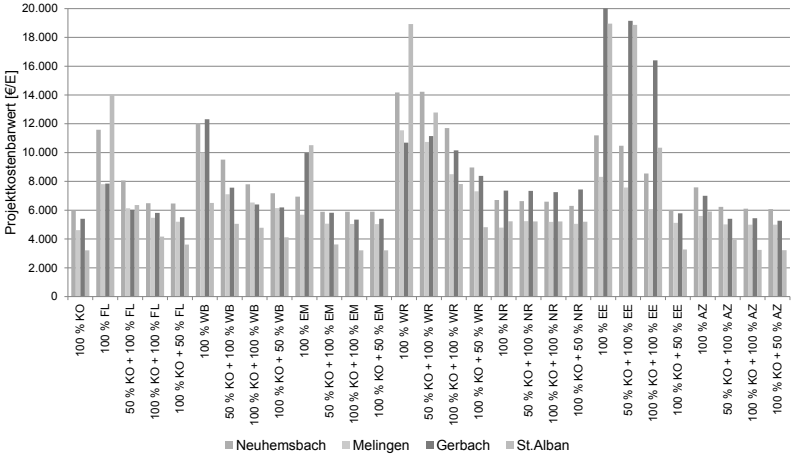

Abbildung 5-17: Projektkostenbartwerte [€/E] der 29 Kombinationen für die vier Gemeinden (KO = Kosten, FL = Flexibilität, WB = Wasserbilanz, EM = Emissionen, WR = Wasserrecycling, NR = Nährstoffrecycling, EE = Energieeffizienz, AZ = Akzeptanz)

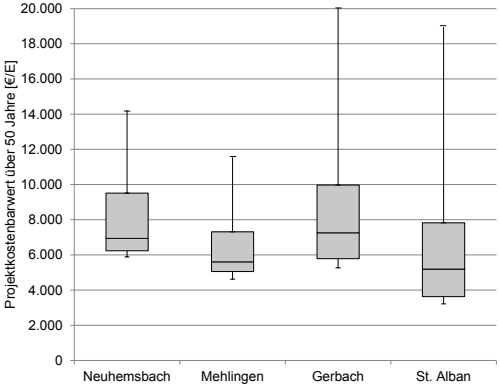

Abbildung 5-18: Variation des Projektkostenbarwerts [€/E] für die 29 Kombinationen und vier Gemeinden

5.3.3 Gleichgewichtung der acht Bewertungskriterien

Bei der Gleichgewichtung der acht Bewertungskriterien versucht das Modell alle Kriterien gleich gut zu erreichen. Da dies aber aufgrund der konkurrierenden Ziele nur zu einem gewissen Grad möglich ist, wird das Kriterium Kosten am schlechtesten erreicht (Abbildung 5-19). Der unterschiedliche Grad der Zielerreichung des Kriteriums Wasserrecycling hängt mit den verschiedenen Umsetzungszeitpunkten der Maßnahmen zusammen, da diese möglichst wirtschaftlich gewählt werden. Das Kriterium Energieeffizienz erreicht in Neuhemsbach einen wesentlich besseren Grad der Zielerreichung als in den anderen Gemeinden. In Mehlingen setzt das Modell keine Co-Fermentation um, was sich wiederum positiv auf die Kosten auswirkt. In Gerbach und St. Alban beginnt der Bau der Biogasanlage und somit die Möglichkeit der Energierückgewinnung erst zwischen 2030 und 2040. Alle anderen Kriterien erreichen ähnliche Zielerreichungsgrade. Der Projektkostenbarwert ist aus den zuvor genannten Gründen wieder für Gerbach und St. Alban am höchsten und für Mehlingen am geringsten.

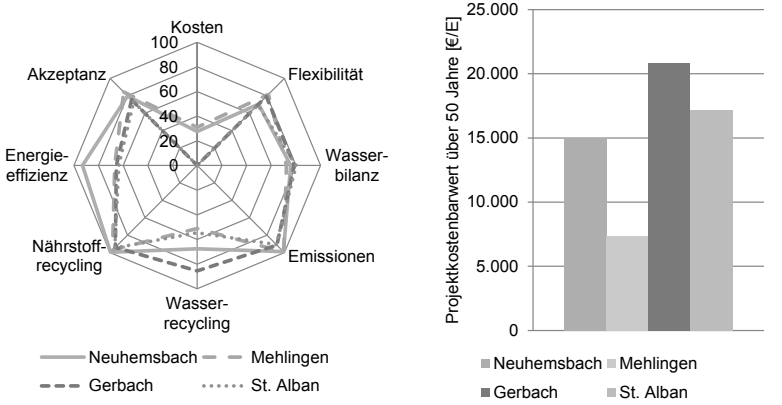

Abbildung 5-19: Grad der Zielerreichung der Kriterien (links) und Kostenvergleich (rechts) bei der Gleichgewichtung der acht Bewertungskriterien

5.3.4 Bewertungskriterien Ressourceneffizienz

In der Variante *Rückgewinnung* gehen alle Bewertungskriterien aus dem Bereich Ressourceneffizienz in die Zielfunktion ein und dadurch werden auch alle erforderlichen Maßnahmen für ein Wasser- und Nährstoffrecycling sowie zur Steigerung der Energieeffizienz umgesetzt. Ein ressourcenorientiertes Konzept kann aber auch nur aus einer Auswahl dieser Maßnahmen bestehen. Daher wird in diesem Abschnitt die Optimierung des Kriteriums Kosten in Kombination mit einem, zwei oder allen drei Kriterien zur Ressourceneffizienz untersucht. Die Kosten sowie die jeweils ausgewählten Kriterien der Ressourceneffizienz gehen

mit einer Gewichtung von jeweils 100 % in die Zielfunktion ein. Die Variante *KO+WR+NR+EE* entspricht der Variante *Rückgewinnung*.

In den betrachteten Varianten wird immer eine Stoffstromtrennung umgesetzt. Wenn die Kriterien Wasserrecycling und Energieeffizienz zusammen in die Zielfunktion eingehen, wird in Gerbach und St. Alban das Grauwasser immer in Pflanzenkleinkläranlagen gereinigt. In den anderen Fällen bleibt die zentrale Pflanzenkläranlage erhalten. Die Umsetzungszeitpunkte der Maßnahmen unterscheiden sich nur geringfügig in Abhängigkeit davon, ob zwei oder drei Kriterien der Ressourceneffizienz mitoptimiert werden.

Wenn das Kriterium Nährstoffrecycling in die Optimierung eingeht, erreicht es einen Grad der Zielerreichung zwischen 95 und 100 % (Abbildung 5-21). Das Kriterium Wasserrecycling wird bei einer Mitoptimierung unterschiedlich gut erreicht in Abhängigkeit von der betrachteten Gemeinde. Bei der Optimierung von zwei Kriterien der Ressourceneffizienz erreicht es etwas bessere Zielerreichungsgrade als bei der Berücksichtigung von drei Kriterien. In Neuhemsbach und Gerbach wird das Kriterium Wasserrecycling besser erfüllt als in Mehlingen und St. Alban. Das Kriterium Energieeffizienz erreicht bessere Grade der Zielerreichung bei einer Optimierung mit dem Kriterium Nährstoffrecycling als mit dem Kriterium Wasserrecycling. Die Umsetzung einer Grauwassernutzung ist insgesamt teurer als eine Nährstoffrückgewinnung und so werden Maßnahmen zur Erfüllung des Kriteriums Energieeffizienz erst später umgesetzt.

Der Vergleich der Projektkostenbarwerte in Abbildung 5-20 zeigt, dass die Mitoptimierung des Kriteriums Wasserrecycling die Lösung in den meisten Fällen am stärksten verteuert. Das Kriterium Energieeffizienz beeinflusst die Gesamtkosten der Transformation in Gemeinden, in denen eine Biogasanlage umgesetzt wird, stark. Eine Umsetzung aller ressourcenorientierten Kriterien ist erwartungsgemäß am teuersten, nur für Gerbach ist der Unterschied zur Variante *KO+WR+EE* gering.

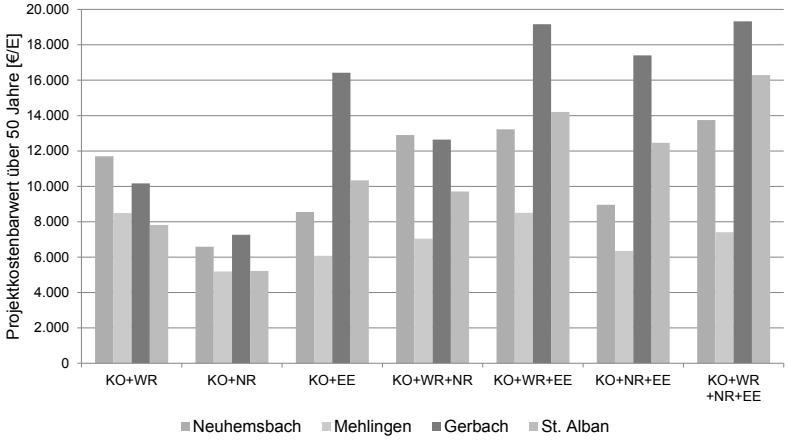

Abbildung 5-20: Projektkostenbarwerte [€/E] für die Kombination der Kriterien Kosten mit einem, zwei oder drei Kriterien zur Ressourceneffizienz (KO = Kosten, WR = Wasserrecycling, NR = Nährstoffrecycling, EE = Energieeffizienz)

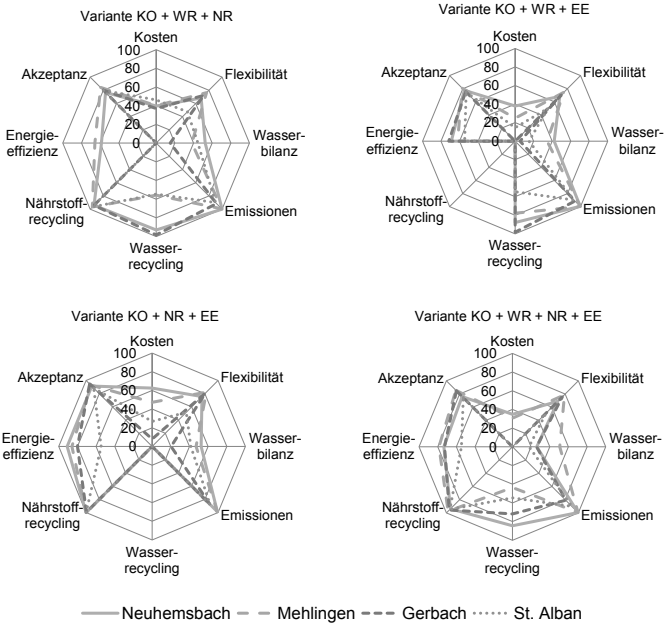

Abbildung 5-21: Grade der Zielerreichung für die Kombinationen der Kriterien der Ressourceneffizienz (KO = Kosten, WR = Wasserrecycling, NR = Nährstoffrecycling, EE = Energieeffizienz)

5.4 Sensitivitätsbetrachtungen zur Maßnahmenwahl

5.4.1 Maßnahme Freispiegelsystem

In diesem Abschnitt wird untersucht, wie sich der Ausschluss von Freispiegelkanälen zur Schmutz- und Regenwasserableitung auswirkt. Dies erfolgt anhand der Kostenoptimierung sowie der drei Varianten aus Kapitel 5.1 für Neuhemsbach. Aufgrund des Ausschlusses von Freispiegelsystemen werden für diese vier Kombinationen die bestehenden Systeme mit Kleinkläranlagen dezentralisiert bzw. bei der Variante Rückgewinnung erfolgt die Ableitung des Schwarzwassers in Druckleitungen und das Grauwasser wird in Kleinkläranlagen behandelt. Da alle Maßnahmen direkt im ersten Optimierungsschritt umgesetzt werden müssen, wirkt sich der Ausschluss von Freispiegelkanälen direkt auf die Kosten aus. In der Variante *ökologisch-ökonomisch* ist eine Dezentralisierung im ersten Berechnungsschritt nur um ca. 22 % teurer, da in dieser Variante auch ohne Ausschluss der Maßnahme Freispiegelkanal ein dezentrales System zu einem späteren Zeitpunkt resultiert. Die Varianten 100% Kosten und Rückgewinnung sind jedoch um 37 % teurer und die Variante konservativ sogar um 50 %. Daher ist eine Identifizierung von günstigen Zeitpunkten für eine Systemumstellung unerlässlich (siehe Kapitel 5.4.3).

5.4.2 Maßnahme Regenwasserableitung in oberirdischen Rinnen

Die Ableitung von Regenwasser in oberirdischen Rinnen stellt eine Alternative zur Ableitung in unterirdischen Kanälen dar. Im ländlichen Raum ist diese Maßnahme aufgrund der Platzverhältnisse meist gut umsetzbar. Zudem kann bei einer Systemumstellung auf ein dezentrales System der gereinigte Ablauf von Kleinkläranlagen auch in oberirdischen Rinnen ins nächste Gewässer geleitet werden.

In diesem Abschnitt wird untersucht, wie sich die Einbeziehung dieser Maßnahme auf die Modellergebnisse und die Kosten auswirkt. Dafür werden Varianten, bei denen dezentrale Systeme resultieren (ökologisch-ökonomisch, 100 % Flexibilität, 100 % Wasserbilanz und 100 % Wasserrecycling) für Neuhemsbach untersucht.

Ohne die Maßnahme „oberirdische Rinnen“ werden die Systeme in den betrachteten Varianten nicht mehr mit Kleinkläranlagen dezentralisiert. Der Bau von Kleinkläranlagen und die Sanierung der bestehenden Freispiegelkanäle zur Ableitung des gereinigten Ablaufs der Kleinkläranlagen verursachen zu hohe Kosten. D.h. eine Dezentralisierung des Systems mit Kleinkläranlagen scheint nur umsetzbar, wenn es auch alternative Ableitungsmöglichkeiten des gereinigten Ablaufs ins nächste Gewässer gibt. Mehrere Einleitungspunkte und kurze Ableitungsstrecken ins Gewässer begünstigen dezentrale Systeme.

5.4.3 Untersuchung des Stilllegungszeitpunktes der Kläranlage

In den vorherigen Simulationen wurde der Betrieb der Kläranlage bis zum Ende des Betrachtungszeitraums fortgeführt. Nur wenn das Optimierungsmodell ein dezentrales System mit Kleinkläranlagen vorschlägt, wird die Kläranlage stillgelegt.

Durch die Vorgabe eines Stilllegungszeitpunktes der Kläranlage kann die Umsetzung eines dezentralen Systems erzwungen werden. Dies ermöglicht die Identifizierung günstiger Zeitpunkte für eine Systemtransformation und detaillierte Untersuchungen zu den Kostenauswirkungen. Der Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage wird in 5-Jahresschritten verändert für eine alleinige Kostenoptimierung. Zusätzlich werden die Kosten für eine Variante mit Kostenoptimierung, bei der die Maßnahme Kleinkläranlage ausgeschlossen wird und somit ein zentrales System resultiert, ergänzt. Die Veränderung der Gesamtkosten ist in Abbildung 5-22 für die Kostenalternative 1 sowie 2 (Erfahrungskurve) dargestellt. Zudem wurde eine Variante der Kostenalternative 2 ohne die Maßnahme „oberirdische Rinnen" untersucht. Diese Maßnahme wird fast immer in Kombination mit Kleinkläranlagen umgesetzt und es soll untersucht werden welche Auswirkungen sie auf die Kosten hat (siehe auch Kapitel 5.4.2). Eine Umsetzung könnte bspw. aufgrund geringer Platzverhältnisse nicht möglich sein.

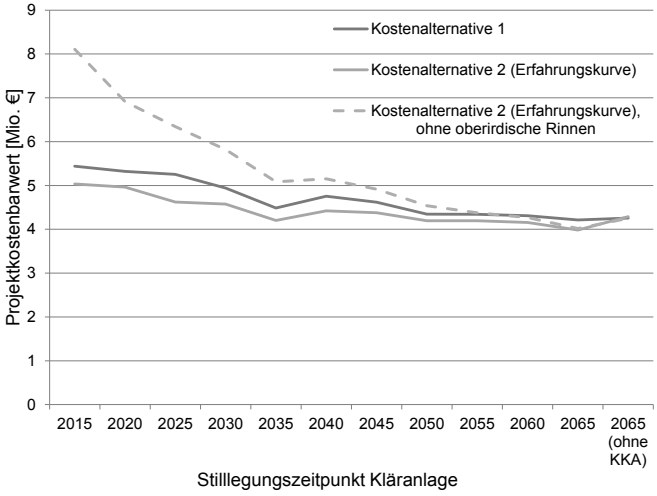

Abbildung 5-22: Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für Neuhemsbach bei einer Kostenoptimierung (Pflanzenkleinkläranlagen)

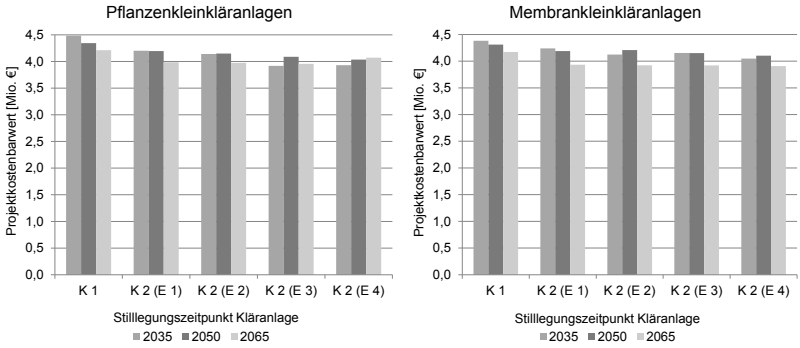

Abbildung 5-23: Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für verschiedene Erfahrungskurven für Neuhemsbach (links: Pflanzenkleinkläranlagen, rechts: Membrankleinkläranlagen) (K = Kostenalternative, E = Erfahrungskurve)

Im Kostenvergleich ist die Kostenalternative 2 ohne die Maßnahme oberirdische Rinnen am teuersten, da das gereinigte Abwasser aus dem Ablauf der Kleinkläranlagen dann über Freispiegelkanäle ins Gewässer abgeleitet werden muss (vgl. Kapitel 5.4.2). Die Kostenalternative 2 (Erfahrungskurve) ist ca. 6 - 13 % günstiger als Kostenalternative 1 und verläuft fast parallel. Zwischen dem Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage und den Gesamtkosten besteht kein linearer Zusammenhang. Vielmehr sind günstige Zeitpunkte für die Umsetzung von Kleinkläranlagen erkennbar. Der Erhalt des zentralen Systems bis 2065 mit Dezentralisierung eines Teilgebietes ist am kostengünstigsten und resultiert ohne anderweitige Vorgaben bei einer Kostenoptimierung. Werden Kleinkläranlagen hingegen ausgeschlossen, steigen die Kosten insgesamt um 7,5 %. Für Kostenalternative 2 ist die Dezentralisierung des Systems mit Pflanzenkleinkläranlagen in den Jahren 2035 und 2050 nur um 5 bzw. 9 % teurer als der Erhalt des zentralen Systems. Das Jahr 2035 ist als Stilllegungszeitpunkt besonders günstig, da dann keine Reinvestitionskosten für die Kläranlage im Jahr 2040 anfallen.

In Kostenalternative 2 ist als Erfahrungskurve für Pflanzenkleinkläranlagen eine lineare Kostenabnahme von 30 % und für Membrankleinkläranlagen von 40 % über den Betrachtungszeitraum hinterlegt. Durch eine Veränderung dieser Kostenabnahmen kann untersucht werden, ab wann ein dezentrales System kostengünstiger als ein zentrales System bei alleiniger Kostenbetrachtung ist. Es werden folgende Kostenabnahmen getestet (lineare Abnahmen zwischen 2015 und 2065):

- Erfahrungskurve 1: Kostenabnahme Pflanzen-KKA: 30 %, MBR-KKA: 40 %
- Erfahrungskurve 2: Kostenabnahme Pflanzen-KKA: 40 %, MBR-KKA: 50 %
- Erfahrungskurve 3: Kostenabnahme Pflanzen-KKA: 50 %, MBR-KKA: 60 %
- Erfahrungskurve 4: Kostenabnahme Pflanzen-KKA: 60 %, MBR-KKA: 70 %

Bei der Membrankleinkläranlage wird die zukünftige Kostenabnahme etwas höher angesetzt, da die Technik noch neuer ist und dadurch ein größeres Einsparpotenzial besteht. Der Grad der Zielerreichung der anderen Bewertungskriterien wird durch die verschiedenen hinterlegten Erfahrungskurven nur geringfügig beeinflusst, da nur eine reine Kostenoptimierung betrachtet wird.

In Abbildung 5-23 ist die Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für verschiedene Erfahrungskurven und die Umsetzung von Pflanzenkleinkläranlagen für Neuhemsbach dargestellt. Ohne Berücksichtigung einer Erfahrungskurve sind die Stilllegung der Kläranlage und die Umsetzung von Kleinkläranlagen teurer. Allerdings ist eine Dezentralisierung im Jahr 2035 nur ca. 7 % und im Jahr 2050 nur ca. 3,5 % teurer als die vom Modell berechnete optimale Kostenlösung. Bei Berücksichtigung einer Kostenreduktion über den Betrachtungszeitraum nehmen die Kosten für eine Dezentralisierung des Systems deutlich ab. Ab einer linearen Kostenreduzierung von 30 % für Pflanzenkleinkläranlagen ist die Stilllegung der Kläranlage im Jahr 2035 etwas günstiger als die Kosten für den Erhalt des zentralen Systems ohne Berücksichtigung der Erfahrungskurve (Kostenalternative 1). Da allerdings auch in der Optimallösung ein bis zwei Teilgebiete dezentralisiert werden, wirken sich die Erfahrungskurven auch auf diese Lösung aus. Unter Bezugnahme auf die gleiche Erfahrungskurve ist ab einer linearen Kostenreduzierung von 50 % für Pflanzenkleinkläranlagen die Stilllegung der Kläranlage im Jahr 2035 günstiger als der Erhalt des zentralen Systems. Bei einer weiteren Kostenreduzierung baut sich diese Kostendifferenz weiter aus.

Die Umsetzung von Membrankleinkläranlagen bei Stilllegung der Kläranlage im Jahr 2035 ist ab einer linearen Kostenreduzierung von 50 % etwas günstiger als die Kosten für den Erhalt des zentralen Systems ohne Berücksichtigung der Erfahrungskurve (Kostenalternative 1). Beim Kostenvergleich für die gleiche Erfahrungskurve ist eine dezentrale Lösung immer etwas teurer. Membrankleinkläranlagen werden allerdings nur erforderlich, wenn hohe Gewässeranforderungen vorliegen.

Für die Gemeinden Mehlingen, Gerbach und St. Alban konnte als günstiger Zeitpunkt für die Implementierung von Kleinkläranlagen das Jahr 2055 identifiziert werden (siehe Anhang A 3.2). Im Gegensatz zu Neuhemsbach nehmen für diese Gemeinden die Kosten für eine Stilllegung der Kläranlage zwischen 2015 und 2055 kontinuierlich ab, bei einer Kläranlagenstilllegung 2060 wieder leicht zu und sind bei einer Erhaltung der Kläranlage bis 2065 am geringsten.

In Mehlingen und Gerbach ist ein dezentrales System ab dem Jahr 2055 auch bei einer Kostenreduktion von Pflanzenkleinkläranlagen von 60 % nicht günstiger als ein zentrales System. In St. Alban ist die Umsetzung von Pflanzenkleinkläranlagen im Jahr 2055 bei einer Kostenreduktion von 60 % etwas günstiger als ein zentrales System.

Bei einer Kostenreduktion von 30 % für Pflanzenkleinkläranlagen ist die dezentrale Variante ab 2055 in Mehlingen ca. 6 %, in Gerbach ca. 4 % und in St. Alban ca. 5 % teurer als das zentrale System. Ohne Anwendung einer Erfahrungskurve liegen die Kostendifferenzen in Mehlingen und St. Alban bei 10 % und in Gerbach bei 6 %.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass durch die Variation des Stilllegungszeitpunktes der Kläranlage günstige Zeitpunkte zur Umstellung eines zentralen auf ein dezentrales System identifiziert werden können. Der Zeitpunkt sowie die Ausprägung der Kostenersparnisse infolge der Systemumstellung sind von den jeweiligen Randbedingungen der Gemeinde und dem Zustand des Entwässerungssystems abhängig. Sie werden insbesondere durch die zu tätigen Reinvestitionen in das Kanalnetz und die Kläranlage beeinflusst. In Neuhemsbach erweist sich eine Umstellung im Jahr 2035 als besonders günstig, da 2040 Reinvestitionen in die Kläranlage und 2045 in großen Teilen des Kanalnetzes (mit Baujahr 1968) anstehen. Zudem fördert die weitläufigere Siedlungsstruktur eine Systemumstellung. Für Mehlingen, Gerbach und St. Alban konnten keine so eindeutigen Zeitpunkte für einen Systemwechsel identifiziert werden. Bei einer Umstellung im Jahr 2055 sind je nach angewendeten Erfahrungskurven die Kosten für ein zentrales und ein dezentrales System in etwa gleich hoch. Mehlingen hat eine größere Einwohnerzahl, einen höheren Anteil neuer bzw. sanierter Kanäle und die Siedlungsstruktur ist kompakter. In Gerbach und insbesondere in St. Alban ist das Kanalnetz neuer und die Reinvestitionen in die Pflanzenkläranlage sind im Verhältnis geringer.

5.4.4 Maßnahme Grau- und Regenwassernutzung

Die Wiederverwendung von Wasser im Haushalt kann durch ein Grau- oder Regenwassernutzung umgesetzt werden. In diesem Abschnitt wird untersucht, wie sich die beiden Maßnahmen anhand der Variante *100 % Wasserrecycling* sowie der Variante *Rückgewinnung* für Neuhemsbach auf den Grad der Zielerreichung des Wasserrecyclings sowie die Kosten auswirken. Für die Variante *100 % Wasserrecycling* werden die drei Systemvarianten zentrales System, dezentrales System mit Pflanzenkleinkläranlagen sowie dezentrales System mit Membrankleinkläranlagen untersucht.

Aufgrund der modellspezifischen Vorgaben kann bei Umsetzung der Maßnahme Grauwasserrecycling ein Grad der Zielerreichung von 100 % und bei Umsetzung der Maßnahme Regenwassernutzung im Haus von 75 % erreicht werden (vgl. Kapitel 3.3.4.5).

Die Umsetzung eines Grauwasserrecyclings verursacht bei alleiniger Optimierung des Kriteriums Wasserrecycling und Erhalt des zentralen Systems etwas höhere Kosten als die Implementierung einer Regenwassernutzung. Ein dezentrales System mit Pflanzen- oder Membrankleinkläranlagen ist teurer für die Regenwas-

sernutzung. Für die Maßnahme Grauwasserrecycling unterscheiden sich die Kosten für ein zentrales und dezentrales System kaum. Durch die Umsetzung einer Stoffstromtrennung und Wiederverwendung von Grauwasser fällt wesentlich weniger Schmutzwasser an und dies begünstigt dezentralere Strukturen.

Für die Variante *Rückgewinnung* ist die Umsetzung einer Regenwassernutzung günstiger. Dies hängt mit einer komplett anderen Systemtransformation aufgrund der Mitoptimierung der Kriterien Kosten, Nährstoffrecycling und Energieeffizienz zusammen. Während bei einer Regenwassernutzung das System zentral bleibt, wird bei einem Grauwasserrecycling das Grauwasser dezentral in Kleinkläranlagen gereinigt und zusätzlich eine Co-Fermentation umgesetzt. Somit wird bei einem Grauwasserrecycling nicht nur mehr Wasser wiederverwendet, sondern auch mehr Energie aus dem Schwarzwasserstrom zurückgewonnen. Die Umsetzung der beiden Maßnahmen hat bei einer multikriteriellen Optimierung auch einen großen Einfluss auf das resultierende Gesamtsystem und die Grade der Zielerreichung aller Bewertungskriterien.

Die in diesem Abschnitt betrachteten Varianten haben nachteilige Auswirkungen auf die zentrale Trinkwasserversorgung, da durch eine Grau- oder Regenwassernutzung der Wasserverbrauch stark sinkt. Diese Auswirkungen werden in Kapitel 5.8.3 erläutert.

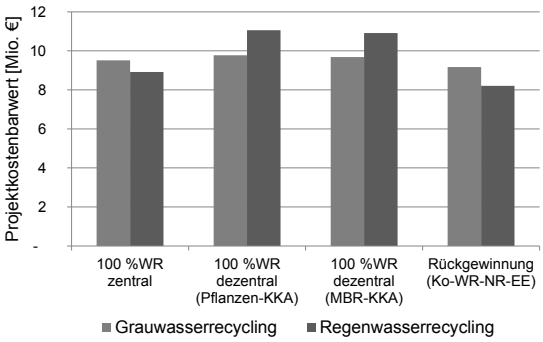

Abbildung 5-24: Kostenvergleich Grau- und Regennutzung für Neuhemsbach (Ko = Kosten, WR = Wasserrecycling, NR = Nährstoffrecycling, EE = Energieeffizienz)

5.5 Zusammenfassung der Optimierungsergebnisse

Die drei Varianten *konservativ*, *ökologisch-ökonomisch* und *Rückgewinnung* ermöglichen die Auswertung und Evaluierung von unterschiedlichen Transformationspfaden und Systemvarianten (zentral, dezentral und ressourcenorientiert) in Abhängigkeit von den vier betrachteten Gemeinden. Da in diesen Varianten fast alle im Modell hinterlegten Maßnahmen umgesetzt werden, zeigen sie unterschiedliche Handlungsoptionen basierend auf dem Einfluss der jeweils optimierten Bewertungskriterien auf.

Bei einer Erhaltung des zentralen Systems werden hauptsächlich Kanalsanierungsmaßnahmen und dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen umgesetzt (Variante *konservativ*). Die Abwasserentsorgung von Gemeinden, die an eine zentrale technische Kläranlage angeschlossen sind, wird bei einer höheren Gewichtung der ökologischen Kriterien mit Kleinkläranlagen dezentralisiert, wohingegen bei einer vorhandenen Pflanzenkläranlage das zentrale System bestehen bleibt (Variante *ökologisch-ökonomisch*). Eine Gewichtung der Kriterien der Ressourceneffizienz bedingt weitreichende Umbaumaßnahmen des bestehenden Systems (Variante *Rückgewinnung*). Je nach ausgewählten Kriterien werden eine Grauwasserwiederverwendung im Haushalt sowie eine Phosphor- und Energierückgewinnung auf der Kläranlage bzw. in einer Biogasanlage umgesetzt.

Die Variante *ökonomisch-ökologisch* ist im Mittel ein Drittel teurer gegenüber der Variante *konservativ*. Die Variante *Rückgewinnung* ist wesentlich teurer; dies in Abhängigkeit von der jeweiligen Gemeinde und der vorhandenen Kläranlage. Bei einer Umsetzung von dezentralen und ressourcenorientierten Maßnahmen steigt der Anteil an privaten Kosten und Betriebskosten an. Der Kostenvergleich unter den Gemeinden zeigt, dass auch die Randbedingungen der jeweiligen Gemeinde, wie der Zustand des Entwässerungssystems, einen großen Einfluss auf die Kosten haben.

In den Modellberechnungen werden Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen eher zu Beginn des Untersuchungszeitraums umgesetzt. Bei den anderen Maßnahmen ist der Umsetzungszeitpunkt abhängig von den zu optimierenden Kriterien. Bei der Optimierung von nur einem Bewertungskriterium werden die Maßnahmen zur Erfüllung dieses Kriteriums direkt im ersten Berechnungsschritt implementiert. Bei der Einbeziehung mehrerer Bewertungskriterien und des Kriteriums Kosten in die Optimierung erfolgt die Umsetzung von dezentralen und ressourcenorientierten Maßnahmen tendenziell ab der Mitte des Untersuchungszeitraums von 50 Jahren. Diese Umsetzungszeitpunkte beeinflussen auch, in welchen Zeitschritten die höchsten Kosten anfallen.

Sensitivitätsbetrachtungen wurden für unterschiedliche Szenarien und Kombinationen an Bewertungskriterien durchgeführt. Die Szenarienbetrachtung von drei Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen zeigt, dass je nach betrachteter Entwicklung unterschiedliche Transformationspfade aus der Modellberechnung re-

sultieren. Falls sich als Ergebnis die gleichen Anpassungen unabhängig von der Bevölkerungsentwicklung ergeben, werden die Maßnahmen teilweise zu anderen Zeitpunkten umgesetzt. Auch hier beeinflussen die Randbedingungen der jeweiligen Gemeinde stark, bei welcher Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung die Kostenbarwerte am höchsten sind. In manchen Gemeinden beeinflusst schwerpunktmäßig der Bevölkerungsrückgang den Kostenbarwert, in anderen Gemeinden wird er insbesondere durch siedlungsstrukturelle Veränderungen wie die Verteilung der Leerstände beeinflusst. Die Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungsszenarien haben nur einen kleinen Einfluss auf die Umsetzung von Kleinkläranlagen, diese wird hauptsächlich durch die zur Optimierung ausgewählten Bewertungskriterien und Randbedingungen der Gemeinde beeinflusst.

Die Untersuchung von vier Entwicklungsszenarien für den Wasserbedarf zeigt, dass tendenziell eine leichte und starke Abnahme des Wasserbedarfs in Kombination mit einer Gewichtung von ökologischen und ressourcenorientierten Kriterien zu dezentralen Systemen mit Kleinkläranlagen führen.

Auch die Kostenentwicklung technischer Anlagen hat Auswirkungen auf die resultierenden Transformationspfade. Die Variation des Zinssatzes hat Auswirkungen auf den Umsetzungszeitpunkt der Maßnahmen, da bei einem höheren Zinssatz die Maßnahmenumsetzung zu einem späteren Zeitpunkt im Untersuchungsraum aufgrund der Barwertbetrachtung günstiger wird. Durch die Anwendung von Erfahrungskurven zur Abbildung möglicher Kostenreduktionen für Einzelmaßnahmen verringern sich tendenziell auch die Gesamtkosten. Allerdings werden vom Modell bei höheren Kostenreduzierungen teilweise andere Einzelmaßnahmen zu anderen Zeitpunkten umgesetzt. Dadurch können die Gesamtkosten höher liegen, obwohl die Kosten für eine Einzelmaßnahme stärker reduziert wurden.

Die vereinfachten Untersuchungen zum Einfluss des Klimawandels zeigen, dass durch eine Zunahme der Regenspende die Kosten steigen. Bei einem Faktor von 1,4 wird bei höherer Gewichtung der ökologischen Kriterien das zentrale System beibehalten, da Kleinkläranlagen meistens in Kombination mit oberirdischen Rinnen zur Regenwasserableitung umgesetzt werden und diese den größeren Niederschlagswasserabfluss nicht ableiten können. Bei Umsetzung einer Stoffstromtrennung hingegen sind die Kosten zwischen Faktor 1,2 und 1,4 ähnlich und somit kann dieses System flexibler auf die Einflüsse des Klimawandels reagieren.

Weiterhin wurden Sensitivitätsbetrachtungen für unterschiedliche Kombinationen von Bewertungskriterien durchgeführt, da die Auswahl der Bewertungskriterien und Mitgewichtung der Kosten einen großen Einfluss auf die Systemlösung hat. Bei Priorisierung eines Bewertungskriteriums und Gewichtung der anderen Kriterien mit null werden die zur Erfüllung des Kriteriums erforderlichen Maßnahmen am Anfang des Untersuchungszeitraums für einen möglichst guten Grad der Zielerreichung umgesetzt. Dadurch sind die Kosten für die resultierenden Transformationen vergleichsweise hoch.

Die Priorisierung jeweils eines Kriteriums in Kombination mit dem Kriterium Kosten zeigt, dass eine Mitgewichtung der Kosten immer empfehlenswert ist. In der Regel ist der Grad der Zielerreichung des jeweils betrachteten Kriteriums nur geringfügig schlechter, die Kosten sind aber wesentlich niedriger. Die Umsetzungszeitpunkte von Maßnahmen verschieben sich bei einer Mitgewichtung der Kosten weiter nach hinten und verteilen sich variabler über den Betrachtungszeitraum. Mit dieser Betrachtung wurde auch die Sensitivität der Bewertungskriterien untersucht. Die Kriterien, deren Grad der Zielerreichung einen großen Bereich abdeckt (Wasser-, Nährstoff- und Energierecycling), können nur durch die Umsetzung einer Einzelmaßnahme erreicht werden und haben dadurch einen größeren Einfluss auf die Optimierung. Der Grad der Zielerreichung der Kriterien Flexibilität, Wasserbilanz und Akzeptanz weist kleinere Bereiche auf, da diese Kriterien durch die Umsetzung anderer Maßnahmen zum Erreichen mitoptimierter Kriterien positiv beeinflusst werden. Das Kriterium Emissionen erreicht vergleichsweise gute Werte, da immer eine Abwasserreinigung umgesetzt werden muss.

Auch die gewählte Skalierung beeinflusst den Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien. Durch die vorgegebenen Eingangsgrößen können die Kriterien Flexibilität und Akzeptanz nicht den gesamten Wertebereich zwischen 0 und 100 % abdecken. Dadurch haben sie bei einer Kombination mit anderen Kriterien, die einen größeren Wertebereich aufspannen (z.B. Wasserrecycling), bei der multikriteriellen Optimierung einen geringeren Einfluss.

Bei der multikriteriellen Optimierung aller acht Bewertungskriterien versucht das Modell alle Kriterien gleich gut zu erfüllen. Da dies aber aufgrund der konkurrierenden Ziele nur zu einem gewissen Grad möglich ist, wird das Kriterium „geringe Kosten“ am schlechtesten erreicht.

Zur Identifizierung günstiger Zeitpunkte für eine Systemtransformation eines zentralen zu einem dezentralen System wurde der Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für eine Kostenoptimierung variiert. Die identifizierten Zeitpunkte unterscheiden sich erwartungsgemäß je nach den Randbedingungen der Gemeinden. Beispielsweise ist für Neuhembach die Transformation zu einem dezentralen System im Jahr 2035 schon ab einer Kostenreduktion von Pflanzenkleinkläranlagen von 30 % über die nächsten 50 Jahre günstiger als eine zentrale Lösung. In Mehlingen, Gerbach und St. Alban ist ein dezentrales System ab 2055 nur ca. 5 % teurer als ein zentrales System, wenn eine Kostenreduktion von Pflanzenkleinkläranlagen von 30 % über die nächsten 50 Jahre angenommen wird.

Die Umsetzung eines dezentralen Systems hängt grundsätzlich stark von den möglichen Ableitungswegen des gereinigten Abflusses von Kleinkläranlagen ab. Wenn keine oberirdischen Rinnen im Modell zugelassen sind, werden Systeme nicht mehr dezentralisiert, da der Bau von Kleinkläranlagen in Kombination mit einer Sanierung der bestehenden Freispiegelkanäle zur Ableitung des Ablaufs der Kleinkläranlagen zu hohe Kosten verursacht. D.h. eine Dezentralisierung des Sys-

tems mit Kleinkläranlagen scheint nur sinnvoll, wenn es auch alternative Ableitungsmöglichkeiten des gereinigten Ablaufs gibt.

