



Abschlussbericht

AUSWIRKUNGEN DES DEMOGRAFISCHEN WANDELS AUF DIE SIEDLUNGSENTWÄSSERUNG (DEMOWAS)

BMBF Projekt - Förderkennzeichen: 02WA0918

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WA0918 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

Projektträger für das BMBF war das Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung

Co-Finanzierung durch:

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG)

Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL)

Emschergenossenschaft Lippeverband

Autoren:

Dr. Jens Tränckner, Dipl.-Ing. Thilo Kogst (Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft)

Dipl.-Volkswirt Martin Nowack (Lehrstuhl für Betriebliche Umweltökonomie)

Stand:

März 2012

www.demowas.de

Zusammenfassung

Deutschland steht mittelfristig vor einem tiefgreifenden demografischen Wandel, d.h. vor einer Veränderung der Bevölkerungszahl und -zusammensetzung. Diese Entwicklung wird erhebliche soziale, ökonomische und ökologische Auswirkungen zur Folge haben, gerade auch für den Betrieb und die Entwicklung technogener Infrastruktursysteme.

Im Bereich der Siedlungsentwässerung haben Bauwerke und technische Systeme zur Abwasserableitung und -behandlung oft sehr lange Nutzungshorizonte von bis zu 80 Jahren. Zusätzlich wurden diese Systeme in der Vergangenheit unter der Annahme einer steigenden Bevölkerungsentwicklung geplant und gebaut. Binnen relativ kurzer Zeit erfolgen nun Veränderungen der Betriebsbedingungen, die infolge der Trägheit des Systems nur teilweise durch flexible Systemanpassungen abgefangen werden können. Zielstellung des Projektes ist die Entwicklung von Methoden und Szenarien zur differenzierten Prognose der Auswirkungen des demographischen Wandels auf die verschiedenen Teilsysteme der Siedlungsentwässerung, sowie der Abgrenzung zu weiteren sich ändernden Rahmenbedingungen. Parallel dazu werden Anpassungsmaßnahmen vorgeschlagen, die es ermöglichen Anlagen im Bestand an die veränderten Rahmenbedingungen anzupassen.

Neben den Auswirkungen der demographischen Entwicklung auf den Betrieb siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme wurden auch die ökonomischen Folgen detailliert analysiert. Untersucht wurden dazu die absolute und spezifische Kostenstruktur (Investitions- und Betriebskosten) der Anlagen als auch die Gebührenbelastung und Refinanzierung der Systeme.

Neben der Anpassung bestehender Entwässerungssysteme ergibt sich durch die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bis zum Jahr 2015 für zahlreiche Gemeinden in ländlichen Räumen die Aufgabe der vollständigen abwassertechnischen Erschließung nach dem Stand der Technik. Im Rahmen dieser Arbeit werden dazu verschiedene Methoden zur Variantenbewertung diskutiert und an Fallbeispielen angewendet.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	iii
Abbildungsverzeichnis	vii
Tabellenverzeichnis	xi
1 Einleitung	1
1.1 Hintergrund und Zielstellung	1
1.2 Gliederung der Arbeit	4
1.3 Demographische Entwicklung in Deutschland	5
1.4 Klimatische Entwicklung für Deutschland	6
1.5 Erwartete Auswirkungen im Bereich der Siedlungsentwässerung	10
2 Entwicklung von Wasserbedarf und Schmutzwasseranfall	13
2.1 Grundsätzliche Zusammenhänge	13
2.1.1 Definition von Wasserverbrauch, Wasserbedarf und Pro-Kopf Verbrauch	14
2.2 Methoden zur Abschätzung des Wasserbedarfs	15
2.3 Differenzierung verschiedener Einflussfaktoren auf den Wasserverbrauch	17
2.3.1 Einleitung	17
2.3.2 Wetter und Klima	19
2.3.3 Wasserversorgungssystem	20
2.3.4 Technische Entwicklung und rationelle Wassernutzung (Haushalte)	20
2.3.5 Technische Entwicklung und rationelle Wassernutzung (Gewerbe & Industrie)	25
2.3.6 Sozio-ökonomische Einflüsse auf das Verbrauchsverhalten	26
2.3.7 Fremdwasseranfall	29
2.4 Niederschlagsabfluss	30
2.5 Fallbeispiel - Prognose des Wasserbedarfs bedingt durch klimatische Merkmale (Dresden)	31
2.5.1 Hintergrund und Fragestellung	31
2.5.2 Daten und Methode	31
2.5.3 Ergebnis und Schlussfolgerung	38
2.6 Schlussfolgerung	42
3 Entwicklung von Wirkstoffemissionen durch Veränderung der Altersstruktur	43
3.1 Grundsätzliche Zusammenhänge	43
3.1.1 Einleitung	43
3.1.2 Eintrags- und Ausbreitungspfade von Arzneimitteln	44
3.2 Anpassungsmaßnahmen	46
3.2.1 Einleitung	46

3.2.2	Membranverfahren	47
3.2.3	Aktivkohleadsorption	48
3.2.4	Ozonung	50
3.2.5	Advanced Oxidation Processes (AOP-Verfahren)	52
3.3	Risikoanalyse	53
3.3.1	Einleitung	53
3.3.2	Wirkstoffe und Wirkstoffgruppen	55
3.3.3	Bestimmung von PEC und PEC/PNEC	56
3.4	Ergebnis und Schlussfolgerung	57
4	Auswirkung auf den Betrieb des Kanalnetzes	61
4.1	Einleitung	61
4.2	Ablagerungsbildung	63
4.2.1	Grundsätzliche Zusammenhänge	63
4.2.2	Anpassungsmaßnahmen	64
4.2.3	Risikoanalyse und Bewertung von Anpassungsmaßnahmen	65
4.3	Biogene Schwefelsäure-Korrosion (BSK)	72
4.3.1	Grundsätzliche Zusammenhänge	72
4.3.2	Anpassungsmaßnahmen	74
4.3.3	Risikoanalyse und Bewertung von Anpassungsmaßnahmen	74
4.4	Auswirkung auf die Frachten im Zulauf Kläranlage und bei Mischwasserentlastungen	84
4.5	Fallbeispiel - Ablagerungsbildung und Korrosion im Kanalnetz (Dresden)	86
4.5.1	Hintergrund und Fragestellung	86
4.5.2	Ergebnis und Schlussfolgerung	86
4.5.3	Lokalisierung potentiell betroffener Haltungen (Korrosion)	89
4.6	Fallbeispiel - Schwefelwasserstoff-Bildung in Druckleitungen (Bautzen-Gesundbrunnen)	90
4.6.1	Hintergrund und Fragestellung	90
4.6.2	Ergebnis und Schlussfolgerung	93
4.7	Fallbeispiel - Mischwasserentlastung (Entwässerungssystem nach ATV-A 128)	97
4.7.1	Einzugsgebiet und Eingangsdaten	97
4.7.2	Ergebnis	99
4.8	Zusammenfassung und Schlussfolgerung	100
5	Auswirkung auf den Betrieb der Kläranlage	103
5.1	Grundsätzliche Zusammenhänge	103
5.2	Anpassungsmaßnahmen	105
5.2.1	Einleitung	105
5.2.2	Maßnahmen zur Verbesserung der Stickstoff- und Phosphor-Elimination	105
5.2.3	Maßnahmen zur Energieeinsparung	108
5.2.4	Erhöhung der Energieproduktion	110
5.3	Risikoanalyse und Bewertung von Anpassungsmaßnahmen	111
5.3.1	Einleitung	111
5.3.2	Statischer Bewertungsansatz	111
5.3.3	Dynamische Simulation	114
5.3.4	Energiebedarf	115

5.4	Fallbeispiel - Exemplarische Berechnung der Auswirkungen für verschiedene Anlagentypen	117
5.4.1	Hintergrund und Fragestellung	117
5.4.2	Nachrechnung der Anlagen bei veränderter Anschlussgröße	118
5.4.3	Ergebnisse	120
5.5	Fallbeispiel - Kläranlage Ebersbach	126
5.5.1	Hintergrund und Fragestellung	126
5.5.2	Daten und Methode	126
5.5.3	Anpassungsoptionen im Bereich der Abwasserbehandlung	127
5.5.4	Annahme von Co-Substrat	132
5.6	Zusammenfassung und Schlussfolgerung	133
6	Auswirkung auf die Gebührenentwicklung	137
6.1	Grundsätzliche Zusammenhänge	137
6.2	Kosten in der Siedlungsentwässerung	138
6.2.1	Welche Kosten dürfen angesetzt werden?	139
6.2.2	Wie können die Kosten erfasst werden?	141
6.2.3	Ausblick: Prognosen auf Basis von Kennzahlen	144
6.3	Fallbeispiel - Gebührenprognose (Gladbeck, Bautzen, AZV Spreequellen)	145
6.3.1	Hintergrund und Fragestellung	145
6.3.2	Daten und Methode	145
6.3.3	Ergebnis	148
6.3.4	Schlussfolgerung	153
6.4	Zusammenfassung	154
7	Entwässerung im ländlichen Raum	157
7.1	Grundsätzliche Zusammenhänge	157
7.2	Rechtliche Rahmenbedingungen	157
7.3	Bewertungsansätze	159
7.3.1	Einleitung	159
7.3.2	Dynamische Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie	162
7.3.3	Vergleich der Lebenszykluskosten für zentrale und dezentrale Systeme	165
7.3.4	Nichtmonetäre Aspekte zur Beurteilung der Entsorgungsvarianten	184
7.4	Fallbeispiel - Variantenvergleich zur Abwasserentsorgung (Gemeinde Göda Sachsen)	187
7.4.1	Einleitung	187
7.4.2	Daten und Methode	188
7.4.3	Ergebnis	193
7.4.4	Zusammenfassung und Schlussfolgerung	197
7.5	Schlussfolgerungen für die ländliche Infrastrukturplanung	201
8	Mittel- und langfristige Anpassungsstrategien	203
9	Zusammenfassung	205
	Symbolverzeichnis	208
	Literatur	210

A	Sozio-ökonomischen Merkmale Stadt Dresden	223
B	Daten zur Berechnung von Wirkstoffemissionen	224
C	Beispiel zur Berechnung des PEC Wertes	227

Abbildungsverzeichnis

1.1	Zeithorizonte in der Siedlungswasserwirtschaft	1
1.2	Räumlich differenzierte Auswirkung des demographischen Wandels auf Kreisebene bis 2020 ($1 \cong 100 \%$)	7
1.3	Alterspyramide Deutschland 2009, 2020, 2050	7
1.4	Anzahl der heißen Tage, Vergleich der Änderung von 1971/2000 zu 2021/2050, Emissionsszenario A1B (Deutschländer, 2007)	8
1.5	Prognose der mittleren Niederschlagsmenge (Sommer), Vergleich der Änderung von 1971/2000 zu 2021/2050, Emissionsszenario A1B (Deutschländer, 2007)	9
1.6	Vereinfachte Wirkungszusammenhänge in der Siedlungsentwässerung	12
2.1	Einflussfaktoren auf den Trockenwetter- und Mischwasserabfluss	14
2.2	Wasserverbrauch pro Kopf und Tag, Deutschland (1983 und 1987 früheres Bundesgebiet) (Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2008)	21
2.3	Wasserverbrauch von Waschmaschinen und Geschirrspülmaschinen (historische Daten nach Stamminger (2004), und Prognose, abgeleitet aus Rüdener <i>et al.</i> (2005)	23
2.4	Entwicklung des spezifischen Wasserbedarfs für Wäschewaschen bis 2025	24
2.5	Ergebnis der Faktorenanalyse	28
2.6	Vergleich der Entwicklung des Wasserverbrauchs durch Änderung der Bevölkerungszahl (Farbskala) mit der Änderung des Wasserverbrauchs durch Änderung der Altersstruktur (Zahlen im jeweiligen Stadtbezirk) bis 2020 am Beispiel der Stadt Dresden (Koegst <i>et al.</i> , 2008)	29
2.7	Verbrauch- und Temperaturverlauf im Zeitraum vom 1.1.2002 bis 31.9.2007; Originaldaten sowie gleitendes Mittel aus 20 und 50 Tagen	32
2.8	Daten und Datenaufbereitung zur Wasserabgabe	33
2.9	durchschnittliche Wasserverbräuche der Jahre 2002 bis 2007, monatlich (linkes Diagramm) und täglich (rechtes Diagramm)	33
2.10	Historische tagesgenaue Aufzeichnung der Klimamerkmale Temperatur, relative Feuchte, Globalstrahlung der Wetterstation Dresden Klotzsche	35
2.11	Trendentwicklung von Klimadaten CLM20 GP083 Szenarien A1B und B1 für die Jahre 2010 bis 2100	36
2.12	Globalstrahlung und errechnete potentielle Verdunstung Dresden Klotzsche 2005	37
2.13	Monatliche Mittelwerte der verwendeten klimatischen Merkmale der Jahre 2002 bis 2007	37
2.14	Korrelation zwischen Verbrauch und Temperatur abhängig von der Jahreszeit	38
2.15	Wasserverbrauch in Abhängigkeit der maximalen Tagestemperatur sowie der Anzahl Tage ohne Niederschlag	39
2.16	Wirkungsweise des Modellansatzes M2	41
2.17	Vergleich zwischen gemessenem und gerechnetem Wasserverbrauch für M2	41

2.18	Prognose des Wasserbedarfs für Versorgungsgebiet Dresden	42
3.1	Oxidation von Arzneistoffen in biologisch gereinigtem Abwasser durch Ozonbehandlung (Borkmann, 2009)	52
3.2	Berechnungsschema zur Prognose der Arzneimittelfrachten und des PEC/PNEC-Wertes aufgrund der demografischen Entwicklung auf Kreisebene	57
3.3	Berechnete Emissionen für die Wirkstoffe Bezafibrat, Estriol und Amoxicillin in den Kreisen Erding, Gera und Börde	58
3.4	Berechnete Emission der Wirkstoffe Amoxicillin und Bezafibrat auf Kreisebene für 2007 und deren relative Veränderung bis 2020	59
3.5	Box-Plot PEC/PNEC-Werte von Wirkstoffen mit erwarteter hoher Umweltrelevanz berechnet für 2007 und 2020	60
4.1	Teilabflussverhältnisse in Abhängigkeit von Einwohnerdichte und Bevölkerungsrückgang	62
4.2	Entwicklung der TS-Konzentration im Trockenwetterabfluss bei rückläufiger Bevölkerungsentwicklung	63
4.3	Spezifische Reinigungskosten in Abhängigkeit von Verschmutzungsgrad und Nennweite (nach Winkler (2010))	65
4.4	Transportierbare Feststoffkonzentration als Funktion des Teilfüllungsverhältnisses bei Anwendung der Spülfracht-Formel von Macke (1982)	67
4.5	Vereinfachtes Ablaufschema für die Bemessung abgelagerungsfreier Kanalnetze nach CIRIA-Report 141	68
4.6	Einordnung der Ablagerungsmessungen von Hoefl <i>et al.</i> (2009) in den Spülfrachtansatz nach Macke (1982)	70
4.7	Einfluss des pH-Wertes auf das Sulfid-Gleichgewicht	73
4.8	Schematische Darstellung der Eintragsformen von H ₂ S	76
4.9	Entwicklung des Z'-Wertes in Abhängigkeit von Gefälle, BSB ₅ -Konzentration und pH-Wert	77
4.10	Abhängigkeit des Z'-Wertes von Abflussverhältnis	78
4.11	Maximalen Sulfid-Konzentration	79
4.12	Sulfid-Bildungsrate [mg/(L · h)] in Druckleitungen als Funktion der Abwassertemperatur und des Rohrdurchmessers	81
4.13	potentielle H ₂ S-Freisetzung in die Kanalatmosphäre als Funktion des pH-Wertes und der Abflussverhältnisse (Faktor $\sigma=1$) nach Gleichung 4.23	82
4.14	Schematische Darstellung des Schmutzfrachtverlaufs am Ende eines Entwässerungsgebiets (Starkregenereignis nach längerer Trockenwetterperiode)	85
4.15	Definierter Schmutzwassertagesgang	86
4.16	Verteilung der Risikoklasse „Sehr hoch“ nach Äquivalent-Durchmesser und Sohlgefälle sowie die Entwicklung in den verschiedenen Rückgangsszenarien	87
4.17	Visueller Vergleich der berechneten Ablagerungsneigung und Spülzyklen der Stadtentwässerung Dresden GmbH	88
4.18	Schema der Entwässerungssituation der APW <i>Gesundbrunnen</i> und <i>Burk</i>	91
4.19	Jahresganglinie 2008 der gepumpten Abwassermenge des APW <i>Gesundbrunnen</i> separiert nach Schmutzwasser, Fremdwasser- und Regenwasser	92
4.20	Prognose des Trockenwetterabflusses und der berechneten freien H ₂ S-Konzentration am Übergabeschacht	92

4.21	Entwicklung der H ₂ S-Konzentration im Abwasser und Gasraum sowie der Korrosionsrate über den Fließweg in der Freigefälleleitung nach dem Druckentspannungsschacht	94
4.22	Berechnete Reduzierung der mittleren Korrosionsrate im Freigefällesystem bei Reduzierung des Druckleitungsdurchmessers und die der damit verbundene Energieverbrauch des Pumpwerks	95
4.23	Ablaufschema der Simulation der Emissionsentwicklung und der Betriebskosten auf der Kläranlage	98
4.24	Hydrologischer Systemplan des Beispielentwässerungsnetzes	98
4.25	Auswirkung auf Entlastungsvolumen und Frachten	100
5.1	Stark vereinfachtes Schema der Auswirkungen eines rückläufigen Anschlussgrades auf den Betrieb einer konventionellen Belebungsanlage mit Schlammbehandlung	104
5.2	Normierter Verlauf des Wirkungsgrades von Drehkolbengebläsen bei Drehzahlregelung	117
5.3	Zulaufdaten zur Kläranlage bei rückläufigem Anschlussgrad	121
5.4	Entwicklung des Schlammalters bei veränderlichem Anschlussgrad ohne TS-Anpassung	121
5.5	Box-Whisker-Plots der Ablaufwerte, Anlagen-Typ: „Belebung mit Bio-P, Anaerobe Stabilisierung“	122
5.6	Entwicklung der Kostenarten Elektroenergie, Betriebsstoffe und Schlamm Entsorgung bei veränderlichem Auslastungsgrad, Anlagen-Typ: „Aerobe Stabilisierung“	123
5.7	Entwicklung der Kostenarten Elektroenergie, Betriebsstoffe und Schlamm Entsorgung bei veränderlichem Auslastungsgrad, Anlagen-Typ: „Belebung mit Bio-P, Anaerobe Schlammstabilisierung“	124
5.8	Entwicklung der Energiebedarfs bei veränderlicher Anschlussgröße Anlagen-Typ: „Belebung mit Bio-P, Anaerobe Schlammstabilisierung“	124
5.9	Berechnete Entwicklung des einwohnerspezifischen Energiebedarfs bei veränderlichem Auslastungsgrad im Vergleich zu realen Daten von Kläranlagen des DWA-Landesverbands Nord-Ost (Barjenbruch, 2009)	125
5.10	Verfahrensschema der Kläranlage Ebersbach	126
5.11	Box-Whisker-Plots der Ablaufwerte im Referenzzustand und für die untersuchten Anpassungsoptionen	130
5.12	Box-Whisker-Plots der Ablaufwerte der Option 4 mit Zugabe von Co-Substrat	133
6.1	Berechnungsablauf zur Gebührenprognose	146
6.2	Ergebnis der Bruttoprognose	150
6.3	Ergebnis der Nettoprognose	151
6.4	Ergebnis Sensitivitäts-Analyse	153
7.1	Einflussfaktoren auf die Wahl zwischen Zentraler und Dezentraler Abwasserentsorgung	158
7.2	Planungsweise mit Reduzierung des Refinanzierungsrisikos einer Investition (MUNR, 1999, S. 49)	161
7.3	Funktionsprinzip einer Stromlosen Tropfkörperanlage	167
7.4	Prinzipdarstellung einer Ein-Behälter-SBR-Anlage mit angeschlossenem Sickersystem	168
7.5	Modell einer vertikal durchströmten Pflanzenkläranlage mit Rücklauf	169
7.6	Zusammensetzung der Investitionskosten einer Kanalbaumaßnahme	169

7.7	Sensitivitätsanalyse der Parameter der LCC der Pflanzenkläranlage (basierend auf Variante 4)	176
7.8	Sensitivitätsanalyse der Parameter der LCC der SBR-Anlage (basierend auf Variante 4) . .	176
7.9	Sensitivitätsanalyse der Parameter der LCC der „Stromlosen Tropfkörperanlage“ (basierend auf Variante 4)	177
7.10	Sensitivitätsanalyse der Parameter der Anschaffung der LCC der zentralen Anlage (Diskontsatz 3,00 Prozent)	177
7.11	Sensitivitätsanalyse der Parameter des Betriebs der LCC der zentralen Anlage (Diskontsatz 3,00 Prozent)	178
7.12	Variante B 1.1 Lebenszykluskosten der Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von der Anzahl der angeschlossenen Einwohner (1.000 m)	180
7.13	Variante B 1.2 Lebenszykluskosten der Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von der Anzahl der angeschlossenen Einwohner (3.000 m)	180
7.14	Variante B 2.1 Lebenszykluskosten der Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von der Entfernung zur KA (500 EW)	181
7.15	Variante B 2.2 Lebenszykluskosten der Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von Entfernung und Einwohner	182
7.16	Lage der Gemeinde Göda und der Modell-Orte	188
7.17	Kosten OT Storcha (Schäfer, 2009)	194
7.18	Kosten OT Semmichau (Schäfer, 2009)	195
7.19	Investitionskosten OT Storcha (Schäfer, 2009)	196
7.20	Investitionskosten OT Semmichau (Schäfer, 2009)	196
7.21	Projektkostenbarwertentwicklung OT Storcha (Schäfer, 2009)	198
7.22	Projektkostenbarwertentwicklung OT Semmichau (Schäfer, 2009)	199