Zusammenfassend können aus der Auswertung der Simulationsergebnisse die folgenden Haupterkenntnisse hinsichtlich Systemanpassungen und Systemumgestaltungen gewonnen werden:

- Die mit dem Modell berechneten Transformationspfade und Umgestaltungen zu dezentralen und ressourcenorientierten Systemen werden hauptsächlich durch die Auswahl und Gewichtung der Bewertungskriterien beeinflusst.
- Auch die Randbedingungen der jeweiligen Gemeinde, wie der Zustand des Entwässerungssystems, haben einen großen Einfluss auf die Transformationspfade und die resultierenden Kosten.
- Die betrachteten Szenarien, insbesondere der Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung beeinflussen die Zeitpunkte der Maßnahmenumsetzung und auch die Kosten, sie haben aber nur in Kombination mit den entsprechenden Bewertungskriterien und Randbedingungen der Gemeinde einen Einfluss auf Systemumstellungen.

Eine kompakte grafische Auswertung der Simulationsergebnisse erfolgt im Kapitel 5.8.2.

5.6 Betrachtung Abwasserreinigung

Die Betrachtung der Zu- und Ablauffrachten erfolgt für die zentrale Kläranlage sowie die Kleinkläranlagen für das gesamte Einzugsgebiet der Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn sowie der Pflanzenkläranlage St. Alban für die drei Varianten aus Kapitel 5.1.

Wie in Kapitel 3.2.1 beschrieben wird eine Kläranlage im Modell als Knoten abgebildet, in dem für die Stoffe CSB, N und P Reinigungsgrade für unterschiedliche Kläranlagentypen vorgegeben sind.

Der Reinigungsgrad der Kläranlagen wird im Modell nicht automatisch angepasst, obwohl sich die Reinigungsleistung bei veränderter Zuflussmenge und Abwasserzusammensetzung verändern kann. Zudem beeinflusst die Maßnahme Phosphorrückgewinnung die P-Fracht im Abwasser und die Maßnahme Energierückgewinnung beeinflusst die CSB-Fracht.

Aufgrund dessen können die dargestellten Emissionen der zentralen Kläranlagen nur als qualitative Verläufe betrachtet werden (vgl. Schmitt et al., 2016d). Bei einer veränderten Reinigungsleistung oder Umsetzung einer Stoffstromtrennung mit Grauwasserrecycling sowie einer Rückgewinnung von Energie und Phosphor verschieben sich die Frachtverläufe.

5.6.1 Gruppenkläranlage Verbandsgemeinde Enkenbach-Alsenborn

5.6.1.1 Zulauffrachten GKA Enkenbach-Alsenborn

Die Zulauffrachten zur Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn aus der gesamten Verbandsgemeinde (Neuhemsbach, Mehlingen, Enkenbach-Alsenborn und Sembach) über den Betrachtungszeitraum von 50 Jahren sind in Abbildung 5-25 und Abbildung 5-26 dargestellt. Die Zulauffrachten nehmen aufgrund des Bevölkerungsrückgangs über den Betrachtungszeitraum von 50 Jahren ab. In der Variante *konservativ* wird nur in Neuhemsbach ein Teilgebiet mit Membrankleinkläranlagen dezentralisiert und deshalb nehmen die Zulauffrachten fast ausschließlich aufgrund des Bevölkerungsrückgangs ab.

In der Variante *ökologisch-ökonomisch* wird in allen Gemeinden das Entwässerungssystem zwischen 2015 und 2055 mit Pflanzenkleinkläranlagen dezentralisiert. 2055 fließt kein Abwasser mehr der Gruppenkläranlage zu und sie wird stillgelegt. In der Übergangsphase zwischen zentralem und dezentralem System müssen auf der Kläranlage Maßnahmen zur Einhaltung der Reinigungsleistung getroffen werden.

In der Variante *Rückgewinnung* wird zwischen 2015 und 2040 in allen Gemeinden eine Stoffstromtrennung mit Grauwasserrecycling umgesetzt. Aufgrund des verringerten Schmutzwasseranfalls durch die Wiederverwendung des leicht verschmutzten Grauwassers sinken die Zulauffrachten zur Gruppenkläranlage insgesamt stärker als in der *konservativen* Variante. Zudem werden in Neuhemsbach ab 2050 Pflanzenkleinkläranlagen zur Grauwasserreinigung gebaut. Diese haben aber aufgrund der im Verhältnis zur Gesamtgemeinde kleinen Einwohnerzahl nur einen geringen Einfluss. Die Frachten im Mischwasserzufluss zur Kläranlage verringern sich durch das Grauwasserrecycling und die Schwarzwasserabtrennung über den Betrachtungszeitraum. Der Zufluss zur Kläranlage besteht nach Umsetzung aller Maßnahmen nur noch aus dem nicht wiederverwendeten Grauwasser und dem zentral in den ursprünglichen Mischwasserkanälen abgeleiteten Regenwasseranteil.

Der Schwarzwasserabfluss, der direkt in den Faulturm geleitet wird, nimmt durch die sukzessive Abtrennung und Ableitung des Schwarzwasserstroms mittels Drucksystem zwischen 2030 und 2065 zu. Danach würde auch der Schwarzwasserzufluss aufgrund der rückläufigen Bevölkerung wieder sinken. Im Modell wurde nicht berücksichtigt, dass sich die Frachten im Prozessabwasser aus der Schlammbehandlung auch verändern, wenn das Schwarzwasser direkt zum Faulturm zur Co-Fermentation geleitet wird, und dies dann einen Einfluss auf die Frachten im Kläranlagenzulauf hat.

Eine mögliche Variante im Zusammenhang mit der Grau- und Schwarzwassertrennung könnte auch sein, dass das Grauwasser aus der gesamten Verbandsgemeinde dezentral behandelt wird und die Gruppenkläranlage somit keinen Zu-

fluss mehr hat und stillgelegt werden müsste. Dann wäre auch keine Energierückgewinnung im Faulturm aus Schwarzwasser mehr möglich. Entweder könnte dieser zu einer Biogasanlage umfunktioniert oder es könnten eine oder mehrere neue Biogasanlagen an aus Entwässerungssicht günstigen Standorten gebaut werden.

In der Variante *Rückgewinnung* verändert sich das CSB:N:P-Verhältnis im Zulauf der Gruppenkläranlage über den Betrachtungszeitraum, da eine Stoffstromtrennung in Grau- und Schwarzwasser mit Grauwasserrecycling implementiert wird. Da das Schwarzwasser direkt zum Faulturm zur Energierückgewinnung geleitet wird, fließt nur das nicht wiederverwendete Grauwasser der GKA zu (Abbildung 5-27, links). Zum Vergleich wird die Option betrachtet, dass das nicht wiederverwendete Grauwasser gemeinsam mit dem Schwarzwasser der GKA zufließt (Abbildung 5-27, rechts). Dies wäre in einem Szenario der Fall, in dem nur Grauwasser wiederverwendet wird und keine Energierückgewinnung aus dem Schwarzwasser erfolgt.

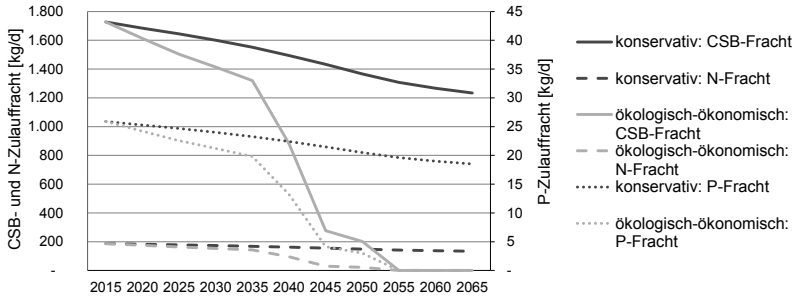

Abbildung 5-25: Zulauffrachten GKA Enkenbach-Alsenborn für die Varianten *konservativ* und *ökologisch-ökonomisch*

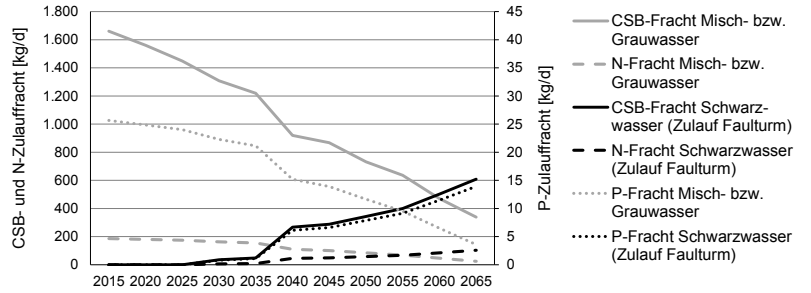

Abbildung 5-26: Zulauffrachten GKA Enkenbach-Alsenborn und Schwarzwasserfrachten im Zufluss zum Faulturm für die Variante *Rückgewinnung*

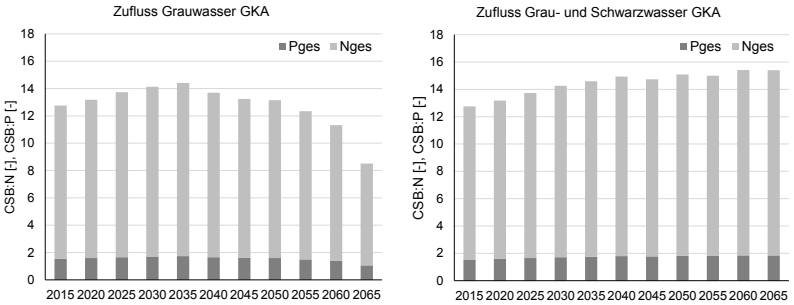

Abbildung 5-27: Vergleich des CSB:N:P-Verhältnisses im Zulauf der GKA Enkenbach-Alsenborn für einen Zufluss von Grauwasser sowie von Grau- und Schwarzwasser als Absolutwerte CSB:N = 100:N und CSB:P = 100:P

Wie in Kapitel 3.3.2.2 beschrieben ist eine vollständige Assimilation der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe in der Biomasse bei einem idealen Verhältnis von CSB:N:P von 100:10:2 bis 100:5:1 möglich. Wenn nur Grauwasser der Gruppenkläranlage zufließt, verschiebt sich ab dem Jahr 2060 das CSB:N:P-Verhältnis so, dass theoretisch keine N- und P-Elimination erforderlich wäre. Bei einer weiteren Reduzierung des Stickstoffes wäre dieser nicht mehr in ausreichender Menge für eine vollständige Kohlenstoffelimination vorhanden und müsste zudosiert werden.

Beim Zufluss von Grau- und Schwarzwasser zur GKA kehren sich die Effekte im Nährstoffverhältnis um, da hier die Nährstoffe aus dem Schwarzwasserstrom noch zur Kläranlage gelangen, und somit verändert sich die Kurve nur leicht. Aufgrund des größeren Nährstoffanteils kann eine Zudosierung von Kohlenstoff erforderlich werden.

5.6.1.2 Ablauffrachten GKA Enkenbach-Alsenborn

Die CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Gruppenkläranlage und der Kleinkläranlagen für die drei Varianten für die VG Enkenbach-Alsenborn sind in Abbildung 5-28 bis Abbildung 5-30 dargestellt. Analog zu den Zulauffrachten nehmen auch die Ablauffrachten aufgrund des Bevölkerungsrückgangs über den Betrachtungszeitraum ab. In der Variante *konservativ* werden nur in Neuhemsbach in einem Teilgebiet Membrankleinkläranlagen umgesetzt und deshalb sind die Emissionen aus Kleinkläranlagen sehr gering im Vergleich zur Gruppenkläranlage.

In der Variante *ökologisch-ökonomisch* wird in allen Gemeinden das Entwässerungssystem zwischen 2015 und 2055 mit Pflanzenkleinkläranlagen dezentralisiert und 2055 erfolgt dann die Stilllegung der Gruppenkläranlage. Da Pflanzenkleinkläranlagen eine schlechtere CSB-, N- und P-Reinigungsleistung haben (vgl. Kapitel 3.3.4.4), steigt die Summe der Emissionen an.

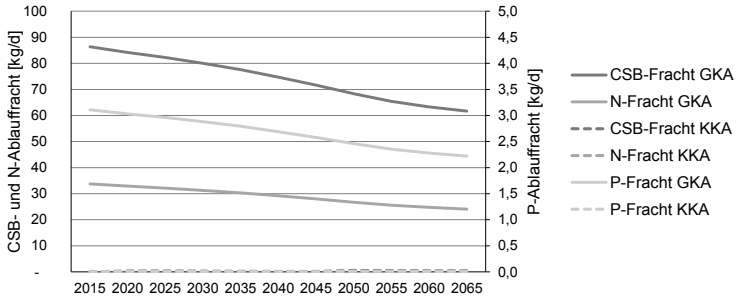

Abbildung 5-28: CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Gruppenkläranlage und der Kleinkläranlagen in der VG Enkenbach-Alsenborn für die Variante *konservativ*

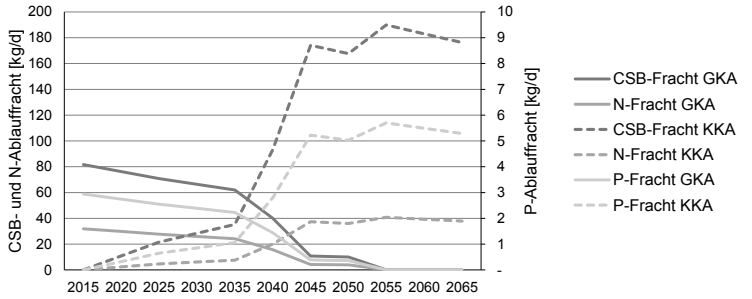

Abbildung 5-29: CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Gruppenkläranlage und der Kleinkläranlagen in der VG Enkenbach-Alsenborn für die Variante *ökologisch-ökonomisch*

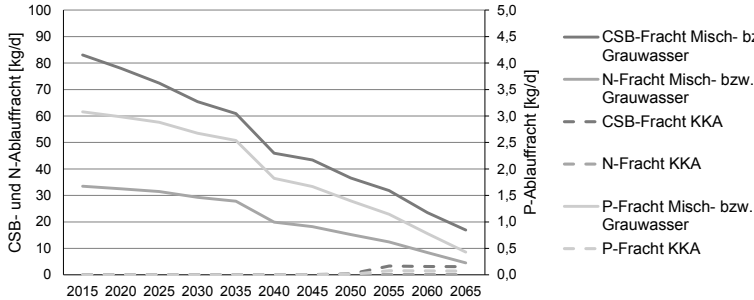

Abbildung 5-30: CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Gruppenkläranlage und der Kleinkläranlagen in der VG Enkenbach-Alsenborn für die Variante *Rückgewinnung*

Bei Pflanzen(klein)kläranlagen können die Emissionen allerdings stark schwanken. Im Modell wurden mittlere Werte basierend auf einer Literaturrecherche hinterlegt. Für die CSB-Elimination wurde im Modell für Pflanzenkleinkläranlagen eine Reinigungsleistung von 85 % und für technische Kläranlagen von 95 % angenommen (vgl. Kapitel 3.3.4.4). Bspw. erreichte laut Eigenkontrollbericht die Pflanzenkläranlage St. Alban eine wesentlich bessere CSB-Reinigungsleistung von ca. 95 % in 2012. Die Emissionsfrachten der Pflanzenkleinkläranlagen sind als Anhaltswerte zu verstehen und können je nach lokalen Gegebenheiten und externen Einflüssen wie der Witterung kleiner oder größer ausfallen. Da der Kleinkläranlagenablauf an unterschiedlichen Punkten und u.U. in mehrere Fließgewässer eingeleitet wird, muss immer das jeweilige einzuleitende Gewässer zur Beurteilung der Auswirkungen betrachtet werden.

In der Variante *Rückgewinnung* nehmen die Ablauffrachten der Kläranlage aufgrund der sukzessiven Umsetzung der Maßnahme Grauwasserrecycling und der Abtrennung des Schwarzwassers ab. Das Schwarzwasser wird direkt in den Faulturm zur Energierückgewinnung geleitet. Das dabei entstehende Prozesswasser wird in den Kläranlagenzulauf geführt und dadurch würden sich die Frachten erhöhen. Im Modell wird dieser Prozess nicht abgebildet, da die einzelnen Kläranlagenkomponenten nicht optimiert werden. Wie eingangs erwähnt bleibt die Reinigungsleistung der Kläranlage konstant und die Verläufe sind somit nur als qualitativ anzusehen. Die Verläufe der Emissionsfrachten spiegeln daher die Verläufe der Zulauffrachten wieder.

Die CSB-, N- und P-Ablaufkonzentrationen der Gruppenkläranlage (bei gleichbleibender Reinigungsleistung) nehmen in der Variante *konservativ* leicht zu (Abbildung A- 23), da die Frachten weniger stark als das Zuflussvolumen abnehmen. Die Abnahme des Zuflussvolumens wird durch die Entwicklung der Bevölkerung und des Wasserbedarfs beeinflusst, wohingegen die Frachten nur von der Bevölkerungsentwicklung abhängen. Die Ablaufkonzentrationen in der Variante *ökologisch-ökonomisch* nehmen aus den gleichen Gründen bis zur Dezentralisierung des Systems und der Stilllegung der Gruppenkläranlage im Jahr 2055 leicht zu (Abbildung A- 24). In der Variante *Rückgewinnung* nehmen die Zulaufkonzentrationen zwischen 2015 und 2030 leicht zu, da erste Teilgebiete mit einer Grauwasserwiederverwendung ausgestattet werden (Abbildung A- 25). Ab 2030 beginnt zwar auch die Schwarzwasserabkopplung, aber die Maßnahme Grauwasserrecycling wird bis 2045 in deutlich mehr Teilgebieten umgesetzt als Druckleitungen für Schwarzwasser gebaut werden. Die Ablaufkonzentrationen steigen somit stärker an, da im Verhältnis weniger Grau- als Schwarzwasser der Kläranlage zufließt. Ab 2045 wird dann in allen Teilgebieten Grauwasser wiederverwendet. Zwischen 2045 und 2065 geht die Ablaufkonzentration zurück, da das Schwarzwasser sukzessive in allen Teilgebieten abgekoppelt wird.

Die Grenzwerte der Ablaufkonzentrationen für eine Kläranlage der Größenklasse 4 liegen bei 90 mg/l CSB, 18 mg/l N_{ges} und 2 mg/l P_{ges} (vgl. AbwV 2004). In den

betrachteten Varianten kann der CSB-Grenzwert eingehalten werden, außer in der Variante *Rückgewinnung* wird er 2045 leicht überschritten. Der N_{ges}- und P_{ges}-Grenzwert werden in allen Varianten überschritten. Ab dem Jahr 2045 sinkt die Einwohnerzahl der VG Enkenbach-Alsenborn unter 10.000 Einwohner. Wenn auch die Einwohnergleichwerte stark zurückgehen würden, könnte die Kläranlage der Größenklasse 3 zugeordnet werden und die Anforderungen wären weniger streng.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass aufgrund des Bevölkerungsrückgangs bzw. der Umsetzung einer Stoffstromtrennung eine Anpassung der Kläranlage zur Erhaltung der Reinigungsleistung notwendig werden kann. Um die Auswirkungen der Anpassungen am Entwässerungssystem auf die Kläranlage zu beurteilen, sind immer weitere Untersuchungen erforderlich. Durch eine Dezentralisierung des Systems mit Pflanzenkleinkläranlagen steigt die Gewässerbelastung im Mittel insgesamt an. Mit dem Bau von Kleinkläranlagen mit besseren Reinigungsleistungen, z.B. Membrankleinkläranlagen, können die Emissionen auf ungefähr das Niveau von zentralen Kläranlagen gesenkt werden. Bei Umsetzung einer Stoffstromtrennung mit Grauwasserrecycling gelangen im Vergleich zu den anderen Varianten am wenigsten Emissionen ins Gewässer. Allerding sind die größten Anpassungen an der Kläranlage erforderlich. Bei Umstellung eines zentralen auf ein dezentrales oder ressourcenorientiertes System muss die geforderte Reinigungsleistung der Kläranlage auch in der Übergangsphase erreicht werden. Durch den verringerten Zufluss können sich auch die Größenklasse der Kläranlage und somit die Anforderungen an die Ablaufwerte ändern.

5.6.2 Pflanzenkläranlage St. Alban

5.6.2.1 Zulauffrachten Pflanzenkläranlage St. Alban

Die Zulauffrachten zur Pflanzenkläranlage St. Alban aus den Gemeinden Gerbach und St. Alban über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren sind in Abbildung 5-31 dargestellt. Für die Varianten *konservativ* und *ökologisch-ökonomisch* ergeben sich die gleichen Verläufe, da das zentrale System erhalten bleibt. In der Variante *Rückgewinnung* nehmen die Zulauffrachten aufgrund der Umsetzung einer Stoffstromtrennung mit Grauwasserrecycling zwischen 2015 und 2040 stärker ab. Das Schwarzwasser wird ab 2035 mittels Drucksystem direkt zu einer Biogasanlage geleitet und gelangt somit nicht in den Zulauf der Kläranlage. Ab dem Jahr 2060 wird das Grauwasser in Pflanzenkleinkläranlagen behandelt und somit fließt kein Abwasser mehr der Pflanzenkläranlage zu und sie kann stillgelegt werden.

Das CSB:N:P-Verhältnis für einen Zufluss von Grauwasser bzw. von Grau- und Schwarzwasser im Zulauf der Pflanzenkläranlage ist in Abbildung 5-32 dargestellt. In der Variante *Rückgewinnung*, in der nur das nicht im Haushalt wiederverwendete Grauwasser der Pflanzenkläranlage zufließt nimmt der Stickstoffan-

teil mit Abtrennung des Schwarzwassers ab 2040 ab. Bei einem Zufluss von im Haushalt nicht wiederverwendetem Grauwasser zusammen mit Schwarzwasser verändert sich das Nährstoffverhältnis kaum.

5.6.2.2 Ablauffrachten Pflanzenkläranlage St. Alban

Die Ablauffrachten der Pflanzenkläranlage St. Alban sind in den Varianten *konservativ* und *ökologisch-ökonomisch* gleich und nehmen durch den Bevölkerungsrückgang über den Betrachtungszeitraum ab. In der Variante *Rückgewinnung* ist die Abnahme der Ablauffrachten größer, da zwischen 2015 und 2040 eine Schwarz- und Grauwassertrennung mit Grauwasserrecycling und Schwarzwasserabtrennung umgesetzt wird und die Grauwasserbehandlung ab 2040 in Kleinkläranlagen erfolgt. Die Ablauffrachten der Kleinkläranlagen sind vergleichsweise gering, da nur das nicht wiederverwendete Grauwasser in ihnen behandelt wird.

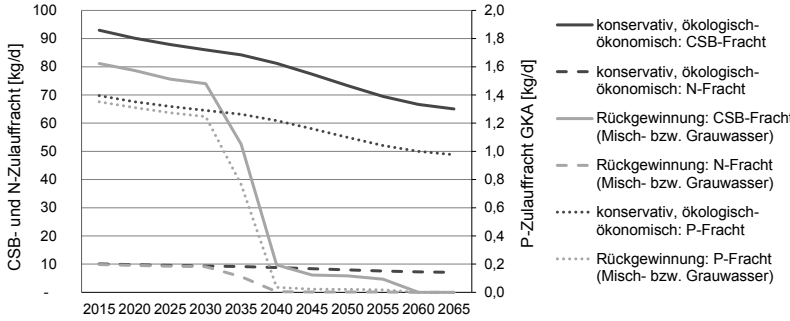

Abbildung 5-31: Zulauffrachten PKA St. Alban für die drei Varianten

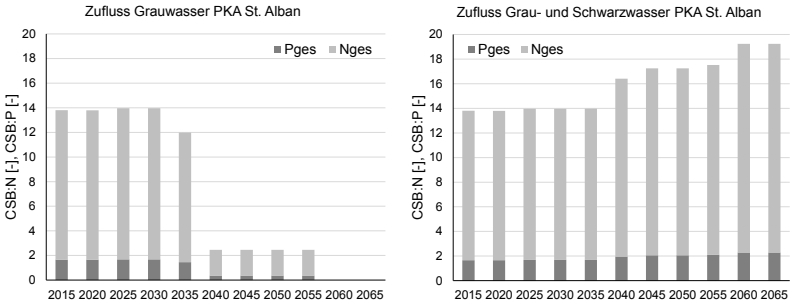

Abbildung 5-32: Vergleich des CSB:N:P-Verhältnisses im Zulauf der PKA St. Alban für einen Zufluss von Grauwasser sowie von Grau- und Schwarzwasser als Absolutwerte CSB:N = 100:N und CSB:P = 100:P

Die Ablaufkonzentrationen der Pflanzenkläranlage (bei gleichbleibender Reinigungsleistung) nehmen in den Varianten *konservativ* und *ökologisch-ökonomisch* leicht zu, da der Zufluss zur Kläranlage durch die Abnahme der Bevölkerung und des Wasserbedarfs stärker abnimmt als die Frachten (siehe Abbildung A- 26). In der Variante *Rückgewinnung* nehmen die Ablaufkonzentrationen bis 2035 zu, da Grauwasser teilweise wiederverwendet wird und somit der Grauwasseranteil im Kläranlagenzufluss sinkt. Zwischen 2035 und 2040 wird das Schwarzwasser abgetrennt und fließt nicht mehr der Pflanzenkläranlage zu. Dadurch nehmen die Ablaufkonzentrationen bis zur Stilllegung der Pflanzenkläranlage im Jahr 2060 wieder leicht ab (siehe Abbildung A- 27).

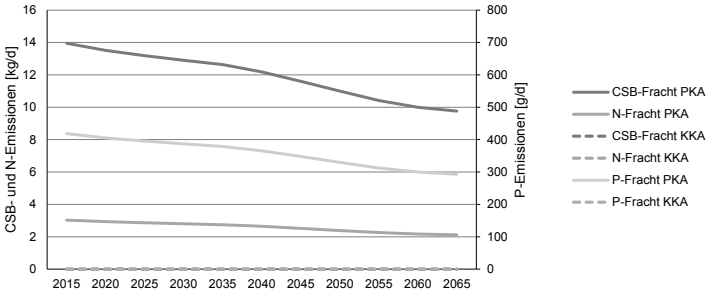

Abbildung 5-33: CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Pflanzenkläranlage St. Alban und der Kleinkläranlagen in den Gemeinden Gerbach und St. Alban für die konservative bzw. ökologisch-ökonomische Variante

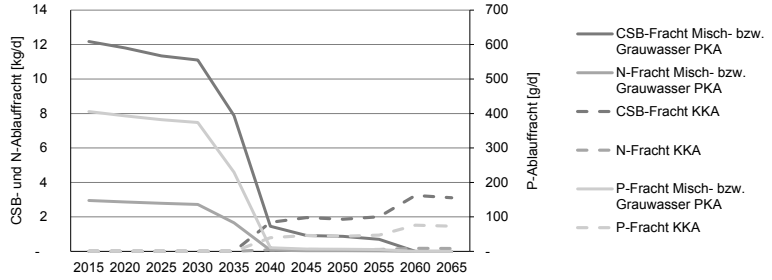

Abbildung 5-34: CSB-, N- und P-Ablauffrachten der Pflanzenkläranlage St. Alban und der Kleinkläranlagen in den Gemeinden Gerbach und St. Alban für Variante Rückgewinnung

5.7 Kosten- und Gebührenbetrachtungen

In diesem Abschnitt werden die Auswirkungen verschiedener Anpassungspfade auf die Gebühren in Abhängigkeit von den Kostenentwicklungen untersucht. Eine detaillierte Kalkulation der zukünftigen Gebühren wird in dieser Arbeit nicht vorgenommen.

Randbedingung ist, dass für alle Gemeinden innerhalb einer Gebietskörperschaft, in Rheinland-Pfalz innerhalb einer Verbandsgemeinde oder einer verbandsfreien Gemeinde, die gleichen Gebühren nach dem Solidargemeinschaftsprinzip kalkuliert und erhoben werden.

5.7.1.1 Kosten- und Gebührenbetrachtungen VG Enkenbach-Alsenborn

Rückschlüsse zu Gebührenentwicklungen können aus den detaillierten Kostenbetrachtungen gezogen werden. Die Gesamtkosten der VG, aufgeteilt in Investitions- und Betriebskosten im privaten und öffentlichen Bereich pro 5-Jahresschritt, sind in Abbildung 5-35 dargestellt. Zusätzlich ist die Kostensummenlinie der gesamten Transformation für die drei Varianten dargestellt. Im Allgemeinen steigen die Gebühren nach großen Investitionen an.

Bei einer Erhaltung des zentralen Systems steigen die Kosten und somit auch die Gebühren aufgrund der abnehmenden Bevölkerung an. In der Variante *konservativ* fallen in den ersten zwei Zeitschritten hohe Kosten an, da Sanierungen an den Kanälen vorgenommen werden und teilweise dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen umgesetzt werden. 2040 sind die öffentlichen Investitionskosten am höchsten, da hier die Reinvestition in die Gruppenkläranlage ansteht. In den folgenden Jahren werden weitere Sanierungen am Kanalnetz notwendig. Die privaten Investitionskosten nehmen gegen Ende des Betrachtungszeitraums zu, da dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen neu gebaut oder in bestehende reinvestiert werden muss. Die Betriebskosten erhöhen sich leicht. Die Abwassergebühren würden bis 2040 aufgrund der Sanierungen am Kanalnetz leicht ansteigen und nach der Reinvestition in die Kläranlage 2040 stärker. Die Reinvestitionskosten müssen über die nächsten 30 bis 40 Jahre abgeschrieben werden und zusätzlich müssen noch Sanierungen am Kanalnetz durchgeführt werden.

In der Variante *ökologisch-ökonomisch* wird das System bis 2055 sukzessive mit Kleinkläranlagen dezentralisiert. Die hohen privaten Investitionskosten zu Beginn der Transformation sind auf die Umsetzung dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zurückzuführen. Die öffentlichen Investitionskosten nehmen über den Betrachtungszeitraum ab und die privaten Investitionskosten variieren je Zeitschritt in Abhängigkeit vom Bau und der Reinvestition (nach 15 Jahren) von Kleinkläranlagen. 2065 fallen dann fast ausschließlich private Kosten an. Diese sind vergleichsweise hoch, da Reinvestitionen in die Kleinkläranlagen und die dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen notwendig werden. Die

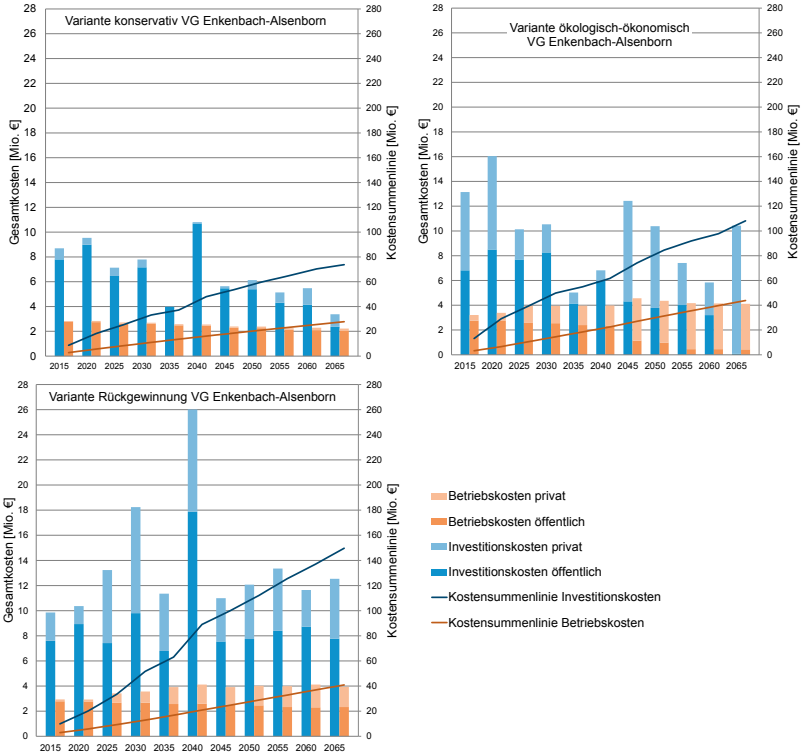

Abbildung 5-35: Kostenentwicklungen [Mio. €] über 50 Jahre und Kostensummenlinie [Mio. €] (ohne Zins) in der VG Enkenbach-Alsenborn für die drei Varianten

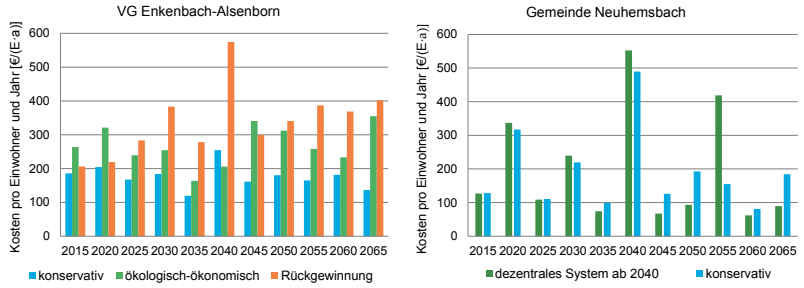

Abbildung 5-36: Darstellung der Kosten pro Einwohner und Jahr (ohne Zins) (links: VG Enkenbach-Alsenborn, rechts: Gemeinde Neuhemsbach)

Betriebskosten im privaten Bereich steigen an, da für dezentrale Anlagen höhere Betriebskosten anfallen. Die höheren Kosten im Vergleich zur Variante *konservativ* werden nicht ausschließlich durch die Dezentralisierung mit Kleinkläranlagen, sondern auch wegen der Umsetzung von vielen dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen verursacht.

In der Variante *Rückgewinnung* wird die Stoffstromtrennung mit Grauwasserrecycling zwischen 2015 und 2040 umgesetzt und die sukzessive Abtrennung und Ableitung des Schwarzwassers zur Kläranlage mittels Drucksystem zwischen 2030 und 2065. Im Jahr 2030 sind die Kosten vergleichsweise hoch, da dort viele Maßnahmen der Stoffstromtrennung umgesetzt werden. 2040 fallen besonders hohe Kosten an, da neben der Reinvestition in die Kläranlage zusätzlich in Teilen der VG die Umsetzung der Stoffstromtrennung und der Bau des Drucksystems erfolgen.

Bezogen auf die Gesamtkosten (Investitions- und Betriebskosten) ist die Variante *ökologisch-ökonomisch* um ca. 50 % und die Variante *Rückgewinnung* um ca. 70 % teurer im Vergleich zur *konservativen* Variante. Dies bedeutet aber nicht, dass die Gebühren im gleichen Verhältnis ansteigen werden. Bei einer Kostenoptimierung und Dezentralisierung des Systems mit Kleinkläranlagen zu einem günstigen Zeitpunkt (vgl. Kapitel 5.4.1) liegt die Kostensteigerung nur bei ca. 3 bis 4 % gegenüber der Variante *konservativ*.

In Abbildung 5-36 sind die Kosten pro Einwohner und Jahr für jeden Berechnungsschritt dargestellt. Mit dieser Darstellung wird veranschaulicht, wie sich die einwohnerspezifischen Kosten über den Betrachtungszeitraum entwickeln. Die Abbildung zeigt nicht die zukünftige Gebührenentwicklung. Wie bereits erwähnt, sind die Gesamtkosten der Varianten *ökologisch-ökonomisch* und *Rückgewinnung* deutlich höher als in der Variante *konservativ*. Auch wenn hieraus erstmal höhere Gebühren resultieren, werden sich die Vorteile dieser Systeme zu einem späteren Zeitpunkt aufgrund ihrer höheren Flexibilität positiv auf die Gebühren auswirken.

Im Vergleich der Variante *konservativ* zu einer dezentralen Variante ab 2040 für die Ortsgemeinde Neuhemsbach ist zu erkennen, dass die Kosten bis 2040 sehr ähnlich sind. In der dezentralen Variante werden 2040 Kleinkläranlagen gebaut, in der konservativen Variante wird in die Kläranlage reinvestiert, die resultierenden Kosten sind ähnlich. Danach sind die Kosten für die dezentrale Variante wesentlich günstiger, nur wenn nach 15 Jahren die Reinvestition in die Kleinkläranlagen ansteht sind sie höher. Hier muss allerdings nur in die Kleinkläranlagen investiert werden, an die noch Einwohner angeschlossen sind. Somit können die Gebühren flexibler auf die aktuelle Bevölkerung abgestimmt werden. Für die anderen Gemeinden innerhalb der Verbandsgemeinde wäre eine Umstellung auf ein dezentrales System wenn überhaupt erst zu einem späteren Zeitpunkt sinnvoll. Das Prinzip der Solidargemeinschaft hinsichtlich der Gebührenerhebung könnte trotzdem bestehen bleiben.

Die Umsetzung eines ressourcenorientierten Systems erscheint auf den ersten Blick kostenintensiv. In die Kostenbilanzierungen wurden allerdings keine erzielbaren Erlöse aus Energierückgewinnung und Düngmittelherstellung einbezogen. Zudem wurden zukünftige Veränderungen des Energiebedarfs und der Energiepreise nicht berücksichtigt. Je nachdem, wie sich diese Faktoren entwickeln und Fördermaßnahmen bestehen, können die Kosten für ressourcenorientierte Systeme (stark) sinken.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass bei Umsetzung eines dezentralen bzw. ressourcenorientierten Systems die Gebühren während der Transformationsphase ansteigen würden. Wenn die Transformation abgeschlossen ist, werden sich die Gebühren stabilisieren und die Systeme können flexibler auf Änderungen und Ungewissheiten in den Prognosen reagieren. Hingegen können unvorhergesehene Änderungen bei zentralen Systemen aufgrund der geringeren Flexibilität große Gebührenanstiege verursachen, z.B. wenn die Einwohnerzahl sinkt.

5.7.1.2 Kosten- und Gebührenbetrachtungen VG Rockenhausen

Innerhalb der VG Rockenhausen wurden in den Modellberechnungen nur die Gemeinden Gerbach und St. Alban betrachtet. Aus den Ergebnissen für diese Gemeinden können Rückschlüsse für Ortsgemeinden innerhalb der Verbandsgemeinde, die auch an Pflanzenkläranlagen angeschlossen sind, gezogen werden.

In Abbildung 5-37 sind die Gesamtkosten der Gemeinden Gerbach und St. Alban aufgeteilt in Investitions- und Betriebskosten im privaten und öffentlichen Bereich in 5-Jahresschritten sowie die Kostensummenlinie der gesamten Transformation für die drei Varianten dargestellt. In allen drei Varianten fallen im ersten Transformationsschritt hohe Kosten an, da die älteren Kanäle in Gerbach saniert werden. In der Variante *konservativ* werden zwischen 2015 und 2025 dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen umgesetzt und 2035 und 2065 wird in die Pflanzenkläranlage reinvestiert. Die Summenlinie der Investitionskosten steigt bis 2035 steiler an und wird dann flacher. D.h. große Investitionen werden in der ersten Hälfte des Umsetzungszeitraums getätigt, jedoch verteilen sich diese aus Gebührensicht auch auf die zweite Hälfte des Betrachtungszeitraums.

In der Variante *ökologisch-ökonomisch* entfallen mehr Investitionen auf den privaten Bereich im ersten Berechnungsschritt aufgrund der Umsetzung von dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen und 2065 wird in diese Maßnahmen reinvestiert. Zudem wird das Kanalsystem schwerpunktmäßig 2030, 2035 und 2050 saniert.

In der Variante *Rückgewinnung* werden große Investitionen in den Jahren 2040 und 2045 fällig, da in diesem Zeitraum eine Stoffstromtrennung umgesetzt wird und die Biogasanlage sowie das Drucksystem zur Schwarzwasserableitung gebaut werden. Die Summenlinie der Investitionskosten steigt in diesem Zeitraum

steil an und flacht ab 2040 ab. Die Summenlinie der Betriebskosten hingegen verläuft ab 2035 steiler. Durch die hohen Investitionen werden die Gebühren insbesondere in der zweiten Hälfte des Betrachtungszeitraums ansteigen.

Bezogen auf die Gesamtkosten ist die Variante *ökologisch-ökonomisch* um ca. 30 % und die Variante *Rückgewinnung* um ca. 260 % teurer verglichen mit der Variante *konservativ*. Die extreme Preissteigerung in der Variante *Rückgewinnung* ist auf den Neubau einer Biogasanlage zurückzuführen. Zu beachten ist, dass in den Kosten für die Biogasanlage keine erzielbaren Gewinne berücksichtigt wurden. Diese Größenordnungen spiegeln sich auch in den Kosten pro Einwohner und Jahr wieder, die in Abbildung 5-38 dargestellt sind. Die Abbildung ist keine Illustrierung der zukünftigen Gebührenentwicklung. Die Kosten der Variante *ökologisch-ökonomisch* liegen leicht über denen der Variante *konservativ* und die Variante *Rückgewinnung* ist im Vergleich wesentlich teurer. Die Kosten der dezentralen Variante ab 2055 sind ähnlich den Kosten der Variante *konservativ* und nur 2060 etwas höher.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Aussagen zu dezentralen und ressourcenorientierten Systemen in der VG Enkenbach-Alsenborn auch auf die Gemeinden Gerbach und St. Alban übertragbar sind. Da bereits eine Pflanzenkläranlage existiert, ist die Variante *ökologisch-ökonomisch* im Verhältnis zur Variante *konservativ* nicht so viel teurer wie in der VG Enkenbach-Alsenborn. In der Variante *Rückgewinnung* sind die Kosten viel höher aufgrund des Baus der Biogasanlage. In den Kosten für die Biogasanlage wurden keine erzielbaren Gewinne berücksichtigt und die Größe der Anlage wirkt sich stark auf die Kosten aus. Zudem könnten Synergieeffekte mit der Landwirtschaft genutzt werden und so müsste die Biogasanlage nicht nur über Abwassergebühren finanziert werden. Die Kosten für die Gebührenkalkulation könnten somit sinken.

Die Ergebnisse der Gemeinden Gerbach und St. Alban sind auf die Gemeinden innerhalb der VG Rockenhausen, die an eine Pflanzenkläranlage angeschlossen sind, übertragbar. Für die zentrale technische Kläranlage Rockenhausen müssten eigene Berechnungen durchgeführt werden. Vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Abwasserreinigungsanlagen und der kleinteiligen Siedlungsstruktur innerhalb der Verbandsgemeinde könnten Überlegungen zu neuen Gebührenmodellen durchgeführt werden.

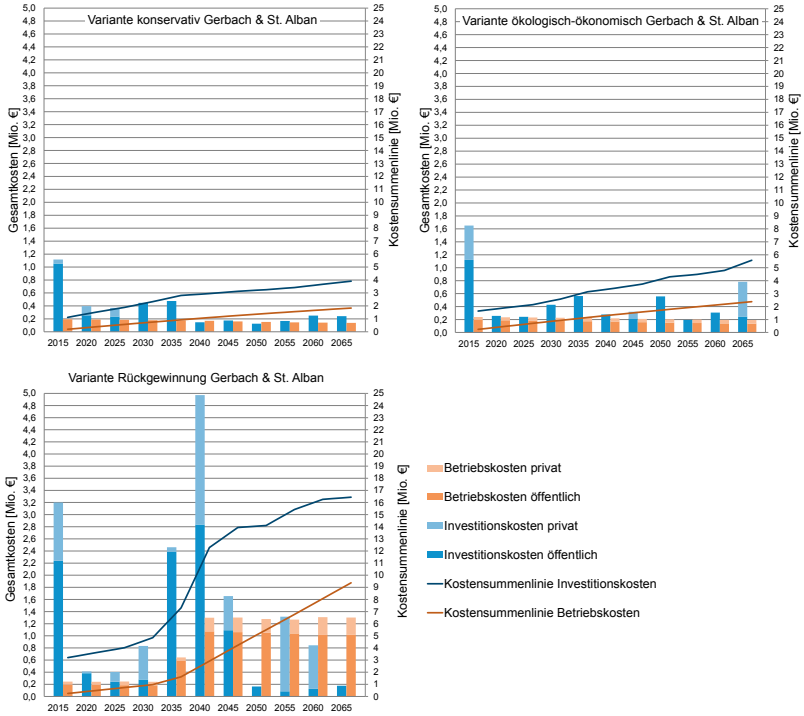

Abbildung 5-37: Kostenentwicklungen [Mio. €] über 50 Jahre und Kostensummenlinie [Mio. €] (ohne Zins) für die Gemeinden Gerbach und St. Alban für die drei Varianten

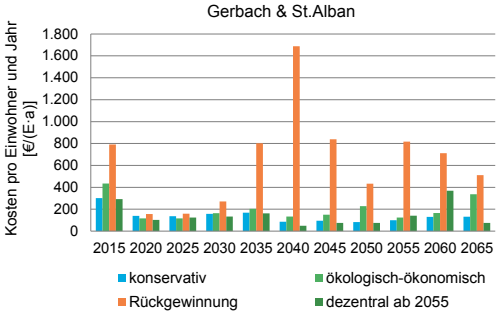

Abbildung 5-38: Darstellung Kosten pro Einwohner und Jahr für die Gemeinden Gerbach und St. Alban (ohne Zins)

5.7.1.3 Gebühren für dezentrale und ressourcenorientierte Systeme

Ein zentraler Aspekt der Gebührenbetrachtung bei der Einführung dezentraler und ressourcenorientierter Systeme ist der Umgang mit öffentlichen und privaten Investitionen und hierbei mit dem Eigentumsverhältnis der dezentralen Anlagen. Dezentrale und ressourcenorientierte Systeme greifen immer in den Privatbereich ein. Notwendige Anlagen im privaten Bereich können grundsätzlich errichtet werden durch (vgl. Kluge und Libbe, 2010):

- den Grundstückseigentümer (nach Befreiung von der Abwasserbeseitigungspflicht), optional mit einer Teilvergabe von Leistungen an externe Dritte
- oder den Ver- und Entsorgungsträger, in Rheinland-Pfalz die Verbandsgemeinde (Contracting-Modell).

Wenn der Ver- und Entsorgungsträger die Errichtung, Instandhaltung und den Betrieb von Anlagen übernimmt, kann dies über sog. Contracting-Modelle erfolgen. Der Nutzer der Anlagen, also der Grundstückseigentümer, muss dann Gebühren für die erbrachten Leistungen zahlen. Contracting-Modelle werden im Bereich der Energiewirtschaft bereits eingesetzt, können aber nicht ohne Weiteres auf den Abwasserbereich übertragen werden, da hierfür Anpassungen in den entsprechenden Gesetzen und Satzungen vorgenommen werden müssen (vgl. Breitenbach et al., 2017).

Der Anschluss- und Benutzungszwang kann sich nicht nur auf zentrale, sondern auch dezentrale und semizentrale Anlagen beziehen. Eine Kommune kann in ihrer Satzung Vorgaben zu hausinternen Installationen machen, wenn diese für den Betrieb von dezentralen bzw. semizentralen Anlagen erforderlich sind und nicht allein aus Gründen des Ressourcenschutzes erfolgen (vgl. Kluge und Libbe, 2010).

Die Abwasserbeseitigungspflicht kann auch bei dezentralen und ressourcenorientierten Systemen bei der Gemeinde liegen. D.h. auch bei dezentralen Anlagen auf Privatgrundstücken verändert sich die vom Bürger in Anspruch genommene Leistung der Abwasserbeseitigung nicht und es ist nicht unbedingt eine Änderung des Entgeltsystems notwendig. Allerdings muss bei einer Dezentralisierung auch eine Abkopplung des auf dem Grundstück anfallenden Niederschlagswassers erfolgen, da dieses nicht der Kleinkläranlage zugeleitet werden darf. In Neubaugebieten kann dies problemlos umgesetzt werden, im Bestand besteht bereits ein Benutzungsrecht, das nicht ohne weiteres aufgehoben werden kann. Solange zentrale Elemente zur Ableitung des gereinigten Ablaufs der Kleinkläranlagen bestehen bleiben und auch das Niederschlagswasser darin abgeleitet werden kann, bestehen hinsichtlich der Ableitung keine Konflikte.

Bei der Umsetzung einer Schwarz- und Grauwassertrennung mit Grauwasserwiederverwendung im Haushalt mit einem Contracting-Modell hat der Nutzer (Hauseigentümer) einen geldwerten Vorteil, da er Trinkwasser einspart und weniger Schmutzwasser anfällt. In diesem Fall kann für die Grauwasseraufbereitung

und -nutzung die Einführung einer dritten Gebühr neben der Gebühr für Schmutz- und Oberflächenwasser notwendig werden. Wenn alle Anlagen vom Grundstückseigentümer privat errichtet worden sind, ist diese Gebühr nicht zulässig (vgl. Schmitt et al., 2016d).

Wie eingangs erwähnt, werden die gleichen Gebührensätze nach dem Prinzip der Solidargemeinschaft für alle Ortsgemeinden innerhalb einer Verbandsgemeinde angesetzt. Somit kann bspw. eine Gebührenerhöhung aufgrund eines starken Bevölkerungsrückgangs in einer Gemeinde durch die anderen Gemeinden abgefangen werden. Wenn innerhalb einer Verbandsgemeinde große Unterschiede zwischen den einzelnen Ortsgemeinden vorliegen, könnten auch unterschiedliche Systeme in zukünftige Überlegungen einbezogen werden.

5.8 Diskussion der Ergebnisse

5.8.1 Bewertung der Ergebnisse und des Modellansatzes

5.8.1.1 Bewertung der Ergebnisse im Lichte aktueller Forschungsprojekte

Mit dem mathematischen Optimierungsmodell können optimale Umgestaltungen für bestehende Abwasserentsorgungsinfrastrukturen im ländlichen Raum entwickelt werden. Trotz der notwendigen Vereinfachungen für die Modellierung können mit dem Modell plausible Anpassungspfade mit ihrer zeitlichen und räumlichen Umsetzung berechnet werden. Dieser Aspekt wird auch in der Literatur als besonders wichtig bewertet, da das alleinige Aufzeigen von zukünftigen Lösungen nicht ausreichend ist (vgl. Sigglow, 2011). Insbesondere die Einbindung zukünftiger Szenarien und verschiedener Bewertungskriterien ist im Rahmen von Transformationsprozessen sehr relevant (vgl. Hillenbrand et al., 2018) und ermöglicht die Berücksichtigung von Ungewissheiten. Diese komplexe Aufgabe wäre „manuell“ nicht lösbar.

Die aus der Modellierung resultierenden Hauptanpassungskonzepte umfassen die Sanierung des bestehenden Systems und seine Ergänzung durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen, die Dezentralisierung des Systems mit Kleinkläranlagen oder die Umsetzung eines ressourcenorientierten Systems. Das ressourcenorientierte System kann eine Grau- und Schwarzwassertrennung mit optionaler Grauwasserwiederverwendung im Haus, eine Nährstoffrückgewinnung und/oder eine Energierückgewinnung auf der Kläranlage oder in der Biogasanlage umfassen.

Die vom Modell vorgeschlagene Dezentralisierung mit Kleinkläranlagen wird für kleine Gemeinden im ländlichen Raum bereits in der Praxis durchgeführt, z.B. in Mittelhessen (vgl. Theilen et al., 2014) oder Baden-Württemberg (vgl. Niederste-Hollenberg et al., 2017). Bei diesen Beispielen handelt es sich überwiegend um

Gemeinden ohne Erstausstattung, in denen nur abflusslose Gruben vorhanden sind. Die Erkenntnisse über die Umsetzung von Kleinkläranlagen und Betriebserfahrungen können auch auf Gemeinden mit einem zentralen System bei einem angestrebten Systemwechsel übertragen werden.

In Deutschland gibt es keine Vorgaben, wann ein System zentral bzw. dezentral auszuführen ist. Bei Errichtung eines zentralen Systems besteht ein Anschluss- und Benutzungszwang. In der Schweiz gibt es Ansätze, die die optimale Anschlussrate an ein zentrales System über die mittleren einwohnerspezifischen Kosten pro Jahr für zentrale Systeme ermitteln. Nach Truffer (2017) besteht danach bei Kosten ab ca. 150 CHF/(E·a), also für ca. 20 – 25 % der Bevölkerung kein Anschlusszwang an ein zentrales System mehr.

Im Projekt *TWIST++* wurde ein mögliches Transformationskonzept für eine Gemeinde im ländlichen Raum entwickelt, das dem ressourcenorientierten System als Ergebnis der mathematischen Optimierung ähnlich ist (vgl. Londong et al., 2016). Dieses Konzept ist zur Erstausstattung einer ländlichen Gemeinde mit ca. 200 Einwohnern gedacht. Im ersten Schritt ist der Bau einer Pflanzenkläranlage und eines Unterdrucksystems für Schmutzwasser vorgesehen. Dann wird eine Trennung des Schwarz- und Grauwassers im Hausanschlussschacht durchgeführt. In der Unterdruckkanalisation können Grau- und Schwarzwasser zeitlich versetzt abgeleitet werden. Das Grauwasser wird in der Pflanzenkläranlage und das Schwarzwasser in einer Biogasanlage gereinigt. Die Energierückgewinnung erfolgt durch die Mitvergärung von Co-Substraten (organische Gärreste aus Landwirtschaft, Klärschlamm). Der Ablauf der Biogasanlage wird in eine feste und flüssige Phase zur Düngerherstellung getrennt. Im letzten Schritt wird die bestehende Teilortskanalisation zur Regenwasserableitung saniert. Ein ursprünglich vorgesehenes Grauwasserrecycling wird nicht umgesetzt, da dann der Trinkwasserverbrauch zu stark zurückgehen und dies zu Funktionsproblemen der Trinkwasserversorgung führen würde. Diese Vision eines ressourcenorientierten Konzepts unterscheidet sich hauptsächlich durch die vereinfachte Umsetzung der Stoffstromtrennung von den aus der mathematischen Optimierung resultierenden Anpassungskonzepten.

Die berechneten Kosten für die Transformationspfade lassen sich nur schwer mit Literaturwerten vergleichen. In der Literatur (z.B. Herbst, 2008; Schiller, 2010; Kaufmann Alves, 2012; Menges et al., 2017) werden zwar Kosten für die Umgestaltung von Systemen berechnet, die Transformationspfade sind jedoch oft unterschiedlich und nicht direkt vergleichbar. Aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen können nur die Größenordnungen der Kosten verglichen werden. Kaufmann Alves (2012) berechnete für ihr Basisszenario Grauwasserseparation Kosten zwischen 5.000 – 10.000 €/E je nach Gewichtung der Kosten und der ökologischen Kriterien und je nach Untersuchungsgebiet. Dieses Szenario kann mit Berechnungen dieser Arbeit, bei denen die Kriterien Wasserrecycling und Kosten in die Zielfunktion eingehen, verglichen werden. Hier liegen die Kosten

im Mittel zwischen 7.500 und 12.000 €/E, je nach Gewichtung der Kriterien Kosten und Wasserrecycling. Die Kosten sind etwas höher, da auch Kosten zur Abwasserreinigung eingerechnet werden.

Aufbauend auf dem Projekt *TWIST++* wurden im Rahmen der Bewertung von Systemalternativen Kostenberechnungen für die ländliche Gemeinde Rohrbach mit 200 Einwohnern für drei unterschiedliche Konzepte zur Erstausstattung mit Abwasserinfrastruktur durchgeführt (vgl. Menges et al., 2017). Die Kosten für das zentrale und das dezentrale Konzept sind höher als die in dieser Arbeit berechneten Kosten, da es sich um eine Erstausstattung handelt und deshalb kein direkter Vergleich möglich ist. Jedoch ist ein Vergleich der Kosten für das ressourcenorientierte Konzept möglich, da hier ein weitreichender Neubau der Abwasserinfrastruktur erfolgt. Die von Menges et al. (2017) berechneten Kosten können mit den Kosten einer Variante mit der Gewichtung der Kriterien Kosten, Nährstoffrecycling und Energieeffizienz vergleichen werden. Die Transformationskosten für Rohrbach von ca. 17.300 €/E haben die gleiche Größenordnung wie die Kosten für St. Alban (vergleichbare Einwohnergröße) mit 18.000 €/E, für Gerbach liegen sie höher. Allerdings ist hier zu beachten, dass in Menges et al. (2017) wesentlich günstigere Kosten für die Umsetzung der Stoffstromtrennung angesetzt wurden, dafür aber in Gerbach und St. Alban die Kosten aufgrund der bestehenden Abwasserinfrastruktur geringer sind.

Insgesamt können die mit dem Optimierungsmodell berechneten Transformationspfade als wichtiger Beitrag hinsichtlich des Forschungsbedarfs für die Anpassung bestehender Abwasserinfrastrukturen im ländlichen Raum gesehen werden. Insbesondere die detaillierten Darstellungen zur Umsetzung der Anpassungsmaßnahmen und den anfallenden Kosten sind für zukünftige Systemgestaltungen relevant.

5.8.1.2 Bewertung der Modelleinschränkungen

Die Integration nachfolgend beschriebener Aspekte in das mathematische Optimierungsmodell war aus Komplexitätsgründen nicht möglich. Ihr möglicher Einfluss auf die Modellergebnisse wird im Folgenden beschrieben.

Keine Bilanzierung der Emissionen von Mischwasserentlastungen

Im Modell werden nur die Emissionen aus Kläranlagenabläufen bilanziert. Entlastungsbauwerke werden im mathematischen Optimierungsmodell nur funktional als Knoten mit fest hinterlegten Drosselabflüssen und Entlastungsraten nachgebildet und die auftretenden Entlastungsfrachten werden nicht bilanziert. Um die zukünftige Gewässerbelastung umfassend beurteilen zu können, wäre eine zusätzliche Bilanzierung an Mischwasserentlastungen sinnvoll. Durch den rückläufigen Schmutzwasseranfall erhöht sich bei gleichbleibendem Niederschlag zwar das Verdünnungsverhältnis, aber durch Ablagerungen im Kanalnetz kann es durch „First-Flush-Effekte“ zu höheren Belastungen kommen. Im Rahmen der

mit dem Modell berechneten Anpassungen, werden die bestehenden Mischsysteme meistens zu modifizierten Misch- oder Trennsystemen umgebaut und dadurch nehmen die Mischwasserentlastungen ab. Auf die vom Modell berechneten Transformationspfade hätten die Mischwasserentlastungen nur bei hoher Gewichtung des Kriteriums Emissionen Auswirkungen. Bei der Ergebnisdarstellung und –bewertung ist immer zu berücksichtigen, dass das Bewertungskriterium Emissionen nur die Kläranlagenemissionen umfasst.

Keine Unterscheidung der Qualität des Niederschlagsabflusses

Im Modell wird keine Unterscheidung der Niederschlagswasserqualität in Abhängigkeit von der Herkunftsfläche in behandlungsbedürftig und nicht behandlungsbedürftig vorgenommen und es sind keine Behandlungsmaßnahmen hinterlegt. Eine direkte Einleitung des Niederschlagswassers ins Gewässer ist immer eine mögliche Option. Im ländlichen Raum kann zwar ein großer Teil der Flächen als nicht behandlungsbedürftig eingestuft werden, aber bspw. Abflüsse von landwirtschaftlichen Hofflächen, stärker befahrenden Straßen (Hauptstraßen bzw. Landes- und Bundesstraßen) oder auch von Metalldächern sind in den meisten Fällen behandlungsbedürftig. Die Berücksichtigung dieses Aspekts hätte durch umzusetzende Behandlungsmaßnahmen vor allem eine Kostenerhöhung zur Folge. In Anbetracht der hohen Kosten für den Umbau der Abwasserinfrastruktur wären diese Kosten zumindest im ländlichen Raum vergleichsweise klein.

Festlegungen zu Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

Für die im Modell exemplarisch hinterlegten Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen werden nicht für jede Gemeinde die Voraussetzungen zur Umsetzung im Detail untersucht. Im Vorfeld der Modellierung wurden für die Betrachtungsgebiete die Voraussetzungen evaluiert und festgelegt, zu welchem mittleren Prozentsatz die jeweiligen Maßnahmen umgesetzt werden können. Je nach örtlichen Gegebenheiten besteht auch ein größeres Potenzial für die dezentrale Bewirtschaftung von Niederschlagswasser mit der Folge, dass weniger Niederschlagswasser zur Kläranlage bzw. ins Gewässer abgeleitet werden müsste. Auf die vom Modell berechneten Transformationspfade hat dies nur geringfügige Auswirkungen, da in keinem Fall das gesamte Niederschlagswasser durch dezentrale Maßnahmen zurückgehalten werden kann. Allerdings würde sich die Wasserbilanz bei einem erhöhten Anteil von Maßnahmen zur Versickerung, Entsiegelung und Dachbegrünung verbessern.

Standorte der Maßnahmen

Für dezentrale Anlagen, wie z.B. Kleinkläranlagen und Anlagen zum Grauwasserrecycling, wird davon ausgegangen, dass deren Umsetzung in ländlichen Gemeinden durch meist große Grundstücke möglich ist.

Eine semizentrale Abwasserreinigung bzw. Grauwasserbehandlung und -wiederverwendung wurde zwar als Maßnahme im Modell integriert. Aber es mussten aufgrund der fehlenden Standortvorgaben mittlere Kosten für die Abwasserableitung zu diesen Anlagen angenommen werden. Dies führte zu keinen belastbaren Ergebnissen hinsichtlich der Wirtschaftlichkeit dieser Maßnahmen und aufgrund dessen wurden sie nicht weiter betrachtet.

Auch die Maßnahme Biogasanlage wird durch die Standortwahl beeinflusst. Im Modell wird eine Biogasanlage immer am Kläranlagenstandort errichtet. Je nach angeschlossenen Gemeinden kann aber ein anderer Standort kostengünstiger sein. Denn insbesondere die Leitungen zur Anlage verursachen hohe Kosten und deren Länge hat somit einen großen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit der Lösung.

Im Pre-Processing könnten über eine GIS-Analyse potenzielle Standorte von dezentralen oder semizentralen Maßnahmen identifiziert werden. Kleinkläranlagen könnten bei nicht ausreichenden Platzverhältnissen nicht als Pflanzenkleinkläranlagen ausgeführt werden, sondern es müssten kompaktere Anlagen wie SBR- und MBR-Kleinkläranlagen eingesetzt werden. Mögliche Standorte einer semizentralen Abwasserbehandlung und einer Biogasanlage könnten in die Optimierung eingebunden und je nach berechnetem Szenario würde der optimale Standort ausgewählt werden. Allerdings müssten dann auch die möglichen Leitungsführungen zu diesem Standort im Modell hinterlegt werden. Dies würde den Rechenaufwand der mathematischen Optimierung signifikant erhöhen.

Unterscheidung dezentral - semizentral

Im Optimierungsmodell ist nur die Möglichkeit hinterlegt Kleinkläranlagen für jedes Gebäude umzusetzen. Somit können semizentrale Systeme, bei denen Kleinkläranlagen für mehrere Gebäude zusammen umgesetzt werden, nicht abgebildet werden. Die insgesamt entstehenden Kosten können aber als repräsentativ für beide Systeme angesehen werden. Bei der Umsetzung von Kleinkläranlagen muss das gereinigte Abwasser ins nächste Gewässer mit oberirdischen Rinnen oder Freispiegelkanälen eingeleitet werden. Bei semizentralen Systemen müssen zusätzlich Leitungen vom Gebäude zur gemeinsamen Kleinkläranlage gebaut werden. Allerdings sind dadurch für die Ableitung des Ablaufs kürzere Ableitungsstrecken notwendig und somit sind die Kosten in etwa vergleichbar. Eine Unterscheidung in dezentral – semizentral ist jedoch aufgrund technischer und rechtlicher Aspekte vorzunehmen.

Vernachlässigung weiterer Infrastruktursektoren

Für eine ganzheitliche Stoffstrombilanzierung – insbesondere bei der Betrachtung ressourcenorientierter Systeme – müssen die Sektoren Wasserversorgung, Siedlungsentwässerung, Abwasserbehandlung, Abfall- und Energiewirtschaft betrachtet werden. In dem verwendeten Optimierungsmodell wird die Siedlungs-

entwässerung detailliert abgebildet und Maßnahmen der Abwasserreinigung werden einbezogen. Die Einbindung weiterer Infrastrukturbereiche in das mathematische Optimierungsmodell ist prinzipiell möglich, aber aus Komplexitätsgründen nicht zielführend.

Die Prozesse auf der Kläranlage werden nicht detailliert im Optimierungsmodell abgebildet. Hierfür bieten sich andere Modelle an, die mit den Ergebnissen aus dem Optimierungsmodell als Eingangsdaten rechnen können. Die daraus resultierenden veränderten Parameter der Kläranlage wie bspw. die Reinigungsleistung können dann im Optimierungsmodell angepasst werden.

Wie in Kapitel 3.2.1 bereits kurz erläutert, ist die Integration der Wasserversorgung in das Optimierungsmodell aufgrund des vermaschten Drucknetzes sehr komplex und mit einem linearen Optimierungsmodell nicht möglich. Um Auswirkungen auf die Wasserversorgung zu berechnen bietet sich die Nutzung anderer Modelle wie bspw. EPANET© an (vgl. Kapitel 5.8.3).

Verbindungen zu den Bereichen Abfall- und Energiewirtschaft entstehen insbesondere bei der Betrachtung ressourcenorientierter Systeme über die erzeugten Produkte wie bspw. Dünger, die Einbeziehung von Bioabfall oder die rückgewonnene Energie. Die Einbindung in das mathematische Optimierungsmodell könnte über die Integration weiterer Stoffflüsse erfolgen. Es bietet sich aber auch eine auf den Anwendungsfall abgestimmte Stoffstrombilanzierung außerhalb des Modells an.

Hinsichtlich der Fließgewässerbelastungen sollten auch Immissionsbetrachtungen eingebunden werden. Bspw. kann der gereinigte Ablauf aus Kleinkläranlagen aus Emissionssicht in den meisten Fällen direkt in ein Fließgewässer eingeleitet werden, aber Immissionsbetrachtungen könnten dagegen sprechen. Insbesondere die fließgewässerorientierte Bilanzierung von Emissionen sollte durch eine boden- und grundwasserbezogene Betrachtung ergänzt werden.

Vernachlässigung von erzielbaren Erlösen

Bei der Kostenbilanzierung werden keine erzielbaren Erlöse aus der Phosphor- oder Energierückgewinnung berücksichtigt. Es ist schwer abschätzbar, wie sich die Preise für Dünger aus Abwasser bzw. Klärschlamm entwickeln werden, dies hängt maßgeblich von der Veränderung des Phosphorpreises am Weltmarkt ab. Zudem müsste dann ein konkretes Verfahren zur Phosphorrückgewinnung betrachtet werden, um die erzeugbare Menge und Qualität des entstehenden Düngers genau abschätzen zu können. Auch die zukünftig erzielbaren Gewinne mit zurückgewonnener Energie in Form von Wärme oder Strom aus Abwasser sind schwer abschätzbar und hängen nicht nur von der Energiepreisentwicklung, sondern auch vom zukünftigen Energiebedarf und Fördermöglichkeiten ab. Sich ändernde Einspeisevergütungen nach dem Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz erschweren zusätzlich die Bilanzierung des erzielbaren Energiegewinns (vgl. Schmitt et al., 2017).

Bei einer Wiederverwendung von Grauwasser im Haushalt kann Trinkwasser eingespart werden und somit fallen für den Nutzer weniger Kosten an. Falls allerdings keine geeignete Anpassung der Wasserversorgungssysteme und der Gebührensysteme erfolgt, kann dies aber auch zu höheren Trinkwasserpreisen führen. Die erzielbaren Erlöse können mit den aus dem Optimierungsmodell resultierenden Kosten im Nachgang verrechnet werden. Jedoch werden sie dadurch nicht im Optimierungsprozess berücksichtigt, bei dem sie die Maßnahmenumsetzung beeinflussen könnten.

Skalierung der Bewertungskriterien

Um die acht gewählten Bewertungskriterien miteinander vergleichen zu können musste eine Skalierung auf eine einheitliche Größe festgelegt werden. Die Methoden zur Skalierung der Kriterien zwischen 0 und 1 sind unterschiedlich, da alle Kriterien unterschiedliche Bezugsgrößen haben und nicht alle in physikalischen Einheiten messbar sind. Durch die gewählten Skalierungen kann nicht von allen Kriterien der gesamte Wertebereich zwischen 0 und 1 abgedeckt werden (vgl. Kapitel 5.3.2). Deshalb variieren diese Kriterien in ihrem Grad der Zielerreichung geringer und haben im Vergleich zu Kriterien, die einen deutlich größeren Wertebereich aufspannen (z.B. Wasserrecycling) bei der multikriteriellen Optimierung einen geringeren Einfluss. Dieser Aspekt muss bei der Ergebnisauswertung berücksichtigt werden.

5.8.2 Faktoren für einen Wechsel zu dezentralen und ressourcenorientierten Systemen

Durch die Sensitivitätsbetrachtungen mit dem Optimierungsmodell konnten fördernde und hemmende Faktoren für die Implementierung von dezentralen bzw. ressourcenorientierten Systemen identifiziert werden. Diese Faktoren beziehen sich auf die verschiedenen zukünftigen Szenarien, die vom Nutzer gewählten Ziele (Bewertungskriterien) und die jeweiligen Randbedingungen der Gemeinde. Rechtliche und wasserwirtschaftspolitische Faktoren werden in diesem Abschnitt nicht untersucht.

Auch unter Einbeziehung der Veränderungen der Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur sowie des Wasserbedarfs ist ein Beharrungsvermögen der Abwasserentsorgungssysteme auf zentralen Strukturen erkennbar. Vor allem die Auswahl der Ziele sowie die Randbedingungen der Gemeinde haben einen Einfluss auf die Systemwahl. D.h. es kann nicht alleine aufgrund der Größe des Bevölkerungsrückgangs unabhängig von den gewählten Zielen bzw. Randbedingungen der Gemeinde eine pauschale Aussage getroffen werden, ab wann die Dezentralisierung eines Systems vorteilhaft ist.

Die Einbeziehung der Bewertungskriterien Flexibilität, Wasserbilanz und Wasserrecycling bei der Optimierung fördert ein dezentrales System mit Kleinkläranla-

gen. Die Berücksichtigung der Kriterien Wasser- und Nährstoffrecycling sowie Energieeffizienz begünstigt die Umsetzung ressourcenorientierter Systeme. Ressourcenorientierte Abwassersysteme werden vom Modell nur bei Auswahl der entsprechenden Ziele berücksichtigt. Sie werden vor allem durch einen Kostenrückgang der erforderlichen Technologien wirtschaftlich möglich.

Dezentrale Systeme mit Kleinkläranlagen können durch alternative Ableitungsmöglichkeiten für den Kleinkläranlagenablauf gefördert werden. Im Modell muss gereinigtes Abwasser aus Kleinkläranlagen immer in oberirdischen Rinnen oder Freispiegelkanälen ins Gewässer abgeleitet werden. Die Rinnen bzw. Kanäle zur Ableitung des gereinigten Schmutzwassers verlaufen auf der ursprünglichen Trasse der Misch- bzw. Regenwasserkanäle und enden am nächsten Fließgewässer. Alternative Trassenführungen der Ableitungselemente werden nicht berücksichtigt, da sie aus Zeit- und Komplexitätsgründen nicht im Modell implementiert werden konnten. Durch kürzere Ableitungswege könnten die Kosten deutlich gesenkt werden.

Eine weitere Alternative ist die dezentrale Versickerung von gereinigtem Abwasser auf dem Grundstück. Unter anderem in Rheinland-Pfalz ist dies nicht zulässig, in anderen Bundesländern wird im ländlichen Raum die Versickerung des gereinigten Ablaufs aus Kleinkläranlagen praktiziert. Diese Option begünstigt zwar die Umsetzung von Kleinkläranlagen, da keine Kosten für den Bau von Ableitungselementen anfallen. Sie ist jedoch hinsichtlich des Grundwasserschutzes je nach Ablaufklasse der verbauten Kleinkläranlage sehr kritisch anzusehen. Die hohen Anforderungen der Grundwasserverordnung, die einen guten mengenmäßigen und chemischen Zustand des Grundwassers zum Ziel hat (vgl. WHG 2009), müssen eingehalten werden. Wenn bereits dezentrale Regenwasserversickerungsmaßnahmen umgesetzt wurden, muss zudem geprüft werden, ob zusätzlich noch Wasser versickert werden sollte.

Der Zustand des Entwässerungssystems wie der Anteil alter Kanäle, ein großer Anteil Mischsystem, große Durchmesser und eine große Kanalläge pro Einwohner sowie eine weitläufige Struktur und ausgeprägte Topografie der Gemeinde fördern dezentrale Strukturen und sind geeignete Voraussetzungen für einen Systemwechsel.

Wenn ein Systemwechsel zu einem dezentralen oder ressourcenorientierten System aufgrund der Vorgabe bestimmter Bewertungskriterien umgesetzt wird, wählt das Optimierungsmodell den Umsetzungszeitpunkt in Abhängigkeit von der Gewichtung der Kosten aus. Wenn die Kosten nur mit geringer Gewichtung oder gar nicht in die Optimierung einfließen, werden die erforderlichen Maßnahmen schon im ersten Optimierungsschritt umgesetzt. Wenn die Kosten höher gewichtet werden, erfolgt die Umsetzung der Maßnahmen meistens sukzessiv über einen längeren Zeitraum und zu einem späteren Zeitpunkt.

Wie in Kapitel 5.4.1 gezeigt wurde, können mit dem Optimierungsmodell günstige Zeitpunkte für eine Systemumstellung identifiziert werden. Für Gemeinden mit entsprechenden Randbedingungen ist eine Dezentralisierung dann auch bei gleichbleibenden Kosten für Pflanzenkleinkläranlagen nur geringfügig teurer und bietet Vorteile. Bei weiteren Kostenreduktionen für Kleinkläranlagen wird eine dezentrale Lösung wahrscheinlicher.

Im ländlichen Raum ist die Umsetzung einer Stoffstromtrennung im Bestand immer mit einem hohen Umbaubedarf auf Gebäudeebene verbunden. Eine Umsetzung bietet sich an, wenn innerhalb eines Transformationsraums ein hoher Sanierungsbedarf der bestehenden Gebäude vorliegt, Leerstände zu verzeichnen sind oder Eigentümerwechsel anstehen. Allerdings trifft dies immer nur auf einem Teil der Gebäude zu. Die Umsetzung einer Grau- und Schwarzwassertrennung in bestehenden Gebäuden wird wahrscheinlicher, wenn eine doppelte Leitungsführung im Haus vermieden werden kann, z.B. durch eine sensorbasierte Trennung von Grau- und Schwarzwasser im Hausanschlussschacht (vgl. Londong et al., 2016). Mit diesem Verfahren ist zwar keine sortenreine Trennung in Grau- und Schwarzwasser möglich, aber für eine gezielte Behandlung der Stoffströme und eine Energie- und Phosphorrückgewinnung aus Schwarzwasser ist dies ausreichend. Eine andere Möglichkeit zur Umsetzung einer Schwarz- und Grauwassertrennung im Bestand ist der Einbau eines Vakuum-Inliners als Doppel-Inversion in die vorhandenen Hausleitungen (vgl. Veser und Londong, 2017). Diese Ansätze würde auch die Akzeptanz der Stoffstromtrennung steigern, weil nur ein kleiner Eingriff in den privaten Bereich erfolgen müsste.

In Tabelle 5-5 sind Auswahlfaktoren für die Systemwahl in Abhängigkeit von den Zielen und Randbedingungen der Gemeinde dargestellt. Unter dem Begriff ressourcenorientiertes System wird ein System mit Stoffstromtrennung in Schwarz- und Grauwasser, Grauwasserwiederverwendung im Haushalt sowie Nährstoff- und Energierückgewinnung zusammengefasst. Die Bewertungen sind nur als erste Anhaltspunkte zu verstehen, um einen Überblick zu bekommen, unter welchen Voraussetzungen dezentrale und ressourcenorientierte Systeme sinnvoll sein können. Für das Baujahr der Kanäle wurde eine Unterteilung in jünger und älter als 30 Jahre festgelegt, da bei einem Untersuchungszeitraum von 50 Jahren und einer Nutzungsdauer von Kanälen von 80 Jahren, je nach Kategorisierung umfassende Investitionen am Kanalnetz anstehen.

Anhaltspunkte zu den Projektkostenbarwerten des jeweiligen Systems als Mittewerte der Modellgemeinden in Abhängigkeit von den gewählten Zielen sind in Tabelle 5-6 dargestellt. Da insbesondere die Auswahl der Ziele die resultierenden Systeme beeinflusst, werden die unterschiedlichen Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklungen sowie Wasserbedarfsentwicklungen in diese Darstellung nicht einbezogen. Die Kostenbarwerte sind für eine Optimierung des jeweiligen Bewertungskriteriums zusammen mit dem Kriterium Kosten dargestellt, da wie in Ka-

pitel 5.3.2 beschrieben, eine Mitgewichtung der Kosten für plausible Lösungen immer berücksichtigt werden sollte.