Tabellenverzeichnis

1.1	Fallbeispiele im Rahmen dieser Arbeit	3
1.2	Basisergebnisse der BBR-Bevölkerungsprognose (Personen in Tsd.) Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.) (2006)	6
2.1	Wasserverbrauch in L/d pro Einwohner im Haushalt (ATV-DVWK-AG GB-5.1, 2004)	17
2.2	Ausgewählte Erfahrungswerte des Wasserverbrauches je Verbrauchseinheit (Abkürzungen: A für Angestellter, G für Gast, Pt für Patient, E für Einwohner, St für Schüler oder Student, L für Lehrer) (Brendel <i>et al.</i> , 2002, S. 30-31)	18
2.3	Zusammenfassung der Annahmen für die drei Entwicklungsszenarien	23
2.4	Verteilung des Haushaltsgrößen in Deutschland (BBR, 2004)	24
2.5	Wäscheanfall und Nutzung unterschiedlicher Waschzyklen (verändert nach Rüdener <i>et al.</i> (2005)	24
2.6	Entwicklung des spezifischen Wassereinsatzes nach Industriebranchen, (Hillenbrand und Böhm, 2008)	27
2.7	Regressions-Modell M2	40
3.1	Überblick über Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen (Abegglen <i>et al.</i> , 2009)	47
3.2	Konzentration und Elimination von Pharmaka, Duftstoffen (LOQ: 0,05 µg/l) und Estron (LOQ: 3 mg/l) im Kläranlagenablauf Braunschweig (DOC: 23,0 mg/l, pH 7,2) vor/nach Ozonung (5,10,15 mg/l O ₃) (Ternes <i>et al.</i> , 2003)	51
3.3	Sicherheitsfaktoren zur Berechnung des PNEC-Wertes aus Labor-Toxizitätstests	54
3.4	Wirkstoffgruppen, DDD in Mio.	55
4.1	Gewählte Abflussspenden	61
4.2	Angenommene Sediment-Charakteristik (Macke, 1982)	66
4.3	Charakteristik von Kanalnetz-Sedimenten nach CIRIA (1996)	69
4.4	Bandbreiten für Sinkgeschwindigkeiten und erforderliche Faktoren n unter Verwendung der Sedimentcharakteristik in Tabelle 4.3	69
4.5	Treffsicherheit verschiedener Bewertungskriterien zur Lokalisierung von Ablagerungen unter Nutzung von Q _T	71
4.6	Klassifizierung des Sedimentationsrisikos unter Trockenwetterbedingungen	71
4.7	Gleichgewichtskonstante $k'_{H,C_G C_W}$ für verschiedene Wassertemperaturen	73
4.8	Überblick über Maßnahmen zur Vermeidung/Minderung biogener Schwefelsäurekorrosion	75
4.9	Bewertungsschema der biogenen Schwefelsäurekorrosion (nach Bielecki und Schremmer (1987), verändert)	76
4.10	Empirische Formeln zur Berechnung der Sulfidbildungsrate in g/(m ² · h), Umrechnung auf mg/(L · h) mit dem Verhältnis V/A (bei Kreisprofilen: 4/D)	80

4.11 Entwicklung der Kanalnetzlänge in km mit erhöhter Ablagerungswahrscheinlichkeit am Fallbeispiel Dresden	89
4.12 Entwicklung der Spülkosten (überschlägige Schätzung)	89
4.13 Entwicklung des Korrosionsrisikos am Fallbeispiel Dresden (Angaben in % der Gesamtlänge)	90
4.14 Entwicklung der Pumpenleistung, des Energiebedarfs und der H ₂ S Konzentration bei Durchmesser-Verkleinerung	95
4.15 Bedarf an Sauerstoff bzw. Nitrat zur vollständigen Unterbindung von H ₂ S am Ausgang der Druckleitung	96
4.16 Einsatzmengen von Zusatzmitteln zur Bekämpfung von H ₂ S, zusammengestellt aus Saračević (2009)	97
4.17 Parameter des Beispielentwässerungsnetzes für das hydrologische Stofftransportmodell	99
4.18 Zusammensetzung von Ablagerungen in Kanalisationen (Literaturstudie, entnommen aus Stauer (2010)	100
5.1 Veränderung des Kläranlagenzulaufs bei demografischen Veränderungen	103
5.2 Beispiele für industriell verfügbare externe C-Quellen	105
5.3 Bemessungsgrößen für separate Versäuerungsreaktoren Rabinowitz (1994), entnommen aus Baumann (2003)	106
5.4 Möglichkeiten zur Erhöhung des C/N-Verhältnisses im Bereich der Vorklärung	107
5.5 Gaspotential verschiedener Substrate, zusammengestellt aus (Besgen, 2005; Krieg und Fischer, 2011; LfU, 2007)	110
5.6 Richtwerte für theoretische Gasausbeuten (BayLfU, 2004)	113
5.7 Stöchiometrische Abschätzung von Gaspotential und NH ₄ – N Freisetzung bei vollständiger Umsetzung von Fetten, Kohlenhydraten und Eiweißen (berechnet nach Formel 5.13)	113
5.8 Spezifischer CSB-Gehalt von Fetten, Kohlenhydraten und Eiweißen	113
5.9 Übersicht der verwendeten Modellansätze zur dynamischen Simulation des Systems Kläranlage	115
5.10 Orientierungswerte für energetische Kennzahlen im Bereich der Kläranlage	116
5.11 Übersicht über die untersuchten Anlagen-Typen	118
5.12 Bemessungsdaten der fünf Anlagen-Typen	119
5.13 Angenommene spezifische Kosten	120
5.14 Auslegungsdaten der Kläranlage Ebersbach und aktuelle Belastung	127
5.15 Kennwerte der einzelnen Bauwerke und Aggregate der KA Ebersbach	128
5.16 Thermischer Energiebedarf der KA Ebersbach	129
5.17 Anpassungsoptionen in der Abwasserbehandlung	129
5.18 Anpassungsoptionen in der Abwasserbehandlung	130
5.19 Relativer Fehler der berechneten Betriebskosten für den Referenzzustand 2008	131
5.20 Kosten-Vergleich der einzelnen Anpassungsoptionen	131
5.21 Angenommene Zusammensetzung von Speiseabfällen als Co-Substrat	133
5.22 Kosten-Vergleich der Option 4 mit/ohne Annahme von Co-Substrat	134
6.1 Kosten i. S. v. SächsKAG (In Anlehnung an: SächsKAG)	142
6.2 Kostenartengliederung und Benchmarkingvergleich (In Anlehnung an: Beier (2003); Heiss und Pilz (2007)	143

6.3	Annahmen und Eingangsparameter für die Bruttonprognose	149
7.1	Mögliche Parameterwerte für die Empfindlichkeitsprüfung (i =Zinssatz, r_{IK} =jährliche Baukostensteigerung, r_{LK} =jährliche Betriebskostensteigerung), siehe Schäfer (2009)	165
7.2	Investitions- und Betriebskostenstellen der Lebenszykluskostenrechnung	172
7.3	Varianten der LCC Berechnung	174
7.4	Lebenszykluskosten der drei KKA-Systeme und der KA in den unterschiedlichen Varianten (Angaben in Euro)	175
7.5	Ergebnisse der LCC	178
7.6	Übersicht Break-Even-Analyse	179
7.7	Auswahlkriterien der Modellorte	189
A.1	Relativierte Merkmale aus dem Stadtteilkatalog (Landeshauptstadt Dresden, 2007)	223
B.1	AOK Report zu verschriebenen Tagesdosen nach Altersgruppen, (n=49)	224
B.2	Altersspezifische Verwendung von Wirkstoffgruppen (Grau markierte Wirkstoffgruppen wurden in der Analyse verwendet)	225
B.3	Daten zu untersuchten Wirkstoffen	226

[...] In beiden Teilen Deutschlands war die Verkehrs- und Infrastrukturpolitik jahrzehntelang nur auf Wachstum ausgerichtet. [...] Die westdeutschen Politiker gewöhnten sich daran, dass Wachstum die Lösung von Verteilungskonflikten einfacher macht – beim Straßenbau, bei der Ausweisung von Bauland, bei der Denkmalpflege. Und in Ostdeutschland wurde nach der Einheit alles überdimensioniert geplant: Gewerbegebiete und Wohnviertel, Kläranlagen und Straßen. Die Stadtverwaltungen entwarfen und investierten, als müssten sie ihren Glauben an eine bessere Zukunft auf den Reißbrettern beweisen.

In einigen ostdeutschen Städten kann man die Folgen heute riechen. [...]

Die Zeit, 2004/43 - Mehr Wohlstand für alle

1 Einleitung

1.1 Hintergrund und Zielstellung

Die Planung und der Betrieb siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme umfassen auf Grund deren Rigidität und hoher Aufwendungen langfristige Betrachtungshorizonte. Wie in Bild 1.1 schematisch dargestellt, haben dabei Kanäle zur Abwasserableitung Abschreibungshorizonte von ca. 80 bis 100 Jahren. Für die Nutzung von Bauwerken zur Abwasserbehandlung werden dagegen Abschreibungshorizonte zwischen 40 und 50 Jahren angesetzt. Dies ist etwa halb so lang wie die angesetzten Nutzungsdauern von Kanälen aber dennoch ein Vielfaches der Dauer von Legislaturperioden oder strategischer Planungshorizonte von Betreibern und Gemeinden. Damit stellt die Entscheidung für oder gegen den Ausbau und Erhalt kostenaufwendiger Infrastruktur zur Ableitung und Behandlung von Abwasser immer auch ein Erbe an die Nachfolgegeneration dar. So haben viele Städte und Gemeinden lange Zeit auch von der Entscheidung der Vorväter profitiert, die bewusst langfristig in den Ausbau von Kanälen zur Abwasserableitung investiert haben.

Grundlage bei der Infrastrukturplanung von Gemeinden und Kommunen in Deutschland, und so auch bei der Planung von Kanälen und Kläranlagen der letzten Dekaden, war die Annahme eines stetigen Wachstums der Bevölkerung und damit verbundener Wirtschaftsleistung. Seit etwa 10 Jahren wird offenbar, dass diese Annahme grundsätzlich in Frage gestellt werden muss. Konkret müssen viele Gemeinden

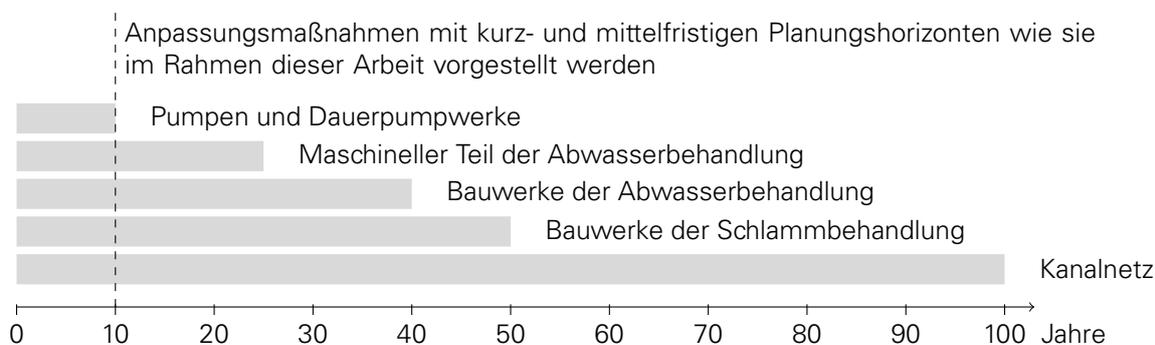


Abbildung 1.1: Zeithorizonte in der Siedlungswasserwirtschaft

in Deutschland der Tatsache begegnen, dass die Bevölkerungszahl in den kommenden Dekaden rückläufig und zusätzlich von einer Überalterung überlagert sein wird. Für diese Gemeinden stellt sich die Aufgabe, bestehende Systeme zur Abwasserableitung und Behandlung an den zurückgehenden Bedarf anzupassen.

Auch in ländlichen Gebiete mit niedriger Einwohnerdichte stellt sich seit jeher die Frage nach der Finanzierbarkeit gemeinschaftlich, also zentral organisierter Entwässerungslösungen. Als Konsequenz waren und sind in diesen Gebieten zum Großteil nur dezentrale Entwässerungslösungen umsetzbar. Speziell in den ländlich geprägten Gebieten der Neuen Bundesländern war der Bedarf an angemessenen Abwasserentsorgungslösungen in den 20 Jahren nach der Wiedervereinigung immens und ist bis heute noch nicht gedeckt.

Durch den Zwang der im Jahr 2000 in Kraft getretenen Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union nach einer flächendeckenden Abwasserentsorgung nach dem Stand der Technik hat die Relevanz der Frage nach zentraler oder dezentraler Entwässerung im ländlichen Raum wieder an Bedeutung gewonnen und wird stark von der zu erwartenden Demographischen Entwicklung beeinflusst.

Neben den großen Herausforderungen, die sich sowohl aus der Demographischen Entwicklung in Deutschland als auch aus den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie für den Betrieb und Anpassung siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme ergeben, gilt es zwei weitere Rahmenbedingungen in Betracht zu ziehen. Diese sind der langfristige Klimatische Wandel und diverse kontinuierliche sozio-ökonomische Veränderungen. Der Klimawandel hat eine große gesellschaftliche Resonanz, da es sich dabei um eine globale Herausforderung handelt. Tatsächlich ist für Deutschland davon auszugehen, dass der Klimawandel erst in 50 bis 100 Jahren spürbare Auswirkungen haben wird. Merkmale, die durch den Begriff sozio-ökonomische Veränderungen umschlossen sind und sofern sie im Rahmen dieser Arbeit relevant sind, beinhalten Aspekte wie der Einfluss von Wohn- und Lebensgewohnheiten soweit diese den Wasserverbrauch beeinflussen.

Zielstellung des Projektes ist die Entwicklung von Methoden und Szenarien zur differenzierten Prognose der Auswirkungen des demographischen Wandels auf die verschiedenen Teilsysteme der Siedlungsentwässerung, sowie der Abgrenzung zu weiteren sich ändernden Rahmenbedingungen. Nach der Identifikation möglicher Auswirkungen und der Beschreibung von Methoden zur konkreten Risikobewertung werden Anpassungsmöglichkeiten vorgestellt, um negativen Auswirkungen entgegen zu wirken. Schwerpunkt bei den vorgeschlagenen Anpassungsoptionen sind diejenigen, die in bestehende Systeme integriert werden können ohne grundsätzliche Veränderungen am Gesamtsystem durchführen zu müssen (Anpassung im Bestand). In diesem Sinne unterliegen die im Rahmen dieser Arbeit diskutierten Anpassungsmaßnahmen einem kurzen bis mittelfristigen Planungshorizont (siehe Bild 1.1).

Auf Grund der Komplexität siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme ist es nicht möglich allgemein gültige Aussagen über quantitative Auswirkungen des demographischen Wandels zu treffen. Ein wesentlicher Ansatzpunkt ist deshalb die exemplarische Anwendung von Methoden zur Risikobewertung an Hand fallkonkreter Beispiele. Diese Fallbeispiele wurden in Zusammenarbeit mit den Praxispartnern des Projektes erarbeitet. Als Praxispartner unterstützten folgende Betreiber und Gemeinden die Arbeit des Projektes: Stadtentwässerung Dresden, Süd-Oberlausitzer Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungsgesellschaft mbH (SOWAG), Eigenbetrieb Abwasserbeseitigung Bautzen, Emschergenossenschaft Lippeverband (EGLV), Gemeinde Göda (Sachsen), Stadt Gladbeck Ingenieuramt Stadtentwässerung. Einen Überblick zu den untersuchten Fallstudien zeigt Tabelle 1.1.

Tabelle 1.1: Fallbeispiele im Rahmen dieser Arbeit

Teilgebiet / Fragestellung	fallkonkrete Untersuchungen
Einzugsgebiet	
Welches Einsparpotential ist durch den Einsatz wassersparender Weißer Ware in Zukunft zu erwarten?	Szenarienbasiert (Abschnitt 2.3.4.1, ab S. 21)
Wie groß ist der Einfluss der Altersstruktur und unterschiedlicher Lebens- und Wohngewohnheiten auf den Pro-Kopf Verbrauch?	Stadt Dresden (Abschnitt 2.3.6, ab S. 26)
Wie äußert sich der Einfluss klimatischer Merkmale auf den Wasserverbrauch?	Stadt Dresden (Abschnitt 2.5, ab S. 31)
Führt eine Überalterung der Bevölkerung zu verstärkten Wirkstoffemissionen im Schmutzwasserabfluss?	Deutschland (Kreisebene) (Abschnitt 3, ab S. 43); Berechnungsbeispiel Kreisstadt Gera (Appendix C, ab S. 227)
Ableitung und Behandlung	
Wie groß ist die Auswirkung von reduzierten Trockenwetterabflüssen auf Ablagerungsbildung und Geruchsemissionen im Kanalnetz?	Kanalnetz Dresden (Abschnitt 4.5, ab S. 86); Bautzen Gesundbrunnen (Abschnitt 4.6, ab S. 90)
Welche Auswirkungen zeigen sich bei veränderten Trockenwetterabflüssen bei Mischwasserentlastungen?	Entwässerungssystem nach ATV-A 128 (Abschnitt 4.7, ab S. 97)
Welche Auswirkung hat der Rückgang angeschlossener Einwohner auf den Betrieb der Abwasserbehandlung?	Anlagentypen nach ATV A 131 und A 126 (Abschnitt 5.4, ab S. 117); Kläranlage Ebersbach (Sachsen) (Abschnitt 5.5, ab S. 126)
Gebührenentwicklung	
Um wie viel Prozent steigen die Abwassergebühren bis zum Jahr 2020 insgesamt?	Gladbeck, Bautzen, AZV Spreequellen (Abschnitt 6.3, ab S. 145)
Welchen Anteil haben der demografische Wandel bzw. andere Effekte an den Anstiegen der Gebührenbelastungen pro Haushalt?	Gladbeck, Bautzen, AZV Spreequellen (Abschnitt 6.3, ab S. 145)
Entwässerung im ländlichen Raum	
Welche Entwässerungsvariante (zentrale Kläranlage, Ortskläranlage, priv. / öffentl. Kleinkläranlage) ist aus Sicht des Betreibers und der Endverbraucher am kostengünstigsten?	Gemeinde Göda (Sachsen) (Abschnitt 7.4, ab S. 187)

1.2 Gliederung der Arbeit

In den Abschnitten 1.3 und 1.4 (ab S. 5 und S. 6) wird die zu erwartende demographische und klimatische Entwicklung für Deutschland zeitlich und räumlich charakterisiert. Da zu diesen Rahmenbedingungen keine eigenen Untersuchungen durchgeführt wurden, geben diese Abschnitte einen Überblick zu den Ergebnissen anderer Projekte und bilden die Grundlage für getroffene Annahmen zur nachfolgenden Risikobewertung. In Abschnitt 1.5 (S. 10) werden die wichtigsten zu erwartenden Auswirkungen des demographischen Wandels auf die Systeme der Siedlungsentwässerung beschrieben und stark vereinfacht schematisch dargestellt.

Als wichtigste Kenngröße bei der Beurteilung von Auswirkungen sich ändernder Rahmenbedingungen gilt der Wasserverbrauch innerhalb eines Versorgungsgebietes und dem daraus folgenden Schmutzwasseranfall. In Kapitel 2 (S. 13) werden daher die Auswirkungen demographischer, klimatischer und sozio-ökonomischer Einflussfaktoren auf den Wasserverbrauch analysiert.

Neben der direkten Abnahme der Schmutzwassermengen bedingt durch rückläufige Einwohnerzahlen wurde in Kapitel 3 (ab S. 43) der Einfluss einer zunehmenden Überalterung auf zu erwartenden Wirkstoffemissionen im Schmutzwasser untersucht. Kern der Untersuchung war dabei die Frage, ob eine Überalterung zu relevanten Mehr-Emissionen führt und inwieweit diese durch rückläufige Bevölkerungszahlen kompensiert werden kann.

Anknüpfend an die zu erwartende mengenmäßige Entwicklung des Abwasseranfalls wurden mögliche Auswirkungen auf die technischen Systeme der Siedlungsentwässerung, sowie damit verbundene Gebühren- und Kostenstrukturen untersucht. In Kapitel 4 werden dabei konkret die Auswirkungen auf den Betrieb von Kanalnetzen untersucht. In Kapitel 5 werden die Auswirkungen auf den Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen, sowie mögliche Anpassungsmaßnahmen untersucht. Zusätzlich zu den Auswirkungen auf den technischen Betrieb der Abwasserableitung und Abwasserbehandlung hat der Rückgang angeschlossener Einwohner in einem Versorgungsnetz wesentlichen Einfluss auf den finanziellen Betrieb dieser Anlagen. Dieser Aspekt wird in Kapitel 6 (ab S. 137) beleuchtet. Anschließend werden entsprechende Maßnahmen bei der Gebührenstruktur vorgestellt.

In Kapitel 7 (S. 157) werden grundlegende Methoden zur Variantenbewertung der Entwässerung im ländlichen Raum vorgestellt. Die Methode der Kostenvergleichsrechnung wird dabei an Hand eines konkreten Fallbeispiels erläutert.

Abschließend werden die Erkenntnisse und Schlussfolgerungen in Kapitel 9 (ab S. 205) zusammengefasst.

So fern dies sinnvoll war, wurden folgende Schwerpunkte wiederkehrend im Bericht aufgeführt:

Grundsätzliche Zusammenhänge Qualitative Analyse der Auswirkung sich ändernder Bevölkerungszahlen, Abwassermengen, etc. auf das betrachtete Teilsystem.

Anpassungsmaßnahmen Zusammenstellung und Erläuterung von betrieblichen oder infrastrukturellen Maßnahmen innerhalb des betrachteten Teilsystems, die angewendet werden können um negativen Auswirkungen zu begegnen.

Risikoanalyse und Bewertung von Anpassungsmaßnahmen Bewertungsmethoden zur Quantifizierung möglicher Auswirkungen, sowie Bewertung der Sinnhaftigkeit der zuvor aufgelisteten Maßnahmen unter gegebenen Randbedingungen.

Fallbeispiel Exemplarische Anwendung der Risikoanalyse und Erarbeitung von Anpassungsstrategien.

1.3 Demographische Entwicklung in Deutschland

Für Deutschland verbirgt sich hinter dem Stichwort *demographischer Wandel* ein Rückgang der Einwohnerzahl bei gleichzeitiger Überalterung. Ursachen, welche diesen Wandel bedingen sind die geringe Geburtenrate und eine zunehmende Lebenserwartung. Weiterhin führt eine ausgeprägte Binnenmigration zu räumlich sehr starken Unterschieden innerhalb Deutschlands.

Für Deutschland bietet das Statistische Bundesamt laufende Bevölkerungsprognosen (12. koordinierte Bevölkerungs-Vorausberechnung im Jahr 2009). Die Prognosen bieten eine maximale räumliche, alters- und geschlechtliche Differenzierung bis hin zu Gemeinden mit mehr als 5000 Einwohnern (Prognosehorizont bis 2020). Weiterführende Prognosen bis 2060 wurden bislang nur für Kreise und Kreisfreie Städte erstellt. Eigenständige Prognosen werden ebenfalls durch das Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR) erstellt mit der weitergehenden Zielstellung, Aussagen zur zukünftigen Nutzung des Raumes treffen zu können (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.), 2006). Die Prognosen des Statistischen Bundesamtes als auch darauf aufbauende Prognosen der statistischen Landesämter unterteilen sich in mehrere Varianten. Bei der Variantenaufstellung werden dabei leicht verschiedene Ausprägungen der Wanderungssalden, Sterblichkeit und Geburtenraten angenommen. Im Rahmen dieser Arbeit wurde wenn nicht anders angegeben die Prognose-Variante 1-W1 verwendet¹.

Den groben zeitlichen Verlauf der demographischen Entwicklung in Deutschland von 1990 bis 2050 zeigt Tabelle 1.2 an Hand der wesentlichen Faktoren Geburtenrate, Sterbefälle und Wanderungssalden. Auffällig ist dabei, der zunehmend negative natürliche Saldo bis zum Jahr 2050. Weiterhin zeigt sich ein positives Außenwanderungssaldo mit einer maximalen prognostizierten Zunahme von ca. 8,8 Millionen Einwohner von 2021 bis 2050. Bedingt durch die Ursachen des demographischen Wandels zeigen sich daher drei wesentliche Auswirkungen, diese sind:

- abnehmende Anzahl der Bevölkerung (Schrumpfung)
- zunehmende Überalterung der Gesellschaft
- zunehmende Internationalisierung, bedingt durch positive Außenwanderungssalden

Neben den rein demographischen Prozessen werden weiterhin zunehmend soziale und ethnische Segregations-Effekte in Kombination mit sich wandelnden ökonomischen Rahmenbedingungen erwartet (sozio-ökonomischer Wandel). Im Gegensatz zum Bevölkerungsrückgang und einhergehender Alterung verbirgt sich unter dem Stichwort „sozio-ökonomischer Wandel“ eine Ansammlung verschiedener Effekte, die auf Grund ihrer Komplexität im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter betrachtet werden können. Dieser Ausschluss wird auch damit begründet, dass Segregations-Effekte fast ausschließlich in großen Städten festzustellen ist.

Neben dem absoluten Rückgang der Bevölkerungszahl gilt es die Auswirkungen des demographischen Wandels räumlich differenziert zu betrachten. So werden bisherige Trends in Konzentrations- und Dekonzentrations-Prozessen in den künftigen Dekaden eine zunehmende Rolle spielen (Bild 1.2 rechts). Vor allem in den Neuen Bundesländern sind schon heute starke Konzentrationsprozesse zu beobachten, bedingt durch Migration junger Menschen hin zu ökonomisch starker Ballungszentren zu Lasten ländlicher Regionen, in denen die Überalterung dadurch verstärkt und die wirtschaftliche Potenz weiter geschwächt wird. So zeigt sich für ein Großteil der ost- und mittel-deutschen Kreise ein Rückgang von

¹Dies bedeutet eine angenommene Geburtenziffer von 1,4 so wie eine angenommene Lebenserwartung Neugeborener bis zum Jahr 2060 von 85,0 Jahren (männlich) und 87,7 Jahren (weiblich).

Tabelle 1.2: Basisergebnisse der BBR-Bevölkerungsprognose (Personen in Tsd.) Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.) (2006)

		Alte Länder	Neue Länder	Bund
1990	Bevölkerung	61.573,6	18.179,5	79.753,1
1991 bis 2002	Geburten	7.943,3	1.414,3	9.357,6
	Sterbefälle	8.032,0	2.404,3	10.436,3
	natürliches Saldo	-88,7	-989,9	-1.078,6
	Außenwanderungssaldo	3.273,6	588,6	3.862,2
	Binnenwanderungssaldo	768,8	-768,8	0,0
	Gesamtwanderungssaldo	4.042,3	-180,2	3.862,1
2002	Bevölkerung	65.527,3	17.009,4	82.536,7
2003 bis 2020	Geburten	10.009,9	2.128,6	12.138,5
	Sterbefälle	131.483,0	3.550,5	135.033,5
	natürliches Saldo	-3.138,4	-1.422,0	-4.560,4
	Außenwanderungssaldo	3.525,1	637,6	4.162,7
	Binnenwanderungssaldo	527,0	-527,0	0,0
	Gesamtwanderungssaldo	4.052,1	110,6	4.162,7
2020	Bevölkerung	66.441,0	15.698,1	82.139,1
2021 bis 2050	Geburten	15.179,0	2.722,4	17.901,4
	Sterbefälle	24.828,7	6.748,8	31.577,5
	natürliches Saldo	-9.649,7	-4.026,3	-13.676,0
	Außenwanderungssaldo	7.184,1	1.613,1	8.797,2
	Binnenwanderungssaldo	175,6	-175,6	0,0
	Gesamtwanderungssaldo	7.359,7	1.437,5	8.797,2
2050	Bevölkerung	64.151,0	13.109,2	77.260,2

mehr als 6 Prozent. In den Alten Bundesländern ist dagegen für größere Ballungszentren mit Dekonzentrations-Prozessen zu rechnen, da sich Familien tendenziell in großstadtnahen Regionen ansiedeln werden. Diese Entwicklung zeigt sich besonders in der Region um Berlin als auch in den Kreisen um München.

Für die Entwicklung der Altersstruktur zeigt sich, dass schon heute ostdeutsche und vor allem sächsische Gemeinden einen hohen Anteil von Einwohner über 60 Jahren haben (mehr als 27 Prozent im Jahr 2007), siehe dazu Bild 1.2 (Links und Mitte). Ab dem Jahr 2020 wird in allen ostdeutschen Kreisen der Anteil über 60-jährigen über 30 Prozent liegen.

Die zeitliche Dynamik der demographischen Entwicklung zeigt Bild 1.3.

1.4 Klimatische Entwicklung für Deutschland

Die zu erwartenden langfristigen klimatischen Veränderungen wurden in der Vergangenheit durch zahlreiche Untersuchungen und Forschungsvorhaben analysiert. Als Ergebnis liegen ausgehend von Globalen Klima-Modellen für verschiedene Emissionsszenarien Aussagen zur klimatischen Entwicklung regionaler Räume in Deutschland vor.

Im Projekt ZWEK (Zusammenstellung von Wirkmodell-Eingangsdatensätzen für die Klimafolgenabschätzung) werden fünf verschiedener nationale Klimamodelle CLM, REMO, WETTREG und STAR miteinander verglichen. Die ersten drei beruhen auf den globalen Klimasimulationen von ECHAM5-T63L31/MPI-

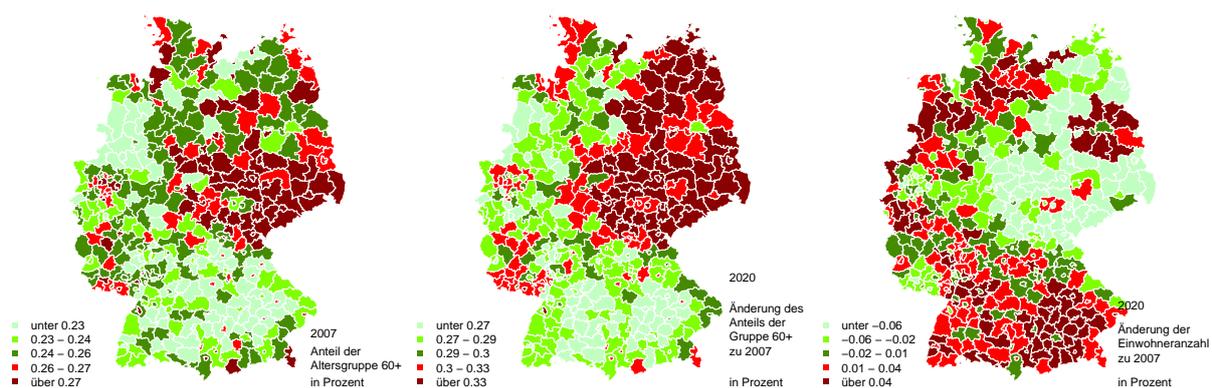


Abbildung 1.2: Räumlich differenzierte Auswirkung des demographischen Wandels auf Kreisebene bis 2020 (1 ≙ 100 %)

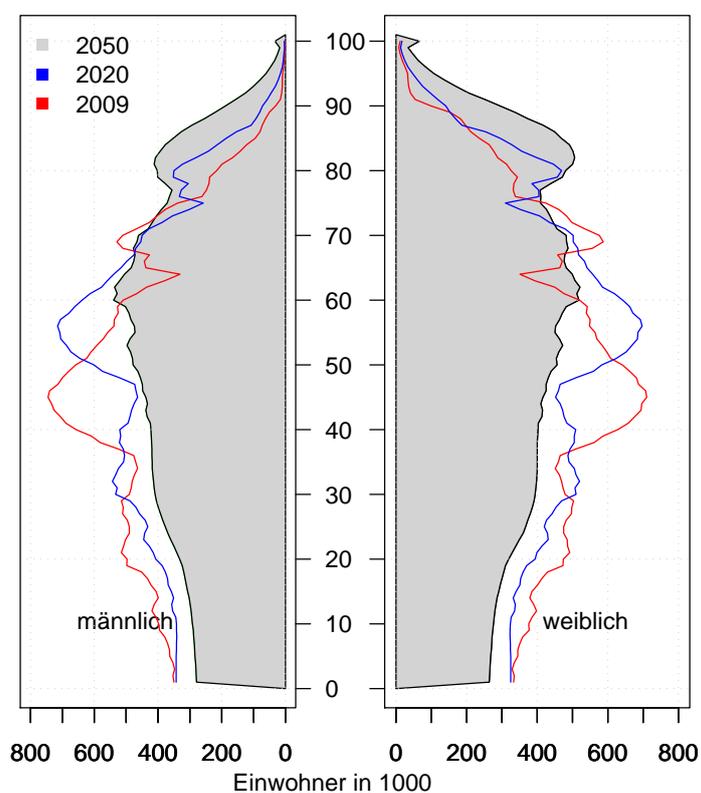


Abbildung 1.3: Alterspyramide Deutschland 2009, 2020, 2050

OM (Emissionsszenario A1B, Lauf Nr. 1) des Max-Planck-Institutes für Meteorologie). Das Projekt ATEAM² (Advanced Terrestrial Ecosystem Analysis and Modelling) basiert hingegen auf den globalen Klimamodellen HadCM3, CGCM2, CSIRO2 und PCM. Ziel des Projektes ATEAM ist darüber hinaus die Abschätzung der Vulnerabilität verschiedener gesellschaftlicher Sektoren und Handlungsfelder als Folge des Klimawandels (siehe dazu auch UBA (Hrsg.) (2005b, S. 37 ff)).

²<http://www.pik-potsdam.de/ATEAM/>

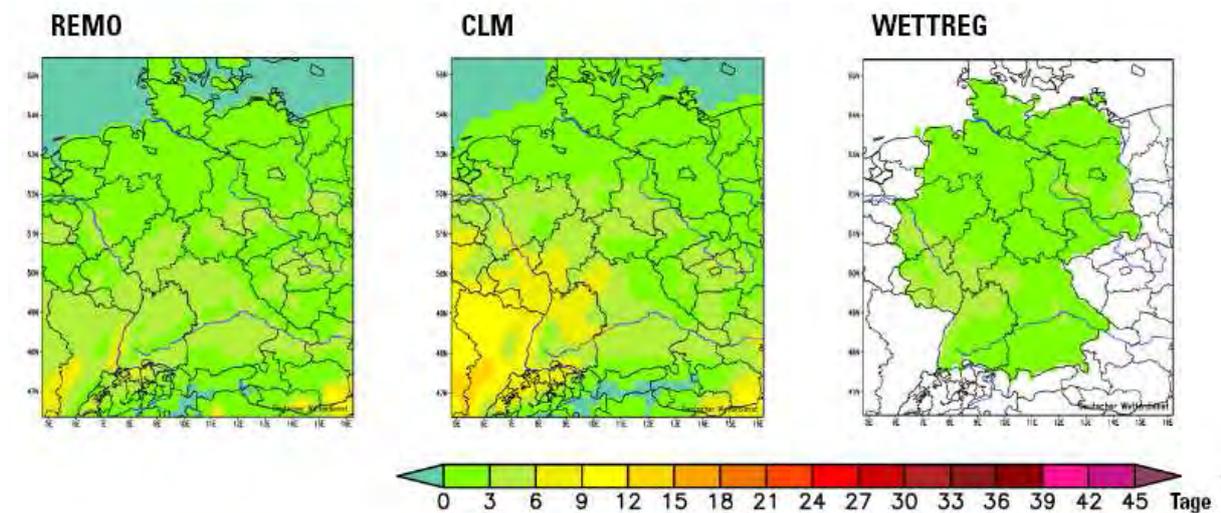


Abbildung 1.4: Anzahl der heißen Tage, Vergleich der Änderung von 1971/2000 zu 2021/2050, Emissionsszenario A1B (Deuschländer, 2007)

Die wesentlichen IPCC-Emissionsszenarien (SRES), soweit sie in diesem Bericht verwendet werden sind: Szenario A1B, A1 und B1. Das Szenario A1B repräsentiert dabei ein schnelles ökonomisches Wachstum bei ausgewogener Nutzung verschiedener Energiequellen. Szenario A1 steht für einen weiter steigenden Verbrauch fossiler Brennstoffe. Szenario B1 steht für eine Einführung sauberer und Ressourcen-effizienter Technologien bei einer Veränderung der ökonomischen Strukturen hin zu einer Dienstleistungs- und Informationsgesellschaft. Allgemein stehen die Szenarien B1, B2 für Umweltorientierte und A1 für ökonomisch orientierte Szenarien.

Die Ergebnisse der regionalisierten Klimaprognosen erlauben Aussagen über langfristige Klimaparameter als Jahres- oder Monatsmittelwerte. Die Prognose von Extremwerten und Extremereignissen mit Bezug auf Temperatur und Niederschlag sind dagegen mit großen Unsicherheiten behaftet.

Grundsätzlich lässt sich eine deutliche Erwärmung Deutschlands bis zum Jahr 2080 feststellen. Alle betrachteten Szenarien im Projekt ATEAM zeigen eine Spanne der Erwärmung der langjährigen Jahresmitteltemperatur von +1,6 °C bis + 3,8 °C. Saisonal ergibt sich in den verschiedenen Szenarien ein uneinheitliches Bild. Der Trend zur stärkeren Erwärmung im Winter, der in der Vergangenheit beobachtet wurde, wird in den Zukunftsszenarien nicht wiedergegeben. Räumlich zeigen viele Szenarien eine besonders starke Erwärmung im Südwesten, z.T. auch im äußersten Osten Deutschlands. Saisonal ergibt sich in den verschiedenen Szenarien ein uneinheitliches Bild. Die erwartete Zunahme heißer Tage (Tage mit einer Höchsttemperatur über 30°C) zeigt Bild 1.4. Eine deutlichere Zunahme der Temperaturen wird erst für den Abschnitt von 2050 bis 2100 erwartet.

Für das Klimaelement Temperatur kann davon ausgegangen werden, dass zumindest für größere Räume die Modellunsicherheit geringer ist als die Unsicherheit im Zusammenhang mit der Realisierung zukünftiger Treibhausgasemissionen.

Für den Jahresniederschlag zeigen alle Klimaszenarien nur sehr geringe Veränderungen, die bis 2080 im Wesentlichen unter 10% liegen. Stärkere Veränderungen zeigen sich bei Sommer- und Winterniederschlägen. Während in allen betrachteten Szenarien eine Erhöhung der Winterniederschläge zu beobachten ist, nehmen die Sommerniederschläge in den meisten Szenarien ab. Dies ist konsistent mit dem bereits zu beobachtenden Trend einer Verschiebung der Niederschläge in den Winter. Diese Ver-

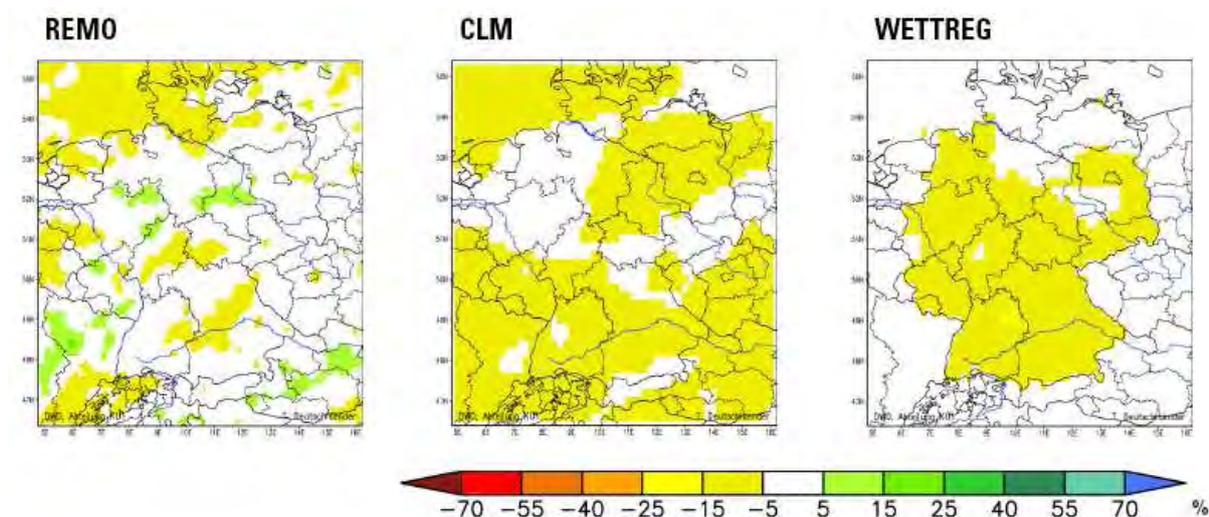


Abbildung 1.5: Prognose der mittleren Niederschlagsmenge (Sommer), Vergleich der Änderung von 1971/2000 zu 2021/2050, Emissionsszenario A1B (Deutschländer, 2007)

schiebung fällt in den Szenarien mit hoher Treibhausgaskonzentration (A1, A2) stärker aus als in den *umweltorientierten* Szenarien (B1, B2).

Regional ergibt sich für die Winterniederschläge eine besonders deutliche Zunahme in Süddeutschland, zumindest in den auf HadCM3 aufbauenden Szenarien. Der Rückgang der Sommerniederschläge konzentriert sich in diesen Szenarien auf Südwestdeutschland (Rheinland) und die zentralen Teile Ostdeutschlands. Die Ergebnisse der anderen Modelle liefern allerdings räumlich z.T. widersprüchliche Trends. Bild 1.5 zeigt die Veränderung der Niederschlagsmenge im Sommer für drei Klimamodelle.

Vergleicht man die Aussagen der unterschiedlichen Klimamodelle, zeigt sich, dass für den Niederschlag die Modellunsicherheit erheblich größer ist als für die Temperatur. Insbesondere in Aussagen über die räumliche Verteilung der Niederschlagstrends herrscht noch große Unsicherheit.

Von besonderer Relevanz für die Siedlungsentwässerung ist die Entwicklung von Extremgrößen wie der maximalen Temperatur und das Auftreten von Starkniederschlägen. Spekat *et al.* (2007, S. 67) verwenden das statistische regionale Modell WETTREG unter anderem zur Abschätzung von Extremgrößen. So wird eine Zunahme der heißen Tage bis 2100 um das doppelte prognostiziert sowie ein deutlicher Rückgang der Eis- und Frosttage und ein Anstieg der Tropennächte, in denen die Temperatur nicht unter 20°C sinkt.

Für Niederschläge mit einer Tagesmenge über 25 mm sowie bei den höchsten Tages- und 5-Tagesmengen konnte kein klares Änderungsverhalten nachgewiesen werden. Im Gegensatz dazu verweisen Hillenbrand und Hiessl (2006); Schmitt *et al.* (2006); UBA (Hrsg.) (2010) auf eine Zunahme von Starkniederschlägen. In UBA (Hrsg.) (2005a) wird der Zusammenhang zwischen lang-zeitlichen klimatischen Veränderungen und der Änderung der Häufigkeit von Extremgrößen an Hand von historischen Zeitreihen untersucht. Es konnte dabei gezeigt werden, dass sich die Häufigkeit von Extremereignissen mit dem Klima ändert. Eine eindeutige Schlussfolgerung für die zukünftige Entwicklung von Extremereignissen konnte jedoch nicht getroffen werden (vgl. Abschnitt 2.4, S. 30).

1.5 Erwartete Auswirkungen im Bereich der Siedlungsentwässerung

Wie bereits aufgeführt, wird der Betrieb siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme im wesentlichen durch drei Rahmenbedingungen beeinflusst: die demographische Entwicklung, klimatische und sozio-ökonomisch-technische Entwicklung im jeweiligen Betrachtungsgebiet.

Veränderungen dieser Rahmenbedingungen haben unmittelbare Auswirkungen auf die Menge, Zusammensetzung, und zeitliche Variabilität des abzuleitenden und zu behandelnden Abwassers. Weiterhin ergeben sich Veränderungen auf den organisatorischen als auch finanziellen Betrieb der technischen Systeme Abwasserableitung und Abwasserbehandlung.

Änderungen der Abwassermenge ergeben sich durch Änderungen im Trinkwasserverbrauch, welche unmittelbar an die Entwicklung Anzahl Einwohner in einem Versorgungssystem gekoppelt sind. Weitere demographische Merkmale wie die Altersstruktur (vor allem durch eine Überalterung) und eine zunehmende Internationalität in Großstädten nehmen neben der alleinigen Einwohneranzahl vernachlässigbare Rollen ein. Kurzzeitige Änderungen im Trinkwasserverbrauch mit einem Zeithorizont von Stunden (z.B. Tagesspitzenverbräuche) bis Tagen werden vor allem durch wetterbedingte Merkmale hervorgerufen (siehe Abschnitt 2.3.2, S. 19). Der Einfluss von Starkregenniederschlägen und daraus resultierenden Spitzenabflüssen werden im Rahmen dieser Arbeit nur am Rande berücksichtigt (siehe Abschnitt 2.4, S. 19).