Tabelle 5-5: Auswahlfaktoren für die Systemwahl in Abhängigkeit von den Zielen und Randbedingungen der Gemeinde (+ = fördernder Faktor; o = neutral, mittel; – = hemmender Faktor)

	Zentrales System (technische KA)	Zentrales System (PKA)	Dezentrales System (KKA)	Ressourcen-orientiertes System
Bewertungskriterien				
Kosten	+	+	-	-
Flexibilität	-	+	+	+
Wasserbilanz	-	+	+	o
Emissionen	+	o	o	+
Wasserrecycling	-	+	+	+
Nährstoffrecycling	+	o	-	+
Energieeffizienz	+	-	-	+
Akzeptanz	+	+	-	-
Randbedingungen der Gemeinde (bei Bevölkerungsrückgang)				
Größe der Gemeinde < 1000 E	o	+	+	o
Hohe Siedlungsdichte, kompakte Struktur der Gemeinde	+	+	-	+
Niedrige Siedlungs-dichte, weitläufige Struktur der Gemeinde	-	-	+	+
Baujahr Kanäle < 30 Jahre	+	+	-	-
Baujahr Kanäle > 30 Jahre	o	o	+	+
Kanallänge pro Ein-wohner > 10m/E	-	o	+	o/+
Anteil Mischsystem > 50 %	-	o	+	+

Tabelle 5-6: Mittlere Kostenbarwerte [€/E] der Modellgemeinden in Abhängigkeit der Ziele und der unterschiedlichen Systemvarianten

	mittlere Kostenbarwerte für 50 Jahre [€/E]				
	Zentrales System (technische KA)	Zentrales System (PKA)	Dezentrales System (KKA)	Ressourcen-orientiertes System (Co-Fermentation)	Ressourcen-orientiertes System (Biogasanlage)
Bewertungskriterien					
Kosten	4.600 - 6.000	3.200 – 5.400	3.400 – 6.300[1]	7.500 – 13.500[2]	16.000 – 19.000[2]
Kosten + Flexibilität	-	4.200 – 5.800	5.500 – 6.500	-	-
Kosten + Wasserbilanz	6.500 – 7.800	4.800 – 6.400	-	-	-
Kosten + Emissionen	5.000 – 5.900	3.200 – 3.300	-	-	-
Kosten + Wasserrecycling	-	-	-	7.800 – 11.700	
Kosten + Nährstoffrecycling	-	-	-	5.200 – 7.300	
Kosten + Energieeffizienz	-	-	-	6.000 – 8.500	10.300 – 16.400
Kosten + Akzeptanz	5.000 – 6.100	3.200 – 5.400	-	-	-

[1] Dezentrales System ab dem als günstig identifizierten Zeitpunkt zur Stilllegung der Kläranlage bei Kostenoptimierung (vgl. Kapitel 5.4.1)

[2] Optimierung der Kriterien Kosten, Wasserrecycling, Nährstoffrecycling und Energieeffizienz

5.8.3 Betrachtung der Auswirkungen auf die Wasserversorgung

Die zukünftige Wasserbedarfsentwicklung sowie die Umsetzung der Maßnahmen Grauwasserrecycling und Regenwassernutzung haben große Auswirkungen auf die Trinkwasserversorgung. Durch den geringeren Trinkwasserbedarf werden Wasserversorgungssysteme in ihrer Funktionsfähigkeit beeinträchtigt (vgl. Kapitel 2.1.2.1). Betriebliche Maßnahmen können nur bis zu einem gewissen Grad die Funktionsfähigkeit erhalten. Notwendige bauliche Sanierungen verursachen hohe Kosten.

Der Trinkwasserverbrauch würde um ca. 40 % bis 2065 in den untersuchten Gemeinden zurückgehen, wenn das Trendszenario für die Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung und eine leichte Abnahme des Wasserbedarfs zugrunde gelegt

werden. Hygienisch kritische Zustände durch lange Standzeiten und ein hohes Wasseralter müssen dann durch aufwändige und kostspielige betriebliche Maßnahmen vermieden werden. Wenn dann noch eine Grauwasserwiederverwendung im Haushalt stattfindet, können ca. 40 % des Trinkwassers eingespart werden und der Gesamtwasserverbrauch würde um fast zwei Drittel bis 2065 annehmen. Spätestens dann sind zur Vermeidung hygienisch kritischer Zustände umfassende bauliche Maßnahmen an den Leitungen sowie den dazugehörigen Anlagen wie Hochbehältern erforderlich.

Im Rahmen des Projektes *SinOptiKom* wurden die Auswirkungen verschiedener Wasserverbrauchsrückgänge auf zentrale Trinkwassernetze mit der Software EPANET untersucht. Es wurden Szenarien mit Trinkwasserabnahmen von 20 %, 40 % und 60 % betrachtet und das Löschwassernetz wurde vom Trinkwasserversorgungsnetz entkoppelt, damit der Lastfall Löschwasserbedarf nicht maßgebend wird. Zur Erhaltung der Funktionstüchtigkeit sollte die Fließgeschwindigkeit für mindestens eine Stunde am Tag größer als 0,005 m/s sein und das Wasseralter kleiner als 72 Stunden (vgl. Mutschmann et al., 2007). Je nach betrachteter Gemeinde führen Rückgänge von 20 bzw. 40 % zu Problemen bei der Wasserqualität. Das Kriterium Wasseralter wird bei diesen Szenarien in einem großen Anteil der Leitungen überschritten, die Fließgeschwindigkeit wird in den meisten Leitungen noch eingehalten. Erst ab einem Wasserverbrauchsrückgang von 60 % wird auch in einem größeren Anteil der Leitungen die Fließgeschwindigkeit unterschritten (vgl. Schmitt et al., 2016d).

Wenn bauliche Veränderungen am Netz vorgenommen werden müssen, sollte auch eine Entkopplung der Trink- und Löschwasserversorgung erfolgen. In vielen ländlichen Gemeinden erfolgt die Löschwasserversorgung über das Trinkwasserversorgungsnetz und es kommt schon bei geringeren Trinkwasserabnahmen aufgrund der großen Dimensionierung der Leitungen zu betrieblichen Problemen. Günstige Zeitpunkte für eine Systemumstellung sind anstehende Erneuerungsmaßnahmen am Rohrnetz. Da sich die Wasserverbrauchsschwankungen in ländlichen Gemeinden in Zukunft wahrscheinlich vergrößern werden (vgl. Kapitel 2.1.2.1), dürfen die Rohrdurchmesser nicht zu klein dimensioniert werden. Leitungen in Trinkwassernetzen werden mit einem Mindestdurchmesser von 100 mm verlegt, in ländlichen Gebieten sind auch 80 mm zulässig.

Eine dezentrale Löschwasserversorgung aus Löschwasserteichen oder unterirdischen Löschwasserbehältern (vgl. Kapitel 2.2.1.3) ist im ländlichen Raum aufgrund der vorhandenen Platzverhältnisse meistens umsetzbar. Neben der Verwendung von Grund-, Quell- oder Oberflächenwasser als Löschwasser kann auch Niederschlagswasser eingesetzt werden. Eine Befüllung von Löschwasserteichen oder -behältern mit Grauwasser oder gereinigtem Abwasser ist in den technischen Regelwerken nicht geregelt, wäre aber zukünftig denkbar. Allerdings müssen dann die Standorte der Löschwasserspeicher so gewählt werden, dass eine

einfache und kurze Zuleitung von Grauwasser bzw. gereinigtem Abwasser möglich ist.

Im Projekt *TWIST++* konnte mit hydraulischen Modellierungen gezeigt werden, dass sich die negativen Auswirkungen aufgrund des Wasserverbrauchsrückgangs durch eine Neuanordnung der Löschwasserhydranten auf das Trinkwassernetz sowie einer Änderung der Bauart und Dimension der Löschwasserhydranten reduzieren lassen (vgl. Sorge et al., 2017).

Die Dezentralisierung der Trinkwasserversorgung erscheint bei den derzeitigen technischen und wasserwirtschaftspolitischen Rahmenbedingungen nicht sinnvoll, da nur durch zentrale Systeme eine hohe Versorgungssicherheit gewährleistet werden kann. In Zukunft sind durch die zunehmende Digitalisierung, Vernetzung und Überwachung (vgl. Wasser 4.0) dezentrale Systeme zur Trinkwasserversorgung vorstellbar. Beispielsweise kann durch eine Echtzeitüberwachung eine direkte Warnung an die Nutzer gesendet werden (z.B. aufs Smartphone), falls die erforderliche Wasserqualität nicht eingehalten werden kann. Durch eine Vernetzung von Einzelförderanlagen könnte bei Grenzwertüberschreitungen die Wasserversorgung aus einer benachbarten Anlage erfolgen. Eine andere Möglichkeit wäre eine „Fit-for-Purpose" Aufbereitung des Rohwassers für verschiedene Verwendungszwecke (vgl. Zimmermann, 2016). Bspw. könnte das Trinkwasser direkt am Wasserhahn aufbereitet und als Betriebswasser aufbereitetes Grauwasser genutzt werden.

Mögliche Techniken werden aktuell neu- und weiterentwickelt und es kann in Zukunft mit einer Kostenreduktion gerechnet werden. Es bleibt abzuwarten, in welche Richtung diese Entwicklungen gehen und ob durch sie eine dezentrale Trinkwasserversorgung zukünftig eine gleichwertige Option zur zentralen Versorgung darstellt. Insbesondere im Hinblick auf den Klimawandel mit längeren Trockenperioden kann eine dezentrale Trinkwasserversorgung problematisch sein.

5.8.4 Betrachtung der Auswirkungen auf die Abwasserreinigung

Anpassungen im Entwässerungssystem, insbesondere die Transformation von zentralen zu dezentralen bzw. ressourcenorientierten Systemen, haben weitreichende Auswirkungen auf die Reinigungsprozesse der Kläranlage.

Allein aufgrund des Bevölkerungs- und Wasserverbrauchsückgangs im ländlichen Raum nehmen die Frachten im Zulauf der Kläranlage bei einer Erhaltung des zentralen Entwässerungssystems bis 2065 um ca. 30 % in den betrachteten Untersuchungsgebieten ab. Bei einer sukzessiven Dezentralisierung des Systems mit Kleinkläranalgen über bspw. einen Zeitraum von 30 Jahren muss die Kläranlage den schrittweisen Rückgang der Frachten bis zur Stilllegung abfangen können. Wenn nur noch Grauwasser der Kläranlage zufließt und ein Teil dieses

Grauwassers im Haushalt wiederverwendet wird, nimmt die CSB-Fracht um 80 % und die N- und P-Fracht um 86 % im Zulauf der Kläranlage bis 2065 ab.

Ein verringerter Schmutzwasserabfluss aufgrund des Bevölkerungs- und Wasserverbrauchsrückgangs führt zu einer geringeren Fließgeschwindigkeit und längeren Standzeiten des Abwassers im Kanalnetz. Dadurch kann ein erhöhter Vorabbau von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen stattfinden und eine Verschiebung des CSB:N:P-Verhältnisses im Trockenwetterzufluss der Kläranlage. Das CSB:N:P-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage kann sich auch aufgrund der getrennten Erfassung und Ableitung von Schwarz- und Grauwasser verschieben (vgl. Kapitel 5.5). Bei der Denitrifikation kommt es dann aufgrund des fehlenden Kohlenstoffs zu einem verminderten Abbau von Nitrat.

Die sukzessive Abkopplung von Teilgebieten von der Kläranlage bzw. die Einführung einer Schwarz- und Grauwassertrennung hat großen Einfluss auf die Abwasserreinigungsprozesse. Wenn ein Systemwechsel von einem zentralen zu einen dezentralen System mit Kleinkläranlagen vollzogen wird und Teilgebiete sukzessive über einen längeren Zeitraum von der Kläranlage abgekoppelt werden, muss die Kläranlage auch bei verringertem Schmutzwasserzufluss zuverlässig das Abwasser reinigen. Dies kann betriebliche oder auch bauliche Anpassungsmaßnahmen erfordern. Bei der Umsetzung einer Stoffstromtrennung in Grau- und Schwarzwasser muss die Funktionstüchtigkeit der zentralen Kläranlage über den gesamten Transformationszeitraum aufrechterhalten werden. Je nach gewählten Ableitungs- und Behandlungsmöglichkeiten für den Grau- und Schwarzwasserstrom werden die Reinigungsprozesse auf der Kläranlage unterschiedlich beeinflusst.

Der Abkopplungsgrad im Einzugsgebiet einer Kläranlage hat einen großen Einfluss auf die Reinigungsprozesse. Untersuchungen von Steinmetz et al. (2017) zur Einbindung bestehender Kläranlagen in Transformationskonzepte zeigen, dass bei einer Transformation (Stoffstromtrennung und Schwarzwasserableitung in den Faulturm) von bis zu 8 % die Kläranlage ohne Veränderungen betrieben werden kann. Die weitere Transformation kann durch wenige bauliche und verfahrenstechnische Umstellungen auf der Kläranlage realisiert werden. Detaillierte Informationen zu Betrieb, Energiebilanz und Verfahrenstechnik während der Transformation können Steinmetz et al. (2017) entnommen werden.

5.9 Übertragbarkeit der Ergebnisse

5.9.1 Übertragbarkeit des Modellansatzes und der Erkenntnisse

Der Modellansatz kann aufgrund seiner Allgemeingültigkeit auf andere ländliche Gemeinden übertragen werden. Für die Anwendung des Modells in anderen Gemeinden müsste eine Datenaufbereitung der Infrastruktur- und Siedlungsda-

ten gemäß den in der Datenbank verwendeten Datenschemata erfolgen. Die im Modell hinterlegten Zukunftsprognosen zur Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung sollten für die jeweiligen Gemeinden angepasst werden. Das Modell kann prinzipiell auch für die Erstausstattung eines Gebiets mit Abwasserentsorgungsanlagen angewendet werden, dann sollten mögliche Leitungstrassen und der Kläranlagenstandort vorgegeben werden.

Bei Anwendung des Modells im städtischen Kontext oder für wachsende Gemeinden müssten Randbedingungen im Modell verändert und ergänzt werden. Der Maßnahmenkatalog müsste mit größeren Kanaldurchmessern aber auch weiteren Maßnahmen, z.B. Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung erweitert werden. Die hinterlegten Maßnahmen sind zudem auf häusliches Abwasser abgestimmt. Wenn Gewerbe- und Industriebetriebe im betrachteten Einzugsgebiet einen größeren Anteil haben, müssten Maßnahmen ergänzt und u.U. auch Abwasserkennwerte angepasst werden. Funktionsgrenzen für den Trockenwetterfall sind derzeit nur für den Unterlastfall hinterlegt, sie müssten für eine Überlastung der Kanäle ergänzt werden.

Die anhand der vier Modellkommunen berechneten und evaluierten Anpassungspfade sind grundsätzlich übertragbar auf andere ländliche Gemeinden mit einer bestehenden zentralen Abwasserentsorgung. Die vier Modellkommunen weisen unterschiedliche Größen und Randbedingungen auf und können als repräsentativ für ländliche Räume angesehen werden. Da die örtlichen Randbedingungen einen großen Einfluss auf die Systemumgestaltung haben, können die Ergebnisse nicht direkt übertragen werden. Bei abweichenden Randbedingungen kann die Ableitung von Entwicklungstendenzen aus einer Kombination der Ergebnisse aus mehreren Modellkommunen sinnvoll sein. Manche örtliche Gegebenheiten, wie ein sehr flaches Gelände, konnten allerdings nicht anhand der ausgewählten Modellkommunen getestet werden.

In Deutschland sind, wie bereits in Kapitel 2.1.3.1 gezeigt, viele Regionen vom demografischen Wandel betroffen, eine Übertragbarkeit der Methodik und der Tendenzen der Ergebnisse auf diese ist möglich. In Europa sind insbesondere in der Schweiz und in Österreich Anpassungen der bestehenden Infrastruktur erforderlich. Z.B. sind in der Schweiz z.T. auch kleine Bergdörfer an zentrale Systeme angeschlossen und bei anstehenden Reinvestitionen werden dezentrale Konzepte in die Überlegungen einbezogen. In vielen osteuropäischen Ländern ist auch mit einem Bevölkerungsrückgang im ländlichen Raum zu rechnen, hier liegen aber oftmals andere Randbedingungen vor, da bspw. teilweise noch keine Erstausstattung vorhanden ist.

Auch in Ländern außerhalb Europas, wie bspw. in den USA und Australien, gibt es ländliche Gemeinden, die mit einer zentralen Wasserinfrastruktur ausgestattet sind und vor ähnlichen Herausforderungen stehen. Die hier erarbeitete Methodik könnte prinzipiell angewendet werden. Allerdings sind die lokalen Randbedingungen sowie die klimatischen Bedingungen teilweise sehr unterschiedlich und

der Fokus aktueller Forschungen liegt eher auf dem städtischen Bereich. Diese Länder stehen insbesondere vor zwei anderen großen Herausforderungen, einer wachsenden Bevölkerung in Städten und deren Außenbezirken sowie einer Wasserverknappung. Vor diesem Hintergrund gewinnen ressourcenorientierte Konzepte in den USA und Australien an Bedeutung. In den USA wird am Forschungszentrum „Re-Inventing the Nation's Urban Water Infrastructure (ReNUWIt)" mit einem vielschichtigen Ansatz an nachhaltigen Wasserinfrastruktursystemen und zur Erarbeitung von Strategien zur grundlegenden Erneuerung urbaner Wassersysteme geforscht (vgl. Sedlak et al., 2013; Lee et al., 2016; Gonzales und Ajami, 2017). Im australischen Forschungsprogramm „CRC for Water Sensitive Cities" wird schwerpunktmäßig an der Anpassung zu wassersensitiven Städten mit lebenswerten, resilienten und nachhaltigen Wasserinfrastrukturen geforscht (vgl. Bach et al., 2013; Schmitt, 2017).

5.9.2 Übertragbarkeit in die Praxis

Mit dem Entscheidungs- und Optimierungssystem steht ein umfassendes Instrument zur Ermittlung von erforderlichen Systemanpassungen und Systemumgestaltungen von Abwasserentsorgungssystemen zur Verfügung. Die visualisierten Ergebnisse dienen dazu den Entscheidungsträgern und den Bürgern mehrere unterschiedliche Lösungen in ihrer zeitlichen und räumlichen Umsetzung aufzuzeigen. Durch die Darstellung langfristiger Umgestaltungen über 50 Jahre kann die Tragweite der heutigen Entscheidungen verdeutlicht werden. Alternative Lösungskonzepte, die bei anstehenden Sanierungsmaßnahmen im Normalfall keine Berücksichtigung finden, können in den Entscheidungsprozess einbezogen werden. Zudem kann durch die Einbindung unterschiedlicher Szenarien den zukünftigen Ungewissheiten Rechnung getragen werden. Dadurch können auch dezentrale und ressourcenorientierte Lösungen öfter in Planungen aufgenommen werden.

Die Übertragbarkeit der Ergebnisse in die Praxis wird sichergestellt, indem die der Modellierung zugrunde gelegten Szenarien und Bewertungskriterien mit den Entscheidungsträgern abgestimmt werden, wie es im Projekt *SinOptiKom* erfolgte. Eine frühzeitige Einbeziehung der Bürger, insbesondere wenn Maßnahmen im privaten Bereich umgesetzt werden sollen, muss erfolgen.

Wenn die Entscheidung für einen Anpassungspfad gefallen ist, müssen Detailplanungen ausgeführt werden. Dabei sollten immer die aktuellen Änderungen und Rahmenbedingungen einbezogen werden. Da die Maßnahmenumsetzung über eine längeren Zeitraum erfolgt, ist es sinnvoll in geeigneten Abständen einen erneuten Optimierungslauf mit den aktuellen Rahmenbedingungen durchzuführen und den Transformationspfad ggf. zu aktualisieren.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

6.1 Zusammenfassung der Erkenntnisse

Im Folgenden werden die Erkenntnisse für den ländlichen Raum hinsichtlich der in Kapitel 1.2 festgelegten Teilziele dieser Arbeit zusammengefasst und reflektiert.

Mitentwicklung und Evaluierung eines Modellansatzes für die Anpassung bestehender Abwasserentsorgungssysteme

Mit dem mathematischen Optimierungsmodell steht eine differenzierte Methodik zur Verfügung, die zukünftig notwendige Anpassungen von Abwasserentsorgungssystemen unter Berücksichtigung von Ungewissheiten aufzeigen kann. Es konnte gezeigt werden, dass mit dem Modell Transformationspfade für Abwasserentsorgungssysteme mit ihrer zeitlichen und räumlichen Umsetzung in Abhängigkeit unterschiedlicher Bewertungskriterien und Szenarien berechnet werden können. Durch die intensive Modellevaluierung konnte das ganze Spektrum an unterschiedlichen Anpassungspfaden und Maßnahmenumsetzungen sowie der Einfluss von Szenarien und Bewertungskriterien aufgezeigt werden.

Der gewählte Betrachtungszeitraum von 50 Jahren erscheint ausreichend lang um Lösungsansätze für eine zukünftige Systemumgestaltung aufzuzeigen. Eine längere Betrachtung ist hinsichtlich der Ungewissheiten von Prognosen zur Bevölkerungsentwicklung und auch möglicher technischer Entwicklungen schwierig.

Die mit dem Modell berechneten Transformationspfade dienen als erster Schritt zum Aufzeigen von Alternativen im Umgestaltungsprozess von Abwasserentsorgungssystemen. Die Auswahl der optimalen Anpassung für den jeweiligen Anwendungsfall muss in Diskussion mit den Entscheidungsträgern erfolgen. Das Modell ersetzt dabei keine planerischen Ingenieurleistungen. Detailplanungen zu den einzelnen Maßnahmen müssen nach der Entscheidung für einen Anpassungspfad durchgeführt werden.

Aufzeigen möglicher Entwicklungspfade mithilfe von Forecasting-Szenarien

Die Berücksichtigung von Ungewissheiten ist ein wichtiger Punkt bei der Anpassung von Wasserinfrastrukturen (siehe Kapitel 3.3.5). Die Prognosen sollten ein breites Spektrum möglicher Entwicklungen abdecken, damit ein großer Lösungsraum aufgespannt und die Robustheit der Lösungen untersucht werden kann. Wichtige Einflussfaktoren auf Wasserinfrastrukturen sind insbesondere die Be-

völkerungs- und Siedlungsentwicklung sowie die Entwicklung des Wasserbedarfs. Sie können bspw. mit der „Szenario-Technik“ unter Einbeziehung einer Vielzahl von Einflussfaktoren ermittelt werden.

Die zukünftige Entwicklung von Technologiekosten ist besonders relevant hinsichtlich dezentraler und ressourcenorientierter Maßnahmen. Neben der Berücksichtigung einer jährlichen Preissteigerungsrate sollten sog. Erfahrungskurven einbezogen werden, die eine Kostenabnahme für innovative Technologien über den Betrachtungszeitraum vorgeben. Durch die zukünftige Verbreitung neuer Technologien werden die Preise sinken und dies hat einen Einfluss auf den Einsatz dieser Technologien.

Einbeziehung verschiedener Bewertungskriterien und Entwicklung von Methoden zur Vergleichbarkeit durch eine einheitliche Skalierung

Die Auswahl der Bewertungskriterien ist ein wichtiger Punkt bei der Transformation von Abwasserinfrastrukturen (siehe Kapitel 3.3.4). Es wurden unterschiedliche ökonomische, ökologische und soziale Kriterien einbezogen. In dieser Arbeit sind es die acht Kriterien Kosten, Flexibilität, Wasserbilanz, Emissionen, Wasser- und Nährstoffrecycling, Energierückgewinnung sowie Akzeptanz. Feste Gewichtungen für die Bewertungskriterien wurden nicht vorgegeben, da dies eine Beeinflussung der Ergebnisse bedeutet hätte. Die Einbindung weiterer Kriterien bei der Anwendung eines linearen Optimierungsmodells ohne eine Vorgabe der Gewichtungen würde zu weiteren möglichen Kombinationen führen, die sich aber u.U. nur geringfügig unterscheiden.

Da alle Bewertungskriterien in verschiedenen physikalischen Einheiten oder auch keinen messbaren Größen vorliegen, werden sie für die multikriterielle Optimierung vergleichbar gemacht und auf eine „Einheit“ skaliert. Für die mathematische Optimierung wurden die Bewertungskriterien jeweils linear zwischen 0 und 1 skaliert, wobei „0“ sehr gut und „1“ sehr schlecht bedeutet, da die Zielfunktion minimiert werden soll. Je nach Kriterium wurden unterschiedliche Methoden zur Skalierung angewendet. Die Zielfunktion für die mathematische Optimierung ergibt sich aus der gewichteten Summe der Bewertungskriterien.

Mit dem entwickelten Ansatz konnte ein Beitrag zur Weiterentwicklung von Bewertungsverfahren und Skalierungsmethoden geleistet werden.

Detaillierte Analyse von zentralen, dezentralen und ressourcenorientierten Transformationspfaden

Als Ergebnis der Modellberechnungen werden je nach Auswahl und Gewichtung der Bewertungskriterien, dem gewählten Szenario und den Randbedingungen der Gemeinde bestehende zentrale Systeme durch Maßnahmen erhalten oder es wird ein Systemwechsel zu dezentralen und/oder ressourcenorientierten Systemen vollzogen. Detaillierte Ergebnisse sind in Kapitel 5.1 und eine Zusammenfassung ist in Kapitel 5.5 dargestellt. In den untersuchten Varianten konnten fast alle

im Modell hinterlegten Maßnahmen umgesetzt und unterschiedliche Handlungsoptionen basierend auf dem Einfluss der jeweils optimierten Bewertungskriterien aufgezeigt werden.

Die Auswirkungen der verschiedenen Transformationspfade auf die Wasserversorgung, z.B. durch einen niedrigeren Trinkwasserverbrauch durch die Umsetzung eines Grauwasserrecyclings, und auf die Abwasserreinigung müssen immer betrachtet werden (vgl. Kapitel 5.8.3 und 5.8.4).

Untersuchung der Ungewissheiten bei der Anpassung von Abwassersystemen

Die Untersuchung der Ungewissheiten bei der Anpassung von Abwasserentsorgungssystemen und deren Auswirkungen auf die berechneten Transformationspfade unter Einbeziehung verschiedener Szenarien und Bewertungskriterien ist ein wichtiger Punkt hinsichtlich der Ergebnisgüte des Modells.

In den Kapiteln 5.2 bis 5.4 wurden Sensitivitätsbetrachtungen zu den Szenarien, Bewertungskriterien und zur Maßnahmenwahl durchgeführt. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse kann Kapitel 5.5 entnommen werden.

Insbesondere die Auswahl und Gewichtung der Bewertungskriterien und die lokalen Randbedingungen der Gemeinde haben einen Einfluss auf die resultierenden Transformationspfade. Die betrachteten Szenarien, insbesondere der Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung beeinflussen die Zeitpunkte der Maßnahmenumsetzung und auch die Kosten, sie haben aber nur in Kombination mit den entsprechenden Bewertungskriterien und Randbedingungen der Gemeinde einen Einfluss auf Systemumstellungen

Ableitung von Voraussetzungen für den Einsatz dezentraler und ressourcenorientierter Systeme in bestehenden Infrastrukturen im ländlichen Raum

Die Umsetzung von dezentralen und ressourcenorientierten Systemen hängt im Wesentlichen von den zukünftigen Szenarien, den vom Nutzer gewählten Zielen (Bewertungskriterien) und den jeweiligen Randbedingungen der Gemeinde ab (siehe Kapitel 5.8.2). Insbesondere die gewählten Ziele und die örtlichen Randbedingungen haben einen großen Einfluss auf das zukünftige System.

Die Einbeziehung der Bewertungskriterien Flexibilität, Wasserbilanz und Wasserrecycling bei der Optimierung fördert ein dezentrales System mit Kleinkläranlagen. Die Berücksichtigung der Kriterien Wasser- und Nährstoffrecycling sowie Energieeffizienz begünstigt die Umsetzung ressourcenorientierter Systeme. Ressourcenorientierte Abwassersysteme werden vom Modell nur bei Auswahl der entsprechenden Ziele umgesetzt.

Die örtlichen Randbedingungen der Gemeinde und der Zustand des Entwässerungssystems haben einen großen Einfluss auf die Umsetzung dezentraler und ressourcenorientierter Systeme. Kanäle älteren Baujahrs, ein großer Anteil Mischsystem, große Durchmesser und eine große Kanalläge pro Einwohner sowie eine

weitläufige Struktur und ausgeprägte Topografie der Gemeinde fördern dezentrale Strukturen und sind geeignete Voraussetzungen für einen Systemwechsel.

Die Umsetzung eines dezentralen Systems hängt auch stark von den möglichen Ableitungswegen des gereinigten Ablaufs aus Kleinkläranlagen ab (siehe Kapitel 5.4.2). Alternative und kurze Ableitungsmöglichkeiten des gereinigten Ablaufs, z.B. in oberirdischen Rinnen, fördern die Umsetzung von Kleinkläranlagen. Die Umsetzung einer Stoffstromtrennung im Bestand im ländlichen Raum ist immer mit einem hohen Umbaubedarf auf Gebäudeebene verbunden. Die Umsetzung einer Grau- und Schwarzwassertrennung in bestehenden Gebäuden wird wahrscheinlicher, wenn eine adäquate Methode zur Implementierung entwickelt wird.

Untersuchung der Übertragbarkeit von Anpassungspfaden in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten und Randbedingungen

Die entwickelte Methodik kann grundsätzlich für andere ländliche Gemeinden angewendet werden. Es müssen je nach Randbedingungen allerdings Anpassungen in der Datenbank bzw. im Modell vorgenommen werden (vgl. Kapitel 5.9.1). Beispielsweise können die jeweiligen Entwicklungen der Bevölkerung und des Wasserbedarfs prinzipiell übernommen werden, müssen aber mit den Daten der betrachteten Gemeinde ergänzt werden.

Durch die unterschiedlichen Größen und Randbedingungen der vier Modellkommunen konnten vielfältige Anpassungspfade als Optimierungsergebnis aufgezeigt werden. Die daraus abgeleiteten Entwicklungstendenzen können auf andere ländliche Gemeinden mit einer bestehenden zentralen Abwasserentsorgung übertragen werden.

Zu einer ersten Abschätzung des Umsetzungspotenzials von dezentralen und ressourcenorientierten Systemen in Abhängigkeit von den jeweiligen Zielen und Randbedingungen der Gemeinde kann Tabelle 5-5 verwendet werden.

6.2 Handlungsempfehlungen für die Anpassung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum

Aus den zuvor dargestellten Erkenntnisse können nachfolgend beschriebene Handlungsempfehlungen für die Anpassung von Abwasserentsorgungssystemen im ländlichen Raum an zukünftige Herausforderungen abgeleitet werden (siehe auch Tabelle 5-5).

Modellberechnungen sollten im Detail für jede Ortsgemeinde durchgeführt werden. Wenn mehrere Ortsgemeinden an eine Kläranlage angeschlossen sind, müssen die wechselseitigen Einflüsse der Anpassungen betrachtet werden. Dabei sind auch die Entfernung der Ortschaften zueinander und die jeweilige Entfernung der Ortschaften zur Kläranlage relevant. Für Gebührenbetrachtungen muss die

gesamte Gebietskörperschaft (in Rheinland-Pfalz die Verbandsgemeinde) betrachtet werden.

In einer Bestandsaufnahme kann basierend auf dem Zustand des Entwässerungssystems und/oder der Entwicklung der Bevölkerung und Siedlungsstruktur bzw. des Wasserbedarfs der **Sanierungs- bzw. Erneuerungsbedarf am bestehenden Kanalnetz** aufgezeigt werden. Bei den anstehenden Planungen sollten auch Systemalternativen berücksichtigt werden, da zentrale Systeme eine geringere Flexibilität und höhere Anfälligkeit gegenüber zukünftigen Ungewissheiten aufweisen.

Dezentrale Systeme mit Kleinkläranlagen können im ländlichen Raum eine sinnvolle Alternative darstellen, wenn ein großer Anteil alter Kanäle am Gesamtkanalbestand, ein hoher Anteil Mischsystem, große Kanallängen pro Einwohner und eine weitläufige Siedlungsstruktur (niedrige Siedlungsdichte) vorliegen und Ziele wie Flexibilität, Wasserbilanz und/oder Wasserrecycling priorisiert werden. Zwischen der Umsetzung von Kleinkläranlagen ab einem bestimmten Bevölkerungsrückgang oder bei einer bestimmten Siedlungsentwicklung ist nur ein schwacher Zusammenhang erkennbar.

Ein **Systemwechsel zu ressourcenorientierten Systemen** sollte in die Überlegungen einbezogen werden, wenn die für die dezentralen Systeme genannten Randbedingungen vorliegen. Jedoch beeinflussen die priorisierten Ziele ihre Umsetzung am stärksten, denn ohne den politischen und gesellschaftlichen Willen Wasser, Nährstoffe und/oder Energie zurückzugewinnen ist eine Umsetzung nicht möglich.

Ressourcenorientierte Systeme erscheinen vom heutigen Standpunkt aus im ländlichen Raum noch nicht wirtschaftlich vertretbar und werden erst mittel- bzw. langfristig relevante Alternativen darstellen. Sie werden unter gewissen Szenarien, bspw. einem Anstieg der Energie- oder Phosphorpreise oder veränderten rechtlichen Rahmenbedingungen an Attraktivität gewinnen. Ihre Umsetzung wird wahrscheinlicher, wenn eine doppelte Leitungsführung im Haus vermieden werden kann, z.B. durch eine sensorbasierte Trennung von Grau- und Schwarzwasser im Hausanschlussschacht oder die Verlegung von Doppel-Inlinern in den vorhandenen Gebäudeleitungen (vgl. Londong et al., 2016; Veser und Londong, 2017).

Eine Grauwasserwiederverwendung im Haushalt ist vor dem Hintergrund eines rückläufigen Wasserbedarfs hinsichtlich der entstehenden Funktionsprobleme in der Trinkwasserversorgung zum jetzigen Zeitpunkt nicht vertretbar. Sie sollte nur in Trinkwassermangelgebieten, zu Bewässerungszwecken in Gebieten mit geringen Niederschlägen und bei zunehmenden und länger anhaltenden Trockenperioden oder wenn sowieso große Umbaumaßnahmen des Trinkwassernetzes anstehen umgesetzt werden.

Bei einer Systemumstellung müssen immer die Auswirkungen auf die bestehende Wasserversorgung und Abwasserreinigung untersucht werden und ggf. notwendige Maßnahmen mit den Transformationspfaden rückgekoppelt werden.

Für den ländlichen Raum hat sich unabhängig von den betrachteten Szenarien und Bewertungskriterien die Umsetzung von **dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen** als empfehlenswert erwiesen. In fast allen untersuchten Simulationsergebnissen wurde diese meist frühzeitig umgesetzt. Eine Muldenversickerung und Flächenentsiegelung in bestehenden Gebieten ist wesentlich einfacher umsetzbar als eine Dachbegrünung.

Zusammenfassung der Handlungsempfehlungen für den ländlichen Raum:

- Ganzheitliche Betrachtung des Entwässerungssystems einer kommunalen Gebietskörperschaft, unter Berücksichtigung aller an eine Kläranlage angeschlossenen Gemeinden zusammen und einzeln im Detail
- Bestandsaufnahme mit Aufzeigen möglicher zukünftiger Entwicklungen (z.B. Bevölkerung, Wasserbedarf) über längere Zeiträume
- Verwendung einer adäquaten Methodik zum Aufzeigen von verschiedenen Systemalternativen (z.B. mathematische Optimierung) mit einem Betrachtungszeitraum von ca. 50 Jahren
- Untersuchung der Funktionsgrenzen der bestehenden zentralen Systeme unter Berücksichtigung des Sanierungs- und Erneuerungsbedarfes am bestehenden Kanalnetz
- Berücksichtigung von dezentralen Systemen mit Kleinkläranlagen als Systemalternative (kurz- bis mittelfristig) bei den zuvor beschriebenen lokalen Randbedingungen
- Einbeziehung von ressourcenorientierten Systemen (mittel- bis langfristig) als Systemalternative, wenn
    - die zuvor beschriebenen lokalen Randbedingungen der Gemeinde vorliegen
    - eine einfache Methode zur Trennung von Grau- und Schwarzwasser ohne eine doppelte Leitungsführung im Gebäude entwickelt wird
    - keine Grauwasserwiederverwendung im Haushalt stattfindet, außer unter den im Text genannten Ausnahmen
- Untersuchung verschiedener Zielvorgaben bezogen auf den jeweiligen Handlungsbedarf und Betrachtung verschiedener Gewichtungen der Ziele zur Kosten-Nutzen-Abwägung (reine Kostenbetrachtungen sind nicht zielführend)

- Betrachtung der Auswirkungen der Systemalternativen auf die Trinkwasserversorgung und Abwasserreinigung und Rückkopplung mit den jeweiligen Transformationspfaden

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass auch in Zukunft in vielen Bereichen des ländlichen Raums zentrale Entwässerungssysteme als erweiterte Misch- oder Trennsysteme in Kombination mit dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen bestehen bleiben. Unter den oben genannten Voraussetzungen und technischen Weiterentwicklungen kann ein Systemwechsel jedoch sinnvoll sein und sollte immer als Alternative einbezogen werden. Auch wenn in manchen Bundesländern, wie bspw. in Rheinland-Pfalz, zentrale Systeme durch politische Entscheidungen favorisiert werden und dezentralen Systemen mit Kleinkläranlagen in vielen Fällen kritisch gegenübergestanden wird, kann in Zukunft aufgrund der aufgezeigten Aspekte ein Umdenken erforderlich werden. Die heutigen Hemmnisse können durch zukünftige Entwicklungen, wie bspw. eine bessere digitale Überwachung von Kleinkläranlagen oder auch verbesserte Reinigungsleistungen von Kleinkläranlagen in Verbindung mit sinkenden Kosten überwunden werden. Durch den Einsatz neuer Organisations- und Gebührenmodelle können auch dezentrale und ressourcenorientierte Lösungen finanziell umsetzbar und tragbar sein. Voraussetzungen zur Ermöglichung eines Systemwechsels sind die Schaffung der wasserrechtlichen Rahmenbedingungen, die Erstellung oder Anpassung von Regelwerken, das frühzeitige Einbinden aller beteiligten Akteure und Entscheidungsträger und der Informationsaustausch mit der Bevölkerung zur Akzeptanzschaffung.

Dezentrale Systeme mit Kleinkläranlagen können schon kurz- bzw. mittelfristig (5 bis 25 Jahre) eine Alternative zu zentralen Systemen darstellen. Ressourcenorientierte Systeme werden eher mittel- bis langfristig (25 bis 50 Jahre) umgesetzt werden, wenn oben genannte Punkte eintreffen. Auch eine Ergänzung zentraler Systeme mit dezentralen und ressourcenorientierten Elementen ist möglich. Bei der Umsetzung langfristiger Transformationen ist zu beachten, dass dies ein iterativer Prozess ist und in geeigneten Zeitabständen eine Verifizierung des Konzepts mit den aktuellen Rahmenbedingungen und Prognosen erfolgen sollte.

Bei einer starren Beibehaltung eines zentralen Systems kann der sog. „point of no return“ erreicht werden, an dem eine wirtschaftliche Umstellung des existierenden Systems nicht mehr möglich ist, auch wenn dieses bspw. nicht mehr finanziell tragbar ist oder Grenzwerte nicht eingehalten werden können. Wenn bspw. innerhalb der nächsten 10 Jahre umfassende Reinvestitionen in das zentrale Kanalnetz und die Kläranlage getätigt werden, sind diese Werte für mindestens 50 Jahre gebunden und eine Umstellung in diesem Zeitraum auf dezentrale Strukturen ist nicht mehr wirtschaftlich möglich, auch wenn dies aus technischer oder finanzieller Sicht notwendig werden sollte. Deshalb sollte immer überprüft werden, ob in einem Betrachtungszeitraum von ca. 50 Jahren so große Veränderungen eintreten können, die einen Systemwechsel technisch und wirtschaftlich vor-

teilhaft erscheinen lassen. Durch relativ kurze Abschreibungszeiten von dezentralen Anlagen ergeben sich regelmäßig Gelegenheiten, an denen sich das System verändern lässt.