Neben der rückläufigen Bevölkerungsanzahl in vielen Versorgungsgebieten und dem damit verbundenem Rückgang der Schmutzwassermengen lässt sich zusätzlich im gesamten Bundesgebiet ein Stagnieren des Pro-Kopf Verbrauches feststellen. Auch wenn es dafür mehrere Ursachen gibt, ist dafür vor allem die Verwendung von wassersparenden Technologien verantwortlich. Dies gilt sowohl im Bereich der häuslichen und gewerblichen Wassernutzung durch wassersparende Toiletten und verbrauchsarmer Weißer Ware als auch bei der industriellen Wassernutzung durch das Schließen von Wasserkreisläufen und Integration wassersparender Prozessabläufe. Als Weiße Ware bezeichnet man elektrische Haushaltsgeräte u. ä. Geräte aller Art zur Erledigung der Hausarbeit wie Kochen, Backen, Waschen, Reinigen und auch Körperpflege (entnommen aus <http://de.wikipedia.org>).

Es gilt weiterhin zu beachten, dass sich die Änderung der Einwohnerzahl als auch des spezifische Pro-Kopf Wasserverbrauch in einem Versorgungsgebiet nur sehr träge vollzieht. Im Gegensatz dazu kann der Wegfall von einzelnen wasserintensiven Großabnehmern in einem Versorgungsgebiet zu sprunghaften Veränderungen beim Wasserbedarf und Abwasseranfall führen.

Abnehmende Abwassermengen in einem Entwässerungssystem werden anschließend mit nachfolgenden Effekten in Verbindung gebracht (Koziol *et al.* (2006), UBA (Hrsg.) (2007, 2010, S. 62)). Im Bereich der Abwasserableitung wird mit verringerten Fließgeschwindigkeiten, bedingt durch überdimensionierte Leitungen, gerechnet. Dies führt zu verstärkten Vorabbauprozessen im Kanal (z.B. Faulung), Geruchsbelastung, Korrosionserscheinungen, sowie verringerten Kohlenstofffrachten bei der Abwasserbehandlung. Eine Zunahme von Ablagerungen in Folge geringer Fließgeschwindigkeiten erfordert mitunter eine Intensivierung von Kanalspülungen und damit verbundenen Mehraufwendungen. Ebenfalls wird mit möglicher Unterauslastung von Pumpen (vor allem in Druckentwässerungssystemen) gerechnet, und damit unwirtschaftlichem Betrieb.

Im Bereich der Abwasserreinigung sind auch positive Auswirkungen durch rückläufige Schmutzwassermengen zu erwarten. Dies gilt vor allem für Kläranlagen, die für Mischentwässerung bemessen sind.

Diese Kläranlagen erhalten somit mehr Kapazitäten für die Mischwasserbehandlung oder erzielen längere hydraulische Aufenthaltszeiten im Trockenwetterfall und erreichen somit bessere Wirkungsgrade (allein hydraulisch bedingt).

Analog zu rückläufigen Trockenwetterabflüssen gehen ebenfalls die damit verbundenen Frachten zurück. Dies hat vor allem Auswirkung auf den Betrieb der Abwasserbehandlung. Die jeweiligen Auswirkungen dieser Ursache muss für die einzelnen Verfahrensstufen der Abwasserbehandlung differenziert betrachtet werden.

Im Gegensatz zur Entwicklung der abzuleitenden und behandelnden Mengen und Frachten ist eine Abschätzung der Veränderung der Abwasserkonzentration und Zusammensetzung ungleich schwerer. In Entwässerungssystemen, die einen hohen Fremdwasseranteil aufweisen, ist mit einer weiteren Verdünnung, also einer Verringerung der im Abwasser befindlichen Konzentration an Organik, Nähr- und Spurenelemente zu rechnen. Hinsichtlich der Abwasserzusammensetzung kann vermutet werden, dass eine stetig älter werdende Gesellschaft zu höheren Wirkstoffemissionen im Schmutzwasser führt.

Betrachtet man die Entwicklung des Wasserverbrauches und des Wasserpreises lässt sich vermuten, dass der Wasserpreis steigt trotz rückläufigem Wasserbedarf (UBA (Hrsg.), 2007). Folgende Zusammenhänge könnten dafür verantwortlich sein. Auf Grund des Fixkosten-Anteils bei den Kapitalaufwendungen für die Wasserver- als auch Abwasserentsorgung in Kombination mit einer rückläufigen Einwohnerzahl einer Stadt oder Gemeinde ergeben sich steigende Endkosten für die verbleibende Endverbraucher. Erhöhte Aufwendungen durch den Betrieb unterlasteter Anlagen können zu einem weiteren Anstieg der Betriebskosten führen (z.B. durch Spülung).

Einen Überblick zu den Wirkungszusammenhängen bedingt durch demographische, sozio-ökonomische und klimatische Änderungen zeigt Bild 1.6. Stark vereinfacht werden in Bild 1.6 nur direkt oder indirekt proportionale Wirkungszusammenhänge zwischen Zuständen oder Prozessen abgebildet. So folgt zum Beispiel aus der gerichteten Verbindung zwischen **Aufenthaltszeit Kanal** zu **Vorabbau org. Material**, dass lange (resp. hohe) Aufenthaltszeiten einen starken (resp. hohen) Vorabbau bedingen. Andererseits führt ein hoher Vorabbau im Kanal zu einer Verminderung der organischen Fracht. Auf Grund der rein qualitativen Darstellung der Wirkungszusammenhänge werden unterschiedlich stark ausgeprägte Abhängigkeiten nicht berücksichtigt.

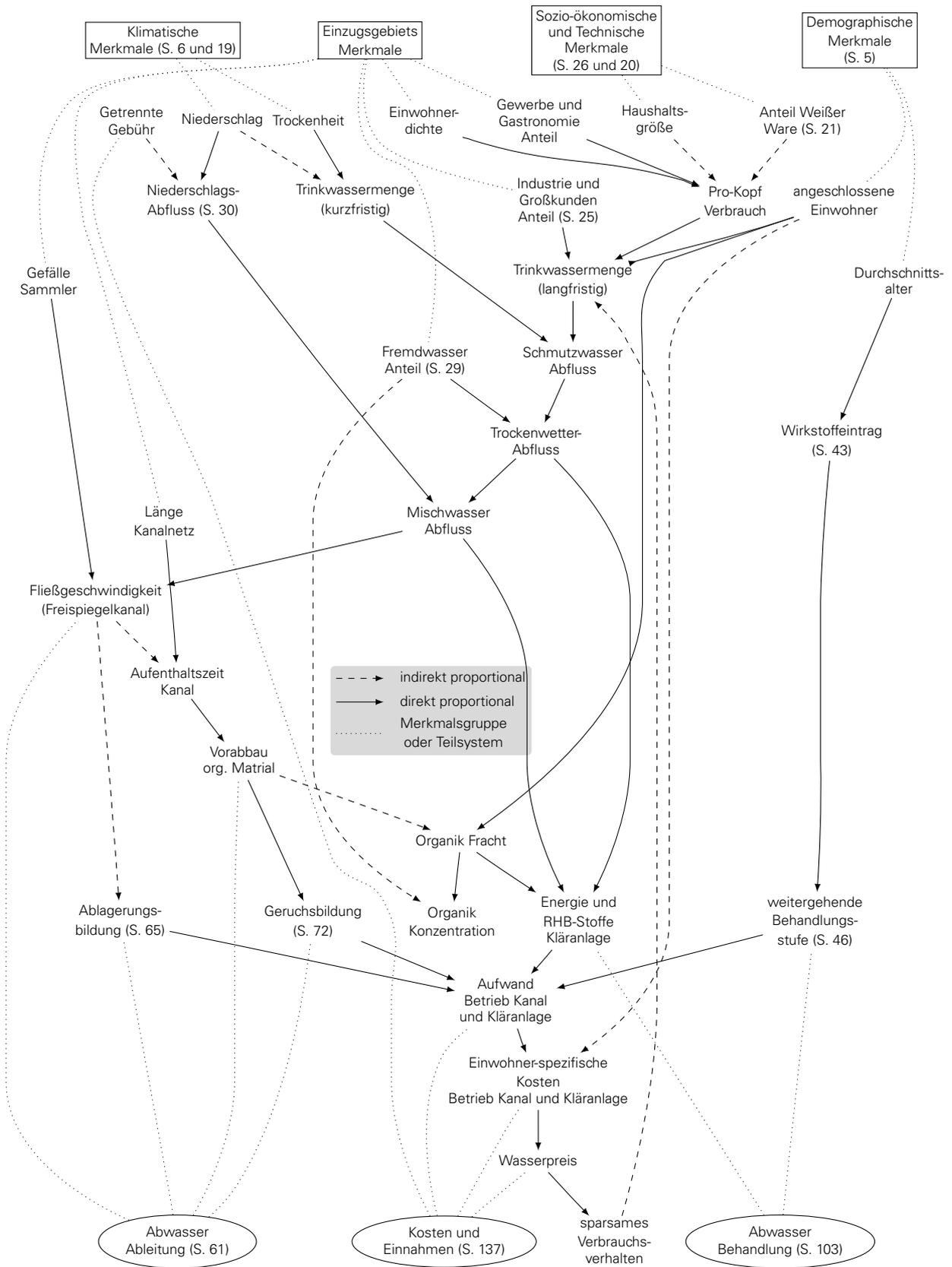


Abbildung 1.6: Vereinfachte Wirkungszusammenhänge in der Siedlungsentwässerung

2 Entwicklung von Wasserbedarf und Schmutzwasseranfall

2.1 Grundsätzliche Zusammenhänge

Die demographische Entwicklung beeinflusst unmittelbar die mengenmäßige Entwicklung des Wasserbedarfs eines Versorgungsgebietes. Vereinfacht lässt sich daher der Wasserverbrauch eines Versorgungsgebietes als Produkt der versorgten Einwohner und einem spezifischen Pro-Kopf Verbrauch beschreiben. Der tatsächliche Wasserverbrauch wird durch eine Vielzahl von Randbedingungen direkt oder indirekt beeinflusst. Wesentliche Einflussfaktoren auf den Wasserverbrauch zeigt Bild 2.1.

Die demografische Entwicklung hat vor allem Einfluss auf den Trockenwetterabfluss (Q_T). Dieser setzt sich zusammen aus dem häuslichen (Q_H), gewerblichen und industriellen (Q_G) sowie dem Fremdwasserabfluss (Q_F).

$$\begin{aligned} Q_T &= Q_H + Q_G + Q_F \\ Q_T &= E \cdot q_H + Q_G + Q_F \end{aligned}$$

Demographie
Technische Entwicklung
Klimawandel

Demografische Veränderungen wirken primär auf die Bevölkerungszahl (E). In den folgenden Abschnitten wird zusätzlich untersucht, inwieweit technische (Seite 20), sozio-ökonomische (Seite 26) und klimatische Faktoren (Seite 19) Einfluss auf den einwohnerspezifischen Schmutzwasseranfall (q_H) haben. Dieser wird dabei vereinfachend dem einwohnerspezifischen Trinkwasserverbrauch gleichgesetzt.

Der gewerbliche Schmutzwasseranfall (Seite 25) sowie der Fremdwasserabfluss (Seite 29) werden in dieser Arbeit nicht detailliert untersucht, jedoch wird eine qualitative Einordnung vorgenommen.

Die Entwicklung des Niederschlagsabflusses, insbesondere bei den bemessungsrelevanten Starkniederschlägen kurzer Dauerstufen ist mittelbar für diese Arbeit interessant, da insbesondere in Mischsystemen die hydraulischen Kapazitäten für den jeweils bemessungsrelevanten Niederschlagsabfluss vorzuhalten sind. Im Rahmen einer eher qualitativen Diskussion wird ein grundsätzlicher Trend abgeleitet (Seite 30).

Die vordergründige Frage im Rahmen dieser Arbeit lautet, in wie weit eine Änderung der Einwohnerzahlen zu einer Änderung des Trinkwasserverbrauches und damit verbundenem Schmutzwasseranfall führt. Da über die Kopplung beider Merkmale kein Zweifel besteht, ergibt sich die erweiterte Fragestellung, ob sich der Zusammenhang zwischen Einwohneranzahl-Änderung und der Wasserverbrauch funktional beschreiben lässt. Tatsächlich lässt sich der Wasserbedarf nur bedingt durch die Bevölkerungsentwicklung allein prognostizieren. Grund dafür ist die Beeinflussung des Verbrauchsverhalten durch eine Vielzahl von sozio-ökonomischen und klimatischen Faktoren, die je nach Versorgungsgebiet unterschiedlich stark ausgeprägt sind. Um fundierte Prognosen zum Wasserbedarf erstellen zu können ist es daher wichtig den Einfluss verschiedener Faktoren auf das Verbrauchsverhalten abzuschätzen und gegeneinander abzugrenzen.

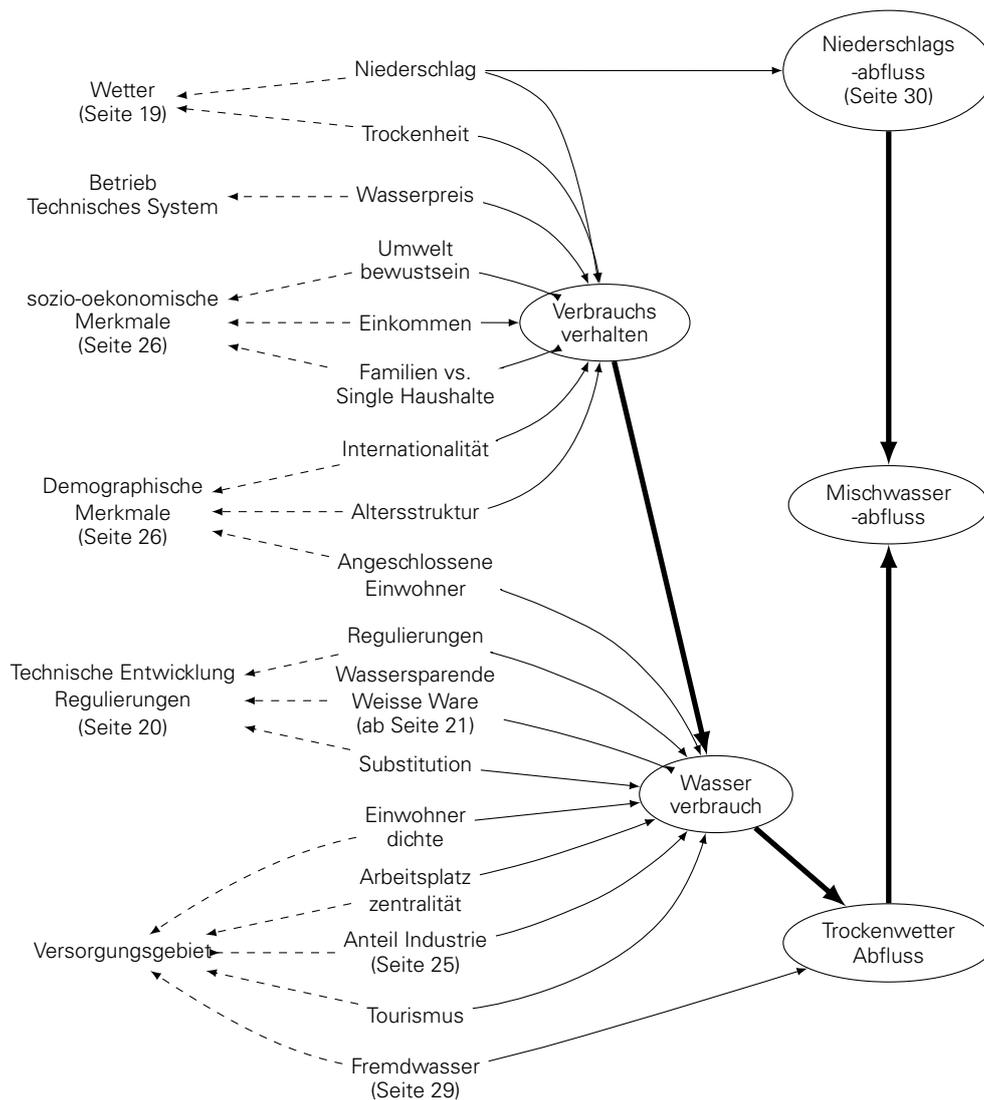


Abbildung 2.1: Einflussfaktoren auf den Trockenwetter- und Mischwasserabfluss

Im Rahmen dieses Abschnittes werden verschiedene Einflussfaktoren auf den Wasserverbrauch beschrieben. Anschließend werden Methoden vorgestellt, um den Einfluss dieser Merkmale auf den Wasserverbrauch zu bewerten und fallspezifische Prognose-Modelle entwickeln zu können.

2.1.1 Definition von Wasserverbrauch, Wasserbedarf und Pro-Kopf Verbrauch

Der Wasserverbrauch ist das als tatsächliches, meist durch Messung ermittelter Wert des in einer bestimmten Zeitspanne im Rahmen der Wasserversorgung abgegebene Wasservolumen (DIN4046, 1983). Der Wasserverbrauch kann nach Verwendung untergliedert werden z.B. in den Trinkwasserverbrauch, Wasserverbrauch öffentlicher Einrichtungen oder Betriebswasserverbrauch. Der Wasserverbrauch unterliegt einer zeitlichen Dynamik (z.B. Jahresmenge, saisonale Schwankungen, Tagesganglinie) einer unterschiedlichen räumlichen Verteilung (z.B. gesamtes Versorgungsgebiet, Stadtteil) sowie hinsichtlich verschiedener Verbrauchergruppen (häuslicher-, öffentlicher-, kleingewerblicher- Wasserverbrauch, Großabnehmer, Letztabnehmer)

Im Gegensatz dazu ist der Wasserbedarf der Planungswert für das unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse und möglichen Einflüsse in einer bestimmten Zeitspanne voraussichtliche Wasservolumen, das beim Bau einer Wasserversorgungsanlage zur ausreichenden Versorgung eines bestimmten Gebietes anzusetzen ist (DIN4046, 1983).

Häufig erfolgt eine Beschreibung des Wasserverbrauchs als Verbraucher-bezogene Angabe. Am geläufigsten ist dabei der mittlere Einwohner-bezogene Tagesverbrauch (syn. Pro-Kopf-Verbrauch) in $L/(E \cdot d)$. Dieser errechnet sich als Quotient der versorgten Einwohner und der jährlichen Wasserabgabe (DVGW, 2008). Der Pro-Kopf Verbrauch wird generell unterschieden in den Pro-Kopf Verbrauch von Haushalten, Kleingewerbe und öffentlichen Einrichtungen und dem gesamten Pro-Kopf Verbrauch der alle Letztverbraucher einschließt. Diese Aufteilung ergibt sich zwangsläufig aus den Abrechnungsmodalitäten der Versorger. Per Definition beinhaltet der Wasserverbrauch keine Netzverluste und auch nicht den Eigenverbrauch (siehe dazu die Begriffe Netzeinspeisung und nutzbare Wasserabgabe in DIN4046 (1983)).

2.2 Methoden zur Abschätzung des Wasserbedarfs

Ansätze zur Prognose des Wasserbedarfs basieren aus der Analyse und Modellbildung historischer Daten zum Wasserverbrauch. Es werden vier Ansätze zur Prognose des Wasserbedarfs unterschieden, diese sind (Billings und Jones, 1996, S. 6ff): Verwendung spezifischer Einheitswasserverbräuche, Endverbraucher-Modelle, Extrapolation und Konzept- und Struktur-Modelle.

Die Verwendung von spezifischen Einheitswasserverbräuchen, also pro Verbrauchergruppe oder pro Fläche, werden häufig für Langzeitprognosen verwendet (Billings und Jones, 1996, S. 147). Der am häufigsten verwendete Einheitswasserverbrauch ist dabei der Pro-Kopf Verbrauch.

In Endverbraucher-Modellen wird das Nutzungsverhalten quasi deterministisch abgebildet und zur Erstellung von Prognosen genutzt (z.B. Waschmaschinenladungen pro Woche pro Haushalte). Endverbraucher-Modelle sind jedoch ungeeignet, um den Wasserverbrauch eines ganzen Versorgungsgebietes zu beschreiben. Siehe dazu auch Anwendungsbeispiel in Abschnitt 2.3.4.2 auf Seite 22.

Die Extrapolation historischer Entwicklungen, z.B. des Wasserverbrauches, werden sehr häufig verwendet, da allein Daten zum Merkmal, also dem Wasserverbrauch selbst vorhanden sein müssen. Die Extrapolation sollte allerdings nur für Kurzzeitprognosen verwendet werden und auch nur wenn die zur Verfügung stehende Zeitreihe ausreichend lang ist.

Konzept- und Struktur-Modelle inkorporieren sozio-ökonomische Aspekte (z.B. Wasserpreis). Es werden beispielsweise Trends für den Wasserpreis, Bevölkerungsdichte, durchschnittliches Einkommen zur Prognose genutzt. Konzept-Modelle benötigen eine sehr umfangreiche Datengrundlage. Grundlage für Konzept- und Struktur-Modelle sind statistische Modelle, wie zum Beispiel ein Regressions-Modell.

Auf Grund der Komplexität der Wechselwirkungen sozio-ökonomischer Merkmale auf den Wasserverbrauch und dem hintergründigen Verbrauchsverhalten ist es nicht möglich deterministische Modelle zu entwickeln. Konzept- und Struktur-Modelle sind somit statistische Modelle, die den Wasserbedarf an Hand von Einflussfaktoren beschreiben. Statistische Modelle werden dabei in lineare und nichtlineare Modelle unterschieden. Lineare Modelle sind zum Beispiel Multiple Regressions-Modelle (Summe von unabhängigen Variablen mit abzuschätzenden Konstanten). Vor der Modellbildung besteht die Aufgabe Beziehungen zwischen den Merkmalen zu analysieren. Folgende Methoden können dazu angewendet werden: Korrelationsanalyse, Clusteranalyse, Faktorenanalyse, Baumanalyse, etc. Abschnitt 2.3.6, speziell in Bild 2.5(a) auf Seite 28 zeigt die Anwendung der Faktorenanalyse zur Merkmalsreduktion.

Bei der Abschätzung des Wasserbedarfs geht es zum einen um die Prognose langfristiger Wasserverbräuche (pro Monat, pro Jahr oder Pro-Kopf Verbrauch) und zum anderen um die Abschätzung von Spitzenverbräuchen (tagesgenau, stündlich). Bei Mittel- und Langzeitprognosen sind nur Abschätzung auf monatlicher oder jährlicher Basis sinnvoll auf Grund der zunehmenden Unsicherheiten.

Bei der Vorhersage des Wasserbedarfs sollte zwischen privatem, gewerblichem, industriellem und öffentlichem Wasserverbrauch unterschieden werden. Dadurch werden Besonderheiten beim Verbrauchverhalten der verschiedenen Gruppen besser berücksichtigt. Mitunter kann für jeden dieser Verbrauchergruppen ein anderes Prognosekonzept verwendet werden.

Zur Erstellung von Wasserbedarfsprognosen werden zwei Arten von Daten unterschieden, diese sind Zeitreihen (z.B. Bild 2.7) und Querschnittsdaten (z.B. Tabelle A). Bei Zeitreihen handelt es sich dabei um historische Datenaufzeichnungen einzelner Merkmale mit einer hohen zeitlichen Auflösung im Verhältnis zur Gesamtdauer der Zeitreihe. Dies sind Daten mit einer stündlichen, tagesgenauen, monatlichen Auflösung oder bei langjährigen Zeitreihen mit mehr als 30 Jahren auch jährlicher Auflösung. Ein Beispiel für Zeitreihen sind tagesgenaue Werte zu Eingespeisten Trinkwassermengen eines Versorgungsunternehmens. Querschnittsdaten (engl. cross-sectional data) bieten einen Querschnitt aus mehreren Merkmalen zu einem bestimmten Zeitpunkt oder Zeitabschnitt (z.B. Jahresscheiben). Beispiele für Querschnittsdaten sind jährliche Veröffentlichungen von Statistischen Landes- oder Bundesämtern zu sozio-ökonomischen Merkmalen mit unterschiedlicher regionaler Tiefe. Je nachdem welche Ansätze zur Prognose gewählt werden, kann in wenigen Fällen auch eine Kombination aus Zeitreihe und Querschnittsdaten als Modell-Eingang verwendet werden. Die meisten Prognose Ansätze verwenden jedoch ausschließlich Zeitreihen oder Querschnittsdaten.

Zur Untersuchung saisonaler Einflüsse auf den Wasserverbrauch schlägt Billings und Jones (1996) eine Transformation der Merkmale als Differenz aus kurz und langfristigen Mittelwerten vor, kombiniert mit so genannten Dummy Variablen zur Abbildung der Monatlichen Variabilität (engl. *discrete step-function*). Durch Multiple Regression wird der Einfluss klimatischer Merkmale auf den monatlichen Wasserverbrauch Q_M wie folgt bestimmt Billings und Jones (1996, S. 104).

$$\begin{aligned}
 V_{\text{Monat}} = & \beta_0 + \beta_1 \Delta T + \beta_2 \Delta h_n + \beta_3 t \\
 & + \beta_4 \text{JAN} + \beta_5 \text{FEB} + \beta_6 \text{MAR} + \beta_7 \text{APR} + \beta_8 \text{MAI} + \beta_9 \text{JUN} \\
 & + \beta_{10} \text{JUL} + \beta_{11} \text{AUG} + \beta_{12} \text{SEP} + \beta_{13} \text{OKT} + \beta_{14} \text{NOV}
 \end{aligned}
 \tag{2.1}$$

In der Gleichung 2.1 sind ΔT und Δh_n der Unterschied zwischen dem monatlichen Durchschnitt der Temperatur und der Niederschlagshöhe und dem Langzeit Monatsmittel. Die Merkmale JAN bis NOV sind so genannte Dummy-Variablen für jeden Monat mit dem Wert 1 oder 0. Über die Variable t kann ein Trend berücksichtigt werden.

Im Fallbeispiel für die Stadt Dresden wird der Ansatz des Stufenmodells zur Abschätzung klimatischer Merkmale auf den Wasserverbrauch und dessen Prognose in Abschnitt 2.5 auf Seite 31 angewendet.

2.3 Differenzierung verschiedener Einflussfaktoren auf den Wasserverbrauch

2.3.1 Einleitung

Der Wasserverbrauch wird durch eine Vielzahl von Faktoren indirekt oder direkt beeinflusst. Generell lassen sich diese Faktoren verschiedenen Verbrauchergruppen, sowie deren Arten der Wassernutzung zuordnen. Es gilt weiterhin zu berücksichtigen, dass der Wasserverbrauch zeitlichen Schwankungen unterliegt.

In urbanen Versorgungsgebieten können vereinfacht fünf Verbrauchergruppen unterschieden werden (Mays, 2002, S. 5.4). Diese sind:

- privater Wasserverbrauch (syn.: häuslicher Wasserverbrauch)
- öffentlicher Wasserverbrauch (z.B. öffentliche Einrichtungen wie Schulen, Behörden etc.)
- gewerblicher Wasserverbrauch (z.B. Gastronomie, Hotels etc.)
- industrieller Wasserverbrauch (z.B. bei der industriellen Produktion, zur Prozesskühlung oder als Reinigungs- und Lösungsmittel)
- landwirtschaftlicher Wasserverbrauch (z.B. zur Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen)

Ebenfalls zu berücksichtigen sind Wasserverluste im Versorgungsgebiet (z.B. durch Leckagen), sowie der Eigenbedarf bei der Wasseraufbereitung.

Die wesentlichen Arten der Wassernutzung und beispielhafte Tagesmengen im häuslichen Wasserverbrauch zeigt Tabelle 2.1. Der größte Teil (mehr als 80%) des verwendeten Wassers im häuslichen Bereich wird somit für leibliche Bedürfnisse wie Körperpflege, Ernährung und WC-Spülung benötigt. Für die Verbrauchergruppen gewerbliche, öffentliche und industrielle Wassernutzung ist die Verwendung des spezifischen Wasserverbrauches pro Person (oder Einwohner) nicht immer sinnvoll oder möglich. Tabelle 2.2 zeigt einige Beispiele für den spezifischen Wasserverbrauch innerhalb der Verbrauchergruppen. Man kann davon ausgehen, dass ein Großteil des Wasserbedarfes in öffentlichen Einrichtungen durch Toilettenspülung analog zum häuslichen Verbrauch entsteht. Im produzierendem Gewerbe (Klein-, Großgewerbe und Industrie) steigt der Wasserbedarf mit der Stückzahl oder Gewicht an produzierten Waren.

Tabelle 2.1: Wasserverbrauch in L/d pro Einwohner im Haushalt (ATV-DVWK-AG GB-5.1, 2004)

Tätigkeit	l/d pro Einwohner
Trinken und Kochen	3
Geschirrspülen	8
Körperpflege ohne Baden	8
Duschen und Baden	38
Wäsche waschen	17
WC	40
Garten gießen und Auto waschen	9
Raumreinigung und Sonstiges	5

Auch wenn der Wasserbedarf nach verschiedenen Verbrauchergruppen unterschieden werden kann (z.B. durch Auswertung der Wasserabrechnungen des Wasserversorgers unterteilt nach Verbrauchergruppen), so lassen sich dennoch keine Aussagen über die konkrete Verwendung des Trinkwassers innerhalb der Verbrauchergruppen treffen. Tatsache ist, dass der Wasserverbrauch von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird. So spielen für den gewerblichen und industriellen Wasserverbrauch unter anderem wirtschaftliche Rahmenbedingungen (z.B. Rezession, Auftragslage, Art der Produktion) eine Rolle, währenddessen der unmittelbare Wasserverbrauch für leibliche Bedürfnisse hauptsächlich durch klimatische und tageszeitbedingte Faktoren beeinflusst wird.

Brendel *et al.* (2002, S. 13) nennen nachfolgende Merkmale als wichtigste Einflussgrößen auf den Wasserverbrauch:

Klima & Wetter Vor allem in Gebieten mit geringen Niederschlagshöhen und hohen Sommertemperaturen ist der Wasserverbrauch höher, speziell mit großen Versorgungsspitzen (z.B. durch Bewässerung).

Wasserdargebot Bei unzureichendem Wasserdargebot ist mit einem Abwandern von Gewerbe und Industrie zu rechnen z.B wenn Bedarfsspitzen nicht gedeckt werden können.

Sonstige Wasserbezugsquellen Durch die Nutzung von Privatbrunnen ins Besondere beim Industrieverbrauch kommt es zu einer Verminderung des Wasserbedarfs.

Tabelle 2.2: Ausgewählte Erfahrungswerte des Wasserverbrauches je Verbrauchseinheit (Abkürzungen: A für Angestellter, G für Gast, Pt für Patient, E für Einwohner, St für Schüler oder Student, L für Lehrer) (Brendel *et al.*, 2002, S. 30-31)

Verbraucher	Einheit	Liter
Häuslicher Wasserverbrauch		
alte Ein- und Zweifamilienhäuser	l/Ed	70
Einfache Mehrfamilienhäuser (Baujahr vor 1940)	l/Ed	90
mehrgeschossige WG, mit Sozialwohnungen, (Baujahr vor 1960)	l/Ed	120
Ein- und Mehrfamilienhäuser in guter Wohnlage	l/Ed	180
moderne Villen in bester Wohnlage	l/Ed	220
Kleingewerbe		
Bäcker, 1 A/200E	l/Ad	130
Fleischer, 1 A/300E	l/Ad	200
gewerbliche Betriebe, stark schmutzend	l/Ad	250
Restaurants, Kantinen	l/(G + A)d	250
Großgewerbe		
Kaufhaus ohne Restaurant	l/Ad	50
Einfaches Hotel, G : A \cong 0, 25	l/(G + A)d	150
Luxus Hotel, G : A > 0, 25	l/(G + A)d	600
Industrie		
Zellstoff	l/kg	200
Zeitungspapier	l/kg	15
Fleisch und Wurstwaren	l/kg	2
öffentliche Einrichtungen		
Büro- und Verwaltungsgebäude, ohne Kantine	l/Ad	40
Schule ohne Schwimmbad, ohne Duschen	l/(St + L)d	10
Krankenhaus je Patient und Personal	l/(Pt + A)d	350

Wasserpreis und Kontrolle der Abnahme Ein hoher Wasserpreis wirkt verbrauchsdämpfend. Die Abrechnung des Trinkwassers über Pauschaltarife führt dagegen zu unkontrollierbarer Wasserverschwendung mit großen Spitzenverbräuchen vor allem in Trockenzeiten.

Wirtschaftsstruktur und Größe des Versorgungsgebietes Mit der Größe des Versorgungsgebietes und damit steigendem Anteil an Industrie und Gewerbe steigen auch die Verbrauchswerte. Gegenläufig, d.h. in kleinen Versorgungsgebieten sind im Allgemeinen gedämpfte Spitzenverbräuche zu erwarten.

Komfort, soziale Struktur, Besiedlungsart Die Wasserverbrauchswerte steigen mit dem Wohnkomfort, sowie mit der technischen Ausstattung (siehe sozio-ökonomische Merkmale auf Seite 26).

Wasserverluste Ein hohe Wasserdruck im Rohrnetz, ungünstige Wasserbeschaffenheit, häufige Netzspülung führen zu hohen Wasserverlusten.

Die oben genannten Einflussarten wirken langfristig also z.B. über eine Zeitspanne mehrere Jahre. In den nachfolgenden Abschnitten werden die wesentlichen Einflussfaktoren auf den Wasserverbrauch näher erläutert.

2.3.2 Wetter und Klima

Die Merkmalsgruppe Wetter und gebietsspezifisches Klima (kurz klimatische Faktoren) werden durch Merkmale wie Temperatur (Tagesmittel- und Höchts-Temperatur), Niederschlagshöhe, Globalstrahlung sowie potentielle oder effektive Verdunstung beschrieben. Bei einer Untersuchung zum Einfluss dieser Merkmale auf den Wasserverbrauch muss generell in kurz und langfristige Einflüsse unterschieden werden. Verallgemeinert lässt sich eine Einteilung in drei Zeitskalen vornehmen (Billings und Jones, 1996, S.101 ff):

1. Einfluss des Wetters auf den Wasserverbrauch; der Zeithorizont beträgt dabei Stunden oder maximal mehrere Tage;
2. Klimatischer Einfluss auf den Wasserverbrauch; berücksichtigt werden dabei saisonale (jährliche) Schwankungen des Verbrauches, bedingt durch gebietsspezifische, klimatische Einflüsse; die zeitliche Skala umfasst daher Monate bis Jahreszeiten
3. Langfristige Änderungen des Klimas auf den Wasserverbrauch (z.B. langfristige Zunahme der Durchschnittstemperatur); die zeitliche Skala umfasst dabei mehrere Dekaden (mindestens 30 bis 40 Jahre)

Klimatische Faktoren beeinflussen das Nutzungsverhalten in allen Verbrauchergruppen. Vor allem hohe Temperaturen und Trockenperioden führen zu erhöhtem Wasserverbrauch, es kommt daher zu saisonalem Mehrverbrauch als auch zu Tagesspitzenverbräuchen.

Für das Merkmal Temperatur zeigt sich, dass ein spürbarer Einfluss auf den Wasserverbrauch erst ab einer ortsspezifischen Temperaturschwelle von 15 bis 20 C° erfolgt (Brendel *et al.*, 2002, S. 38).

Der Einfluss des Wetters auf den Wasserverbrauch wird in einem detaillierten Fallbeispiel der Stadt Dresden in Abschnitt 2.5 (ab Seite 31) analysiert.

2.3.3 Wasserversorgungssystem

Bei der Wasserversorgung muss der Eigenwasserbedarf als auch auftretende Wasserverluste bei der Verteilung berücksichtigt werden. Der Eigenverbrauch entsteht durch Rückspülungen von Wasseraufbereitungsanlagen, Rohrnetzspülungen etc. Vereinfacht kann von einem Eigenwasserverbrauch von 1,3 bis 1,5 % von Q_a ausgegangen werden. Ein Einfluss zeitlicher Schwankungen im Wasserverbrauch durch den Eigenverbrauch der Wasseraufbereitung kann vernachlässigt werden, da Anfallende Arbeiten i.a. an Tagen mit geringem Wasserverbrauch durchgeführt werden, zumal die Menge durch Eigenbedarf vergleichsweise klein ist. Der Wasserverlust ergibt sich auch der Differenz zwischen der Wasserabgabe in das Versorgungsnetz und der gemessenen nutzbaren Wasserabgabe an die Verbraucher einschließlich des Eigenverbrauches bei der Wasseraufbereitung. Bei Neuanlagen inklusive der Wasserverteilung liegen die Verluste i.A. unter 5% von der Jahresabgabe Q_a (vgl. Brendel *et al.* (2002, S. 32)). Wasserverluste sind abhängig vom Versorgungsdruck im Verteilungsnetz sowie dem Alter des Netzes. Sollten Sanierungsarbeiten am Verteilernetz über längere Zeit vernachlässigt werden ist mit einem längerfristigem Anstieg der Wasserverluste zu rechnen.

2.3.4 Technische Entwicklung und rationelle Wassernutzung (Haushalte)

In den letzten zwei Dekaden zeigt sich ein stetiger Rückgang des Wasserverbrauches. Für Deutschland zeigt Bild 2.2 diese Entwicklung. Für den Zeitraum von 1991 bis 1998 errechnet UBA (Hrsg.) (2007, S. 62-65,86) eine Abnahme, bezogen auf das gesamte Bundesgebiet, von 15%. Im Osten Deutschlands waren die verzeichneten Rückgänge noch ausgeprägter, z.B. von 1991 bis 2004 um 30-40% (Herber *et al.*, 2008). Der starke Rückgang des Wasserverbrauches im Osten Deutschlands nach 1990 ist unter anderem auch durch die verstärkte Sanierung ganzer Wohnkomplexe zu erklären (Böhm *et al.*, 1999). Der Rückgang des Wasserverbrauches in den vergangenen Dekaden ist vor allem im Westen Deutschlands nicht durch demographische Effekte bedingt. Es ist daher anzunehmen, dass kurz bis mittelfristig ein weiterer Rückgang des Pro-Kopf Verbrauches durch Sanierung von Sanitäreinrichtungen sowie Anschaffung neuer, wassersparender Endgeräte erfolgt. Mittelfristig wird sich der Wasserverbrauch bei ca. $120 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$ stabilisieren (DVGW, 2008). Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass der tatsächliche Pro-Kopf Verbrauch lokal sehr unterschiedlich ist.

Der Einfluss technischer Innovationen bei Endverbrauchseinrichtungen, sowie damit verbundener Abnahme des Wasserverbrauches durch rationelle Wassernutzung zeigt sich bei allen Verbrauchergruppen. Die zunehmende Nutzung von wassersparenden Auslauf-Armaturen und Endgeräten (z.B. Waschmaschine, Spülmaschine) werden hauptsächlich aus Kosteneinsparungen sowie einem verändertem Verbrauchsverhalten im Generellen induziert. Wo dies möglich ist, werden zusätzlich Substitutionsmaßnahmen genutzt, wie z.B. Regenwasser- und Grauwasser-Nutzung (Brendel *et al.*, 2002, S. 34). Bei häuslichen und öffentlichen Verbräuchen führen folgende Maßnahmen zu einem Rückgang des Wasserverbrauches:

Wassersparende Sanitäreinrichtungen Durch die Reduzierung der Spülmenge bei Toiletten von 9 auf 6 Liter seit etwa 1984 erfolgte eine Reduktion des Anteils beim häuslichen Wasserverbrauch für Toilettenspülungen von ca. 45 auf 30 $\text{L}/(\text{E} \cdot \text{d})$ (siehe Abschnitt 2.3.4.1 auf Seite 21). Eine vollständige Umstellung der Toilettenspülungen ist bis 2015/2035 zu erwarten, (Herber *et al.*, 2008). Weitere Einsparungen resultieren aus der Einführung der Stoptaste bei der Toilettenspülung, sowie dem Verbau von Körperbadewannen

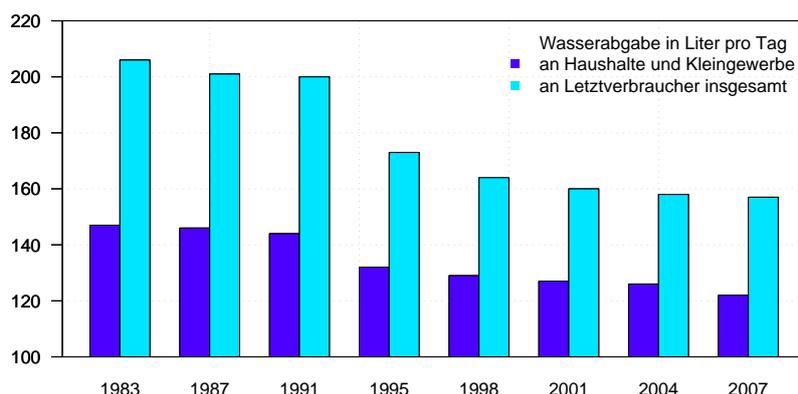


Abbildung 2.2: Wasserverbrauch pro Kopf und Tag, Deutschland (1983 und 1987 früheres Bundesgebiet) (Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2008)

Verbrauchsarme Haushaltsgeräte Der Verbrauch von Waschmaschinen wurde von durchschnittlich 145 L pro Waschgang auf 60 L gesenkt. Die dadurch erzielten Spareffekte belaufen sich auf ca. 11 L/(E · d) (siehe Abschnitt 2.3.4.2 auf Seite 22). Bei Spülmaschinen betrug die Reduktion der Wassermenge pro Waschgang in den letzten 30 Jahren um zwei Drittel auf etwa 17,5 L. Dies entspricht einer Einsparung von ca. 3 L/(E · d).

Wasserspararmaturen Vor allem die Verwendung wassersparender Duschköpfe führt zu deutlichen Wassereinsparungen im häuslichen Verbrauch. Weitere wassersparende Armaturen sind Einhebelmischer, Durchflussbegrenzer und Luftsprudler.

Regenwasser- und Grauwassernutzung Durch Regenwassernutzung können in einem Einfamilienhaus pro Jahr etwa 50 m³ Trinkwasser eingespart werden (Herber *et al.*, 2008, S. 430). Bislang erweisen sich dafür nötige Anlagen allerdings als wirtschaftlich unrentabel. Auf ganz Deutschland bezogen erfolgt ein jährlicher Substitutions-Effekt durch Regenwassernutzung von ca. 2,5 Mio. m³.

Die durchschnittliche Aufteilung des Wasserverbrauchs in Deutschland ist Tabelle 2.1 zu entnehmen. Danach entfallen ca. 87% des Wasserverbrauchs auf Körperpflege, Toilettenspülung, Wäschewaschen und Geschirrspülen. Die verbleibenden 13% verteilen sich auf Essen und Trinken, Raumreinigung und Gartenbewässerung sowie das Kleingewerbe. Es kann davon ausgegangen werden, dass das Einsparpotential aufgrund technischer Entwicklungen für diese Nutzungen vernachlässigbar ist. Auch im Bereich der Körperpflege sind die Einsparpotentiale durch die weitgehende Nutzung von Perlatoren und wassersparender Duschköpfe eher gering. Im Rahmen dieser Arbeit werden deshalb nur die Einsparpotentiale für Toilettenspülung, Wäschewaschen und Geschirrspülen untersucht.

2.3.4.1 Einsparpotential bei der Toilettenspülung

Das WC ist mit rund 30 Liter pro Einwohner und Tag ein wichtiger Posten in der Bilanzierung des Wasserverbrauchs im privaten Haushalt. Zur Minimierung des hierfür erforderlichen Wasserverbrauchs wurden in den letzten Jahrzehnten die Spülvorrichtung und die Konstruktion der Toiletten optimiert. Man unterscheidet drei Arten von Spülvorrichtung:

- die Vollspülung,

- die Spül-Stopp-Betätigung, bei der der Nutzer aktiv Stopp zu drücken hat,
- die 2-Mengen-Spülung, bei der sich der Nutzer für eine Taste entscheiden kann: große Taste 6 Liter, kleine Taste 3 Liter

Im privaten Bereich ist quasi kein Reduktionspotential vorhanden, da nahezu flächendeckend die Spül-Stopp bzw.- 2-Mengen-Spülkästen installiert sind. Eine weitere Verminderungen des Wasserverbrauches pro Spülung ist aus hygienischen und physikalischen Gründen (Austausch Wasservolumen im Siphon, Mindestwassermenge zum Fäkalientransport) kaum möglich. Minderungspotential in diesem Bereich liegt insbesondere in der Entwicklung und Durchsetzung von Substitutkonzepten und -produkten in Konkurrenz zum konventionellen System. Dazu zählen z.B die Entwicklung der Grauwassertechnik und wasserfreien Urinalen und Toiletten bzw. die Umstellung auf Vakuumtoiletten. Im Bestand werden diese Systeme in kommenden Jahren allerdings noch keinen relevanten Einfluss haben.