6.3 Forschungsbedarf und Ausblick

In der Anwendungspraxis werden Sanierungserfordernisse von Entwässerungssystemen überwiegend aufgrund des baulichen und/oder hydraulischen Zustandes identifiziert. Derzeitige Praxis ist, dass meistens nur eine Sanierung (Reparatur, Renovierung) oder Erneuerung in Betracht gezogen wird. Aufgrund der aktuellen und zukünftigen Herausforderungen, wie dem demografischen Wandel und dem Klimawandel, ist es dringend notwendig Systemalternativen in die Überlegungen einzubeziehen.

Alternative Transformationspfade für eine zukünftige Gestaltung können mit dem vorgestellten Entscheidungs- und Optimierungssystem untersucht werden. Die Erstellung und Anwendung entsprechender Modelle ist Voraussetzung für eine nachhaltige und wirtschaftliche Entwicklung von Abwasserentsorgungssystemen.

In das dieser Arbeit zugrunde liegende mathematische Optimierungsmodell konnten nicht alle das Ergebnis beeinflussenden Aspekte integriert werden. Deshalb wird eine Weiterentwicklung unter Berücksichtigung folgender Aspekte empfohlen:

- Bilanzierung der Emissionen aus Mischwasserentlastungen
- Einbeziehung weiterer Maßnahmen, z.B. Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung, Trocken(trenn)toiletten für sehr kleine Gemeinden
- Einbeziehung möglicher Erträge (z.B. Energiegewinn, Dünger) bei der Kostenbilanzierung
- Bilanzierung weiterer Stoffe (z.B. Spurenstoffe)
- Einbindung einer Stoffflussanalyse für die Bilanzierung von fließgewässer-, boden- und grundwasserbezogenen Emissionen
- Vorgabe des Grades der Dezentralität zur Ermittlung des optimalen Maßes der Dezentralität

Vordringlich bei der Weiterentwicklung des Modells erscheinen die Einbeziehung möglicher Erträge in die Kostenbilanzierungen und die Bilanzierung der Emissionen aus Mischwasserentlastungen.

Das mathematische Optimierungsmodell kann in einen ganzheitlichen Ansatz zur Gesamtbetrachtung der Wasserversorgung, Abwasserableitung und –behandlung, Abfallentsorgung und -verwertung (Bioabfälle, Klärschlamm) sowie der Energiegewinnung eingebunden werden.

Die Erstellung/Weiterentwicklung solcher Werkzeuge sollte in Kooperation zwischen verschiedenen Fachdisziplinen wie bspw. Ingenieuren, Mathematikern, Informatikern, Raumplanern und Soziologen erfolgen. Die Entscheidung für die Umsetzung eines Transformationspfads kann nur durch Einbeziehung aller Entscheidungsträger und Betroffenen erfolgen. Bei der Umsetzung müssen alle beteiligten Akteure, wie Fachplaner, Ver- und Entsorger und Betroffene einbezogen werden.

Auch die Revolution Wasser 4.0 mit der zunehmenden Digitalisierung und Vernetzung wird einen Einfluss auf zukünftige Abwasserentsorgungssysteme im ländlichen Raum haben. Es ist abzuwarten, wie sich diese Entwicklungen auf die Handlungsoptionen auswirken und ob sie diese erweitern.

Es besteht weiterer Forschungsbedarf, damit eine Umsetzung dezentraler und ressourcenorientierter Konzepte in einem größeren Umfang möglich wird:

Zum einen ist eine Anpassung der rechtlichen Vorgaben notwendig. Regelwerke müssen erweitert oder z.B. hinsichtlich der Dimensionierung von Systemen der Stoffstromtrennung neu erstellt werden. Mit dem DWA-A 272 und dem dazugehörigen Leitfaden ist bereits ein erster Schritt gemacht. Die im Leitfaden zum A 272 vorgeschlagene Bewertungsmethode muss für Praxisbeispiele angewendet, evaluiert und evtl. weiterentwickelt werden. Denn insbesondere bei der Umsetzung ressourcenorientierter Systeme sind das Bewertungsverfahren und die Gewichtung und Skalierung der Bewertungskriterien von Bedeutung. Auch die wasserwirtschaftlichen und kostenbeeinflussenden Auswirkungen von ressourcenorientierten Systemen müssen umfassender quantifiziert und erforscht werden.

Zum anderen müssen Techniken zur Integration einer Stoffstromtrennung auch ohne eine doppelte Leitungsführung im Gebäude weiterentwickelt werden. Insbesondere im Bestand im ländlichen Raum ist dies das Hauptkriterium für oder gegen eine Umsetzung ressourcenorientierter Systeme. Es müssen weitere Untersuchungen über die Auswirkungen auf bestehende Infrastrukturen bei der sukzessiven Umsetzung von dezentralen oder ressourcenorientierten Systemen erfolgen und mögliche Grenzen identifiziert werden. Durch die Umsetzung von Pilotprojekten in ländlichen Gemeinden und das Angebot von Fördermöglichkeiten können Anreize geschaffen werden.

Eine Herausforderung der für die Abwasserbeseitigung zuständigen Planer und Betreiber besteht darin, die vielfältigen Randbedingungen wie den demografischen Wandel und den Klimawandel bei zukünftigen Wasserinfrastrukturmaßnahmen angemessen zu berücksichtigen. Grundlage hierfür sind flexible und vielfältige Handlungsoptionen, die mit adäquaten Methoden wie einer mathematischen Optimierung für jedes Untersuchungsgebiet ermittelt werden können. Einen Beitrag hierzu leistet diese Arbeit.

Literaturverzeichnis

AbfKlärV (2017): Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverordnung. Drucksache 18/12495. 24.05.2017. Online verfügbar unter http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/18/124/1812495.pdf, zuletzt geprüft am 13.07.2017.

Abwasserzweckverband Raum Offenburg (2011): Modellvorhaben zur großtechnischen Phosphor-Rückgewinnung aus Klärschlämmen als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP). Online verfügbar unter http://www.azv-offenburg.de/images/azv/infomaterial/MAP-Modellvorhaben_Kurzbeschreibung.pdf, zuletzt geprüft am 10.05.2017.

AbwV (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV), vom 2004 in der Fassung der Bekanntmachung vom 17.06.2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 6 der Verordnung vom 02.05.2013 (BGBl. I S. 973) geändert worden ist.

Asano, T. (2005): Urban water recycling. In: *Water Science & Technology* 51 (8), S. 83–89.

ATV (1997): Grundsätze für die Abwasserentsorgung in ländlich strukturierten Gebieten. ATV-Regelwerk, Arbeitsblatt A 200, ATV Abwassertechnische Vereinigung e.V., St. Augustin, Mai 1997.

ATV-DVWK (2003): Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt A 198, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef, April 2003.

Avellan, C.; Ardakanian, R.; Gremillion, P. (2017): The role of constructed wetlands for biomass production within the water-soil-waste nexus. In: *Water Science & Technology* 75 (10), S. 2237–2245. DOI: 10.2166/wst.2017.106.

Aydin, N. (2015): Scenario-Based Sustainability Assessment to Provide Interactive Decision Support for the Long-Term Transition of Urban Water Supply Systems. Dissertation, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 38, Kaiserslautern.

Bach, J. (2012): Auswahl von Sanierungsverfahren. In: DWA (Hg.): Kanalsysteme umgestalten - Zukunftsfähigkeit sicherstellen. Hennef: DWA, 07-09.03.2012, Kassel (DWA WaWi Kurs O/1 Entwässerungskonzepte), S. 343–387.

Bach, P.; McCarthy, D.; Urich, C.; Sitzenfrei, R.; Kleidorfer, M.; Rauch, W.; Deletic, A. (2013): A planning algorithm for quantifying decentralised water management opportunities in urban environments. In: *Water science and technology* 68 (8), S. 1857–1865.

Balke, H.; Rudolph, K. (1997): Ökonomische Determinanten der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung und ihr Einfluss auf die Gebührenfestsetzung. In: Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung, Reihe Stadtökologie, Analytica-Verlag, Berlin.

Barjenbruch, M.; Dohse, C. (2004): Bewertung von Maßnahmen zur Verringerung von Geruchs- und Korrosionserscheinungen im Kanalnetz des ländlichen Raums. Abschlussbericht, LAWA-Forschungsvorhaben im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser und Boden" 2001, LAWA-Projekt-Nr. AA 1.01, Universität Rostock, Institut für Umweltingenieurwesen.

Baron, S.; Hoek, J.; Kaufmann Alves, I.; Herz, S. (2016): Comprehensive scenario management of sustainable spatial planning and urban water services. In: *Water Science & Technology* 73 (5), S. 1041–1051. DOI: 10.2166/wst.2015.578.

Baron, S.; Holzhauser, M.; Schöffel, S.; Schwank, J.; Wölle, J.; Kaufmann Alves, I.; Schmitt, T. (2015a): Modelling optimized transformation strategies of urban drainage systems. In: *Proceedings of the 10th International Conference on Urban Drainage Modelling*, S. September 20-23, 2015, Mont-Sainte-Anne, Québec, Canada.

Baron, S.; Kaufmann Alves, I.; Schmitt, T.; Schöffel, S.; Schwank, J. (2015b): Cross-sectoral optimization and visualization of transformation processes in urban water infrastructures in rural areas. In: *Water Science & Technology*, 72 (10), S. 1730–1738. DOI: 10.2166/wst.2015.378.

BBSR (Hg.) (2012a): Raumabgrenzungen und Raumtypen des BBSR, Bundesinstitut für Stadt-, Bau- und Raumforschung (BBSR) im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn. Analysen Bau.Stadt.Raum, Band 6.

BBSR (2012b): Raumordnungsprognose 2030. Online verfügbar unter http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Raumbeobachtung/UeberRaumbeobachtung/Komponenten/Raumordnungsprognose/Download_ROP2030/DL_uebersicht.html?nn=443714#doc406350bodyText4, zuletzt geprüft am 12.08.2017.

BBSR (2014): Raumordnungsprognose 2035 nach dem Zensus. Online verfügbar unter http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Raumbeobachtung/UeberRaumbeobachtung/Komponenten/Raumordnungsprognose/raumordnungsprognose_node.html, zuletzt geprüft am 12.08.2017.

BBSR (2016): Große regionale Unterschiede bei Flächenverbrauch in Deutschland. Online verfügbar unter http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Home/Topthemen/flaechenverbrauch_deutschland.html, zuletzt geprüft am 12.08.2017.

BBSR (2017a): Laufende Raumbeobachtung - Raumabgrenzungen Siedlungsstrukturelle Kreistypen, BBSR Bonn 2017. Online verfügbar unter http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Raumbeobachtung/Raumabgrenzungen/Kreistypen4/kreistypen.html;jsessionid=7EFDDBD2F5AC5D6B8CF3CF54D4DA889A.live21302?nn=443222, zuletzt geprüft am 23.10.2017.

BBSR (2017b): Laufende Raumbeobachtung - Raumabgrenzungen Städtischer und Ländlicher Raum, BBSR Bonn 2017. Online verfügbar unter

http://www.bbsr.bund.de/nn_1067638/BBSR/DE/Raumbeobachtung/Raumabgrenzungen/Kreistypen2/kreistypen.html, zuletzt geprüft am 23.10.2017.

BDEW (2014): Wasserverwendung im Haushalt 2013. Hg. v. BDEW Bundesverband der Energie und Wasserwirtschaft e.V. Online verfügbar unter http://www.bdew.de/internet.nsf/id/3852C5217E9FD4E1C125786C004274E7/$file/Trinkwasserverwendung%20im%20Haushalt%202013.pdf, zuletzt geprüft am 21.07.2014.

BDEW (2015): Wasserverluste seit 1991. Hg. v. BDEW Bundesverband der Energie und Wasserwirtschaft e.V. Online verfügbar unter https://www.bdew.de/internet.nsf/id/C125783000558C9FC125766C00042C7E/$file/Wasserverluste%20ab%201991.pdf, zuletzt geprüft am 12.08.2014.

BDEW (2016a): Energiedaten: Endenergieverbrauch nach Verbrauchergruppen. Hg. v. BDEW Bundesverband der Energie und Wasserwirtschaft e.V. Online verfügbar unter https://www.bdew.de/internet.nsf/id/DE_Energiedaten, zuletzt geprüft am 24.10.2017.

BDEW (2016b): Energiedaten: Strompreis für Haushalte. Hg. v. BDEW Bundesverband der Energie und Wasserwirtschaft e.V. Online verfügbar unter https://www.bdew.de/internet.nsf/id/DE_Energiedaten, zuletzt geprüft am 24.10.2017.

BDEW (2016c): Trinkwasserverwendung im Haushalt 2015. Durchschnittswerte bezogen auf die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe, BDEW Bundesverband der Energie und Wasserwirtschaft e.V. Online verfügbar unter www.bdew.de, zuletzt geprüft am 26.04.2017.

BDEW (2017a): Energiedaten:Durchschnittlicher Haushaltsstromverbrauch. Hg. v. BDEW Bundesverband der Energie und Wasserwirtschaft e.V. Online verfügbar unter https://www.bdew.de/internet.nsf/id/DE_Energiedaten, zuletzt geprüft am 24.10.2017.

BDEW (2017b): Wasserfakten im Überblick. Hg. v. BDEW Bundesverband der Energie und Wasserwirtschaft e.V. Online verfügbar unter https://www.bdew.de/internet.nsf/id/C125783000558C9FC125766C0003CBAF/$file/BDEW-Wasserfakten_2017.pdf, zuletzt aktualisiert am Juni 2017, zuletzt geprüft am 12.08.2017.

BDZ e.V. (2013): Investitions- und Betriebskosten von Kleinkläranlagen. Informationsbroschüre des Bildungs- und Demonstrationszentrums für dezentrale Abwasserbehandlung (BDZ), Arbeitskreis Betriebskosten von Kleinkläranlagen. 2. überarbeitete Auflage, Leipzig 2013.

Becker, M.; Freund, M.; Geisler, S.; Hetschel, M. (2006): Zentrale Überwachung des Betriebes von Kleinkläranlagen mit Membrantechnik - Projekt AKWA-Dahler Feld. 1. Aachener Kongress Dezentrale Infrastrukutur am 17. und 18. Oktober 2006, Aachen. S.15/1-15/11.

Bellefontaine, K.; Britsch, W.; Flerus, R.; Gellert, M.; Steinle, H.; Breitenbach, H.; Pencereci, T. (2010): Auswirkungen der demografischen Entwicklung auf die Gebührenkalkulation und die Gebührenentwicklung. Arbeitsbericht der DWA-

Arbeitsgruppe WI-3.2 „Entgelte und Steuern“. In: *KA - Abwasser, Abfall* 57 (7), S. 676–681.

Berger, C.; Falk, C.; Hetzel, F.; Pinnekamp, J.; Roder, S.; Ruppelt, J. (2016): Zustand der Kanalisation in Deutschland. Ergebnisse der DWA-Umfrage 2015. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 65 (6), S. 498–508.

Berndt, M. (2005): Bestimmung der technischen Restnutzungsdauer von Betonrohren in Ortsentwässerungsanlagen, Schriftenreihe des Lehrstuhls Abfallwirtschaft und des Lehrstuhls Siedlungswasserwirtschaft, Hrsg.: Bauhaus-Universität, Fakultät Bauingenieurwesen, Lehrstuhl Abfallwirtschaft, Lehrstuhl Siedlungswasserwirtschaft, 15, Rhombos-Verl., Berlin.

Bielecki, R.; Schremmer, H. (1987): Biogene Schwefelsäurekorrosion in teilgefüllten Abwasserkanälen, Sonderdruck aus Heft 94/1987 der Mitteilungen des Leichtweiß-Institutes für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig.

Böhm, A. (1993): Betrieb, Instandhaltung und Erneuerung des Wasserrohrnetzes. Hrsg. H. Moser, Schriftenreihe Wasserversorgungs- und Abwassertechnik, Vulkan Verlag, Essen.

Bosseler, B.; Birkner, T. (2003): Umsetzung der Selbstüberwachungsverordnung Kanal (SüwVKan) bei den kommunalen Netzbetreibern und Wasserverbänden in NRW, Endbericht des IKT – Institut für unterirdische Infrastruktur im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW.

Breitenbach, H.; Ehre, R.; Bellefontaine, R. (2017): Gebührenkalkulation: Zivilrechtliche und kalkulatorische Anpassungserfordernisse zur Einführung von neuartigen Sanitärsystemen. In: DifU (Hg.): Wasserinfrastrukturen für die zukunftsfähige Stadt - Beiträge aus der INIS-Forschung. INIS Abschlusspublikation. Berlin 2017, S. 310–313.

Brombach, H.; Michelbach, S.; Wöhrle, C. (1993): Feststoffe in der Mischwasserkanalisation. Sedimentation und Remobilisierung. In: *KA - Abwasser, Abfall* 40 (12), S. 1910–1926.

Campusano Garcia, C.; Kaufmann Alves, I. (2017): Implementation of small wastewater systems in existing centralized water infrastructures - low population density case study, Proceedings of IWA International conference on sustainable solutions for small water and wastewater treatment systems. 22.-26. Oktober 2017. Nantes, Frankreich.

CIRIA (Hg.) (1996): Design of sewers to control sediment problems. CIRIA Report 141.

Daigger, G. (2009): Evolving Urban Water and Residuals Management Paradigms: Water Reclamation and Reuse, Decentralization, and Resource Recovery. In: *Water Environment Research* 81 (8), S. 809–823.

Deletic, A.; Dotto, C.; McCarthy, D.; Kleidorfer, M.; Freni, G.; Mannina, G.; Uhl, M.; Henrichs, M.; Fletcher, T.; Rauch, W.; Bertrand-Krajewski, J.; Tait, S. (2012): Assessing uncertainties in urban drainage models. In: *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 42-44, S. 3–10. DOI: 10.1016/j.pce.2011.04.007.

Department for Communities and Local Government (2009): Multi-criteria analysis: a manual, Communities and Local Government Publications, Wetherby.

Dette, H.-H.; Macke, E.; Petersen, P. (1996): Ermittlung von Grenzwerten für eine Modellierung des Feststofftransports in Abwasserkanälen, In: Beichert, J.; Hahn, H.H. und Fuchs, S. (Hrsg.): Stoffaustrag aus Kanalisationen. Hydrologie bebauter Gebiete. DFG Forschungsbericht. Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, S.59-76.

DIBt (2012): Zulassungsgrundsätze für allgemeine bauaufsichtliche Zulassungen für Kleinkläranlagen, Deutsches Institut für Bautechnik, Stand Mai 2012.

DIN (2002a): DIN 4261-1: Kleinkläranlagen; Anlagen zur Abwasservorbehandlung. Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth-Verlag, Berlin, Stand Dezember 2002.

DIN (2002b): DIN EN 12255 Teil 1-16: Kläranlagen. Europäisches Komitee für Normung, Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth-Verlag, Berlin.

DIN (2003): DIN 14210: Löschwasserteiche. Deutsches Instititut für Normung e.V., Beuth Verlag GmbH, Berlin, Juli 2003.

DIN (2007): DIN 2001-1: Trinkwasserversorgung aus Kleinanlagen und nicht ortsfesten Anlagen - Teil 1: Kleinanlagen - Leitsätze für Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Anlagen. Technische Regel des DVGW, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag GmbH, Berlin, Mai 2007.

DIN (2008): DIN EN 752: Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden. Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth-Verlag, Berlin, Stand 2008.

DIN (2009): DIN 14220: Löschwasserbrunnen. Deutsches Instititut für Normung e.V., Beuth Verlag GmbH, Berlin, Februar 2009.

DIN (2012): DIN 14230: Unterirdische Löschwasserbehälter. Deutsches Instititut für Normung e.V., Beuth Verlag GmbH, Berlin, September 2012.

DIN (2016): DIN EN 12566 Teil 1-7: Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW. Europäisches Komitee für Normung, Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth-Verlag, Berlin.

DIN (2017): DIN 2000: Zentrale Trinkwasserversorgung - Leitsätze für Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Versorgungsanlagen. Technische Regel des DVGW, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag GmbH, Berlin, Februar 2017.

Dittrich-Wesbuer, A.; Mayr, A. (2013): ILS-Trends: Infrastruktur im demografischen Wandel - das Beispiel Abwasser, ILS – Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung.

Dockhorn, T. (2011): Grundlagen und ökonomische Aspekte der Phosphorrückgewinnung. Präsentation auf der BDEW Fachtagung Energie und Wasser, 21. September 2011, Bad Segeberg.

Dockhorn, T. (2014): Demografischer Wandel und Neuartige Sanitärsysteme. In: DWA (Hg.): Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. WasserWirtschafts-Kurs 0/6. Kassel, 05. - 07. November 2014. Hennef, S. 173–194.

Dönitz, E. (2009): Effizientere Szenariotechnik durch teilautomatische Generierung von Konsistenzmatrizen. Empirie, Konzeption, Fuzzy- und Neuro-Fuzzy-Ansätze, Gab-

ler Edition Wissenschaft. Forschungs-, Entwicklungs-, Innovations-Management, Gabler Verlag / GWV Fachverlage GmbH, Wiesbaden.

DVGW (2006): Technische Regeln Wasserverteilungsanlagen (TRWV), Teil 3: Betrieb und Instandhaltung. DVGW-Regelwerk, Arbeitsblatt W 400-3, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn, September 2006.

DVGW (2007): Vermehrung von Mikroorganismen auf Werkstoffen für den Trinkwasserbereich - Prüfung und Bewertung. DVGW-Regelwerk, Arbeitsblatt W 270, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn, November 2007.

DVGW (2008): Bereitstellung von Löschwasser durch die öffentliche Trinkwasserversorgung. DVGW-Regelwerk, Arbeitsblatt W 405, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn, Februar 2008.

DVGW (2013): Planung, Bau und Betrieb von Wasserverteilungssystemen unter dem Blickwinkel der Bewertung und Vermeidung von Aufkeimungserscheinungen. Wasser-Information Nr. 81 08/2013, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn, August 2013.

DVGW (2015): Technische Regeln Wasserverteilungsanlagen (TRWV), Teil 1: Planung. DVGW-regelwerk, Arbeitsblatt W 400-1, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn, Februar 2015.

DWA (2005a): Besondere Entwässerungsverfahren. Teil 1: Unterdruckentwässerungssysteme von Gebäuden. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 116-1, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, März 2005.

DWA (2005b): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 138, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, April 2005.

DWA (2005c): Wertermittlung von Abwasseranlagen - Systematische Erfassung, Bewertung und Fortschreibung. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 133, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, August 2005.

DWA (2006a): Behandlung von Schlamm aus Kleinkläranlagen in kommunalen Kläranlagen. DWA-Regelwerk, Arbeitsbaltt DWA-A 280, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Oktober 2006.

DWA (2006b): Hydraulische Dimensionierung und Leistungsnachweis von Abwasserleitungen und -kanälen. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt A 110, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, August 2006.

DWA (2006c): Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE). DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA A-100, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Dezember 2006.

DWA (2007a): Besondere Entwässerungsverfahren. Teil 2: Druckentwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 116-1, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Mai 2007.

DWA (2007b): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. DWA-Regelwerk, Merkblatt M 153, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, August 2007.

DWA (2008): Neuartige Sanitärsysteme, DWA-Themen KA 1. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Dezember 2008.

DWA (2009a): Co-Vergärung in kommunalen Klärschlammfaulbehältern, Abfallvergärungsanlagen und landwirtschaftlichen Biogasanlagen. DWA-Regelwerk, Merkblatt M 380, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Juni 2009.

DWA (2009b): Einbau und Prüfung von Abwasserleitungen und -kanälen. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 139, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Dezember 2009.

DWA (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem Az: 26840-23 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. Unter Mitarbeit von T. G. Schmitt, A. Welker, M. Dierschke, M. Uhl, C. Maus und F. Remmler, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, Juli 2010.

DWA (2011): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe bis 1.000 Einwohnerwerte. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt A 222, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, Mai 2011.

DWA (2012a): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe. DWA-Regelwerk, Merkblatt M 221, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, Februar 2012.

DWA (2012b): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 8. überarb. Aufl., DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Juli 2012.

DWA (Hg.) (2014a): Demografischer Wandel. Zukunftsfähige Abwasserkonzepte, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef 2014.

DWA (2014b): Grundsätze für die Planung und Implementierung von Neuartigen Sanitärtechniken (NASS). DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 272, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Juni 2014.

DWA (2015a): Energiecheck und Energieanalyse - Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt A 216, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Dezember 2015.

DWA (2015b): Planung und Überwachung von Sanierungsmaßnahmen außerhalb von Gebäuden - Teil 1: Planung und Überwachung von Sanierungsmaßnahmen. DWA Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 143-1, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Februar 2015.

DWA (2015c): Sanierung von Entwässerungssystememem außerhalb von Gebäuden. Teil 18: Sanierung durch Systemwechsel zur Druck- oder Unterdruckentwässerung. DWA-Regelwerk, Merkblatt DWA-M 143-18, Hennef, April 2015.

DWA (2016): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt A 131, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, Juni 2016.

DWA (2017a): Betriebsaufwand für kommunale Entwässerungssysteme - Betriebsaufgaben und Häufigkeiten. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt A 147, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, März 2017.

DWA (2017b): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers. DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 262, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, November 2017.

DWA (2017c): Grundsätze für die Verwendung von Kleinkläranlagen (Entwurf). DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt A 221, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, März 2017.

DWA (2017d): Hinweise zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung und Nutzung von Grauwasser und Grauwasserteilströmen. DWA-Regelwerk, Merkblatt M 277, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser- und Abfall e.V, Hennef, Oktober 2017.

DWA-Fachausschuss KA-10 (2014): Standortbestimmung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-10 "Abwasserentsorgung im ländlichen Raum". In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 61 (6), S. 518–526.

Eggimann, S.; Truffer, B.; Maurer, M. (2015): To connect or not to connect? Modelling the optimal degree of centralisation for wastewater infrastructures. In: *Water Research* 84, S. 218–231. DOI: 10.1016/j.watres.2015.07.004.

Eltges, M.; Koziol, M.; Veit, A.; Walther, J. (2006): Stadtumbau Ost. Anpassung der technischen Infrastruktur - Erkenntnisstand, Bewertung und offene Fragen. Hg. v. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS), Bonn und Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR), Berlin, Werkstatt: Praxis Heft, 41.

Etchepare, R.; van der Hoek, J. (2015): Health risk assessment of organic micropollutants in greywater for potable reuse. In: *Water Research* 72, S. 186–198. DOI: 10.1016/j.watres.2014.10.048.

Europäische Kommission (2017): Entwicklung des ländlichen Raums 2014 – 2020. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/agriculture/rural-development-2014-2020_de, zuletzt geprüft am 12.08.2017.

Europäische Union (2006): RICHTLINIE 2006/7/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG.

European Commission (2014): REPORT ON CRITICAL RAW MATERIALS FOR THE EU. Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials, Mai 2014.

Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/enterprise/policies/raw-materials/files/docs/crm-report-on-critical-raw-materials_en.pdf, zuletzt geprüft am 23.03.2015.

Eurostat (2014): Tabelle Bevölkerungsprognose für die EU. Online verfügbar unter http://epp.eurostat.ec.europa.eu/tgm/table.do?tab=table&plugin=1&language=de&pcode=tps00002, zuletzt geprüft am 12.01.2015.

Fach, S. (2013): Bewertung der Abwasserbehandlung in Entwicklungs- und Schwellenländern, Schriftenreihe SWW, 145, Karlsruher Inst. für Technologie (KIT), Verl. Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe.

Felmeden, J.; Michel, B.; Zimmermann, M. (2016): Integrierte Bewertung neuartiger Wasserinfrastruktursysteme. Vom städtischen Quartier über die Gesamtstadt bis zur regionalen Perspektive, Sozialökologische Forschung, Heft 32, Deutsches Institut für Urbanistik gGmbH, Berlin. Online verfügbar unter http://edoc.difu.de/edoc.php?id=P5LS60GU, zuletzt geprüft am 07.02.2018.

FNR e.V. (2013): Leitfaden Biogas. Von der Gewinnung zur Nutzung. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe FNR e.V. Gefördert durch Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, FKZ 22005108, 6. überarbeitete Auflage 2013.

FNR e.V. (2017): Ökonomische Kennzahlen von Biogasanlagen, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Online verfügbar unter https://biogas.fnr.de/daten-und-fakten/faustzahlen/, zuletzt geprüft am 01.11.2017.

Frechen, F.-B. (2014): Technische Entscheidungskriterien für dezentrale oder zentrale Abwasserreinigungsanlagen. In: DWA (Hg.): Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. WasserWirtschafts-Kurs 0/6. Kassel, 05. - 07. November 2014. Hennef.

Gantner, K. (2002): Nachhaltigkeit urbaner Regenwasserbewirtschaftungsmethoden, Dissertation, Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 20, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Berlin, Berlin, 2002.

Geiger, W.; Dreiseitl, H. (1995): Neue Wege für das Regenwasser, Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten, Oldenbourg-Verlag, München.

Geiger, W.; Dreiseitl, H.; Stemplewski, J. (2009): Neue Wege für das Regenwasser. Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten. 3. völlig neu überarbeitete Auflage, Oldenbourg Industrieverlag.

Gemeinde Enkenbach-Alsenborn (2014): Masterplan 100% Klimaschutz Enkenbach-Alsenborn. Ein Null-Emissionskonzept für die Ortsgemeinde Enkenbach-Alsenborn. gefördert durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (FKZ 03KSP008). Unter Mitarbeit von P. Heck, P. Thome und M. Müller, Abschlussbericht, Birkenfeld, februar 2014.

Gendries, S. (Hg.) (2013): Herausforderung: Demografischer Wandel und Wassernachfragerückgang – Lösung: Neues Tarifmodell am Beispiel der RWW. Essener Tagung 2013, 46/1-46/8. Aachen.

Geyler, S.; Bedtke, N.; Gawel, E. (2014a): Nachhaltige Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand. Teil 1: Ziele, Optionen und Herausforderungen. In: *gwf-Wasser Abwasser* (Januar 2014), S. 96–102.

Geyler, S.; Lautenschläger, S.; Lindstedt, S.; Milke, H.; Rüger, J.; Walther, S. (2014b): Alternative dezentrale Sanitärlösungen im ländlichen Raum bei demografischem Wandel - sinnvoll und akzeptiert? In: DWA (Hg.): Demografischer Wandel. Zukunftsfähige Abwasserkonzepte. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef 2014, S. 165–186.

Geyler, S.; Prochaska, C. (2007): Die Kernregion Mitteldeutschland - Ein erster Überblick. Kapitel 6: Technische Infrastrukturen zur Ver- und Entsorgung. Hg. v. J. Ringel, T. Lenk, K. Friedrich, R. Holländer und W. Kühn, Leipzig, Schriftenreihe des Forschungsverbundes KoREMI.

Giese, T.; Wuttke, M.; Flerlage, J. (2014): Der HAMBURG WATER CYCLE in der Jenfelder Au. In: DWA (Hg.): Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. WasserWirtschafts-Kurs 0/6. Kassel, 05. - 07. November 2014. Hennef, S. 195–203.

Giese, Thomas; Londong, Jörg (Hg.) (2015): Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung. Synthesebericht zum Forschungsprojekt KREIS, Berlin, Rhombos-Verlag. Schriftenreihe des Bauhaus-Instituts für Zukunftsweisende Infrastruktursysteme, Band 30.

Gonzales, P.; Ajami, N. (2017): An integrative regional resilience framework for the changing urban water paradigm. In: *Sustainable Cities and Society* 30, S. 128–138.

Gugel; Steinmetz, H.; Maier (2014): Klärwerk Göppingen: Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm - Machbarkeitsstudie. Im Auftrag der SEG - Stadtentwässerung Göppingen, gefördert vom Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, erstellt von iat - Ingenieurberatung GmbH in Zusammenarbeit mit dem Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft (ISWA), Juli 2014.

Gurobi (2016): Gurobi Optimizer Reference Manual. Version 6.5.1 Gurobi Optimization, Inc. Online verfügbar unter http://www.gurobi.com, zuletzt geprüft am 30.01.2017.

GWP (2016): Wasser 4.0. Unter Mitarbeit von C. Schaffer, R. Vestner, R. Bufler, U. Werner und C. Ziemer. Hg. v. German Water Partnership e.V. Online verfügbar unter http://www.germanwaterpartnership.de/fileadmin/pdfs/gwp_materialien/gwp_wasser_40.pdf, zuletzt geprüft am 23.10.2017.

Haberkern, B.; Maier, W.; Schneider, U. (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungsbericht 205 26 307, Texte 11/08.

Halbach, U. (2003): Handbuch kommunale Abwasserbeseitigung. Normative Kosten und Risikoabbau. 3., überarb. Aufl., Inst. für Abwasserwirtschaft Halbach, Werdau.

Hasselbach, R. (2013): Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat. Dissertation, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 35, Kaiserslautern.

Haug, M. (2017): Aktuelles zur Wasserversorgung in Bayern. In: C. Schaum, S. Krause und A. Malcherek (Hg.): Tagungsband zum 9. Seminar Wasserversorgung. Aachen: Shaker Verlag (Institut für Wasserwesen/Mitteilungen, Heft 127/2017), S. A-1 - A-16.

Heck, P.; Angilella, M.; Müller M.; Schwan. S.; Zender, E. (2016): Schlussbericht zu Verbundforschungsvorhaben Null-Emissions-Gemeinden als strategische Zielsetzung für eine nachhaltige Landnutzung. Gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), FKZ 033L006A, Institut für angewandtes Stoffstrommanagement, Fachhochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld, Birkenfeld, Dezember 2016.

Heck, P.; Köhler, R.; Oßwald, D. (2010): Optimierung der Biomasseverwertung zur Schaffung regional nachhaltiger Stoffströme. Abschlussbericht im LEADER-Pilotgebiet: Studie im Auftrag des Landkreis Kaiserslautern und Donnersbergkreis mit Schwerpunkt in der Verbandsgemeinde Enkenbach-Alsenborn, Institut für angewandtes Stoffstrommanagement Fachhochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld, Birkenfeld, 6.Mai 2010.

Hein, A.; Lévai, P.; Wencki, K. (2015a): Multikriterielle Bewertungsverfahren: Kurzbeschreibung und Defizitanalyse (Teil 1). In: *gwf - Wasser Abwasser* 156 (1), S. 58–61.

Hein, A.; Lévai, P.; Wencki, K. (2015b): Multikriterielle Bewertungsverfahren: Kurzbeschreibung und Defizitanalyse (Teil 2). In: *gwf - Wasser Abwasser* 156 (2), S. 202–212.

Hein, A.; Lévai, P.; Wencki, K. (2015c): Multikriterielle Bewertungsverfahren: Kurzbeschreibung und Defizitanalyse (Teil 3). In: *gwf - Wasser Abwasser* 156 (3), S. 326-226.

Heinecke, A.; Schwager, M. (1995): Die Szenario-Technik als Instrument der strategischen Planung, Berichte des Instituts für Wirtschaftswissenschaften der Technischen Universität Braunschweig, 95,08, Techn. Univ, Braunschweig.

Helmreich, B.; Huber, M.; Rempe, L.; Drewes, J. (2017): Entwicklung einer zweistufigen Behandlungsanlage für Verkehrsflächenabflüsse unter Berücksichtigung urbaner undkommunaler Anforderungen. In: Dirk Muschalla (Hg.): Aqua Urbanica 2017 - Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen. Graz: Verlag d. Technischen Universität Graz (Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 75), S. U1-U12.

Herbst, H. (2008): Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme. Dissertation, RWTH Aachen. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (GWA), Band 213.

Hertzum, M. (2003): Making Use of Scenarios: A Field Study of Conceptual Design. In: *International Journal of Human Computer Studies,* 2 (58), S. 215–239.

Hiessl, H.; Hillenbrand, T.; Gandenberger, C.; Klug, S.; Peters, A.; Tettenborn, F. (2010): DEzentrales Urbanes InfrastrukturSystem DEUS 21. Abschlussbericht, Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI, Karlsruhe.

Hiessl, H.; Hillenbrand, T.; Klug, S.; Lange, M.; Vöklinghaus, M.; Flores, C.; Weilandt, M. (2012): Nachhaltige Weiterentwicklung urbaner Wasserinfrastrukturen unter sich stark ändernden Randbedingungen (NAUWA),. Endbericht, im Auftrag der West LB Stiftung Zukunft NRW. Online verfügbar unter

http://www.nauwa.de/nauwa/public/ Download/Endbericht-NAUWA.pdf?WSESSIONID=7251626f49752d01edb3b3 ab5c14cea8, zuletzt geprüft am 25.04.2013.

Hiessl, H.; Stemplewski, J.; Toussaint, D.; Hetschel, M.; Geisler, S.; Kersing, M. (2007): Abwasserentsorgung einer Streusiedlung mit MBR-Kleinkläranlagen im Rahmen eines Contracting-Modells. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* (12), S. 1238–1245.

Hillenbrand, T. (2009): Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme, Schriftenreihe SWW, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 134.

Hillenbrand, T.; Bieker, S.; Dockhorn, T.; Felmeden, J.; Kaufmann Alves, I.; Langergraber, G.; Lautenschläger, S.; Maurer, M.; Neuhausen, S.; Steinmetz, H. (2017a): Leitfaden zum DWA-A 272 "Neuartige Sanitärsysteme". Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz, Universität für Bodenkultur Wien, Beitrag in Wiener Mitteilungen (2017), Band 245.

Hillenbrand, T.; Eckartz, K.; Hiessl, H.; Hohmann, C.; Niederste-Hollenberg, J. (2018): Transition urbaner Wasserinfrastruktursysteme - notwendig und machbar? In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 65 (2), S. 121–129.

Hillenbrand, T.; Menger-Krug, E.; Niederste-Hollenberg, J.; Schratz, U. (2017b): Umsetzung innovativer Wasserinfrastruktursysteme im Bestand im Zusammenspiel verschiedener Akteursgruppen. In: DifU (Hg.): Wasserinfrastrukturen für die zukunftsfähige Stadt - Beiträge aus der INIS-Forschung. INIS Abschlusspublikation. Berlin 2017, S. 286–291.

Hillenbrand, T.; Niederste-Hollenberg, J. (2012): Stand und Perspektiven dezentraler Abwassersysteme. In: Johannes Pinnekamp (Hg.): 13. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium. 17. und 18. Oktober 2012 im Maternushaus, Köln. Aachen: Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen (Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, 16), S. 17/1.

Hillenbrand, T.; Niederste-Hollenberg, J.; Menger-Krug, E.; Klug, S.; Holländer, R.; Lautenschläger, S.; Geyler, S. (2010): Demografischer Wandel als Herausforderung für die Sicherung und Entwicklung einer kosten- und ressourceneffizienten Abwasserinfrastruktur, UBA-Texte, 36/2010, Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA), Dessau. Online verfügbar unter http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3779.pdf, zuletzt geprüft am 16.07.2013.

Hoek, J.; Rumberg, M. (2017): Demografische und siedlungsstrukturelle Transformationsräume in ländlichen Siedlungen identifiziren und bewerten. In: DifU (Hg.): Wasserinfrastrukturen für die zukunftsfähige Stadt - Beiträge aus der INIS-Forschung. INIS Abschlusspublikation. Berlin 2017, S. 268–271.

igr AG (2014): Daten zu Maßnahmen und Bauwerken im Entwässerungsnetz. Datenübermittlung im Rahmen des BMBF-Projekts "SinOptiKom", Rockenhausen, Kaiserslautern, 2014, unveröffentlicht.

IKT (2014): Kanalreinigung – Düsen, Drücke, Hochdruckstrahlen, Forschungsbericht Institut für Unterirdische Infrastruktur, Gelsenkirchen, Dezember 2004.

Illgen, M. (2013): Zukunftsgerechte Überflutungsvorsorge. In: T. G. Schmitt (Hg.): Siedlungswasserwirtschaft 20.40.60 - Herausforderungen und Perspektiven 'insight outside K'Town'. Fachtagung Kaiserslautern, 5. Juli 2013. Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 36, S. 9–31.

ISM RLP (Hg.) (2008): Landesentwicklungsprogramm LEP IV, Ministerium des Inneren und für Sport Rheinland-Pfalz, Oktober 2008.

Jakobs, F. (2017): Offene Rinnen, Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH. Online verfügbar unter http://www.sieker.de/de/fachinformationen/regenwasserbewirtschaftung/ableitung/article/offene-rinnen-16.html, zuletzt geprüft am 10.12.2017.

Kaphengst, T.; Umpfenbach, K. (2008): Biogasnutzung im ländlichen Raum. Der Beitrag verschiedener Anlagenkonzepte zur regionalen Wertschöpfung und ihre Umweltleistung. Ecologic, Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik gGmbH, Oktober 2008.

Karger, R.; Hoffmann, F. (2013): Wasserversorgung. Gewinnung - Aufbereitung - Speicherung - Verteilung. 14., vollst. akt. Aufl. 2013, Springer Vieweg, Wiesbaden.

Kaufmann Alves, I. (2012): Strategieentwicklung zur Realisierung ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung durch mathematische Optimierung. Dissertation, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern, Band 34, TU Kaiserslautern, Kaiserslautern.

Kaufmann Alves, I. (2013): A mathematical approach to find long-term strategies for the implementation of resource-orientated sanitation. In: *Water Science & Technology* 67 (7), S. 1442. DOI: 10.2166/wst.2013.691.

Kaufmann Alves, I.; Knerr, H.; Schmitt, T.; Steinmetz, H. (2008): Auswirkungen der Integration neuartiger Abwasserentsorgungskonzepte in bestehende Infrastruktursysteme. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 55 (10), S. 1074–1084.

Kaufmann Alves, I.; Worreschk, S. (2015): Multikriterielle Bewertung im Rahmen von SinOptiKom. 2. Workshop zum INIS-Querschnittsthema "Multikriterielle Bewertung", 8. April 2015, TU Darmstadt (2015).

Kerpen, J.; Zapf, D. (2005): Grauwasserrecycling wirtschaftlich schon rentabel? In: *FACH.JOURNAL*, S. 88–92. Online verfügbar unter www.ihks-fachjournal.de, zuletzt geprüft am 12.01.2016.

Kirchheim, N. (2005): Kanalablagerungen in der Mischkanalisation, Hrsg. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Hennef, Dezember 2005.

Klobasa, C. (2009): Analyse und Modellierung von Transformationsprozessen in der kommunalen Wasserwirtschaft in Deutschland. Dissertation, Universität Karlsruhe. Fakultät für Wirtschaftswissenschaften.

Kluge, T.; Libbe, J. (2006): Transformation netzgebundener Infrastruktur. Strategien für Kommunen am Beispiel Wasser, netWorks: Difu-Beiträge zur Stadtforschung, Bd. 45.

Kluge, T.; Libbe, J. (2010): Transformationsmanagement für eine nachhaltige Wasserwirtschaft. Handreichung zur Realisierung neuartiger Infrastrukturlösungen im Bereich Wasser und Abwasser, Deutsches Institut für Urbanistik, Berlin.

Knerr, H.; Dilly, T.; Schmitt, T.; Schäfer, M.; Hansen, J.; Siekmann, T. (2017a): Potenziale der Faulung und Klärgasverwertung in Rheinland-Pfalz. In: *Wasser und Abfall* 19 (Nr. 1-2), S. 40–45.

Knerr, H.; Gretzschel, O.; Schmitt, T.; Kolisch, G.; Taudien, Y. (2016): Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern – Situationsanalyse und Maßnahmenszenarien am Beispiel der Nahe. In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 9 (10), S. 613–618.

Knerr, H.; Gretzschel, O.; Schmitt, T.; Steinmetz, H.; Taudien, Y.; Kolisch, G. (2017b): Reduzierung des Eintrags von Mikroschadstoffen in Gewässer aus Abwassersystemen - Stoffflussmodellierung verschiedener Maßnahmen. In: Dirk Muschalla (Hg.): Aqua Urbanica 2017 - Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen. Graz: Verlag d. Technischen Universität Graz (Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 75).

Knerr, H.; Schmitt, T.; Gretzschel, O.; Kolisch, G.; Taudien, Y. (2015): Das Projekt Mikro_N - Motivation und Vorgehensweise. In: T. G. Schmitt und H. Knerr (Hg.): Mikroschadstoffe aus Abwasseranlagen in Rheinland-Pfalz. Fachtagung Kaiserslautern, 25. November 2015. Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 39, S. 27–49.

Körkemeyer, K. (2016): Inovative Abwärmenutzung durch Wärmeverteilung über die Kanalisation. Kurzdarstellung BMBF-Forschungsprojekt InnoA2. Online verfügbar unter http://www.bauing.uni-kl.de/baubetrieb/forschung/aktuelle-forschungsprojekte/innoa2/, zuletzt geprüft am 17.01.2018.

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.

Koziol, M.; Walther, J. (2006): Ökonomische Schwellenwerte bei der Rücknahme von technischer Infrastruktur in der Stadt. In: *Informationen zur Raumentwicklung* 2006 (Heft 5), S. 259–269.

Krier, H. (2013): Ganzheitliche Sanierung privater und öffentlicher Abwasserleitungen. In: J. Pinnekamp (Hg.): 46. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft "Ressourcenschutz als interdisziplinäre Aufgabe". 13. bis 15. März 2013 im Eurogress Aachen. Aachen: Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH (Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, 232), S. 54/1.

Lange, R.-L. (2013): Untersuchungen zum Ablagerungsverhalten in der Mischkanalisation als Grundlage der Optimierung von Reinigungsintervallen, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum (SIWAWI), Heft 66, Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, Bochum.

Launay, M.; Dittmer, U.; Steinmetz, H. (2016): Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows - Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes. In: *Water Research* 104, S. 82–92. DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.068.

Lee, E.; Freyberg, D.; Criddle, C. (2016): An integrated planning tool for design of recycled water distribution networks. In: *Environmental Modelling & Software* 84, S. 311–325.

Leptien, C.; Bellefontaine, K.; Breitenbach, H.; Graf, P.; Roosen, C. (2014): Wirtschaftsdaten der Abwasserbeseitigung. In: *KA Abwasser, Abfall* 61 (8), S. 701–707.

Lienert, J.; Monstadt, J.; Truffer, B. (2006): Future Scenarios for a Sustainable Water Sector. A Case Study from Switzerland. In: *Environ. Sci. Technol.* 40 (2), S. 436–442. DOI: 10.1021/es0514139.

Lienert, J.; Scholten, L.; Egger, C.; Maurer, M. (2015): Structured decision-making for sustainable water infrastructure planning and four future scenarios. In: *EURO Journal on Decision Processes* 3 (1-2), S. 107–140. DOI: 10.1007/s40070-014-0030-0.

Lohse, M.; Gieske, M.; Becker, G.; Böning, T. (2005): Phosphorrückgewinnung bei der kommunalen Abwasserreinigung. Abschlussbericht,, Institut für Abfall- und Abwasserwirtschaft e.V., gefördert durch das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Ahlen 2005.

Londong, D.; Nothnagel, A. (Hg.) (1999): Bauen mit dem Regenwasser - Aus der Praxis von Projekten, Internationale Bauausstellung (IBA) Emscherpark, Oldenbourg-Verlag München Wien.

Londong, J.; Aicher, A.; Alfen, H.; Lück, A.; Maier, K.; Menges, S.; Nyga, I.; Riemann, A.; Rost, G.; Scharf, S.; Söbke, H.; Stäudel, J.; Wolf, M.; Zhyzhyl, A. (2016): Transitionswege WasserInfraSTruktursysteme: Anpassung an neue Herausforderungen im städtischen und ländlichen Raum. Abschlussbericht TWIST++ der Bauhaus-Universität Weimar: Laufzeit: 01.06.2013-30.09.2016 (Förderkennzeichen 033W011B).

Londong, J.; Meyer, D. (2014): Die deutsche Wasserwirtschaft bereitet sich auf den demografischen Wandel vor. In: DWA (Hg.): Demografischer Wandel. Zukunftsfähige Abwasserkonzepte. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef 2014, S. 309–312.

Lüder, M. (2012): Auswirkungen der demografischen Entwicklung auf die Abwasserentsorgung. Hg. v. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten Umwelt und Naturschutz (TMLFUN), Dr.-Ing. Jedele und Partner GmbH. Online verfügbar unter http://www.thueringen.de/de/publikationen/pic/ pubdownload1364.pdf, zuletzt geprüft am 05.03.2013.

Lux, A. (2009): Wasserversorgung im Umbruch. Der Bevölkerungsrückgang und seine Folgen für die öffentliche Wasserwirtschaft. Campus Forschung, Band 938. Campus Verlag, Frankfurt/New York.

Macke, E. (1982): Über den Feststofftransport bei niedrigen Konzentrationen in teilgefüllten Rohrleitungen. Dissertation, Mitteilungen des Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Nr. 69, TU Braunschweig, Braunschweig.

Magazowski, C. (2017): Neuartige Tarifsysteme (NATS) für Neuartige Sanitärsysteme (NASS). Dissertation HafenCity Universität Hamburg, Selbstverlag, HCU Hamburg 2017.

Maier, K.; Wolf, M.; Londong, J. (2017): Die Neuorganisation der ländlichen Abwasserentsorgung. In: *wwt Wasserwirtschaft – Wassertechnik* 2017 (7-8), S. 34–37.

Menges, S.; Londong, J.; Maier, K. (2017): Multikriterielle Bewertung alternativer Wasserinfrastrukturen in Rohrbach (Thüringen), Professur Betriebswirtschaftslehre im Bauwesen, Bauhaus-Institut für zukunftsweisende Infrastruktursysteme, Professur Siedlungswasserwirtschaft, Bauhaus-Universität Weimar, unveröffentlicht.

Meyer, C.; Steinmetz, H. (2013): Phosphorrückgewinnung mit dem "Stuttgarter Verfahren". In: *wwt - Wasserwirtschaft Wassertechnik* 3/2013, S. 24–27.

Meyer, C.; Steinmetz, H. (2017): Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen kommunaler Kläranlagen, TK Verlag Vivis. Online verfügbar unter http://www.vivis.de/kostenfreie-artikel/beitraege, zuletzt geprüft am 13.07.2017.

Mikat, H.; Wagner, H.; Roth U. (2010): Wasserbedarfsprognose für Südhessen 2100. Langfristige Prognose im Rahmen eines Klimafolgen-Projektes. In: *GWF Wasser Abwasser* (12), S. 1178–1186.

Mikovits, C.; Rauch, W.; Kleidorfer, M. (2017): Importance of scenario analysis in urban development for urban water infrastructure planning and management. In: *Computers, Environment and Urban Systems. DOI:* 10.1016/j.compenvurbsys.2017.09.006.

Montag, D. (2008): Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung - Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen, Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, 212, Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Aachen.

Montag, D.; Bastian, D.; Pinnekamp, J. (2016a): Gutachten zur Umsetzung einer Phosphorrückgewinnung in Hessen aus dem Abwasser, dem Klärschlamm bzw. der Klärschlammasche. Gerichtet an das Hessische Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, HAD-Referenz-Nummer 4824/8.

Montag, D.; Pinnekamp, J.; Bastian, D. (2016b): Gutachten zur Umsetzung einer Phosphorrückgewinnung in Hessen aus dem Abwasser, dem Klärschlamm bzw. der Klärschlammasche - UmPhos. Ressourcenschutz in Hessen - Auf dem Weg zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm. Veranstaltung des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Wiesbaden (15.06.2016. Online verfügbar unter https://umwelt.hessen.de/sites/default/files/media/hmuelv/5_vorstellung_der_ergebnisse_des_gutachtens_isa_2016-06-14.pdf, zuletzt geprüft am 17.07.2017.

MUELV Hessen (2009): Co-Vergärung organischer Materialien in Faulbehältern kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen, Arbeitshilfe. Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Unter Mitarbeit von U. Faßhauer, A. Glocker, U. Göttlicher-Schmiede, W. Hader, J. Hüther, B. Mondel et al. Online verfügbar unter https://rp-darmstadt.hessen.de/sites/rp-darmstadt.hessen.de/files/content-downloads/Co-

Verg%C3%A4rung%20in%20Faulbeh%C3%A4ltern.pdf, zuletzt geprüft am 29.10.2017.

MUF RP (2006): Landesverordnung über die Eigenüberwachung von Abwasseranlagen (EÜVOA) vom 27. August 1999 (GVBl. S. 211), zuletzt geändert durch Verordnung vom 17. März 2006 (GVBl. S. 139), BS 75-50-9, herausgegeben vom Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (MUF).

MUGV BB (2011): Regenwasserbewirtschaftung in Neubaugebieten. Fachinformation. Unter Mitarbeit von Martin Bullermann und Peter Moche, Hg. von Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Land Brandenburg (MUGV).

Müller, E.; Butz, J. (2010): Abwasserwärmenutzung in Deutschland. Aktueller Stand und Ausblick. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 57 (5), S. 437–442.

Mutschmann, J.; Knaus, W.; Stimmelmayr, F. (2007): Taschenbuch der Wasserversorgung, Bauwesen Praxis. 14., vollst. überarb. Aufl., Vieweg, Wiesbaden.

MWVLW RP (2017): Entwicklung der ländlichen Räume. Hg. v. Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau Rheinland-Pfalz. Online verfügbar unter https://mwvlw.rlp.de/de/themen/landwirtschaft/entwicklung-der-laendlichen-raeume/, zuletzt geprüft am 12.08.2017.

Nagel, A.; Trülzsch, S.; Schmidt, T. (2014): Einsatz dezentraler Löschwasserbereitstellung zur Stabilisierung der Situation der Wasserversorgung in Gebieten mit sinkender Siedlungsdichte. In: DWA (Hg.): Demografischer Wandel. Zukunftsfähige Abwasserkonzepte. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef 2014, S. 227–242.

Niederste-Hollenberg, J.; Hillenbrand, T.; Ungermann, A. (2017): Zentraler Betrieb dezentraler Anlagen: z*dez. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 64 (11), S. 977–984.

Nitsch, J. (2008): Leitstudie 2008 - Weiterentwicklung der „Ausbaustrategie Erneuerbare Energien“ vor dem Hintergrund der aktuellen Klimaschutzziele Deutschlands und Europas. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin.

Nitsch, J.; Pregger, T.; Naegler, T.; Heide, D.; Luca de Tena, D. et al. (2012): Langfristszenarien und Strategien für den Ausbau der erneuerbaren Energien in Deutschland bei Berücksichtigung der Entwicklung in Europa und global. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), Fraunhofer Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik (IWES), Ingenieurbüro für neue Energien (IFNE), Schlussbericht BMU - FKZ 03MAP146.

Nowack, M.; John, S.; Günther, E. (2010): Abwassergebühren im Spannungsfeld zwischen demografischen Wandel und Fixkosten. In: DWA (Hg.): Demografischer Wandel. Herausforderungen für die Wasserwirtschaft. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Weimar, 22./23. Juni 2010, S. 79–88.

Oelmann, M.; Roters, B.; Gawel, E. (2017): Nachhaltige Gebührenmodelle in der Abwasserentsorgung. Teil 1: Konzeptionelle Grundlagen für Grundgebühren in der Schmutzwasserentsorgung. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 64 (4), S. 328–334.

Öko-Institut e.V. (2015): Die Entwicklung der EEG-Kosten bis 2035. Kurzstudie im Auftrag von Agora Energiewende. Online verfügbar unter http://www.agora-energiewende.de/fileadmin/downloads/publikationen/Studien/EEG_2035/Agora_EEG_Kosten_2035_web_060515.pdf, zuletzt geprüft am 16.06.2015.

Oldenburg, M., Giese, T., Londong, J. (2016): KREIS - Ergebnisse für die Übertragbarkeit in die Praxis. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 63, S. 968–974.

Osmancevic, E.; Kuhn, T.; Astfalk, M. (2014): Durchmesseroptimierung im Rahmen einer Zielnetzplanung. In: *3R – Fachzeitschrift für sichere und effiziente Rohrleitungssysteme* (3), S. 54–61.

Pecci, F.; Abraham, E.; Stoianov, I. (2017): Quadratic head loss approximations for optimisation problems in water supply networks. In: *Journal of Hydroinformatics* 19 (4), S. 493–506. DOI: 10.2166/hydro.2017.080.

Penn, R.; Friedler, E.; Ostfeld, A. (2013): Multi-objective evolutionary optimization for greywater reuse in municipal sewer systems. In: *Water Research* 47 (15), S. 5911–5920. DOI: 10.1016/j.watres.2013.07.012.

Penn, R.; Schütze, M.; Friedler, E. (2014): Assessment of the effects of greywater reuse on gross solids movement in sewer systems. In: *Water Science & Technology* 69 (1), S. 99–105. DOI: 10.2166/wst.2013.555.

Pinnekamp, J. (2007): Studie "Thermische Klärschlammentsorgung in Deutschland sowie Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Asche" zum Forschungsvorhaben "Phosphorrecycling - Rückgewinnung von industriell bzw. landwirtschaftlich verwertbaren Phosphorverbindungen aus Abwasser und Klärschlamm". AZ IV - 9 - 042 423,, im Auftrag des Misteriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen, Mai 2007.

Pinnekamp, J.; Everding, W.; Gethke, K.; Montag, D.; Weinfurtner, K. (2011): Phosphorrecycling - Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland (PhoBe). Projektbericht zum BMBF-Verbundvorhaben PhoBe (Förderkennzeichen: 02WA0805)., RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA); Fraunhofer Gesellschaft, Fh Institut für Molekolarbiologie und Angewandte Oekologie; Fraunhofer Gesellschaft, Fh-Institut für System- und Innovationsforschung; Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, November 2011.

Pinnekamp, J.; Londong, J.; Heil, G.; Goldbach, H.; Heil, J.; Braun, G. (2007): Phosphorrecycling – Rückgewinnung von industriell bzw. landwirtschaftlich verwertbaren Phosphorverbindungen aus Abwasser und Klärschlamm. Kurzbericht zum Forschungsvorhaben für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Aachen, 2007.

Pires, G. (2009): Kombiniertes Verfahren zur Gewinnung von Biogas und Magnesium-Ammonium-Phosphat aus kommunalem Abwasser. Masterarbeit Institut für Siedlungswasserwirtschaft TU Braunschweig.

Ristenpart, E.; Uhl, M. (1993): Dynamic behaviour of sewer sediments. In: Proceedings of the 6th Int. Conference of Urban Storm Drainage. Niagara Falls. 6th Int. Conference of Urban Storm Drainage, S. 748–752.

Rogers, E. (2003): Diffusion of Innovations. 5th Edition, Free Press, New York, London, Toronto.

Rohde, R. (2016): Untersuchungen zur Feststoffbildung in Unterdrucksystemen für den Schwarzwassertransport, Schriftenreihe des Bauhaus-Instituts für zukunftsweisende Infrastruktursysteme (b.is), 31, Rhombos-Verlag, Berlin.

Röhrich, A. (2017): Umsetzung von Neuartigen Sanitärsystemen - Vergleich und Bewertung von Praxisbeispielen. Bachelorarbeit am Fachgebiet Siedlungwasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern, 2017.

Rosenwinkel, K.-H.; Kroiss, H.; Dichtl, N.; Seyfried, C.-F.; Weiland, P. (2015): Anaerobtechnik. Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung. 3. neu bearbeitete Auflage, Springer, Berlin, Heidelberg.

Rost, G.; Maier, K.; Böhm, M.; Londong, J. (2015): Auswirkungen eines technischen Paradigmenwechsels auf die wasserwirtschaftliche Organisation in strukturschwachen ländlichen Räumen. In: *Raumforschung und Raumordnung* 73, S. 343–356.

Roth, U. (2008): Zweckverband Wasserversorgung „Westpfalz" (ZWW) – Wasserbedarfsprognose 2030. Ulrich Roth, Beratender Ingenieur, Wasserwirtschaft und Umweltschutz, Bad Ems (unveröffentlicht).

Roth, U.; Mikat, H. (2011a): Der Einfluss moderner Haushaltsgeräte auf den Trinkwasserbedarf der Haushalte. In: *GWF Wasser Abwasser* (7/8), S. 736–744.

Roth, U.; Mikat, H. (2011b): Der Einfluss moderner Toilettenspülungen auf den Trinkwasserbedarf der Haushalte. In: *GWF Wasser Abwasser* (3), S. 254–260.

Roth, U.; Mikat, H. (2011c): Prognose zur Entwicklung des Spitzenwasserbedarfs unter dem Einfluss des Klimawandels. Eine Abschätzung am Beispiel der hessischen Landeshauptstadt Wiesbaden. In: *GWF Wasser Abwasser* (1), S. 94–100.

Sartorius, C.; Hillenbrand, T.; Levai, P.; Nyga, I.; Schulwitz, M.; Tettenborn, F. (2016): Indikatoren zur Bewertung alternativer Wasserinfrastrukturen im Projekt TWIST++. TWIST++ Arbeitspapier - AP 5, Stand November 2016. Online verfügbar unter http://www.twistplusplus.de/twist-de/inhalte/Nichttechnische_Arbeiten.php, zuletzt geprüft am 02.11.2017.

Schäfer, M. (2013): Ermittlung von Funktionsgrenzen von Wasserinfrastrukturen und Lösungsansätze für eine nachhaltige Gestaltung. Diplomarbeit, Fachgebeit Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Kaiserslautern, unveröffentlicht.

Scheid, C. (2016): Urbane Retentionsräume auf der Grundlage multifunktionaler Flächennutzungen. Sustainable Built Environment Conference 2016 – Strategies, Stakeholders, Success factors. 7th – 11th March 2016 Hamburg (2016).

Schiller, G. (2010): Kostenbewertung der Anpassung zentraler Abwasserentsorgungssysteme bei Bevölkerungsrückgang, IÖR Schriften des Instituts für ökologische Raumentwicklung, Band 51, Rhombus-Verlag, Berlin.

Schlömer, C.; Spangenberg, M. (2009): Städtisch und ländlich geprägte Räume: Gemeinsamkeiten und Gegensätze. In: BMVBS / BBSR (Hg.): Ländliche Räume im demografischen Wandel (BBSR-Online-Publikation, Nr. 34/2009), S. 17–32.

Schmitt, T. (2009): Neue Entwicklungen und Bewertungen zum Umgang mit Regenwasser. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 56 (2), S. 124–130.

Schmitt, T. (2011): Risikomanagement statt Sicherheitsversprechen. Paradigmenwechsel auch im kommunalen Überflutungsschutz? In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 58 (1), S. 40–49.

Schmitt, T. (2014): Skript zur Vorlesung Wasserversorgung. Hg. v. Fachgebeit Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Kaiserslautern.

Schmitt, T. (2015): Wasserhaushalt naturnaher und bebauter Zustand. Vorlesungsmaterial, unveröffentlicht, Kaiserslautern, 2015.

Schmitt, T. (2017): Forschungsförderung zur Erneuerung der kommunalen Wasserinfrastruktur in Deutschland und den USA. BMBF-INIS und NSF-ReNUWIt. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 64 (5), S. 412–422.

Schmitt, T.; Gretzschel, O.; Schäfer, M.; Hüesker, F.; Knerr, H.; Salomon, D.; Bidlingmaier, A.; Zdrallek, M.; Kornrumpf, T.; Simon, R.; Hanke, B.; Honeck, V.; Langshausen, T.; Keil, A.; Lentz, K.; Lontzek, S.; Halver, R.; Richtarski, C.; Roch, M.; Kolisch, G.; Pyro, P.; Taudien, Y.; Hobus, I.; Schiebold, D.; Charles, T.; Siebeck, J. (2017): Abwasserreinigungsanlagen als Regelbaustein in intelligenten Verteilnetzen mit Erneuerbarer Energieerzeugung - arrivee. Schlussbericht arrivee (Förderkennzeichen: 02WER1320A), BMBF-Ausschreibung ERWAS, TIB - Technische Informationsbibliothek Universitätsbibliothek Hannover, 10.2314/GBV:899010695.

Schmitt, T.; Grün, E.; Spengler, B.; Becker, M. (2016a): Aktiver Gewässerschutz durch Regenwasserabkopplung. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 63 (12), S. 1055–1061.

Schmitt, T.; Wölle, J.; Dilly, T.; Baron, S.; Knerr, H.; Steinebach, G.; Hoek, J.; Rumberg, M.; Krumke, S.; Thielen, C.; Holzhauser, M.; Ebert, A.; Schöffel, S.; Schwank, J.; Naab, M.; Müller, C.; Herz, S.; Alles, L.; Seiffert, S.; Breitenbach, H.; Bellefontaine, R.; Ehre, R.; Marques Alves, M.; Persohn, B.; Pander, Y. (2016b): SinOptiKom - Sektorübergreifende Prozessoptimierung in der Transformation kommunaler Infrastrukturen im ländlichen Raum. Projektbegleitendes Arbeitspapier "Bewertungskriterien der multikriteriellen Optimierung" zum BMBF-Verbundvorhaben SinOptiKom (Förderkennzeichen: 33W009) in der BMBF-Fördermaßnahme INIS „Intelligente und multifunktionelle Infrastruktursysteme für eine zukunftsfähige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung“. Oktober 2016.

Schmitt, T.; Wölle, J.; Dilly, T.; Baron, S.; Knerr, H.; Steinebach, G.; Hoek, J.; Rumberg, M.; Krumke, S.; Thielen, C.; Holzhauser, M.; Ebert, A.; Schöffel, S.; Schwank, J.; Naab, M.; Müller, C.; Herz, S.; Alles, L.; Seiffert, S.; Breitenbach, H.; Bellefontaine, R.; Ehre, R.; Marques Alves, M.; Persohn, B.; Pander, Y. (2016c): SinOptiKom - Sektorübergreifende Prozessoptimierung in der Transformation kommunaler Infrastrukturen im ländlichen Raum. Projektbegleitendes Arbeitspapier "Mathematisches Optimierungsmodell und Demonstrator" zum BMBF-Verbundvorhaben SinOptiKom (Förderkennzeichen: 33W009) in der BMBF-Fördermaßnahme INIS „Intelligente und

multifunktionelle Infrastruktursysteme für eine zukunftsfähige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung“. Oktober 2016.

Schmitt, T.; Wölle, J.; Dilly, T.; Baron, S.; Knerr, H.; Steinebach, G.; Hoek, J.; Rumberg, M.; Krumke, S.; Thielen, C.; Holzhauser, M.; Ebert, A.; Schöffel, S.; Schwank, J.; Naab, M.; Müller, C.; Herz, S.; Alles, L.; Seiffert, S.; Breitenbach, H.; Bellefontaine, R.; Ehre, R.; Marques Alves, M.; Persohn, B.; Pander, Y. (2016d): SinOptiKom - Sektorübergreifende Prozessoptimierung in der Transformation kommunaler Infrastrukturen im ländlichen Raum. Projektbericht zum BMBF-Verbundvorhaben SinOptiKom (Förderkennzeichen: 33W009) in der BMBF-Fördermaßnahme INIS „Intelligente und multifunktionelle Infrastruktursysteme für eine zukunftsfähige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung“. Oktober 2016.

Schmitt, T.; Worreschk, S. (2011): KRisMa - Kommunales Risikomanagement Überflutungsschutz. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz und der WBW Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung, Karlsruhe, Kaiserslautern, 2011.

Scholten, L.; Egger, C.; Zheng, J.; Lienert, J. (2014a): Multikriterielle Entscheidungsanalyse. Neue Ansätze für langfristige Infrastrukturplanung in der Wasserver- und -entsorgung. In: *Aqua & Gas* (5), S. 62–69. Online verfügbar unter http://www.eawag.ch/medien/publ/news/2014/39_fa_infrastrukturen_scholten.pdf, zuletzt geprüft am 20.08.2014.

Scholten, L.; Scheidegger, A.; Reichert, P.; Maurer, M.; Mauer, M.; Lienert, J. (2014b): Strategic rehabilitation planning of piped water networks using multi-criteria decision analysis. In: *Water Research* 49, S. 124–143. DOI: 10.1016/j.watres.2013.11.017.

Schön, S. (2010): Zukunftsfähige Infrastrukturangebote in ländlichen Regionen Ostdeutschlands. In: DWA (Hg.): Demografischer Wandel. Herausforderungen für die Wasserwirtschaft. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Weimar, 22./23. Juni 2010, S. 32–52.

Schönberg, A.; Raupenstrauch, H. (2017): Vom Klärschlamm zu Phosphor - die Zukunft der Vewertung von Klärschlamm. Online verfügbar unter http://www.vivis.de/kostenfreie-artikel/beitraege, zuletzt geprüft am 13.07.2017.

Schranner, T. (2014): Kleinkläranlagen bewähren sich in der Praxis. Auswertung der Überwachungsdaten von über 50.000 bayerischen Kleinkläranlagen. In: *KA Abwasser, Abfall* 61 (8), S. 695–700.

Sedlak, D. (2014): Water 4.0. The past, present, and future of the world's most vital resource, Yale University Press, New Haven & London.

Sedlak, D.; Drewes, J.; Luthy, R. (2013): Introduction. Reinventing Urban Water Infrastructure. In: *Environmental Engineering Science* 30 (8), S. 393–394. DOI: 10.1089/ees.2013.3008.

Siedentop, S.; Gornig, M.; Weis, M. (2011): Integrierte Szenarien der Raumentwicklung in Deutschland, DIW Berlin: Politikberatung kompakt, 60, Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Berlin.

Sieker, F.; Schlottmann, P.; Zweynert, U. (2007): Ökologische und ökonomische Vergleichsbetrachtung zwischen dem Konzept der konventionellen Regenwasserent-

sorgung und dem Konzept der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Texte 19/07, Dessau, Juni 2007.

Sieker, F.; Sieker, H.; Zweynert, U.; Schlottmann, P. (2009): Konzept für bundeseinheitliche Anforderungen an die Regenwasserbewirtschaftung. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Texte 19/2009, Förderkennzeichen 20626301, Dessau-Roßlau, Juli 2009.

Sieker, H. (1999): Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten, Dissertation. Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Darmstadt, Dahlwitz-Hoppegarten b. Berlin,Dezember 1999.

Siekmann, K. (2013): Weitergehende thermische Klärschlammbehandlung auf Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe, Kaiserslautern (22.02.2013).

Sigglow, J. (2011): Ressourcenbewirtschaftung im Siedlungsraum - Rahmenbedingungen neuartiger Sanitärsysteme im urbanen Umfeld, Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte, Schriftenreihe des Instituts für Wasserwirtschaft und Ökotechnologie, Band 11, Hochschule Magdeburg-Stendal (FH), Shaker Verlag, Aachen.

Sorge, H.; Grobe, S.; Feller, M. (2013): Klimawandel und demografischer Wandel. Modernisierungsreport 2013/2014. In: *wwt Wasserwirtschaft – Wassertechnik*, S. 4–8.

Sorge, H.-C.; Juschak, M.; Nottarp-Heim, D. (2017): Innovative Lösungen für flexible Trinkwassernetze - Ergebnisse des Projekts TWIST++. In: DifU (Hg.): Wasserinfrastrukturen für die zukunftsfähige Stadt - Beiträge aus der INIS-Forschung. INIS Abschlusspublikation. Berlin 2017, S. 54–59.

SRU (2011): Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung. Sondergutachten des Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU). Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Statistisches Bundesamt (2013a): Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung – Öffentliche Abwasserbehandlung und –entsorgung, Fachserie 19, Reihe 2.1.2 - 2010, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2013. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/WasserOeffentlich.html, zuletzt geprüft am 23.03.2015.

Statistisches Bundesamt (2013b): Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung – Öffentliche Wasserversorgung, Fachserie 19, Reihe 2.1.1 - 2013. Zitiert nach de.statista.com, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2013. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/WasserOeffentlich.html, zuletzt geprüft am 23.03.2015.

Statistisches Bundesamt (2013c): Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung - Strukturdaten zur Wasserwirtschaft, Fachserie 19, Reihe 2.1.3 - 2013, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2013. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Wasserwirtschaft.html, zuletzt geprüft am 23.10.2017.

Statistisches Bundesamt (2014): Anzahl der Einwohner mit und ohne Anschluss an die öffentliche Kanalisation in Deutschland im Jahr 2010, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2014. Online verfügbar unter

http://de.statista.com/statistik/daten/studie/152740/umfrage/anschlussgrad-an-die-abwasserentsorgung-in-deutschland-im-jahr-2007/, zuletzt geprüft am 13.11.2014.

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2018): In Baden-Württemberg wird fast der gesamte Klärschlamm verbrannt. Künftig Phosphorrückgewinnung in großen Kläranlagen. Pressemitteilung 10/2018, Stuttgart, 19. Januar 2018. Online verfügbar unter http://www.statistik-bw.de/Presse/Pressemitteilungen/2018010, zuletzt geprüft am 30.01.2018.

Statistisches Landesamt RLP (2012): Private Haushalte ohne Anschluss an die öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2010, Statistische Berichte, Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz, Bad Ems 2012. Online verfügbar unter http://www.statistik.rlp.de/fileadmin/dokumente/berichte/Q1013_201001_3j_VerbG.pdf, zuletzt geprüft am 23.03.2015.

Statistisches Landesamt RLP (2014a): Statistische Daten der Gemeinde Neuhemsbach. Online verfügbar unter http://www.infothek.statistik.rlp.de/MeineHeimat/detailInfo.aspx?topic=14335&ID=3537&key=0733502028&l=3, zuletzt geprüft am 12.02.2015.

Statistisches Landesamt RLP (2014b): Statistische Daten der Verbandsgemeinde Enkenbach-Alsenborn. Online verfügbar unter http://www.infothek.statistik.rlp.de/MeineHeimat/detailInfo.aspx?topic=14335&ID=3153&key=0733502&l=2, zuletzt geprüft am 12.02.2015.

Statistisches Landesamt RLP (2014c): Statistische Daten der Verbandsgemeinde Rockenhausen. Online verfügbar unter http://www.infothek.statistik.rlp.de/MeineHeimat/detailInfo.aspx?topic=14335&ID=3153&key=0733305&l=2, zuletzt geprüft am 12.02.2015.

Statistisches Landesamt RLP (2015a): Öffentliche Abwasserentsorgung 2013, Statistische Berichte, Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz, Bad Ems 2015. Online verfügbar unter https://www.statistik.rlp.de/fileadmin/dokumente/berichte/Q/1033/Q1033_201301_3j_VerbG.pdf, zuletzt geprüft am 23.10.2017.

Statistisches Landesamt RLP (2015b): Statistische Daten „Mein Dorf, meine Stadt“, Veröffentlichung des Statistisches Landesamts Rheinland-Pfalz, Bad Ems. Online verfügbar unter http://infothek.statistik.rlp.de/MeineHeimat, zuletzt geprüft am 02.05.2017.

Statistisches Landesamt RLP (2016): Öffentliche Klärschlammentsorgung 2015. Statistische Berichte., Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz, Bad Ems. Online verfügbar unter https://www.statistik.rlp.de/fileadmin/dokumente/berichte/Q/1063/Q1063_201500_1j_K.pdf, zuletzt geprüft am 18.10.2017.

Steenbock, R. (2014): Gebühren- und Beitragsmodelle für die Abwasserbeseitigung in Zeiten des demografischen Wandels. In: DWA (Hg.): Demografischer Wandel. Zukunftsfähige Abwasserkonzepte. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef 2014, S. 243–252.

Steinmetz, H.; Minke, R.; Morandi, C.; Wasielewski, S.; Mouarkech, K. (2017): Verbundprojekt TWIST++: Transitionswege Wasserinfrastruktursysteme: Anpassung an neue Herausforderungen im städtischen und ländlichen Raum. Teilprojekt der Universität Stuttgart. Fachlicher Projektbericht, Förderkennzeichen: 33W011D, BMBF-Fördermaßnahme INIS „Intelligente und multifunktionelle Infrastruktursysteme für eine zukunftsfähige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung“. März 2017.

Stemann, J.; Kabbe, C.; Adam, C. (2017): Phosphorrückgewinnung im Rahmen der Klärschlammbehandlung - Das Projekt P-REX. Online verfügbar unter http://www.vivis.de/kostenfreie-artikel/beitraege, zuletzt geprüft am 13.07.2017.

Temann, H.-J. (2014): Teilortskanalisationen. Möglichkeiten der Integration eines etablierten Provisoriums in zukunftsfähige Systeme, Schriftenreihe des Bauhaus-Instituts für Zukunftsweisende Infrastruktursysteme, 27, Rhombos-Verl., Berlin.

Thamsen, P.; Mitchell, R. (2016): Was versteht man unter Wasser 4.0? In: *wwt - Wasserwirtschaft Wassertechnik* 7-8/2016, S. 16–19.

Theilen; U.; Jahnen, P.; Heß, M. (2014): Leitfaden "Strategien zur Anpassung der Abwasserinfrastruktur bei rückläufigen Bevölkerungszahlen im ländlichen Raum". Im Rahmen des Modellvorhabens der Raumordnung (MORO) im Vogelsbergkreis. Unter Mitarbeit von der Technischen Hochschule Gießen und Ingenieurbüro Heß, im Auftrag der Gemeinde Lautertal, gefördert durch das Hessische Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Hg. v. Regierungspräsidium Gießen, Gießen.

Tränckner, J.; Koegst, T.; Nowack, M. (2012): Auswirkungen des demografischen Wandels auf die Siedlungsentwässerung (DEMOWAS). Abschlussbericht BMBF Projekt – Förderkennzeichen: 02WA0918, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft TU Dresden, Lehrstuhl für betriebliche Umweltökonomie TU Dresden, März 2012.

Trösch, W. (2008): Diskussion zum Vortrag: Dezentrales urbanes Infrastruktursystem DEUS 21. DWA-Bundestagung 17./18.09.2008, Mannheim.

Truffer, B. (2017): Is this the End of the "End-of-pipe" Era? Prospects for a transition towards urban water without grids. Keynote Lecture. International Conference on Urban Drainage (ICUD), 10.-15.09.2017, Prague, Czech Republic (11.09.2017).

UBA (2014): Wasserwirtschaft in Deutschland: Wasserversorgung - Abwasserbeseitigung. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/flyer-wasserwirtschaft-in-deutschland, zuletzt aktualisiert am Stand 2014, zuletzt geprüft am 25.01.2018.

UBA (2017): Erneuerbare Energien in Zahlen. Hg. v. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/erneuerbare-energien-in-zahlen#textpart-1, zuletzt geprüft am 16.01.2018.

Urban, I.; Scheer, H. (2011): Co-Vergärung in kommunalen Faulbehältern. Ein CSB-basierter Ansatz zur Bestimmung von Freivolumina. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 58 (1), S. 56–62.

Urich, C.; Rauch, W. (2014): Exploring critical pathways for urban water management to identify robust strategies under deep uncertainties. In: *Water Research* 66, S. 374–389. DOI: 10.1016/j.watres.2014.08.020.