2.3.4.2 Einsparpotential bei Waschmaschinen

Gegenwärtig werden ca. 2,5 L/(E · d) für Wäschewaschen benötigt. Welches Einsparpotential sich durch die weitere technische Entwicklung der Waschmaschinen ergibt, lässt sich aus dem prognostizierten Wasserverbrauch pro Waschzyklus und dem Waschverhalten (Wäschemenge pro Jahr, Beladung der Maschinen) abschätzen. Die Entwicklung des Wasserverbrauchs einer neuen Waschmaschine mit 5 kg Standardtrommel und voller Beladung ist in Bild 2.3 dargestellt. Danach hat sich der Wasserverbrauch seit 1990 mehr als halbiert. Der technisch mögliche minimale Wasserbedarf ergibt sich aus der vollständigen Wassersättigung der Wäsche und der konstruktiven Optimierung des Flottensumpfes. Aus Angaben von Rüdener *et al.* (2005) lässt sich für den erforderlichen Wasserverbrauch folgende vereinfachte Beziehung herleiten:

$$V = (V_{\text{Sumpf}} + 2 \cdot m_{\text{Wäsche}}) + 3 \cdot (V_{\text{Sumpf}} + 1,4 \cdot m_{\text{Wäsche}}) \quad \text{in L pro Zyklus} \quad (2.2)$$

Danach werden je Kilogramm Wäsche im Hauptwaschgang 2 Liter für die vollständige Durchsättigung angesetzt; im Spülwaschgang nur 1,4 L je kg Wäsche. Letzterer muss für eine vollständige Austrag der Waschlauge dreimal durchgeführt werden. Zusätzlich wird jeweils ein gewisses Totvolumen für die Füllung des Flottensumpfes benötigt. Die konstruktiv bedingte Untergrenze für dieses Totvolumen liegt bei ca. 1 L und wird bei optimistischer Schätzung etwa im Jahr 2015 erreicht werden (Rüdener *et al.*, 2005). Bei vollständiger Beladung sind also minimal 35 L Wasser je Zyklus erforderlich. Waschmaschinen mit beladungsabhängiger Befüllungsautomatik (obere Preiskategorie) reduzieren den Wasserverbrauch in Abhängigkeit von der Wäschemasse. Allerdings sinkt der Wasserverbrauch aufgrund der erforderlichen Füllung des Sumpfes unterproportional.

Für die weitere technische Entwicklung und Marktdurchdringung werden drei Szenarien angenommen.

Szenario 1 -Trend Das Trendszenario, als wahrscheinlichstes Szenario, geht von einem gemäßigten Übergang zu niedrigeren Waschttemperaturen, der stärkeren Nutzung von Sparprogrammen aus. Die beladungsabhängige Befüllautomatik ist auch bei Low-end-Maschinen Standard. Das technisch mögliche Einsparpotential (Flottensumpfvolumen: 1L in Verbindung mit beladungsabhängiger Befüllautomatik) ist bis zum Jahr 2020 Standard. Zwischenwerte ergeben sich durch lineare Interpolation zum Referenzjahr 2005. Die Verteilung der Waschmaschinen in den verschiedenen Preissegmenten bleibt gleich. Das durchschnittliche Alter von gegenwärtig ca. 5 Jahren (Rechenbach, 2005) bleibt gleich.

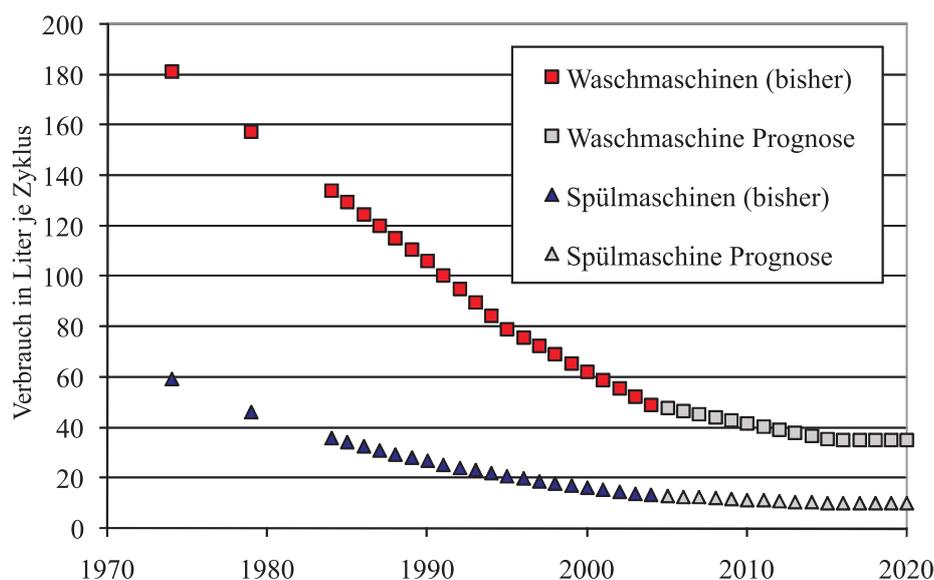


Abbildung 2.3: Wasserverbrauch von Waschmaschinen und Geschirrspülmaschinen (historische Daten nach Stamminger (2004), und Prognose, abgeleitet aus Rüdener *et al.* (2005))

Tabelle 2.3: Zusammenfassung der Annahmen für die drei Entwicklungsszenarien

Szenario	Trend	Innovation	Kein Fortschritt
Technischer Standard	Beladungsabhängige Befüllautomatik, technisches Optimum bis 2020	Beladungsabhängige Befüllautomatik, technisches Optimum bis 2015	Status quo 2008
Austauschalter	10 Jahre	10 Jahre	15 Jahre

Szenario 2 - Innovation Das Szenario „Innovation“ geht von einer schnelleren technischen Entwicklung bzw. einer schnelleren Durchdringung im Markt aus. Das technische mögliche Einsparpotential wird hier bereits 2015 erreicht. Alle anderen Annahmen sind identisch mit dem Szenario Trend. Dieses Szenario korrespondiert also mit einer guten bis sehr guten wirtschaftlichen Entwicklung des betrachteten Untersuchungsgebiets.

Szenario 3 - Kein Fortschritt Dieses worst-Case Szenario geht davon aus, dass sich weder die technische Ausstattung noch das Nutzerverhalten bezogen auf den Ist-Zustand ändert (Referenzjahr 2005). Geräte werden aus ökonomischen Erwägungen im Alter von durchschnittlich 15 Jahren ausgetauscht. Ursachen hierfür sind fehlendes Umweltbewusstsein in Verbindung mit fehlender Kaufkraft für sparsamere Geräte. Für die Abschätzung des Wasserbedarfs im Übergangszeitraum wird die Annahme getroffen, dass das technische Einsparpotential ausschließlich durch Reduzierung des Flottensumpfvolumens erzielt wird. Die Reduzierung erfolgt linear vom Jahr 2004 (rechnerisch: 4,5 L) bis zum 2015 (1 L).

Für die Berechnung des mittleren Verbrauchs sind zusätzliche Annahmen zur Wäschemenge und zum Füllgrad der Maschine zu treffen. Nach Rüdener *et al.* (2005) lässt sich der mittlere jährliche Wäscheanfall (in kg Wäsche pro Person und Jahr) sich als Funktion der Haushaltsgröße (HG) mit einer Potenzfunktion siehe Gleichung 2.3 beschreiben.

Tabelle 2.4: Verteilung des Haushaltsgrößen in Deutschland (BBR, 2004)

Jahr	1 Person	2 Personen	3 Personen	4 Personen	5 und mehr Personen
1990	33,7%	30,8%	17,1%	13,5%	5,1%
2002	36,9%	33,8%	14,1%	11,0%	4,2%
2020	39,0%	37,0%	12,0%	9,0%	3,0%

Tabelle 2.5: Wäscheanfall und Nutzung unterschiedlicher Waschzyklen (verändert nach Rüdener *et al.* (2005))

		Haushaltsgröße				
		1	2	3	4	5 und mehr
Gesamtmenge in kg/a		302	516	706	1048	1049
Zyklus	Anteil					
voll	60%	181	310	424	529	629
1/2 – 3/4	28%	85	145	198	247	294
≤ 1/2	12%	36	62	85	106	126

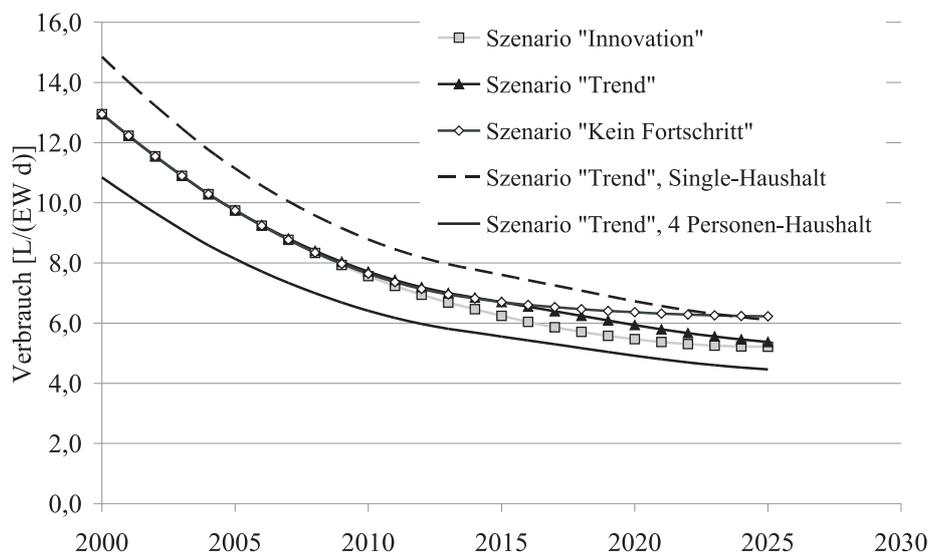


Abbildung 2.4: Entwicklung des spezifischen Wasserbedarfs für Wäschewaschen bis 2025

$$m_{\text{Wäscheladung}} = 302 \cdot HG^{-0,2267} \quad (2.3)$$

Die bisherige Verteilung der Haushaltsgrößen auf Bundesebene sowie die Prognose bis 2020 wurde der Raumordnungsprognose des BBR (2004) entnommen. Zwischenwert wurden linear interpoliert und der Trend bis 2025 fortgeschrieben.

Mit der zusätzlich angenommenen Verteilung der Zyklen (Tabelle 2.5) lässt sich schließlich die Entwicklung des spezifischen Wasserbedarfs für das Wäschewaschen berechnen, Bild 2.4.

Die Berechnung ergibt für 2004 einen mittleren spezifischen Verbrauch von ca. 11,5 L/(E · d). Dies liegt unterhalb der (gesamtdeutschen) Schätzwerte in Tabelle 2.1. Die wahrscheinlichste Ursache für die Abweichungen sind die getroffenen Annahmen zur Wäschemenge und Zyklenverteilung, evtl. auch zum

Alter der Waschmaschinen. Überträgt man die prozentualen Anteile aus Tabelle 2.1 auf den Pro-Kopf-Verbrauch der Neuen Länder (2004: 88 L/(E·d)) entspricht die Prognose relativ gut dem Verbrauchsanteil für Wäschewaschen von 11,7 L/(E·d). Unterstellt man ein einheitliches Verhalten beim Wäschewaschen ließe sich der höhere gesamtdeutsche Verbrauch als durchschnittlich höheres Alter von Waschmaschinen in den Alter Ländern interpretieren. In der Prognose sinkt der Verbrauch im Trendszenario bis 2015 auf nur noch 6,7 L/(E·d). Bis zum Jahr 2025 wird der untere Grenzwert konventioneller Waschmaschinen von ca. ca. 5,2 – 6,2 L/(E·d) erreicht. Vergleichend dargestellt ist zusätzlich der Verbrauch eines Single und eines Vier-Personen-Haushalts für das Szenario Trend. Dies verdeutlicht, den versteckten demografischen Effekt auf den berechneten Verbrauch.

2.3.4.3 Einsparpotential bei Geschirrspülmaschinen

Der Wasserverbrauch für das Geschirrspülen betrug 2006 nach Schätzung des BDEW ca. 7,6 L/(E·d). Die Einsparpotentiale sind aufgrund der geringen Grundmenge aber auch aus technischen Gründen geringer. Einerseits ist die Marktdurchdringung der Geschirrspülmaschinen wesentlich niedriger als bei Waschmaschinen. Zum anderen wird auch in Haushalten mit vorhandener Spülmaschine weiterhin manuell abgewaschen. Für die Prognose wird angenommen, dass 60% des Wasserverbrauchs von Spülmaschinen verursacht wird und die technisch erreichbare Mindestmenge bei ca. 10 L je Zyklus liegt. Dieser Wert soll bis 2015 erreichbar sein (vergleiche Bild 2.3). Die Lebensdauer einer Spülmaschine wird wiederum mit 10 Jahren angenommen, bei gleichmäßiger Altersverteilung. Der Wasserbedarf für das manuelle Geschirrspülen wird mit 3,4 L/(E·d) als konstant angenommen. Damit ergibt sich im stationären Endzustand (ab 2025) ein spezifischer Wasserverbrauch von ca. 6 L/(E·d) für diese Nutzungsart. Zusammenfassend ergibt sich bis 2025 noch ein Einsparpotential durch technische Entwicklungen im Bereich des „Weißen Ware“ von ca. 2,5 L/(E·d). Dies bestätigt die Annahmen des DVGW sowie die bereits sichtbare Konsolidierung des Pro-Kopf-Verbrauchs während der letzten Jahre.

2.3.5 Technische Entwicklung und rationelle Wassernutzung (Gewerbe & Industrie)

Der gewerbliche und industrielle Schmutzwasseranfall ist regional sehr unterschiedlich. Bezogen auf die bundesweite Wasserabgabe (2009: 4,44 Mrd m³/a) beträgt der industrielle Anteil 13,4% und ist seit Jahren rückläufig (BDEW, 2011). Zwischen wirtschaftlichen Aktivitäten und der demografischen Situation einer Region bestehen komplexe Wechselwirkungen, wodurch die Demografie mittelbar auch den industriellen Schmutzwasseranfall beeinflussen kann. Dieser Einfluss ist regional und branchenspezifisch sehr unterschiedlich. Während offensichtlich im Großraum Frankfurt ein enger Zusammenhang zwischen der Bevölkerungszahl und gewerblich-en/industriellen Wasserbedarf unterstellt werden kann (Herber *et al.*, 2008), ist für Standorte mit wenigen, verbrauchsintensiven Industriebetrieben (z.B. Chip-Industrie in Dresden) eine getrennte Betrachtung sinnvoll. Eine Prognose basierend auf demografischen Daten ist in solchen Fällen nicht möglich. Unabhängig von demografischen Einflüssen wird bis 2020 mit einem weiteren branchenspezifischen Rückgang des Wassereinsatzes von 20% bis 40% gerechnet (Hillenbrand und Böhm, 2008).

Eine Abschätzung des zukünftigen Wasserbedarfes durch produzierendes Gewerbe und Industrie ist mit großen Unsicherheiten behaftet, da diese sehr eng an die wirtschaftliche Entwicklung, die Gebührenentwicklung, sowie gesetzliche Rahmenbedingungen geknüpft sind (Brendel *et al.*, 2002, S.32-34, 38). Der Anteil des Wasserbedarfs des produzierenden Gewerbes und der Industrie ist zusätzlich regional

sehr unterschiedlich. So bewirkt der radikale industrielle Strukturwandel im Ruhrgebiet einen drastischen Rückgang des Wasserbedarfes durch den Rückgang des Bergbaus und der Stahlindustrie (Urban und Zimmermann, 2009). Im Versorgungsgebiet der Gelsenwasser AG ging der Wasserbedarf von den 50igern mit ca. 80 Mio. m³ auf 8 Mio. m³ zurück.

Hillenbrand und Böhm (2008) untersuchten den absoluten Wasserbedarf, sowie die spezifische Menge Wasser pro produzierte Einheit für die Branchen chemische Industrie, Metallherzeugung/-verarbeitung, Papierbranche sowie die Ernährungsindustrie in Deutschland. Die Wassereinsatz einer Branche W_i wurde dabei durch nachfolgende Gleichung bestimmt:

$$W_i = c_i \times A_i \quad (2.4)$$

wobei c_i ein Wasserintensitätsfaktor und A_i die Aktivität einer Branche repräsentiert. Der Intensitätsfaktor ist dabei gleichzusetzen mit einer spezifischen Wassermenge pro erzeugte Ware, z.B. m³/t Papier bei der Papierherstellung. Einen Überblick der Ergebnisse zeigt Tabelle 2.6.

2.3.6 Sozio-ökonomische Einflüsse auf das Verbrauchsverhalten

Im Bereich der häuslichen Wassernutzung wird das Verbrauchsverhalten vor allem durch den Wasserpreis, den Wohnkomfort und die Haushaltsgröße beeinflusst. Für den Wasserpreis gilt ein proportionaler Zusammenhang zum Wasserverbrauch mit der Einschränkung, dass Erhöhungen im Wasserpreis nur verzögert auf den Wasserverbrauch reagieren. Da Trinkwasser ein essentielles Lebensmittel ist, drücken Wasserpreiserhöhungen den Wasserverbrauch auf ein Mindesttrinkwasserverbrauch. In Deutschland bestehen bereits jetzt die höchsten Wasserpreise in Europa, was unmittelbar den niedrigen europaweiten Trinkwasserverbrauch der Deutschen erklärt. Der Zusammenhang zwischen Wasserpreis und Wasserverbrauch wird gewöhnlich mit der Preiselastizität beschrieben, siehe dazu Schleich und Hillenbrand (2007), Billings und Jones (1996, S. 111ff). Herber *et al.* (2008) gehen deshalb davon aus, dass weitere Wassereinsparungen durch Änderungen im Verbrauchsverhalten in Deutschland kaum zu erwarten sind. Dem gegenüber stehen Bedarfszunahmen z.B. durch tägliches Duschen statt wöchentlichem Baden, dem Trend zu kleineren Haushalten sowie einer Zunahme von Hygiene und Wellness-Angeboten. Generell geht man davon aus das kleine Haushalte zu erhöhten spezifischen Wasserverbräuchen führen. Zahlreiche Studien belegen die sozio-ökonomischen Einflüsse auf den einwohnerspezifischen Wasserverbrauch. So identifizierten Schleich und Hillenbrand (2007) durch statistische Auswertung von 599 Trinkwasserversorgungsgebieten zwar eine relativ geringe Preiselastizität aber einen deutlichen positiven Einfluss des Einkommens auf den Wasserverbrauch. Weiterhin sinkt der spezifische Verbrauch mit der Haushaltsgröße und steigt leicht mit dem Lebensalter. Vergleichbare Studien identifizierten in anderen Ländern ähnliche Einflussgrößen mit allerdings zum Teil gegensätzlichen Vorzeichen. So wurden für das aus demografischer Sicht interessante Lebensalter beide Wirkungsrichtungen gefunden (Arbués *et al.*, 2003; Lyman, 1992; Nauges und Thomas, 2000). Gemäß einer Studie scheint ein höherer Bildungsstand die Bereitschaft zum Wassersparen zu erhöhen (Corral-Verdugo und Pinherio, 2006). Demgegenüber steht wiederum der Zusammenhang, dass Menschen mit höherem Bildungsstand meist auch über ein höheres Einkommen verfügen, welches im Trend den Wasserverbrauch erhöht. Aufgrund der Vielzahl sich überlagernder Einflüsse ist es deshalb sehr schwierig sozio-ökonomische Einflussgrößen signifikant nachzuweisen.