VDI (2013): Hygiene in Trinkwasser-Installationen - Anforderungen an Planung, Ausführung, Betrieb und Instandhaltung. VDI/DVGW Richtlinie 6023, VDI Verein deutscher Ingenieure, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfachs, Düsseldorf, April 2013.

VDI (2013): Verbrauchskennwerte für Gebäude - Grundlagen. VDI-Richtlinie 3807, Blatt 1, Juni 2013, Beuth Verlag Berlin.

Verbandsgemeinde Rockenhausen (2017): Homepage der Verbandsgemeinde Rockenhausen. Online verfügbar unter www.rockenhausen.de, zuletzt geprüft am 30.10.2017.

Verbandsgemeindeverwaltung Enkenbach-Alsenborn (2017): Homepage der Verbandsgemeinde Enkenbach-Alsenborn. Online verfügbar unter www.enkenbach-alsenborn.de, zuletzt geprüft am 30.10.2017.

Veser, S.; Londong, J. (2017): EVaSENS - Einsatz von Vakuum-Inlinern im Bestand. Integration von Unterdruck-Sanitärtechnik im bestehenden Gebäude zur Etablierung von NASS-Systemen, Forschungsinitiative Zukunft Bau, F 3038, Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart.

Walter, W. (2013): Recommendations for Small Water Supply Systems in Newly Industrialized Countries on the Example of Assessments in the State of Minas Gerais, Brazil. Dissertation, Universität der Bundeswehr München. Institut für Wasserwesen, Heft 121.

Weiterbildendes Studium für Wasser und Umwelt (2015): Neuartige Sanitäsysteme. Begriffe, Stoffströme, Behandlung von Schwarz-, Braun-, Gelb-, Grau- und Regenwasser, Stoffliche Nutzung. Weiterbildendes Studium für Wasser und Umwelt Bauhaus Universität Weimar in fachlicher Kooperation mit der DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Bauhaus-Universitätsverlag, Weimar, 2. Auflage 2015.

Welker, A. (2015): Behandlung von Straßenabflüssen in dezentralen Anlagen: Belastungsgrößen, Wirksamkeit. GWA Band 236, RWTH Aachen, 24/1 - 24/11, GWA Band 236, RWTH Aachen, 24/1 - 24/11.

Wendland, C. (2008): Anaerobic digestion of blackwater and kitchen refuse, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, 66, Techn. Univ. Hamburg-Harburg; Ges. zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der Techn. Univ, Hamburg, Hamburg.

Weyand, M.; Dohmann, M. (1988): Ablagerungsverhalten von großformatigen Stauraumkanälen. In: *KA - Abwasser, Abfall* 35 (11), S. 1152–1157.

WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG), vom 31.07.2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 15.11.2014 (BGBl. I S. 1724) geändert worden ist.

Worreschk, S.; Hoek, J.; Kaufmann Alves, I.; Herz, S.; Bellefontaine, R. (2015): Szenarien-Management für die Transformation von Wasserinfrastrukturen unter Berücksichtigung der Siedlungsentwicklung. In: *Energie Wasser-Praxis* 2015 (4), S. 25–27.

Wriege-Bechtold, A. (2015): Anaerobe Behandlung von Braunwasser und Klär-schlamm unter Berücksichtigung von Co-Substraten. Dissertation TU Berlin, Fakultät VI Planen - Bauen - Umwelt, Berlin 2015.

Zimmermann, B. (2016): Fit-for-Purpose-Aufbereitung. Ergebnispapier Technologien Projekt TWIST++, IWW Rheinisch-Wetsfälisches Institut für Wasserforschung gGmbH. Online verfügbar unter https://www.twistplusplus.de/twist-wAssets/docs/Steckbriefe/Technologien/final_Steckbrief_F4P.pdf, zuletzt geprüft am 10.10.2017.

Anhang

A 1 Theoretische Grundlagen

A 1.1 Definition ländlicher Raum

Für den Begriff „ländlichen Raum“ gibt es keine allgemeingültige Definition, denn sie kann je nach betrachteter Untersuchungseinheit bzw. Raumkategorie variieren. Die EU auf Basis der OECD, das Bundesinstitut für Stadt-, Bau- und Raumforschung (BBSR), die Entwicklungspläne der Länder sowie technische Regelwerke verwenden unterschiedliche Definitionen. Auch Schlömer und Spangenberg (2009) weisen darauf hin, dass sowohl in der Wissenschaft als auch in der Praxis verschiedene, oft auch widersprüchliche Definitionen für den Begriff ländlicher Raum existieren. Sie stellen eine Methodik zur Abgrenzung der unterschiedlichen Raumtypen vor, die zwei räumliche Basisstrukturmerkmale kombiniert. Zum einen das Basisstrukturmerkmal Besiedlung, welches auf der Bevölkerungsdichte und dem Siedlungsflächenanteil beruht und die Typen überwiegend städtisch, teilweise städtisch und ländlich umfasst. Zum anderen das Basisstrukturmerkmal Lage, welches die potenziell erreichbare Tagesbevölkerung umfasst und mit Erreichbarkeitsanalysen des BBSR ermittelt werden kann. Für das Merkmal Lage wird eine Klassifizierung in sehr zentral, zentral, peripher und sehr peripher vorgenommen (vgl. Schlömer und Spangenberg, 2009). Durch Kombination der beiden Strukturmerkmale können die Lage und siedlungsstrukturelle Prägung der Gemeindeverbände dargestellt werden.

Eine andere Möglichkeit der Abgrenzung des städtischen vom ländlichen Raum ist die Abgrenzung über Dichteindikatoren wie Bevölkerungsdichte und weitere Verdichtungs- und Zentralitätsmerkmale (vgl. BBSR, 2012a). Das BBSR unterscheidet vier siedlungsstrukturelle Kreistypen: kreisfreie Großstadt, städtische Kreise, ländliche Kreise mit Verdichtungsansätzen und dünn besiedelte ländliche Kreise (Abbildung A- 1). Zur Vereinheitlichung legt das BBSR für eigene Untersuchungen eine feste Definition des ländlichen Raums fest. Hierbei bilden alle kreisfreien Großstädte und die städtischen Kreise den städtischen Raum, alle ländlichen Kreise bilden den ländlichen Raum (Abbildung A- 2).

In Rheinland-Pfalz wird im Landesentwicklungsprogramm LEP IV (ISM RLP, 2008) eine Raumstrukturgliederung in fünf Gruppen auf Grundlage der Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur vorgenommen. Die Einteilung erfolgt in Verdichtungsräume, welche hoch verdichtete Bereiche, verdichtete Bereiche mit konzentrierter Siedlungsstruktur und verdichtete Bereiche mit disperser Siedlungsstruk-

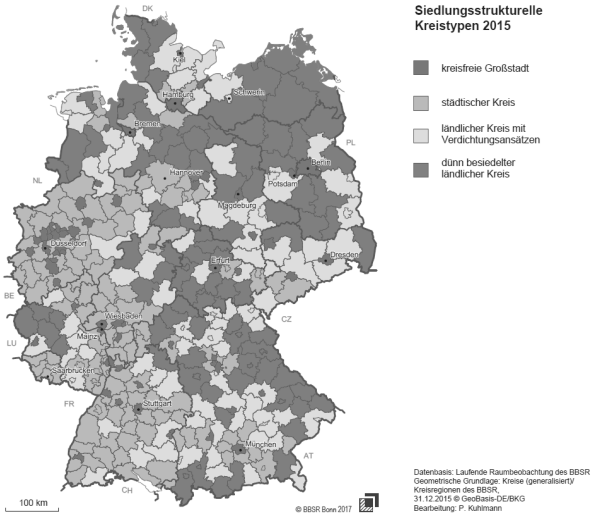

Abbildung A- 1: Abgrenzung städtischer und ländlicher Raum nach siedlungsstrukturellen Kreistypen (BBSR, 2017a)

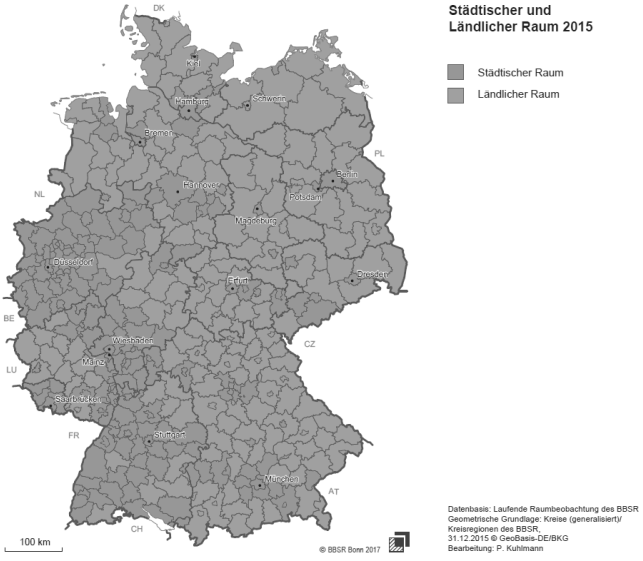

Abbildung A- 2: Einteilung des BBSR in städtischen und ländlichen Raum (BBSR, 2017b)

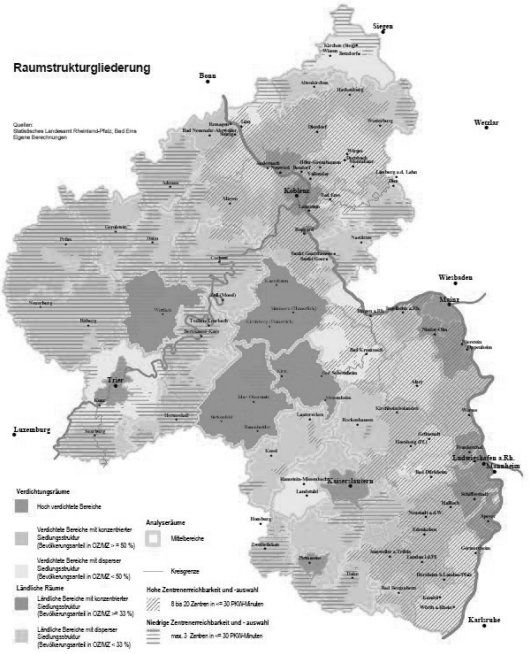

Abbildung A- 3: Raumstrukturgliederung für Rheinland-Pfalz (ISM RLP, 2008)

tur umfassen sowie in ländliche Räume, welche ländliche Bereiche mit konzentrierter Siedlungsstruktur und ländliche Bereiche mit disperser Siedlungsstruktur einschließen (siehe Abbildung A- 3). Die Erreichbarkeitsfunktion hohe bzw. niedrige Zentrenerreichbarkeit und –auswahl kann mit dieser Einteilung überlagert werden.

Im technischen Regelwerk ATV-A 200 (ATV, 1997), das sich mit den Grundsätzen für die Abwasserentsorgung in ländlich strukturierten Gebieten auseinander setzt, wird eine Orientierung für den Begriff „ländlich strukturiert“ angegeben. Es werden Kriterien zu Lage der Ortschaft, Bebauungsstruktur, Siedlungsdichte, Anteil befestigter Flächen, Flächennutzung, Art und Zustand der Entwässerung und Abwasserbehandlung sowie Gewässerarten und -zuständen angegeben. Wenn diese Kriterien erfüllt sind, zählt auch das unmittelbare Umfeld von Städten zum ländlich strukturierten Raum.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass eine Einordnung in städtischer und ländlicher Raum anhand verschiedener Kriterien vorgenommen werden kann, diese sich aber in den meisten Fällen überschneiden.

A 1.2 Anpassungsmaßnahmen

A 1.2.1 Kleinkläranlagen

Tabelle A- 1: Ablaufklassen von Kleinkläranlagen mit Prüfkriterien (DIBt, 2012)

	Ablaufklasse	CSB	BSB5	NH4-N	Nanorg.	Pges	Faecal coliforme Keime bzw. E. coli***	SS
		[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	je 100 ml	[mg/l]
C	Anlagen mit Kohlenstoffabbau	150*/100**	40*/25**					75*
N	Anlagen mit zusätzlicher Nitrifikation	90*/75**	20*/15**	10**				50*
D	Anlagen mit zusätzlicher Denitrifikation	90*/75**	20*/15**	10**	25**			50*
+ P	Anlagen mit zusätzlicher Phosphorelimination					2**		
+ H	Anlagen mit zusätzlicher Hygienisierung						100*	

* Ermittelt aus der qualifizierten Stichprobe, bei faecal coliformen Keimen bzw. E. Coli einfache Stichprobe

** ermittelt aus der 24-h Mischprobe; NH_4-N und N_{anorg} bei Abwassertemperaturen T ≥ 12°C (mind. 9 verwertbare Untersuchungsergebnisse)

*** Nachweisverfahren für Faecal coliforme Keime s. Badegewässerrichtlinie 76/160/EWG; Nachweisverfahren für E. coli s. Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG

Tabelle A- 2: Bewertung der Kleinkläranlagentypen (igr AG, 2014)

	SBR	MBR	Bepflanzter Bodenfilter
Nachrüstung bei vorhandener Grube	+	+/-	-
Reinigungsstufe**	D	H	N
Anpassbarkeit auf EW (1-15)	+	+	+
Kosten	+/-	-	+/-
Einleiten in Grube	+/-	+	+/-
Einleiten in Vorfluter	+	+	+
Funktionalität/Qualität	+/-	+	+/-
Herstellungsaufwand	+	+/-	+/-
Platzbedarf	+	+	-
Genehmigungsfähigkeit	+	+	+
Ökologisch	-	-	+
Bilanz*	5 (+)	5 (+)	1 (+)

* für jedes + gab es einen Punkt und für jedes - einen Punkt abgezogen, +/- entspricht 0

** Reinigungsstufen C Kohlenstoffelimination P Phosphorelimination
N Nitrifikation H Hygienisierung
D Denitrifikation

A 1.2.2 Phosphorrückgewinnung

Tabelle A- 3: Technologien zur Phosphorrückgewinnung (Montag et al., 2016b)

Ausgangsstoff Abwasser und Prozesswässer	Ausgangsstoff Klärschlamm	Ausgangsstoff Klärschlammasche
Kristallisations- und Fällungsverfahren Phostrip DHV Crystalactor® Ostara PEARL® Unitika Phosnix® Nishihara NuReBas NuReSys Kurita Festbettreaktor Ebara MAP Kristallisation Treviso CSIR Wirbelschichtreaktor REPHOS® P-RoC Sydney Waterboard Reaktor **Ionentauschverfahren** REM NUT® PHOSIEDI **Kombinations- und Sonderverfahren** RECYPHOS Magnetseparator	**Kristallisationsverfahren** AirPrex-MAP-Verfahren PECO-Verfahren (mikrobielle Oxid.) PRISA-Verfahren **Adsorptionsverfahren** FIX Phos **Säureaufschluss** Budenheim Verfahren Stuttgarter Verfahren Gifhorner Verfahren (Seaborne) Terra Nova Ultra/ AVA cleanphos (nach HTC) **Hydrothermaler Aufschluss/ Oxidation** Cambi-Prozess (mit MAP) Kemira KREPRO® LOPROX-Verfahren (mit NF) Aqua-Reci **Thermochemischer Aufschluss/ metallurgische Prozesse** Mephrec ATZ-Eisenbadreaktor RecoPhos (thermo-chemisch)	**Nasschemischer Aufschluss** ecophos TETRA-PHOS PASCH-Verfahren (erweitertes) SEPHOS-Verfahren SESAL-PHOS BioCon LEACHPHOS Eberhard Verfahren **Thermochemischer Aufschluss/ metallurgische Prozesse** AshDec-Verfahren Mephrec ATZ-Eisenbadreaktor RecoPhos (thermo-chemische fraktionierte Extraktion) **Elektrokinese** EPHOS **Bioleaching** Inocre

A 1.2.3 Auswahl- und Entscheidungskriterien für Maßnahmen und Konzepte

Vor der Auswahl und Umsetzung einer Anpassungsmaßnahme sind verschiedene Kriterien auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen zu überprüfen (nach Frechen, 2014).

Auswahlkriterien auf Ortsebene:

- Vorhandenes Entwässerungssystem
- Benachbarte Abwasserreinigungsanlagen
- Anzahl angeschlossener Einwohner
- Einwohnerdichte
- Bebauungsstruktur, Freiflächen
- Entfernungen (bezogen auf den Maßnahmenstandort)
- Leistungsfähigkeit vorhandener Fließgewässer
- Grundwasserflurabstand
- Bodendurchlässigkeit
- Mittlere jährliche Niederschlagsmenge

Auswahlkriterien auf Grundstücksebene:

- Vorhandene Grundstücksfläche
- Nutzungsart und –umfang des angeschlossenen Gebäudes
- Lage des zu entsorgenden Gebäudes zu Nachbargebäuden
- Abstand der Maßnahme zu Gebäuden
- Topografie
- Flächenverschmutzung
- Mindest-Nutzerzahl
- Verfügbare Flächen im Haus/Garten

A 2 Modellgrundlagen

A 2.1 Einteilung der Modellgemeinden in Transformationsräume

In den nachfolgenden Abbildungen ist die Einteilung der vier Modellgemeinden in Transformationsräume farblich dargestellt. Neuhemsbach ist in 9 Transformationsräume, Mehlingen in 5, Gerbach in 6 und St. Alban in einen eingeteilt basierend auf den in Kapitel 3.2 beschriebenen Kriterien.

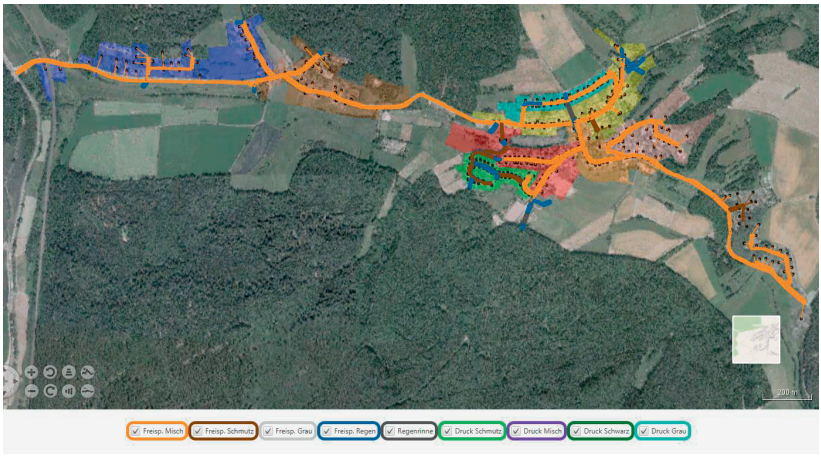

Abbildung A- 4: Einteilung Neuhemsbach in neun Transformationsräume

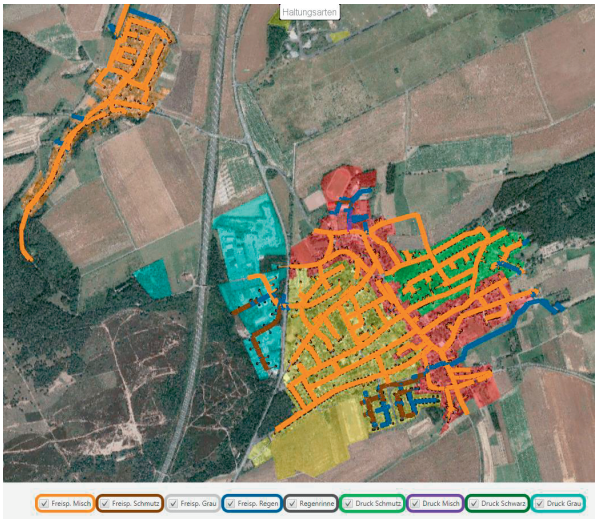

Abbildung A- 5: Einteilung Mehlingen in fünf Transformationsräume

Abbildung A- 6: Einteilung Gerbach in sieben Transformationsräume

Abbildung A- 7: Einteilung St. Alban in einen Transformationsraum

A 2.2 Funktionsgrenzen Siedlungsentwässerung

1. Funktionsgrenze: Schubspannung τ

Die Schubspannung τ wird für jede „Kanaleinheit“ zu jedem Zeitschritt berechnet:

$$\tau = r \cdot g \cdot r_{hy} \cdot J_R \ [N/m^2] \quad (0\text{-}1)$$

mit ϱ = 1000 kg/m³ (Dichte von Wasser)

g = 9,81 m/s² (Erdbeschleunigung)

r_{hy} = 0,5 r [m] (hydraulischer Radius Kreisprofil)

J_R = Reibungsgefälle

Die Berechnung der Schubspannung erfolgt nach DWA (2006b). Nach DWA (2006b) bzw. Macke (1982) sollte eine Mindestschubspannung τ_{min} von 1 N/m² nicht unterschritten werden. Die Festlegung von nur einem Grenzwert für die Ablagerungsbildung erscheint für die Bestimmung von Funktionsgrenzen nicht differenziert genug. Nach Schäfer (2013) unterschreiten die berechneten Schubspannungen für eine ländliche Gemeinde mit ca. 500 Einwohnern die Mindestschubspannung τ_{min} = 1 N/m² in fast allen Haltungen. Da sich die durchzuführenden betrieblichen Maßnahmen an dieser Grenze orientieren, ist eine weitere Differenzierung der Mindestschubspannung notwendig. Tabelle A- 4 zeigt eine Zusammenstellung von Literaturquellen, die untersucht haben, ab welchen Schubspannungen Ablagerungen auftreten. Es ist zu erkennen, dass die kritischen Schubspannungen je nach DN stark variieren.

2. Funktionsgrenze: Spülzyklen / Nutzungsdauer

Je nach Material der Kanäle werden diese unterschiedlich stark durch den Spülvorgang beansprucht. Das Institut für Unterirdische Infrastruktur (IKT) führte Messungen zu Materialabträgen an neuen Rohren für 30 – 50 Spülzyklen für verschiedene Materialien im Labor durch (vgl. IKT, 2014). Diese Ergebnisse sind nicht ohne weiteres auf Rohre im Bestand übertragbar, sie liefern aber Anhaltspunkte für die Anzahl maximal möglicher Spülzyklen. Aus den Ergebnissen wurden Mittelwerte für den Materialabtrag für drei Materialgruppen (B/StB, STZ, PVC/PP) gebildet. Eine Einteilung der Materialien in diese drei Materialgruppen findet sich in Anhang A 2.2. Danach wurden aus Expertensicht, basierend auf dem Abtrag und den getesteten Spülzyklen plausible Werte für die maximalen Spülzyklen festgelegt (siehe Tabelle 3-3). Somit kann ein Kanal aus Beton oder Stahlbeton, wenn er im Normalfall alle zwei Jahre gespült wird, insgesamt 80 Jahre lang gespült werden, welches der Nutzungsdauer des Kanals entspricht.

Bei einer Kanalsanierung ist auch die max. Anzahl der Spülzyklen je nach Material wieder möglich. Da eine Sanierung immer mit Kunststoff ausgeführt wird, sind max. 75 Spülzyklen möglich. Bei einer Standardspülung alle 2 Jahre wäre

theoretisch erst nach 150 Jahren die Funktionsgrenze erreicht. Allerdings beträgt die Nutzungsdauer einer Sanierung nur 50 Jahre, somit ist sie maßgeblich als Funktionsgrenze.

Tabelle A- 4: Zusammenstellung zum Zusammenhang Schubspannung und Auftreten von Ablagerungen (nach Kirchheim, 2005)

τ [N/m²]	**Überprüfung DN**	**Quelle**
0,15 - 0,48	DN 1500	Ristenpart und Uhl (1993)
0,6	DN 900-1200	Dette et al. (1996)
0,7 – 1,3	DN 192, 290, 445	Macke (1982)
1,1	DN 1800	Weyand und Dohmann (1988)
1,0 – 1,6	berechnet	Brombach et al. (1993)

A 2.3 Bildung von Materialgruppen für Kanäle

In Tabelle A-5 sind mögliche Materialien für den Bau von Kanälen gelistet mit einer Einteilung zu einer Gruppierung zwecks Berechnung von Funktionsgrenzen wie in Kapitel 3.3.2.1 beschrieben.

Tabelle A-5: Einteilung von Materialien in Materialgruppen

Material		**Gruppierung**
STZ	Steinzeug	Steinzeug
MA	Mauerwerk	Steinzeug
B	Beton	Beton
FZ	Faserzement	
SB	Stahlbeton	
ST	Stahl	Steinzeug
CNS	Edelstahl	
GG	Grauguss	Steinzeug
GGG	Duktiles Gusseisen	
PE	Polyethylen	Kunststoff
PEHD	Polyethylen hoher Dichte	
PP	Polypropylen	
PVC	Polyvinylchlorid	
PVCU	Polyvinylchlorid hart	
GFK	Glasfaserverstärkter Kunststoff	
W	Nichtidentifizierter Werkstoff keine Zuordnung möglich	Steinzeug
MIX	unterschiedliche Werkstoffe keine Zuordnung möglich	Steinzeug

A 2.4 Kosten Anpassungsmaßnahmen

In diesem Abschnitt sind die im Modell hinterlegten Kosten für Anpassungsmaßnahmen dargestellt. Die Kosten für den Neubau von Freispiegelkanälen werden in Abhängigkeit vom verbauten Material, dem Kanaldurchmesser und der Verlegetiefe angegeben (Tabelle A-6). In Tabelle A-7 sind die Kosten für eine Kanalsanierung mit Inliner in Abhängigkeit vom Durchmesser dargestellt.

Die Kosten für eine Druckentwässerung umfassen Kosten für den Bau der Kompaktdruckstation und für die Druckleitungen. Abbildung A-8 zeigt die Investitionskosten für Kompaktdruckstationen bei der Druckentwässerung in Abhängigkeit von der Anzahl der Grundstücke. Für Druckleitungen sind Durchmesser von DN 65 – DN 250 möglich. Im Modell werden Druckleitungen nicht einzeln bemessen, sondern es werden mittlere Kosten von 95 €/m angesetzt.

Wenn Kanäle außer Betrieb genommen werden, werden nur die Kosten für die Stilllegung zur Gewährleistung der Standsicherung berücksichtigt (Tabelle A-9), die Kosten für einen Rückbau oder Abriss würden ca. das Fünffache betragen (vgl. Hillenbrand et al., 2010).

Zur Implementierung der Kosten von Kleinkläranlagen im Modell wurden lineare Kostenfunktionen basierend auf BDZ e.V. (2013) und igr AG (2014) (siehe Abbildung A-9) aufgestellt. Das Modell ermittelt die Kosten, indem es auf die jeweilige Anzahl der Bewohner in jedem Haus zugreift und dann die Funktion anwendet.

In Tabelle A-9 sind im Optimierungsmodell hinterlegte Maßnahmenkosten dargestellt.

Eine Zusammenstellung der Daten und Kosten für die Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn und die Pflanzenkläranlage St. Alban findet sich in Tabelle A-8. Für die Co-Fermentation von Schwarzwasser im Faulbehälter werden keine zusätzlichen Kosten angesetzt, da der Faulbehälter bereits auf der Kläranlage vorhanden ist.

Tabelle A-6: Kostenkennwerte [€/lfm] für Freispiegelkanäle (inkl. Schächte) (igr AG, 2014)

	Steinzeug DN						Stahlbeton DN							
Tiefe	150	200	250	300	400	500	600	700	800	900	1000	1100	1200	1300
1	175	188	200	213	244	300	300	325	338	500	0	0	0	0
1,1	178	198	213	228	260	325	325	350	365	508	0	0	0	0
1,2	180	208	225	243	276	350	350	375	393	515	0	0	0	0
1,3	183	218	238	258	293	375	375	400	420	523	0	0	0	0
1,4	185	228	250	273	309	400	400	425	448	530	0	0	0	0
1,5	188	238	263	288	325	425	425	450	475	538	875	1125	1375	1625
1,6	200	248	273	298	335	470	473	495	520	593	900	1150	1425	1700
1,7	213	258	283	308	345	515	520	540	565	648	925	1175	1475	1775

	Steinzeug DN						Stahlbeton DN							
Tiefe	150	200	250	300	400	500	600	700	800	900	1000	1100	1200	1300
1,8	225	268	293	318	355	560	568	585	610	703	950	1200	1525	1850
1,9	238	278	303	328	365	605	615	630	655	758	975	1225	1575	1925
2	250	288	313	338	375	650	663	675	700	813	1000	1250	1625	2000
2,1	260	298	325	355	393	663	665	683	710	845	1050	1325	1700	2100
2,2	270	308	338	373	410	675	668	690	720	878	1100	1400	1775	2200
2,3	280	318	350	390	428	688	670	698	730	910	1150	1475	1850	2300
2,4	290	328	363	408	445	700	673	705	740	943	1200	1550	1925	2400
2,5	300	338	375	425	463	713	675	713	750	975	1250	1625	2000	2500
2,6	315	350	385	433	475	725	695	735	778	1030	1325	1700	2100	2625
2,7	330	363	395	440	488	738	715	758	805	1085	1400	1775	2200	2750
2,8	345	375	405	448	500	750	735	780	833	1140	1475	1850	2300	2875
2,9	360	388	415	455	513	763	755	803	860	1195	1550	1925	2400	3000
3	375	400	425	463	525	775	775	825	888	1250	1625	2000	2500	3125
3,1	395	418	440	475	538	790	795	848	908	1325	1700	2100	2625	3250
3,2	415	435	455	488	550	805	815	870	928	1400	1775	2200	2750	3375
3,3	435	453	470	500	563	820	835	893	948	1475	1850	2300	2875	3500
3,4	455	470	485	513	575	835	855	915	968	1550	1925	2400	3000	3625
3,5	475	488	500	525	588	850	875	938	988	1625	2000	2500	3125	3750
3,6	490	503	515	538	605	868	900	975	1040	1700	2100	2625	3250	3875
3,7	505	518	530	550	623	885	925	1013	1093	1775	2200	2750	3375	4000
3,8	520	533	545	563	640	903	950	1050	1145	1850	2300	2875	3500	4125
3,9	535	548	560	575	658	920	975	1088	1198	1925	2400	3000	3625	4250
4	550	563	575	588	675	938	1000	1125	1250	2000	2500	3125	3750	4375
4,1	568	580	593	605	698	960	1030	1175	1325	2100	2625	3250	3875	4500
4,2	585	598	610	623	720	983	1060	1225	1400	2200	2750	3375	4000	4625
4,3	603	615	628	640	743	1005	1090	1275	1475	2300	2875	3500	4125	4750
4,4	620	633	645	658	765	1028	1120	1325	1550	2400	3000	3625	4250	4875
4,5	638	650	663	675	788	1050	1150	1375	1625	2500	3125	3750	4375	5000
4,6	643	658	673	688	805	1065	1195	1438	1713	2625	3250	3875	4500	5125
4,7	648	665	683	700	823	1080	1240	1500	1800	2750	3375	4000	4625	5250
4,8	652	672	692	712	840	1095	1285	1562	1887	2875	3500	4125	4750	5375
4,9	657	680	702	725	857	1110	1330	1625	1975	3000	3625	4250	4875	5500
5	663	688	713	738	875	1125	1375	1688	2063	3125	3750	4375	5000	5625
5,1	725	750	775	800	938	1188	1438	1750	2125	3250	3875	4500	5125	5750
5,2	788	813	838	863	1000	1250	1500	1813	2188	3375	4000	4625	5250	5875
5,3	850	875	900	925	1063	1313	1563	1875	2250	3500	4125	4750	5375	6000
5,4	913	938	963	988	1125	1375	1625	1938	2313	3625	4250	4875	5500	6125
5,5	975	1000	1025	1050	1188	1438	1688	2000	2375	3750	4375	5000	5625	6250
5,6	1038	1063	1088	1113	1250	1500	1750	2063	2438	3875	4500	5125	5750	6375
5,7	1100	1125	1150	1175	1313	1563	1813	2125	2500	4000	4625	5250	5875	6500
5,8	1163	1188	1213	1238	1375	1625	1875	2188	2563	4125	4750	5375	6000	6625
5,9	1163	1188	1213	1238	1375	1625	1875	2188	2563	4125	4750	5375	6000	6625
6	1225	1250	1275	1300	1438	1688	1938	2250	2625	4188	4813	5438	6063	6688

Tabelle A-7: Kosten Kanalsanierung mit Inliner (igr AG, 2014)

DN	Gesamtkosten Inliner [€/lfm]
100	150
125	150
150	150
200	200
250	250
300	150
350	150
400	250
450	250
500	270
600	340
650	450
700	450
800	530
900	690
1000	850
1100	950
1200	1.100

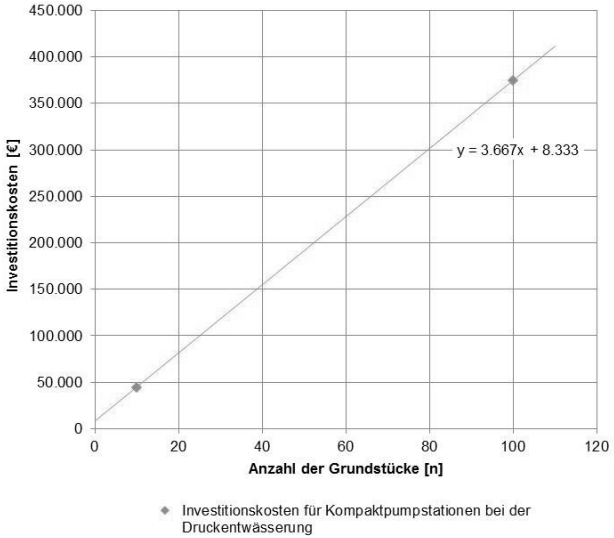

Abbildung A-8: Investitionskosten für Kompaktdruckstationen bei der Druckentwässerung (nach Halbach, 2003)

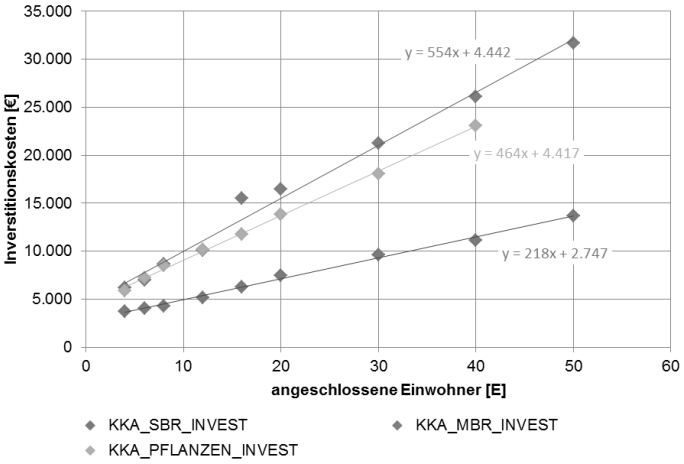

Abbildung A-9: Lineare Kostenfunktionen für Kleinkläranlagen (nach BDZ e.V., 2013; igr AG, 2014)

Tabelle A-8: Daten und Kostenaufstellung für die Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn und die Pflanzenkläranlage St. Alban

	Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn	**Pflanzenkläranlage St. Alban**
Verbandsgemeinde	Enkenbach-Alsenborn	Rockenhausen
Typ	Belebung	Pflanzenbeete
Klärschlammbehandlung	Faulung	Vererdung
Einwohnerwert EW	17.481 E	925 E
Einwohnergleichwert EGW	4.000 E	0 E
Einwohnerzahl EZ	13.481 E	925 E
Reinvestitionskosten	9.300.000 €	300.000 €
Summe Betriebskosten	411.916 €	35.000 €
Stromkosten	110.345 €	3.700 €
Personalkosten	84.439 €	18.100 €
Instandhaltungskosten	206.943 €	4.700 €
Schlammentsorgungskosten	10.189 €	8.500 €
Energiegewinn		
Baujahr	1997	2004
Ausbaugröße	21.000 E	1.150 E
Lebensdauer	40 a	30 a
Abschreibungsdauer	30 a	10 a

Tabelle A-9: Hinterlegte Maßnahmenkosten im Optimierungsmodell

Maßnahme	Investitionskosten (Privat) [€]	Investitionskosten (Öffentlich) [€]	Betriebskosten (Privat) [€]	Betriebskosten (Öffentlich) [€]	Fixkosten [€]	Bezugsgröße [€ je …]	Quelle
Kanalstilllegung[1]	-	20	-	-	-	lfm	Hillenbrand et al. (2010)
Oberirdische Rinnen (RW)	-	50	-	0,5	-	lfm	igr AG (2014)
Drucksystem	-	8.300	-	270	-	Gebäude	Halbach (2003)
Dachbegrünung	31,25	-	2,75	-	-	Dachfläche	Gantner (2002)
Flächenentsiegelung	40	-	-	-	-	Beitragsfläche	Kaufmann Alves (2012)
Muldenversickerung	5	-	0,05	-	-	Beitragsfläche	Sieker (1999), Balke und Rudolph (1997), Geiger und Dreiseitl (1995), Londong und Nothnagel (1999)
Regenwassernutzung im Haus	4.750	-	150	-	-	Gebäude	MUGV BB (2011)
Regenwassernutzung zur Bewässerung	1.500	-	-	-	-	Gebäude	MUGV BB (2011)
Kleinkläranlage SBR	550	-	180	-	4.450	Einwohner	BDZ e.V. (2013), igr AG (2014)
Kleinkläranlage MBR	220	-	130	-	2.750	Einwohner	BDZ e.V. (2013), igr AG (2014)
Kleinkläranlage Pflanzenbeete	465	-	50	-	4.420	Einwohner	BDZ e.V. (2013), igr AG (2014)
Stoffstromtrennung Gebäude	1.700	-	12,5	-	-	Wohneinheit	Kerpen und Zapf (2005)
Grauwasserrecycling- und behandlung im Gebäude	5.090	-	59	-	-	Wohneinheit	Kerpen und Zapf (2005)
Nährstoffrückgewinnung, zentral	-	80	-	4	-	Einwohner	Annahme[3]
Biogasanlage (inkl. BHKW)	-	1.500	-	150	-	Einwohner	FNR e.V. (2017)

Erläuterungen zu Tabelle A-9:

[1] umfasst nur die Gewährleistung der Standsicherung, kein kompletter Rückbau
[2] Grauwasserrecycling im Haus in Kombination mit Pflanzenkläranlagen zur Grauwasserbehandlung
[3] nach Kostenschätzungen unterschiedlicher Verfahren der P-Rückgewinnung (siehe Anhang A 2.4.1)

A 2.4.1 Recherche Kosten Phosphorrecycling

In Tabelle A-10 sind für eine Auswahl verschiedener Phosphorrückgewinnungsverfahren Investitions- und Betriebskosten sowie einwohnerspezifischen Kosten dargestellt. Aus diesen Literaturquellen wurden mittlere Werte für die vorhandenen Kläranlagengrößen im Untersuchungsgebiet abgeleitet und in der Datenbank hinterlegt.