Detaillierte Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit sowohl zum Einfluss der sozio-ökonomischen Bedingungen als auch des Lebensalters auf den Wasserverbrauch wurden am Fallbeispiel der Stadt Dres-

Tabelle 2.6: Entwicklung des spezifischen Wassereinsatzes nach Industriebranchen, (Hillenbrand und Böhm, 2008)

Branche	Entwicklung des Wasserintensitätsfaktors von 1991 bis 2003	Aktivitäten zur effizienten Wassernutzung	Erwartete Entwicklung bis 2020
Chemische Industrie	gleichmäßiger Rückgang seit 1991; Veränderung im letzten Erfassungszeitraum (2001 bis 2004): -3,4% pro Jahr	hohe Aktivitäten bei prozessintegrierten Maßnahmen; Membrantechnologie spielt wichtige Rolle	Rückgang um 30 bis 40 %
Metallerzeugung und -verarbeitung	sehr starker Rückgang bis 2001; danach nur noch geringer Rückgang; für gesamten Zeitraum (1991 bis 2004) Rückgang um 3,6 % pro Jahr	hohe Aktivitäten bei Maßnahmen zur Verbesserung der Wassereffizienz	Rückgang um 20 bis 30 %
Papierindustrie	bezogen auf die produzierte Papiermenge erfolgte ein gleichmäßiger Rückgang seit 1991; Veränderung im letzten Erfassungszeitraum (2001 bis 2004): -4% pro Jahr	starke Forschungsaktivitäten; hohe Aktivitäten bei prozessintegrierten Maßnahmen; Membrantechnologie spielt wichtige Rolle; teilweise Umstellung auf abwasserfreie Betriebsweise	Rückgang um 40 bis 50%
Ernährungsindustrie	gleichmäßiger Rückgang; Veränderung im letzten Erfassungszeitraum (2001 bis 2004): -2,1% pro Jahr	starke Forschungsaktivitäten; hohe Aktivitäten bei prozessintegrierten Maßnahmen; Membrantechnologie spielt wichtige Rolle	Rückgang um 20 bis 30%
Mineralölverarbeitung	Bezugsmenge: Rohölmenge, gleichmäßiger Rückgang seit 1991; Veränderung im letzten Erfassungszeitraum (2001 bis 2004): -3,7% pro Jahr	weitgehende Schließung der Kühlkreisläufe; Membrantechnik hat bislang nur geringe Bedeutung	Rückgang um 20 bis 30 %
Textilindustrie	starke Veränderungen in der Branche: Rückgang der Wertschöpfung um 52 %; Rückgang der Zahl der Betriebe seit 1995 um 43%; bis 1998 Anstieg, danach starker Rückgang des Wasserintensitätsfaktors; Veränderung im letzten Erfassungszeitraum (2001 bis 2004): -6,1% pro Jahr	starke Forschungsaktivitäten; Membrantechnik spielt wichtige Rolle	Rückgang um 30 bis 40 %

den durchgeführt (Koegst *et al.*, 2008). Dabei wurden folgende Daten verwendet:

- jährlicher adressgenauer Wasserverbrauch pro Verbrauchseinheit (d.h. Wasserzähler)
- demografische Daten für 385 statistische Bezirke der Stadt Dresden (ein statistischer Bezirk entspricht ca. 800 – 1500 Einwohnern)
- sozio-ökonomische Daten für 61 Distrikte (ein Distrikt beinhaltet ca. 5-8 statistische Bezirke), siehe dazu Tabelle in Appendix A auf Seite 223

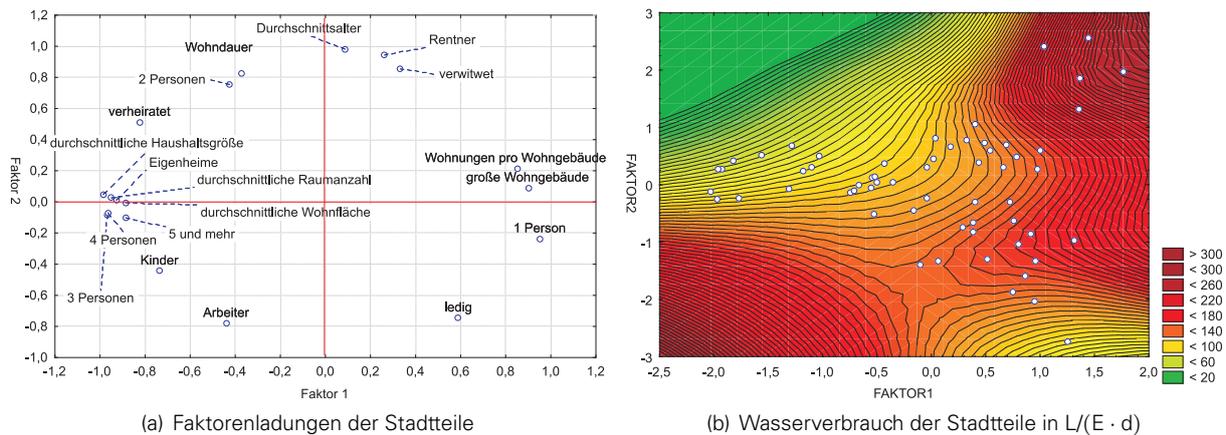


Abbildung 2.5: Ergebnis der Faktorenanalyse

- Prognose der demografischen Entwicklung bis 2020 (Bevölkerungszahl, Alter nach 4 Altersgruppen)

Als Ergebnis der Korrelationsanalyse zeigte sich das folgende Merkmale einen relevante direkte Korrelation ($r > 0,5$) zum Pro-Kopf Wasserverbrauch aufweisen: M_6 , M_{35} , M_{16} . Invers proportional zum Pro-Kopf Wasserverbrauch ($r > -0,5$) korrelierten die Merkmale: M_{13} , M_{34} , M_{18} , M_{19} , M_{21} , M_2 und M_{28} in der Reihenfolge abnehmender Korrelation.

Als Ergebnis einer Faktorenanalyse wurde die Liste der Merkmale auf zwei wesentliche Faktoren zurückgeführt. Zusammen beschreiben die Faktoren ca. 16% der Varianz der gesamten Daten. Für die Stadt Dresden lässt sich daraus ableiten, dass keine ausgeprägten Segregation-Effekte zwischen den Stadtteilen nachweisbar sind (d.h. im Rahmen der verwendeten Daten). Ein hoher Wert für Faktor 1 beschreibt Stadtteile mit einem geringen Anteil von Kindern und einem hohen Anteil an Singles (siehe Bild 2.5(a)). Die Bebauungsstruktur dieser Stadtteile ist gekennzeichnet durch Wohngebäude mit vielen Wohnungen (z.B. Plattenbausiedlungen) und mit kleinen Wohnungen. Im Gegensatz dazu beschreibt ein negativer Wert von Faktor 1 Stadtteile mit einem hohen Anteil an Familien mit Kindern. Die Bebauungsstruktur dieser Gebiete ist gekennzeichnet durch Einfamilienhäuser und Wohnungen mit großer Wohnfläche. Faktor 2 umfasst in seiner Beschreibung mehrheitlich Merkmale zur Altersstruktur. Ein Positiver Wert für Faktor 2 verweist auf Stadtteile mit anteilig mehr älteren Menschen, verheiratet oder verwitwet. Die Stadtteile Dresdens wurden anschließend durch mittels der beiden Faktoren charakterisiert und in Bild 2.5(b) aufgetragen. Zusätzlich wurde der Pro-Kopf Verbrauch der Stadtteile als Konturplot hinterlegt. Es zeigt sich dabei, dass der Pro-Kopf Verbrauch stärker mit die Familiengröße und Wohnstruktur korrespondiert als mit der Altersstruktur. Es gilt weiterhin zu beachten das die Pro-Kopf Wasserverbräuche im innerstädtischen Bereich auf Grund von mehr Gewerbe und Gastronomie weit höher ist als in reinen Wohngebieten. Ebenso ist der Anteil älterer Menschen im innerstädtischen höher als in den übrigen Stadtteilen.

Der Einfluss der Altersstruktur wurde nach Ausschluss sozio-ökonomischer Effekte mittels multipler linearer Regression beschrieben. Ein wesentliches Problem hierbei war der notwendige Ausschluss von statistischen Bezirken mit unplausibel niedrigen und hohen Pro-Kopf-Verbräuchen. Je nach Definition der Ausschlusskriterien (zwischen 1-50 L/(E · d) für unplausibel niedrige und 160-300 L/(E · d) für unplausibel hohe Werte) ergaben sich deutlich abweichende Pro-Kopf-Verbräuche für die Bevölkerungsgruppen

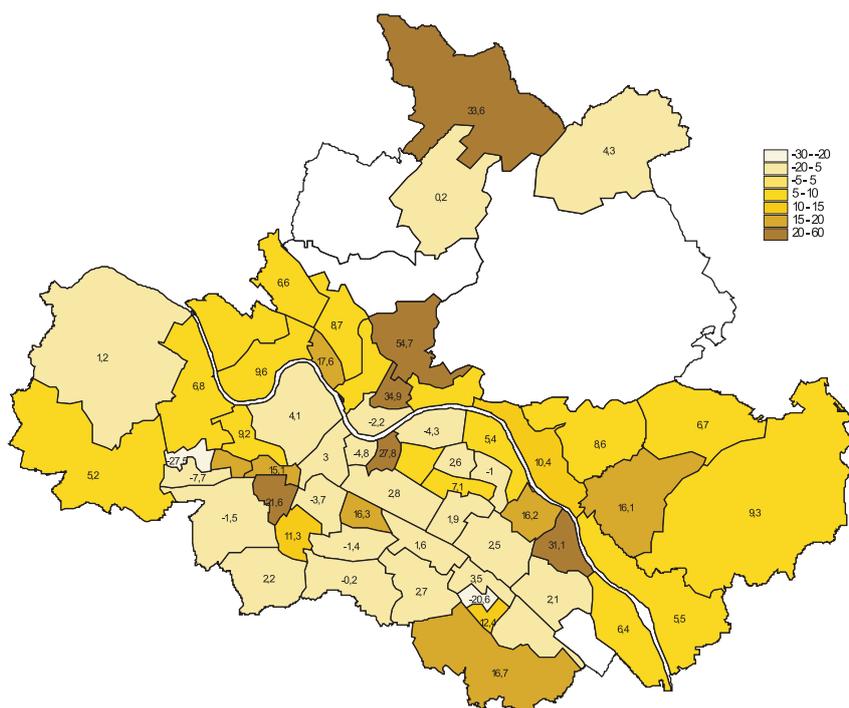


Abbildung 2.6: Vergleich der Entwicklung des Wasserverbrauchs durch Änderung der Bevölkerungszahl (Farbskala) mit der Änderung des Wasserverbrauchs durch Änderung der Altersstruktur (Zahlen im jeweiligen Stadtbezirk) bis 2020 am Beispiel der Stadt Dresden (Koegst *et al.*, 2008)

„Studenten“ (18-24 Jahre) und „Werkstätige“ (24-65 Jahre), wobei sich die Ergebnisse der jeweiligen Bevölkerungsgruppe gegenseitig kompensierten. Stabile Werte ergaben sich für Personen unter 18 Jahre (27-55 L/(E · d)) und „Rentner“ (110-137 L/(E · d)). Damit ließe sich im Trend ableiten, dass die Zunahme des Anteils älterer Menschen und Abnahme des Anteils jüngerer Menschen zu einem leichten Anstieg des Pro-Kopf-Verbrauchs in Dresden führen werden. Eine vergleichende Prognose des Wasserverbrauchs in Dresden unter Anwendung der demografischen Prognosen ergab jedoch maximale Unterschiede von 4% zwischen dem Ansatz mit und dem ohne Berücksichtigung der Altersstruktur.

Besonders deutlich wird dieser Effekt im Vergleich der einzelnen Stadtteile. In Bild 2.6 ist die Prognose des Wasserverbrauchs bei alleiniger Berücksichtigung der Bevölkerungszahl der Prognose bei alleiniger Berücksichtigung der Altersstruktur gegenübergestellt. Dabei wird deutlich dass der Einfluss Altersstruktur gegenüber der Bevölkerungszahl um ca. eine Größenordnung kleiner ist. Deutlich wird aus diesem Bild auch dass die kleinräumigen Wanderungsbewegungen zwischen den einzelnen Stadtteilen für die Infrastrukturplanung in den Städten künftig eine entscheidende Einflussgröße sein werden.

2.3.7 Fremdwasseranfall

Wie eingangs bereits erwähnt wird der Fremdwasseranfall vor allem durch den Kanalzustand und den Grundwasserstand bestimmt. Eine umfassende Darstellung der zugrunde liegenden Zusammenhänge möglicher Berechnungsansätze ist u.a bei Ellis und Bertrand-Krajewski (2010) zu finden. Interessant ist in diesem Zusammenhang auch die von Karpf *et al.* (2009) entwickelte Schnittstellen zwischen Grundwasserpegel und hydrodynamischen Kanalnetzmodell. Langfristig kann in vielen Kommunen durch Kanalnetzsanierung mit sinkenden Fremdwassermengen gerechnet werden. Inwieweit klimatische Ver-

änderungen zu veränderten Grundwasserständen führen werden ist gegenwärtig Gegenstand der Forschung. Unterstellt man den allgemeinen Trend zu feuchteren Wintermonaten und längeren Trockenperioden im Sommer, ist mit einer stärkeren saisonalen Dynamik dieser Abflusskomponente zu rechnen. Im Rahmen dieser Arbeit wird unterstellt, dass sich der Fremdwasseranfall mittelfristig nicht verändert.

2.4 Niederschlagsabfluss

In Abschnitt 2.3.2 (S. 19) wurde der Einfluss verschiedener Klimamerkmale auf den Wasserverbrauch und somit auf den Schmutzwasserabfluss erläutert. Im Gegensatz dazu haben Niederschlagsabflüsse in Mischsystemen einen wesentlichen Einfluss auf den Betrieb dieser Systeme. Der Einfluss des Niederschlagsabflusses ist dabei bedingt durch die klimabedingte Entwicklung der Niederschläge und der an die Kanalisation angeschlossenen abflusswirksamen Flächen.

Zum Einfluss des Klimawandels auch die bemessungsrelevanten Starkniederschläge ergibt sich bisher kein einheitliches Bild. Viele Autoren wie z.B. Hillenbrand und Hiesl (2006); Schmitt (2006); UBA (2010b) gehen von einer Zunahme von Starkniederschlägen aus. Spekat *et al.* (2007) konnten dagegen auf Basis des statistischen Regionalmodells WETTREG für Niederschläge mit einer Tagesmenge über 25 mm, sowie bei den höchsten Tages- und 5- Tagesmengen kein klares Änderungsverhalten nachweisen. Kuchenbecker *et al.* (2010) disaggregierten für das Stadtgebiet Hamburg die Niederschlagsdaten des Regionalmodells REMO mit Hilfe eines multiplikativen Kaskadenmodells und konnten damit nur für relativ häufige Ereignisse ($n=1$) eine leichte Zunahme der Niederschlagshöhe um ca. 20% feststellen. Für seltenere Ereignisse waren die Änderungen dagegen nicht signifikant. Im Gegensatz dazu nutzten Lindenberg *et al.* (2010) für die Stadt Dresden ein wetterlagenbasiertes multiples Regressionsmodell (Franke und Bernhofer, 2009), um die täglich aufgelösten Niederschlagsdaten des Regionalmodells WEREX auf 15 min. und 11 Regenschreiberstandorte im Stadtgebiet zu projizieren. Nach diesen Untersuchungen werden für die Zeitscheibe 2035-2065 deutliche Steigerungen der Niederschlagssummen sowohl in allen betrachteten Wiederkehrintervallen (1 Jahr- 20 Jahre) prognostiziert. Dieser Trend wird jedoch von einer sehr ungleichmäßigen Regenverteilung im Stadtgebiet überlagert. Die berechneten Auswirkungen im Kanalnetz werden zusätzlich noch durch kleinräumige infrastrukturelle Besonderheiten überprägt. Aufgrund der heterogenen und zum gegenwärtigen Zeitpunkt unsicheren Prognosen, lassen sich auch in dieser Studie keine verallgemeinerbaren Aussagen zu einer klimagetriebenen Dimensionsanpassung der Entwässerungssysteme ableiten. Wesentlich wichtiger und besser dokumentierbar ist jedoch ein Anstieg des des Niederschlagsabflusses aufgrund der Entwicklung der angeschlossenen, abflusswirksamen Flächen. Bundesweit steigt die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr trotz rückläufiger Bevölkerungszahlen stetig zwischen 120 und 129 ha pro Tag. Das Umweltbundesamt schätzt die damit verbundene Flächenversiegelung auf ca. 50%. Mehr als 80% des Wachstums sind auf die Erweiterung von Siedlungsflächen zurückzuführen.(UBA, 2003b). Damit würden jährlich ca. 15.000-20.000 ha zusätzliche abflusswirksame Fläche entstehen, welche zumindest teilweise in bestehende Kanalisationssysteme einleiten. Bis 2020 soll die bundesweite Flächeninanspruchnahme auf 30 ha pro Tag reduziert werden, wobei der Schwerpunkt auf die Eindämmung Wachstums von Siedlungsgebieten gelegt wird (UBA, 2004). Damit lässt sich bereits ohne Berücksichtigung der klimatischen Entwicklung ein Trend zur Erhöhung der erforderlichen Abflusskapazität in Mischsystemen ableiten, sofern nicht durch Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung im Bestand und bei neu versiegelten Flächen gegengesteuert wird. Eingeschränkt gilt dies auch für Schmutzwasserkanäle, da der unvermeidbare Niederschlagsabfluss in Trennsystemen von versiegelten Flächen gespeist wird.

2.5 Fallbeispiel - Prognose des Wasserbedarfs bedingt durch klimatische Merkmale (Dresden)

2.5.1 Hintergrund und Fragestellung

Neben dem demographischen Wandel und dessen Auswirkung auf den zukünftigen Wasserbedarf stellt sich die Frage in wie weit langfristige regionale klimatische Änderungen ebenfalls zu einer Änderung des Wasserbedarfes führen. Weiterhin stellt sich die Frage nach möglichen Wechselwirkungen zwischen diesen Effekten. So könnte vermutet werden, dass durch klimatische bedingte Zunahmen im Wasserbedarf gegenläufige Entwicklungen durch Bevölkerungsrückgang kompensiert werden. Antworten dazu können nur mit vereinfachenden Annahmen und an Hand von fallkonkreten Untersuchungen abgeschätzt werden.

Auf Grund der vielfältigen Wechselwirkungen zwischen Verbrauchsverhalten und Nutzergruppen verbleibt im Wesentlichen die Entwicklung von statistischen Modellen, welche den Zusammenhang zwischen Wasserverbrauch und klimatischen Merkmalen beschreiben.

Es gilt dabei zu beachten, dass weitere Merkmale neben den klimatischen Merkmale (z.B. wirtschaftliche Aspekte, Wasserpreis, Lebensstandard etc.) bei der Modellbildung ausgeschlossen werden. Die Aussagen der gebildeten Modelle gelten daher unter der Annahme, dass alle nicht betrachteten Merkmale als konstant betrachtet werden.

Als Fallbeispiel wurde das Versorgungsgebiet Stadt Dresden gewählt. Im Rahmen dieser Arbeit standen historische Aufzeichnungen zum Wasserverbrauch als auch klimatischer Merkmale innerhalb eines Zeitraumes von 10 Jahren zu Verfügung.

Ziel der Untersuchung war es den Einfluss klimatischer Merkmale auf den Wasserverbrauch zu quantifizieren, um den Einfluss klimatischer Merkmale bei der Prognose des Wasserbedarfs berücksichtigen zu können. Folgende Thesen lagen der Untersuchung zu Grunde: (i) Hohe Temperaturen führen zu einem gesteigertem Wasserverbrauch, auf Grund einer zunehmenden Erhöhung der Jahresdurchschnittstemperaturen wird der Wasserbedarf steigen; (ii) Trockenperioden führen zu gesteigertem Wasserverbrauch. Da es in Zukunft längere Trockenphasen geben wird, werden auch die Spitzenverbräuche zunehmen.

2.5.2 Daten und Methode

Die Zielgröße (abhängige Variable) bei der nachfolgenden Modellbildung ist der Wasserverbrauch. Die Erklärungsvariablen (auch unabhängige Variablen) rekrutieren sich aus der Temperatur (min, mittel, max), Globalstrahlung, relativer Feuchte, Wind, Sonnenscheindauer, potentieller Verdunstung und der theoretischen Wasserbilanz. Da die verwendeten Merkmale als kontinuierliche Daten vorliegen, wird das Regressions-Modell als Variante eines statistische Modells angewandt.

Da es sich bei den verwendeten Daten um Zeitreihen handelt, unterliegen die Merkmalsausprägungen periodischen Schwankungen, siehe Bild 2.7, welche nur zum Teil durch eine Regressions-Analyse erfasst werden kann. Es lassen sich weitere faktorielle Merkmale wie Jahreszeit und Wochentag ableiten, die zur Modellbildung genutzt werden können.

Als Untersuchungsgegenstand dient die tagesgenaue Wasserabgabe der Stadt Dresden (ohne Großabnehmer, im Zeitraum von 1996 bis 2009). Diese ergibt sich aus der eingespeisten Menge an Trinkwasser aller Wasserwerke innerhalb des Trinkwassernetzes Dresden. Die abgegebene Menge an Trinkwasser

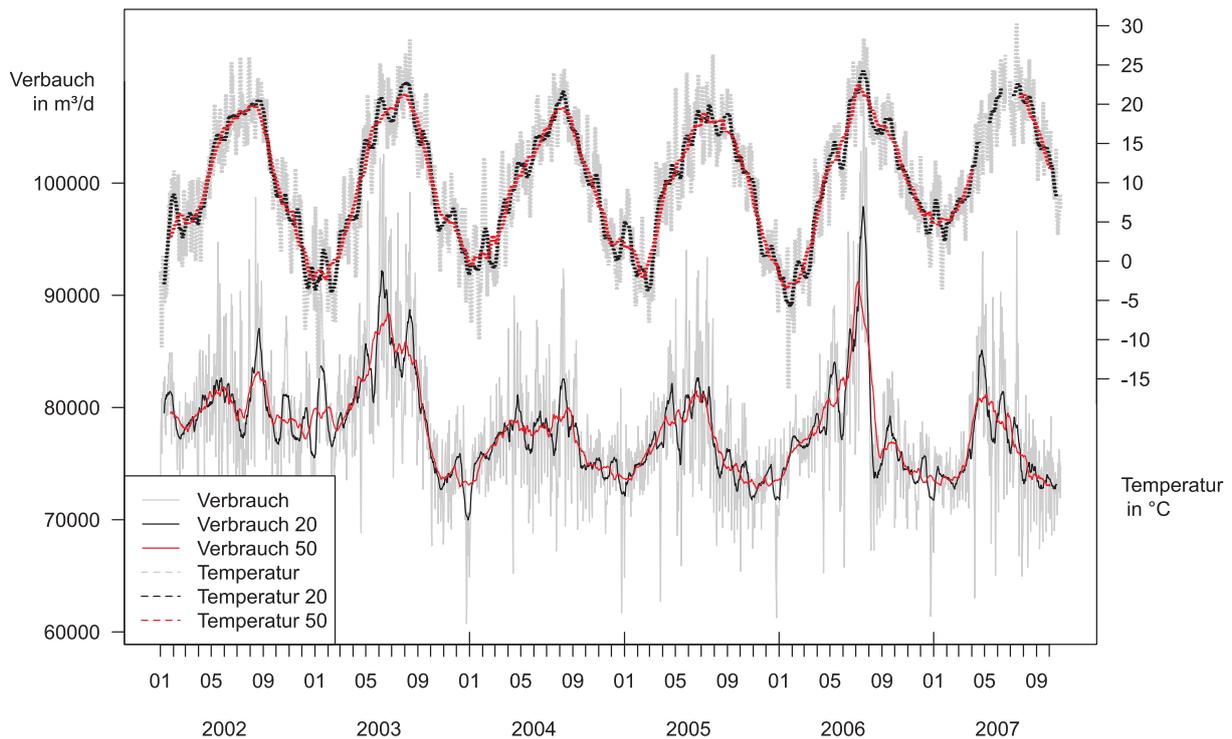


Abbildung 2.7: Verbrauch- und Temperaturverlauf im Zeitraum vom 1.1.2002 bis 31.9.2007; Originaldaten sowie gleitendes Mittel aus 20 und 50 Tagen

stimmt im wesentlichen mit der tatsächlich abgerechneten Wassermenge, ermittelt durch Wasserzähler beim Verbraucher, überein.