Tabelle A-10: Kosten für verschiedene Phosphorrückgewinnungsverfahren

Verfahren	Quelle	KA-Größe [E]	Investitionskosten [€]	Betriebskosten [€/a]	Abschreibungsdauer [a]	einwohnerspezifische Kosten [€/(E·a)]
Biologische Rücklösung (aus Klärschlamm)	Lohse et al. (2005)	25.000 E	1.230.000 €	62.000 €/a	15 a	7 [€/(E·a)]
Ultraschalldesintegration Rücklösung mit vorgeschalteter Ultraschalldesintegration und anschließender biologischer Rücklösung	Lohse et al. (2005)	25.000 E	1.000.000 €	310.000 €/a	15 a	k.A.
	Lohse et al. (2005)	25.000 E	2.550.000 €	372.000 €/a	15 a	23 [€/(E·a)]
Pyreg Anlage	Siekmann (2013)	ab ca. 10.000 E	rd. 1,5 Mio. €	rd. 150.000 €/a	k.A.	k.A.
Stuttgarter Verfahren	Abwasserzweckverband Raum Offenburg (2011)	200.000 E	750.000 €		k.A.	k.A.
Stuttgarter Verfahren	Gugel et al. (2014)	ca. 300.000 E	4.000.000 € (Abschätzung)	493.000 €/a	15a	k.A.
Air-Prex Verfahren	Gugel et al. (2014)	ca. 300.000 E	1.100.000 €	56.260 €/a	15a	k.A.

Verfahren	Quelle	KA-Größe [E]	Investitionskosten [€]	Betriebskosten [€/a]	Abschreibungsdauer [a]	einwohnerspezifische Kosten [€/(E·a)]
Projekt PHOXN-AN	Pinnekamp et al. (2011)	100.000 E	2.430.600 €	584.000 €/a	30 a	8 [€/(E·a)]
P-RoC-Verfahren (Projekt ProPhos)	Pinnekamp et al. (2011)	100.000 E	388.200 €	47.700 €/a	30 a	1 [€/(E·a)]
Fix-Phos-Verfahren (Projekt ProPhos)	Pinnekamp et al. (2011)	100.000 E	70.600 €	39.900 €/a	30 a	0,5 [€/(E·a)]
SESAL-Phos-Verfahren (Projekt ProPhos)	Pinnekamp et al. (2011)	2.935.421 E	8.687.000 €	10.186.000 €/a	30 a	3,5 [€/(E·a)]
Projekt PASCH	Pinnekamp et al. (2011)	2.935.421 E	4.755.000 €	6.885.300 €/a	30 a	2,5 [€/(E·a)]
PRISA-Verfahren	Montag (2008)	100.000 E	1.565.740 €	73.252 €/a	30 a	1,95 [€/(E·a)]

A 2.5 Nutzungsdauer Anpassungsmaßnahmen

Tabelle A-11 zeigt die im Modell hinterlegten Nutzungsdauern für die jeweiligen Anpassungsmaßnahmen. Aufgrund der Komplexität des Modells wird nicht differenziert zwischen baulichen und technischen Anlagenteilen und es werden gemittelte Werte verwendet.

Tabelle A-11: Nutzungsdauer Anpassungsmaßnahmen

Maßnahme	Nutzungsdauer	Quelle
Kanalsanierung: Renovierung (Inliner)	50	igr AG (2014)
Freispiegelsystem	80	igr AG (2014)
Drucksystem	50	igr AG (2014)
Regenwasserableitung in oberirdischen Rinnen	50	igr AG (2014)
Dachbegrünung	30	Gantner (2002)
Flächenentsieglung	40	Kaufmann Alves (2012)
Muldenversickerung	50	Balke und Rudolph (1997)
Regenwassernutzung im Haus	50	Sieker (1999)
Regenwassernutzung zur Bewässerung	50	Sieker (1999)
Technische Kläranlage (Belebungsverfahren)	40	DWA (2005c)
Pflanzenkläranlage zentral	30	DWA (2005c)
Kleinkläranlage (SBR-Verfahren)	15	BDZ e.V. (2013)
Kleinkläranlage (Membrananlage)	15	BDZ e.V. (2013)
Kleinkläranlage (Pflanzenkläranlage)	15	BDZ e.V. (2013)
Stoffstromtrennung im Haus	50	Kerpen und Zapf (2005)
Grauwasserrecycling und -behandlung im Haus	15	Kerpen und Zapf (2005)
Biogasanlage	40	FNR e.V. (2017)
Nährstoffrückgewinnung auf der Kläranlage	30	siehe Anhang A 2.4.1

A 2.6 Kompatibilität der Maßnahmen

Während des Umbaus von Systemen der Abwasserentsorgung dürfen nicht alle im Modell hinterlegten Maßnahmen miteinander kombiniert werden. In Abbildung 3-4 in Kapitel 3.3.3 ist die Maßnahmenkette der Maßnahme Stoffstromtrennung dargestellt. Für Schwarz- und Grauwasser gibt es verschiedene Ableitungs- und Behandlungsmöglichkeiten, die nicht gleichzeitig zum Einsatz kommen können. In Tabelle A-12 sind die Beziehungen der Maßnahmen untereinander in drei Abstufungen dargestellt. Es gibt Maßnahmen, die zusammen umgesetzt werden können und somit kompatibel sind, Maßnahmen die nicht miteinander kompatibel sind und Maßnahmen, die als Voraussetzung für eine andere Maßnahme umgesetzt werden müssen.

Tabelle A-12: Kompatibilitätsmatrix Anpassungsmaßnahmen

Legende

0 = inkompatibel
1 = kompatibel
2 = Voraussetzung

			Siedlungsentwässerung										Regenwasser-bewirtschaftung				Abwasserreinigung					Stoffstromtrennung und Ressourcen-rückgewinnung				
			Erhaltung bestehendes zentrales Netz			Neudimensionierung / Umbau						Rückbau	Regenwasser-bewirtschaftung			Regen-wasser-nutzung	Kläranlage		Kleinkläranlage (SBR, MBR oder Pflanzen)		Stilllegung zentrale Kläranlage	Stoffstrom-trennung			Rückgewinnung	
			Hochdruckspülverfahren	Kanalsanierung: Reparatur	Kanalsanierung: Inliner	Freispiegel Mischwasser	Freispiegel Schmutzwasser	Freispiegel Regenwasser	Drucksystem (Schmutz- und Schwarzwasser)	oberirdische Ableitung RW in Rinnen	Leitungsrückbau	Dachbegrünung	Flächenentsiegelung	Muldenversickerung	RW-Nutzung Haus	RW-Nutzung: Bewässerung	technisches Verfahren	Pflanzenkläranlage	Schmutzwasser	Grauwasser		2-Stoffstrom: Schwarz; Grau	Grauwassernutzung Haus	Co-Fermentation	Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlage	Biogasanlage
Siedlungsentwässerung	Erhaltung bestehendes zentrales Netz	Hochdruckspülverfahren		1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Kanalsanierung: Reparatur			1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Kanalsanierung: Inliner				1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Neudimensionierung / Umbau	Freispiegelkanal Mischwasser					0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
		Freispiegelkanal Schmutzwasser						0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1
		Freispiegelkanal Regenwasser							1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Drucksystem (Schmutz- und Schwarzwasser)								1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
		oberirdische Ableitung RW in Rinnen									1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Rückbau	Leitungsrückbau										1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1
Regenwasser-bewirtschaftung	Regenwasser-bewirtschaftung	Dachbegrünung											1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Flächenentsiegelung												1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Muldenversickerung													1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Regenwasser-nutzung	RW-Nutzung Haus														1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		RW-Nutzung: Bewässerung															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Abwasserreinigung	Kläranlage	technisches Verfahren																0	0	0	0	1	1	1	1	1
		Pflanzenkläranlage																	0	0	0	1	1	0	0	0
	Kleinkläranlage (SBR, MBR oder Pflanzen)	Schmutzwasser																		0	1	1	1	1	1	1
		Grauwasser																			2	2	1	1	1	1
		Stilllegung zentrale Kläranlage																				1	1	0	0	1
Stoffstrom-trennung und Ressourcenrückgewinnung	Stoffstrom-trennung	2-Stoffstrom: Schwarz; Grau																					2	2	0	2
		Grauwassernutzung Haus																						1	1	1
	Rückgewinnung	Co-Fermentation																							1	0
		Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlage																								1
		Biogasanlage																								

A 2.7 Bevölkerungsentwicklung

Im Folgenden ist die Bevölkerungsentwicklung für die betrachteten Gemeinden dargestellt. Sie wurde wie in Kapitel 3.3.5.1 beschrieben vom Lehrstuhl Stadtplanung der TU Kaiserslautern im Projekt *SinOptiKom* berechnet (vgl. Schmitt et al., 2016d).

A 2.7.2 Bevölkerungsentwicklung Neuhemsbach

Tabelle A- 13: Bevölkerungsentwicklung Bestandsszenario Neuhemsbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum)

	2013	2018	2023	2028	2033	2038	2043	2048	2053	2058	2063
TR 73350281	135	137	140	140	143	141	132	121	112	104	99
TR 73350282	111	110	108	102	105	102	97	89	84	81	79
TR 73350283	122	119	109	99	92	84	76	66	59	56	50
TR 73350284	65	63	58	56	53	50	45	38	34	34	30
TR 73350285	93	91	90	88	84	80	75	70	66	64	59
TR 73350286	77	74	75	73	70	64	60	59	51	48	48
TR 73350287	46	40	37	29	22	19	17	18	15	12	10
TR 73350288	63	62	62	61	58	55	52	47	43	41	38
TR 73350289	91	86	80	74	68	64	57	54	49	44	41
Summe	803	782	759	722	695	659	611	562	513	484	454

Tabelle A- 14: Bevölkerungsentwicklung Trendszenario Neuhemsbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum)

	2013	2018	2023	2028	2033	2038	2043	2048	2053	2058	2063
TR 73350281	135	137	144	149	154	155	147	137	132	127	126
TR 73350282	111	110	110	106	109	106	100	99	95	93	94
TR 73350283	122	119	110	101	93	85	77	69	63	57	53
TR 73350284	65	63	58	57	54	51	47	40	36	34	31
TR 73350285	93	91	91	89	85	81	78	74	71	70	65
TR 73350286	77	75	77	78	77	71	70	70	66	63	67
TR 73350287	46	40	37	29	22	19	17	18	15	11	10
TR 73350288	63	63	64	65	63	60	58	53	50	49	46
TR 73350289	91	86	80	74	68	64	58	54	49	45	42
Summe	803	784	771	748	725	692	652	614	577	549	534

Tabelle A- 15: Bevölkerungsentwicklung Dorfkernsanierungsszenario Neuhemsbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum)

	2013	2018	2023	2028	2033	2038	2043	2048	2053	2058	2063
TR 73350281	135	139	146	150	157	159	151	142	136	132	127
TR 73350282	111	112	113	110	113	111	105	102	100	99	98
TR 73350283	122	120	110	100	92	86	80	76	73	70	69
TR 73350284	65	63	59	57	53	50	46	41	36	35	31
TR 73350285	93	91	91	88	86	83	82	80	80	81	80
TR 73350286	77	75	80	81	78	72	71	70	66	66	67
TR 73350287	46	40	37	27	20	17	15	17	14	11	10
TR 73350288	63	63	65	66	66	65	63	59	59	58	55
TR 73350289	91	86	81	75	68	65	58	55	49	45	42
Summe	803	789	782	754	733	708	671	642	613	597	579

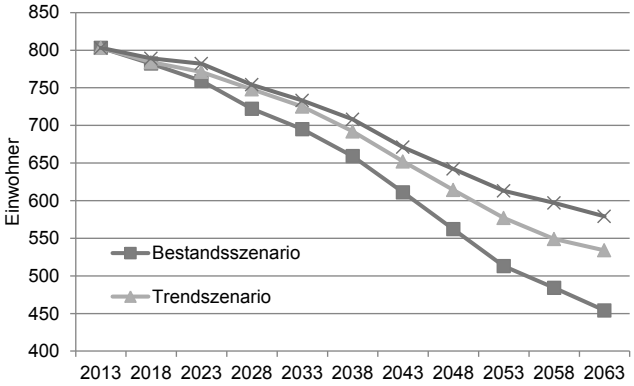

Abbildung A- 10: Bevölkerungsabnahme für die drei Szenarien im Vergleich für Neuhemsbach

A 2.7.3 Bevölkerungsentwicklung Mehlingen

Tabelle A- 16: Bevölkerungsentwicklung Bestandsszenario Mehlingen von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum)

	2013	2018	2023	2028	2033	2038	2043	2048	2053	2058	2063
TR 73350261	633	607	580	554	524	490	449	412	376	350	327
TR 73350262	1020	999	978	947	913	825	775	775	725	681	645
TR 73350263	1495	1462	1420	1372	1316	1258	1189	1115	1043	978	914
TR 73350264	60	62	65	63	63	59	57	54	49	47	44
TR 73350265	561	549	540	524	504	480	446	412	380	357	338
Summe	3769	3679	3583	3460	3320	3112	2916	2768	2573	2413	2268

Tabelle A- 17: Bevölkerungsentwicklung Trendszenario Mehlingen von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum)

	2013	2018	2023	2028	2033	2038	2043	2048	2053	2058	2063
TR 73350261	633	610	585	562	537	504	464	429	394	369	351
TR 73350262	1020	1004	986	959	928	892	850	806	760	720	683
TR 73350263	1495	1470	1440	1410	1372	1327	1271	1214	1156	1104	1053
TR 73350264	60	62	65	63	63	59	57	55	51	50	49
TR 73350265	561	553	547	535	519	497	466	437	408	384	365
Summe	3769	3699	3623	3529	3419	3279	3108	2941	2769	2627	2501

Tabelle A- 18: Bevölkerungsentwicklung Dorfkernsanierungsszenario Mehlingen von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum)

	2013	2018	2023	2028	2033	2038	2043	2048	2053	2058	2063
TR 73350261	633	610	585	562	537	504	463	425	389	365	347
TR 73350262	1020	1004	986	959	928	897	861	821	781	746	715
TR 73350263	1495	1470	1440	1410	1372	1325	1266	1206	1145	1091	1036
TR 73350264	60	62	65	63	63	59	57	55	51	50	49
TR 73350265	561	553	545	531	515	491	461	429	397	374	353
Summe	3769	3699	3621	3525	3415	3276	3108	2936	2763	2626	2500

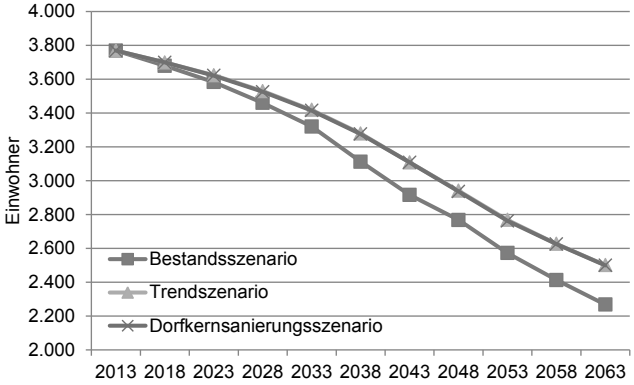

Abbildung A- 11: Bevölkerungsabnahme für die drei Szenarien im Vergleich für Mehlingen

A 2.7.4 Bevölkerungsentwicklung Gerbach

Tabelle A- 19: Bevölkerungsentwicklung Bestandsszenario Gerbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum)

	2013	2018	2023	2028	2033	2038	2043	2048	2053	2058	2063
TR 73330251	58	58	57	53	51	49	46	43	41	40	38
TR 73330252	92	87	81	77	72	67	61	58	52	49	45
TR 73330253	100	96	93	86	85	82	77	72	65	59	57
TR 73330254	63	59	58	57	58	57	55	53	49	46	44
TR 73330255	82	77	76	74	69	67	66	59	67	65	60
TR 73330256	57	56	55	52	54	55	53	50	46	44	40
TR 73330257	101	91	86	80	77	71	63	58	53	49	41
Summe	553	524	506	479	466	448	421	393	373	352	325

Tabelle A- 20: Bevölkerungsentwicklung Trendszenario Gerbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum)

	2013	2018	2023	2028	2033	2038	2043	2048	2053	2058	2063
TR 73330251	66	58	57	53	51	51	49	46	43	44	42
TR 73330252	92	87	81	78	73	68	64	62	58	56	51
TR 73330253	100	96	93	87	86	83	78	73	68	63	63
TR 73330254	63	59	58	58	59	59	57	56	52	50	48
TR 73330255	82	77	77	78	74	72	71	66	64	63	60
TR 73330256	57	56	56	56	60	61	59	58	54	52	51
TR 73330257	101	91	86	80	78	72	65	60	57	53	49
Summe	561	524	508	490	481	466	443	421	396	381	364

Tabelle A- 21: Bevölkerungsentwicklung Dorfkernsanierungsszenario Gerbach von 2013 bis 2063 (TR =Transformationsraum)

	2013	2018	2023	2028	2033	2038	2043	2048	2053	2058	2063
TR 73330251	58	58	57	54	52	52	50	47	44	45	43
TR 73330252	92	87	82	78	75	70	65	62	58	56	53
TR 73330253	100	96	93	87	88	85	80	75	70	65	64
TR 73330254	63	59	58	58	59	59	57	58	55	54	51
TR 73330255	82	78	79	78	74	73	73	68	67	66	61
TR 73330256	57	56	59	57	62	63	61	58	56	55	52
TR 73330257	101	91	87	80	79	72	65	60	57	53	50
Summe	553	525	515	492	489	474	451	428	407	394	374

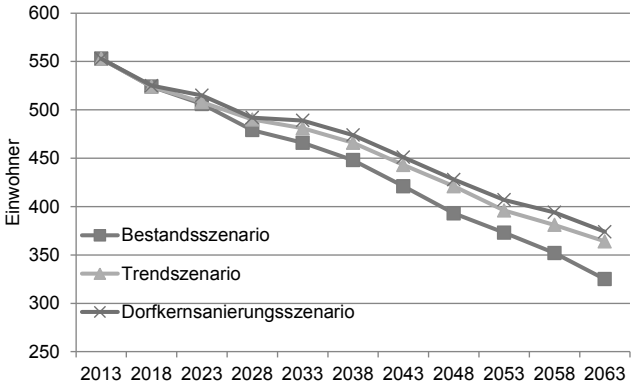

Abbildung A- 12: Bevölkerungsabnahme für die drei Szenarien im Vergleich für Gerbach

A 2.7.5 Bevölkerungsentwicklung St. Alban

Tabelle A- 22: Bevölkerungsentwicklung für die drei Szenarien für St. Alban von 2013 bis 2063 (St.Alban besteht aus nur einem Transformationsraum)

	2013	2018	2023	2028	2033	2038	2043	2048	2053	2058	2063
Bestands-szenario	334	324	314	306	294	280	263	244	228	211	199
Trendszenario	334	324	317	312	304	292	277	261	247	235	225
Dorfkernsanier-ungsszenario	334	326	322	320	316	306	292	278	266	254	249

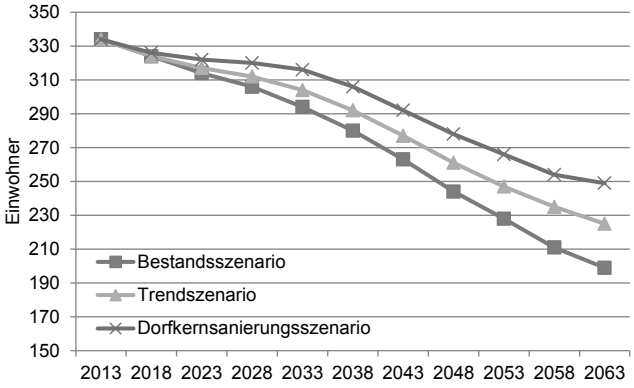

Abbildung A- 13: Bevölkerungsabnahme für die drei Szenarien im Vergleich für St. Alban

A 3 Modellergebnisse

A 3.1 Kosten in Kombination mit jeweils einem Bewertungskriterium

In Kapitel 5.3.2 sind nur die Auswertungen für die Kosten in Kombination mit jeweils einem Bewertungskriterium für Neuhemsbach dargestellt. In Abbildung A- 14 bis Abbildung A- 16 ist der Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen für Mehlingen, Gerbach und St. Alban dargestellt. Abbildung A- 17 bis Abbildung A- 19 zeigen den Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen für Mehlingen, Gerbach und St. Alban.

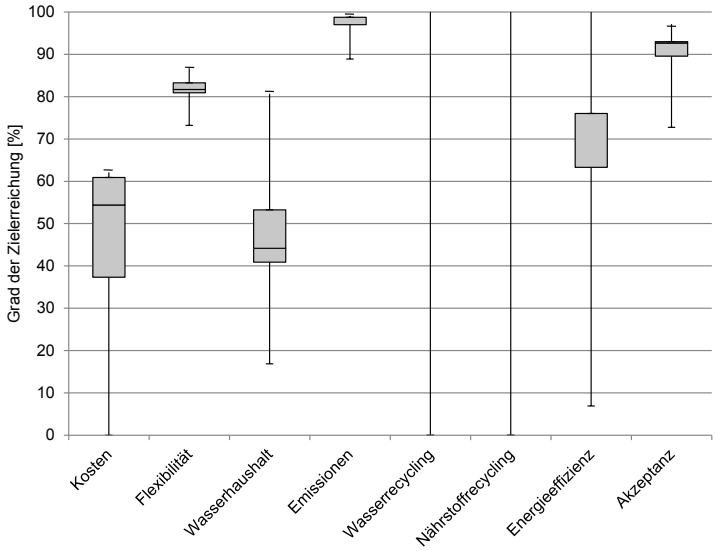

Abbildung A- 14: Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen für Mehlingen

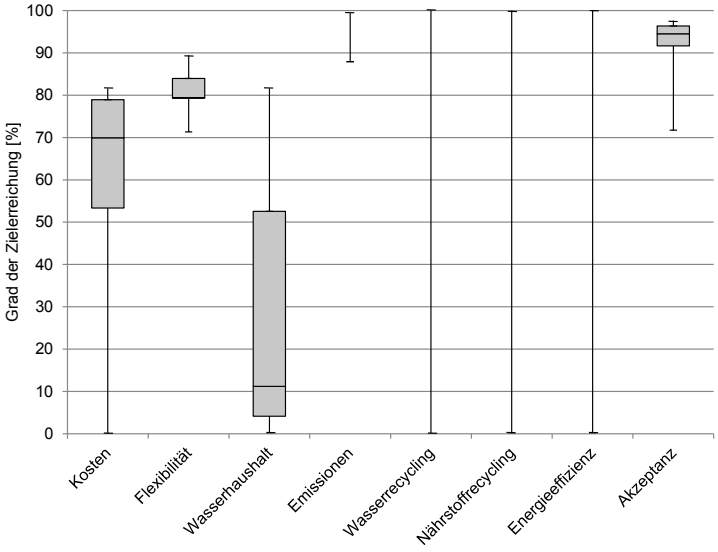

Abbildung A- 15: Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen für Gerbach

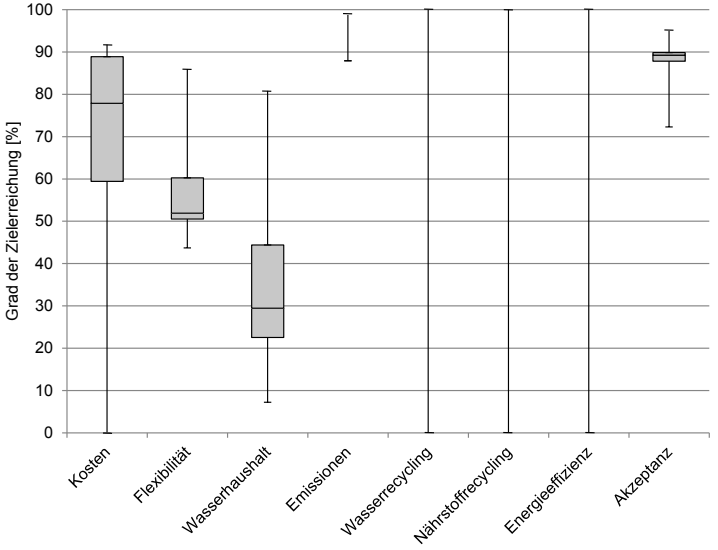

Abbildung A- 16: Grad der Zielerreichung des jeweils optimierten Bewertungskriteriums und der dazugehörigen Kosten für die vier Kombinationen für St. Alban

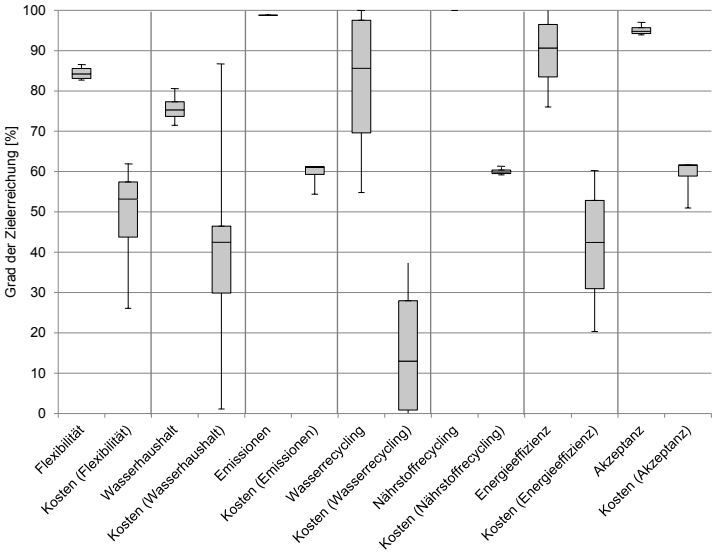

Abbildung A- 17: Grad der Zielerreichung der 29 Kombinationen für Mehlingen

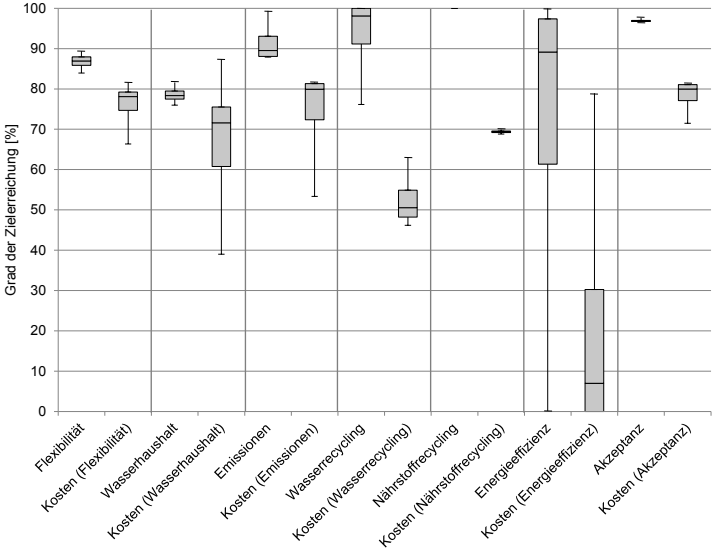

Abbildung A- 18: Grad der Zielerreichung der 29 Kombinationen für Gerbach

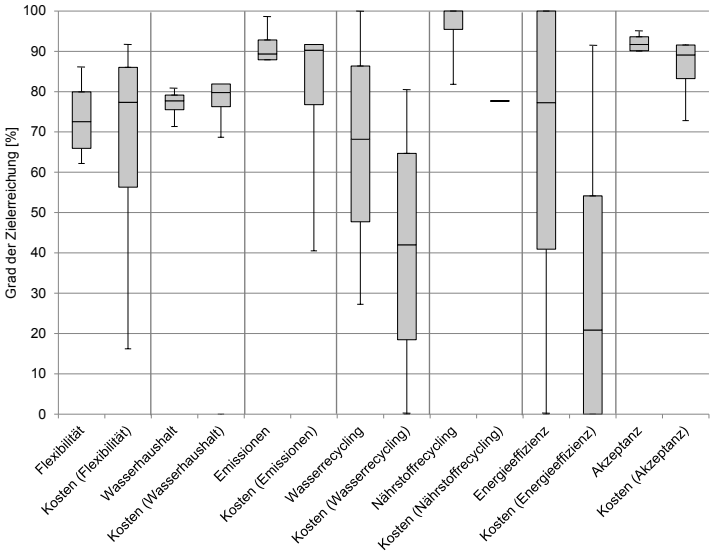

Abbildung A- 19:Grad der Zielerreichung der 29 Kombinationen für St. Alban

A 3.2 Untersuchung des Stilllegungszeitpunkts der Kläranlage

Für die in Kapitel 5.4.1 identifizierten günstigen Zeitpunkte der Stilllegung der Kläranlage für Mehlingen, Gerbach und St. Alban ist in Abbildung A- 20 bis Abbildung A- 22 die Veränderung des Projektkostenbarwerts dargestellt.

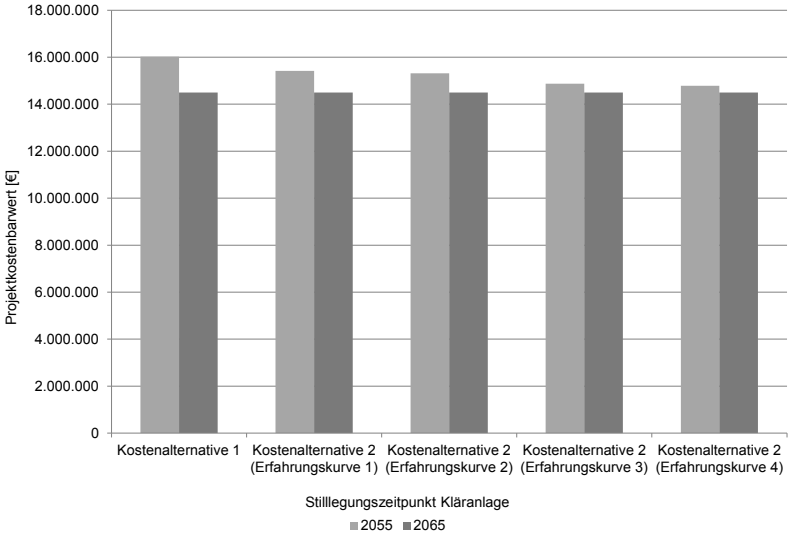

Abbildung A- 20: Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für verschiedene Erfahrungskurven für Mehlingen (Pflanzenkläranlagen)

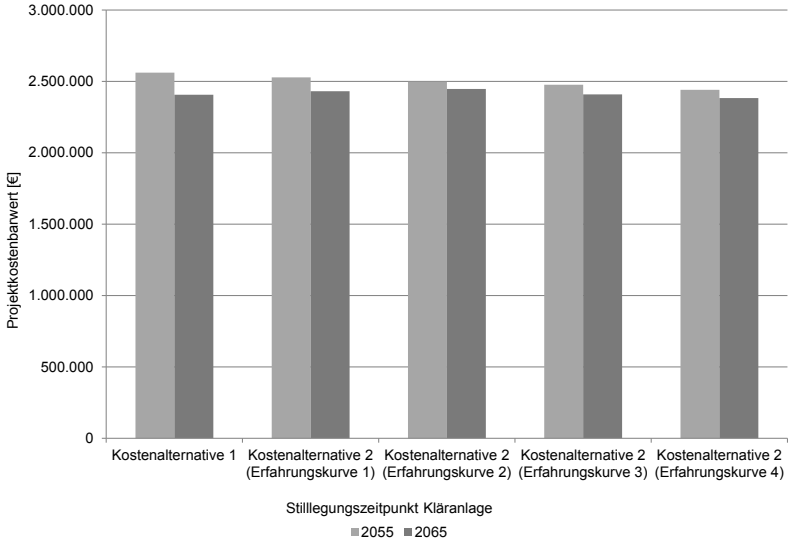

Abbildung A- 21: Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für verschiedene Erfahrungskurven für Gerbach (Pflanzenkleinkläranlagen)

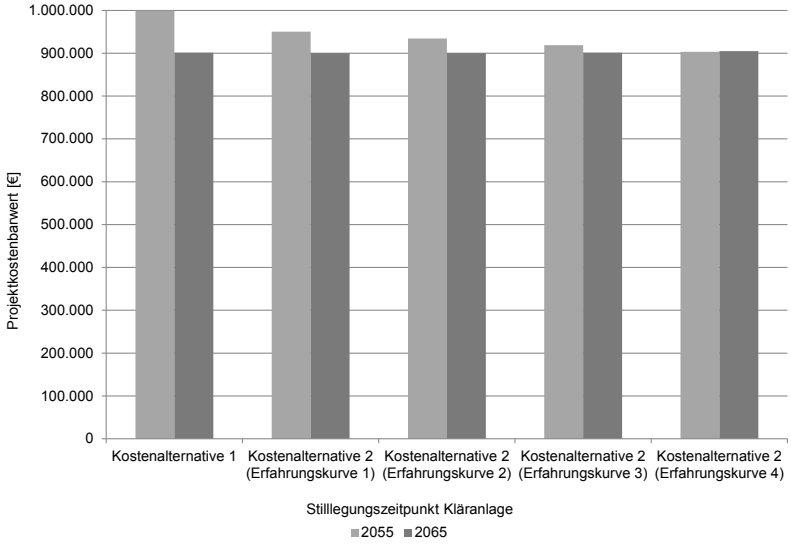

Abbildung A- 22: Veränderung des Projektkostenbarwerts durch den Stilllegungszeitpunkt der Kläranlage für verschiedene Erfahrungskurven für St. Alban (Pflanzenkleinkläranlagen)

A 3.3 Ablaufkonzentrationen Abwasserreinigung

A 3.3.1 Ablaufkonzentration Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn

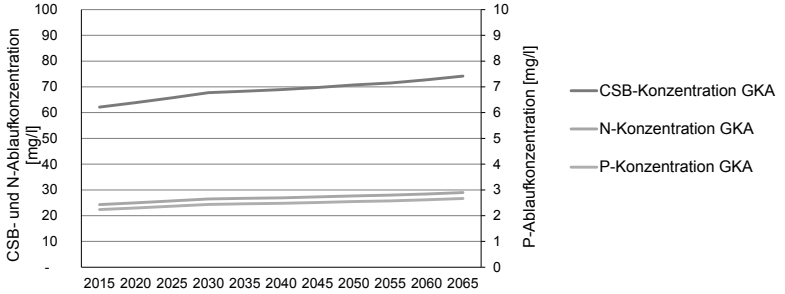

Abbildung A- 23: Ablaufkonzentration der Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn für die Variante *konservativ*

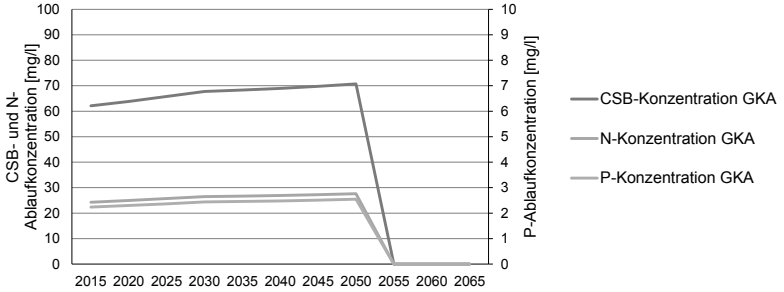

Abbildung A- 24: Ablaufkonzentration der Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn für die Variante *ökologisch-ökonomisch*

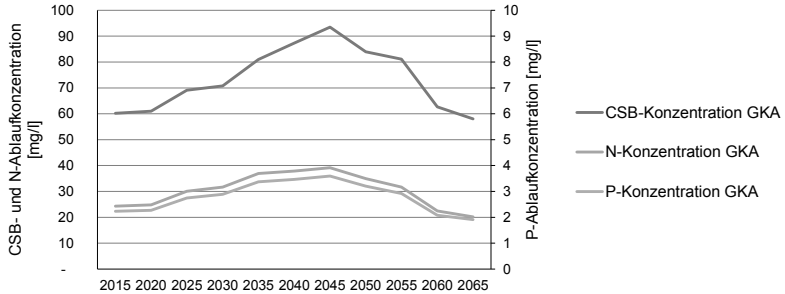

Abbildung A- 25: Ablaufkonzentration der Gruppenkläranlage Enkenbach-Alsenborn für die Variante *Rückgewinnung*

A 3.3.2 Ablaufkonzentration Pflanzenkläranlage St. Alban

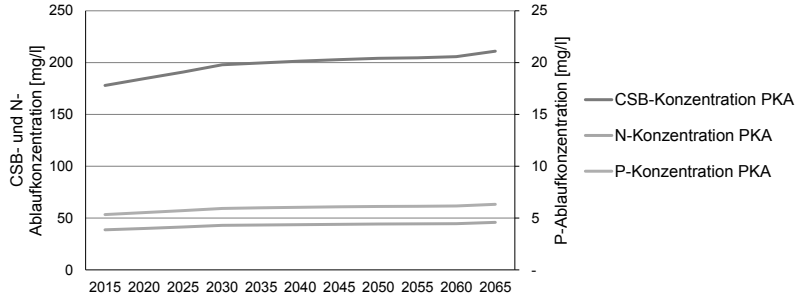

Abbildung A- 26: Ablaufkonzentration der Pflanzenkläranlage St. Alban für die Varianten *konservativ* und *ökologisch-ökonomisch*

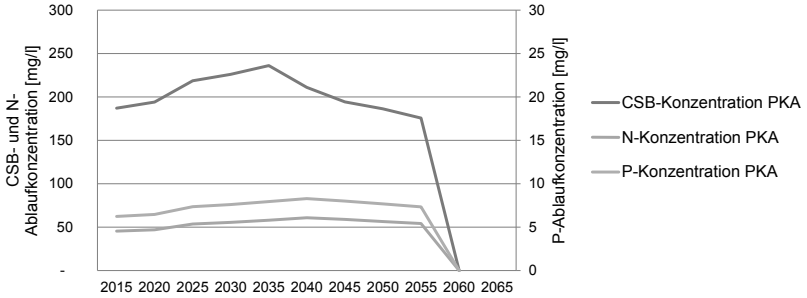

Abbildung A- 27: Ablaufkonzentration der Pflanzenkläranlage St. Alban für die Variante *Rückgewinnung*

Lebenslauf

Dipl.-Ing. Silja Baron, geb. Worreschk

Beruflicher Werdegang

seit 07/2018	Dr. Pecher AG, Niederlassung Bingen
01/2017 – 06/2018	Promotionsstipendium vom Ministerium für Wissenschaft, Weiterbildung und Kultur Rheinland-Pfalz
06/2010 – 12/2016	wissenschaftliche Mitarbeiterin am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern
12/2007 – 03/2010	studentische Hilfskraft am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern

Ausbildung und Studium

10/2016 – 03/2018	Promotionsstudium im Fachbereich Bauingenieurwesen an der TU Kaiserslautern
10/2004 – 05/2010	Studium des Bauingenieurwesens an der TU Kaiserslautern
03/2004	Abitur am Schloss Gymnasium Mainz

Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen

bereits veröffentlicht wurden

Band 1 **Tagungsband (2018)**
Regenwasser in urbanen Räumen
aqua urbanica trifft RegenwasserTage 2018
ISBN 978-3-95974-086-9

Band 2 **Dissertation Hürter, Hagen (2018)**
Erarbeitung gebietsspezifischer Anwendungsempfehlungen
für bi-direktional gekoppelte 1D-2D-Überflutungsberechnungen
ISBN 978-3-95974-087-6

Band 3 **Dissertation Baron, Silja (2018)**
Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungs-
empfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum
ISBN 978-3-95974-096-8