In den Rohdaten zum Wasserverbrauch zeigte sich ein negativer Trend, also Rückgang im Wasserverbrauch trotz steigender Einwohnerzahl, siehe Bild 2.8(a). Für die weitere Verwendung der Daten wurde dieser Trend aus den Daten herausgerechnet. Zur Trendbereinigung wurde das LOESS Verfahren (eng.: local regression) angewendet (Hothorn *et al.*, 2005).

Da der Wasserverbrauch durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird, welche nicht in dieser Untersuchung berücksichtigt werden, wurden die Werte der Daten zusätzlich mit einem gleitenden Mittel von 7 Tagen geglättet. Die geglätteten Daten werden im weiteren Verlauf der Untersuchung zum Vergleich verwendet und sind durch den Zusatz `.glm` gekennzeichnet.

Als Ergebnis liegt der Wasserverbrauch trendbereinigt vor, Bild 2.8(b). Durch die Bereinigung werden langzeitliche Veränderungen entfernt, stattdessen enthält die Zeitreihe nur noch kurz- (tageweise) bis mittelfristige (saisonale) Schwankungen. Die Trendbereinigung wird mit der Annahme gerechtfertigt, dass in dem betrachteten Zeitraum allein sozio-ökonomische Faktoren und keine klimatischen Faktoren für den langzeitlichen Trend verantwortlich sind. Für die nachfolgende Betrachtung sind ohnehin nur kurz bis mittelfristige Schwankungen interessant, der Zielstellung folgend, den Wasserverbrauch an Hand klimatischer Merkmale abzubilden. Zum Verständnis der folgenden Ergebnisse ist es wichtig zu beachten, dass nach der Trendbereinigung keine absoluten, stattdessen aber relative Wasserverbräuche um den Wert Null betrachtet werden.

Eine Umrechnungen der tagesgenauen Trinkwasserabgaben auf Monate, sowie durchschnittliche Tageswerte pro Monat zeigt Bild 2.9. Der monatliche Wasserverbrauch (Bild 2.9 links) ist neben der Jahreszeit vor allem durch die Anzahl der Tage im Monat beeinflusst. Es lässt sich dennoch erkennen, dass in den

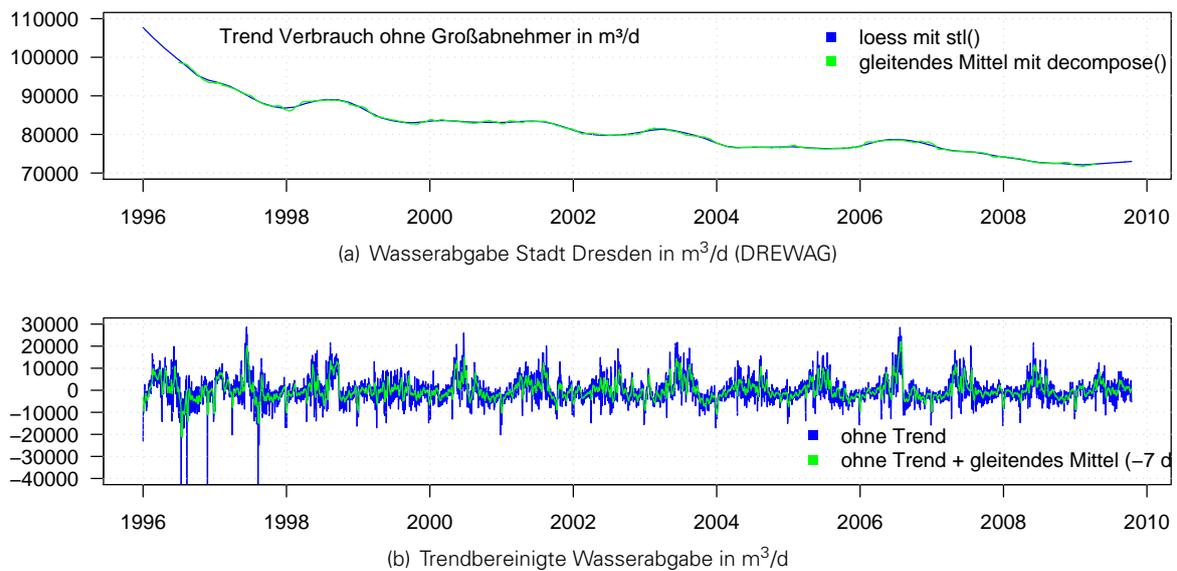


Abbildung 2.8: Daten und Datenaufbereitung zur Wasserabgabe

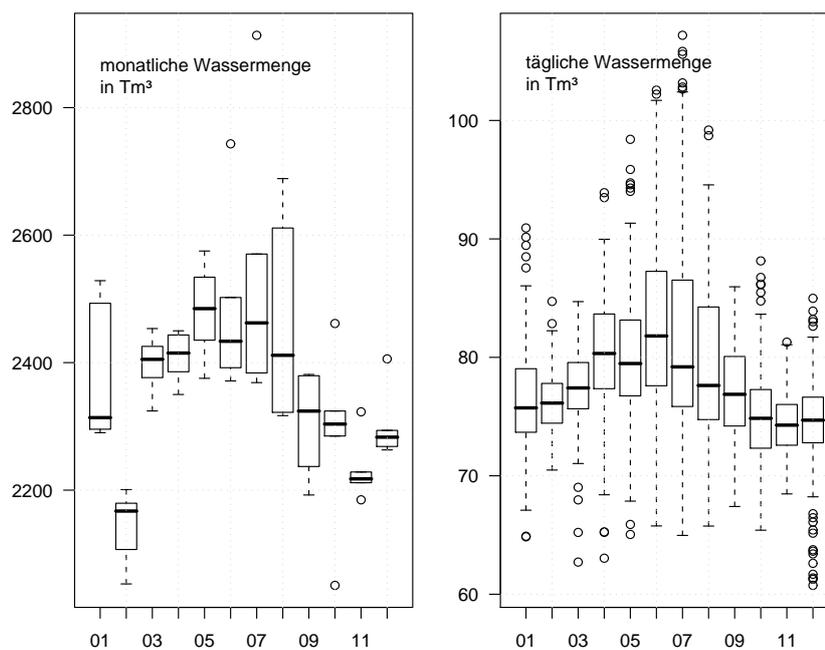


Abbildung 2.9: durchschnittliche Wasserverbräuche der Jahre 2002 bis 2007, monatlich (linkes Diagramm) und täglich (rechtes Diagramm)

Monaten Januar, Juli und August große jährliche Schwankungen auftreten. Dagegen ist der Wasserverbrauch in den Wintermonaten November, Dezember nahezu konstant. Der Erwartung folgend, zeigt sich in Bild 2.9 rechts, ein hoher täglicher Wasserverbrauch in den Sommermonaten und ein geringerer Wasserverbrauch in den Wintermonaten.

Die verwendeten Daten zu klimatischen Merkmalen wurden durch die Wetterstation Dresden Klotzsche aufgezeichnet. Die Diagramme in Bild 2.10 zeigen die Entwicklung der Merkmale mittlere Tagestempe-

ratur, relative Feuchte und Globalstrahlung gemessen in Dresden Klotzsche im Zeitraum vom 1.1.1951 bis zum 31.12.2005. Es lässt sich dabei allein für die mittlere Tagestemperatur eine positiver Trend von ca. 1 Kelvin feststellen.

Für die prognostizierte Klimaentwicklung nach Szenario A1B für GP 083-123 bis zum Jahr 2100 lässt sich für die mittlere Tagestemperatur eine Zunahme von ca. 8°C auf 11°C feststellen, Bild 2.11(a). Für das Szenario B1 ergibt sich eine etwas geringere Temperaturzunahme. Für das Merkmale relative Feuchte lässt sich keine eindeutigen Trendentwicklungen feststellen. Dies liegt auch darin begründet, dass die verwendeten Klimamodelle vor allem auf die Prognose der Temperaturentwicklung ausgelegt sind und nicht zur Prognose regionaler Niederschlagsereignisse. Die maximale Globalstrahlung hat ein physikalisch bedingtes Maximum und ist nur vom Bedeckungsgrad abhängig, siehe Bild 2.12. Der tatsächliche Bedeckungsgrad kann analog zum Niederschlag nur bedingt durch die verwendeten Klimamodelle prognostiziert werden.

Neben den bereits erwähnten klimatischen Merkmalen wurde zusätzlich die potentielle Verdunstung berechnet. Grund dafür ist der starke Zusammenhang zwischen den klimatischen Merkmalen welches bei der Modellbildung zu Fehlern führt. Beispielsweise korrelierte Temperatur und Globalstrahlung in hohem Maße, da zwischen Beiden ein physikalischer Zusammenhang besteht. Die potentielle Verdunstung vereint somit mehrere klimatische Merkmale zu einem Merkmal.

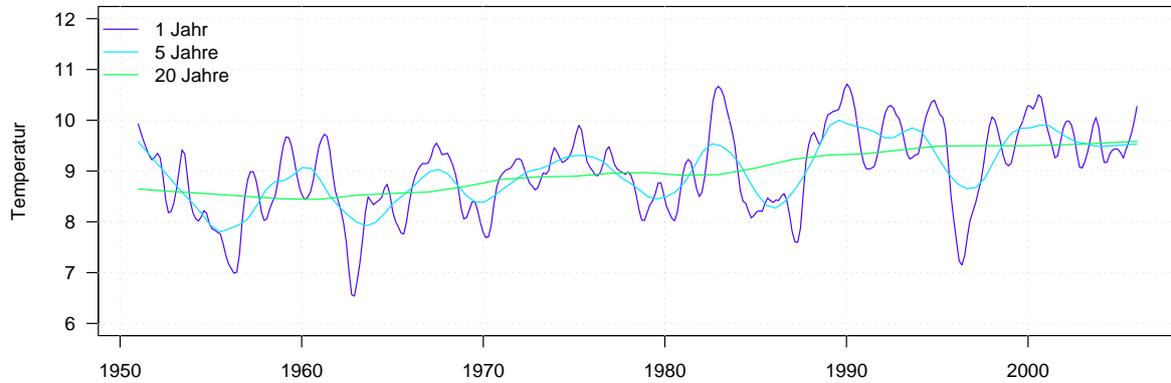
Folgende Ansätze zur Abschätzung der Potentielle Verdunstung (syn.: potentielle Evapotranspiration, kurz ETP) wurden verwendet: ETP nach Wendling, Penman und FAO.

Aus der potentiellen Verdunstung und der Niederschlagshöhe h_N wurde zusätzlich eine vereinfachte tagesgenaue Wasserbilanz berechnet, siehe Gleichung 2.5.

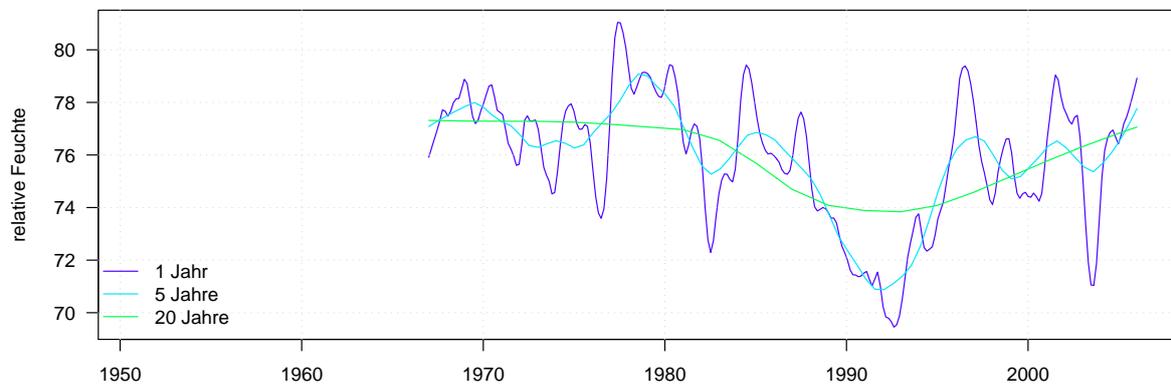
$$\text{Bilanz} = \log_{10}(h_N - \text{ETP} + 10) \quad (2.5)$$

Der Logarithmus wurde dabei gewählt, um die vorliegenden Extremwertverteilung der Niederschlagshöhen in eine Verteilung ähnlich einer Normalverteilung zu überführen. Dadurch kann die ermittelte Bilanz als weiteres Merkmal in einer Regressions-Analyse verwendet werden. Werte kleiner Eins repräsentieren dabei Verdunstungsraten über 0 mm (trocken), Werte größer Eins repräsentieren Tage bei denen die Niederschlagshöhe über der potentiellen Verdunstung liegt.

Ein weiterer Schritt in der Datenaufbereitung lag in der Aggregation der tagesgenauen klimatischen Merkmale in Monatswerte. Konkret wurden dabei nicht die absoluten Werte berechnet sondern die jeweilige Abweichung vom langjährigen Mittel. Die Lage der Mittelwerte der verwendeten Variablen zeigt Bild 2.13. Im Vergleich zwischen den Durchschnittswerten für Temperatur und Globalstrahlung fällt eine starke Streuung der Werte im Sommer für die Globalstrahlung auf, währenddessen die Streuung der Temperatur über die Monate annähernd konstant ist. Für den Niederschlag weisen vor allem die Monate Oktober, November, August und Juli eine hohe Varianz auf. Die relativen Abweichung der Globalstrahlung für einen Tag i berechnet sich exemplarisch zu $\Delta R_{o,i} = \bar{R}_o - R_{o,i}$, wobei \bar{R}_o dem langjährigen Mittel des jeweiligen Monats entspricht.



(a) mittlere Temperatur in °C



(b) relative Feuchte in %

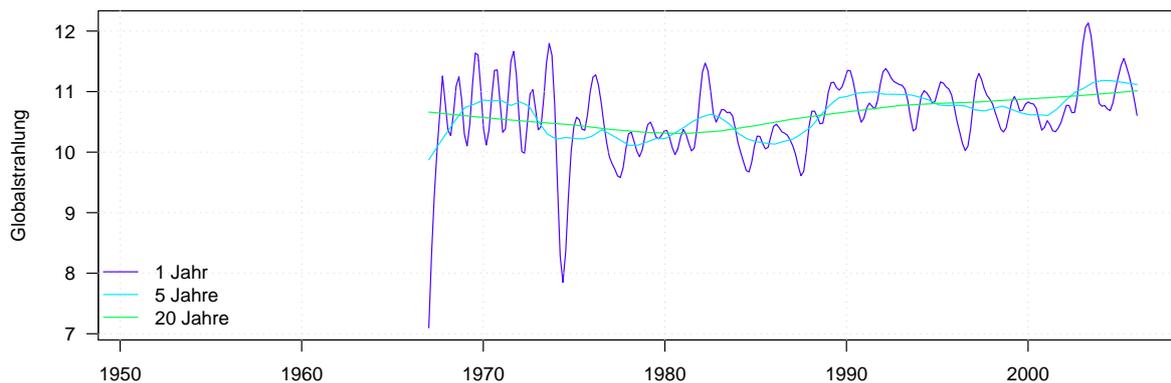
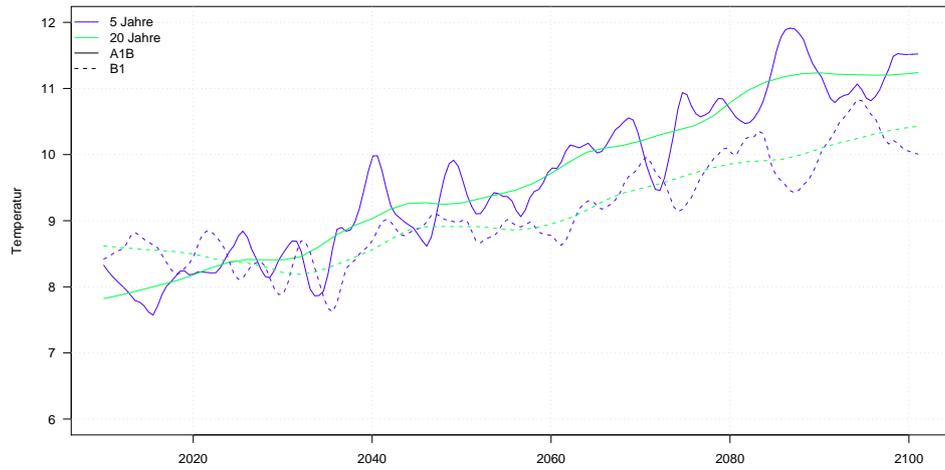
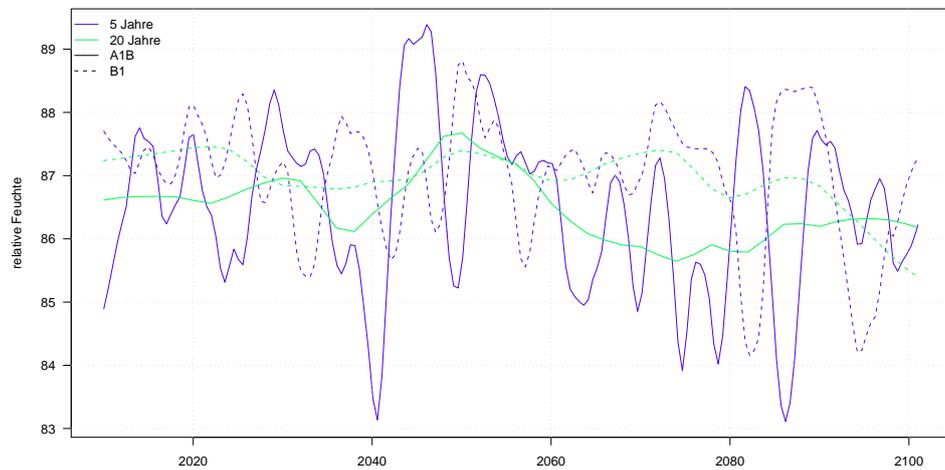
(c) Globalstrahlung in $\text{MJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$

Abbildung 2.10: Historische tagesgenaue Aufzeichnung der Klimamerkmale Temperatur, relative Feuchte, Globalstrahlung der Wetterstation Dresden Klotzsche



(a) mittleren Tagestemperatur in °C



(b) relativen Feuchte in %

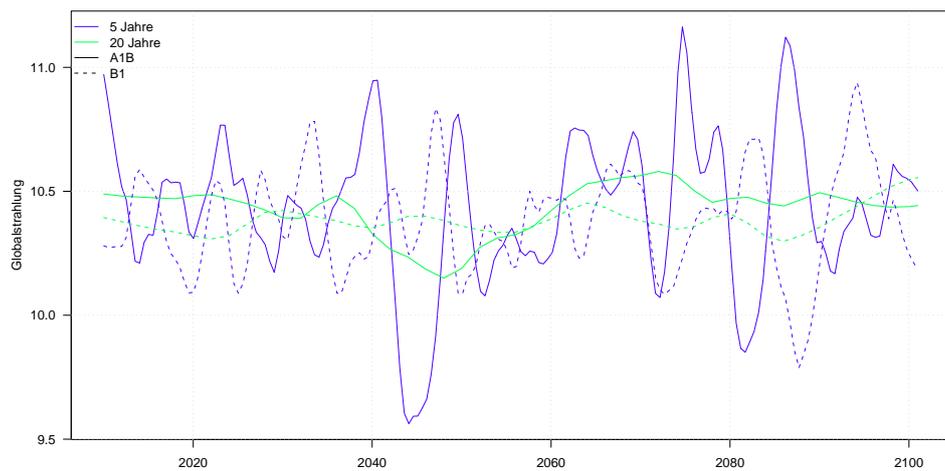
(c) Globalstrahlung MJ/cm²

Abbildung 2.11: Trendentwicklung von Klimadaten CLM20 GP083 Szenarien A1B und B1 für die Jahre 2010 bis 2100

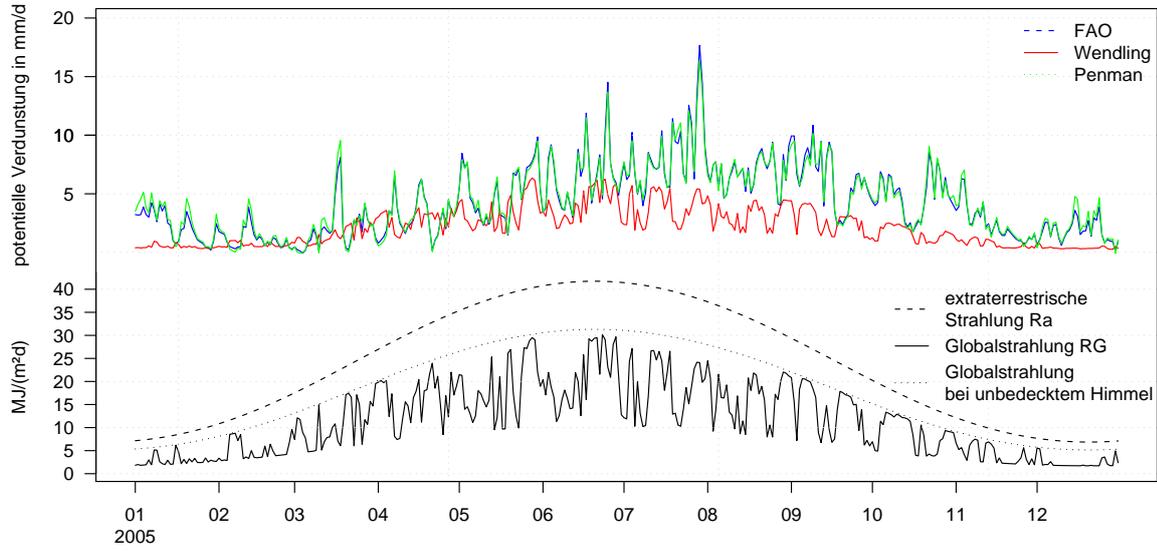


Abbildung 2.12: Globalstrahlung und errechnete potentielle Verdunstung Dresden Klotzsche 2005

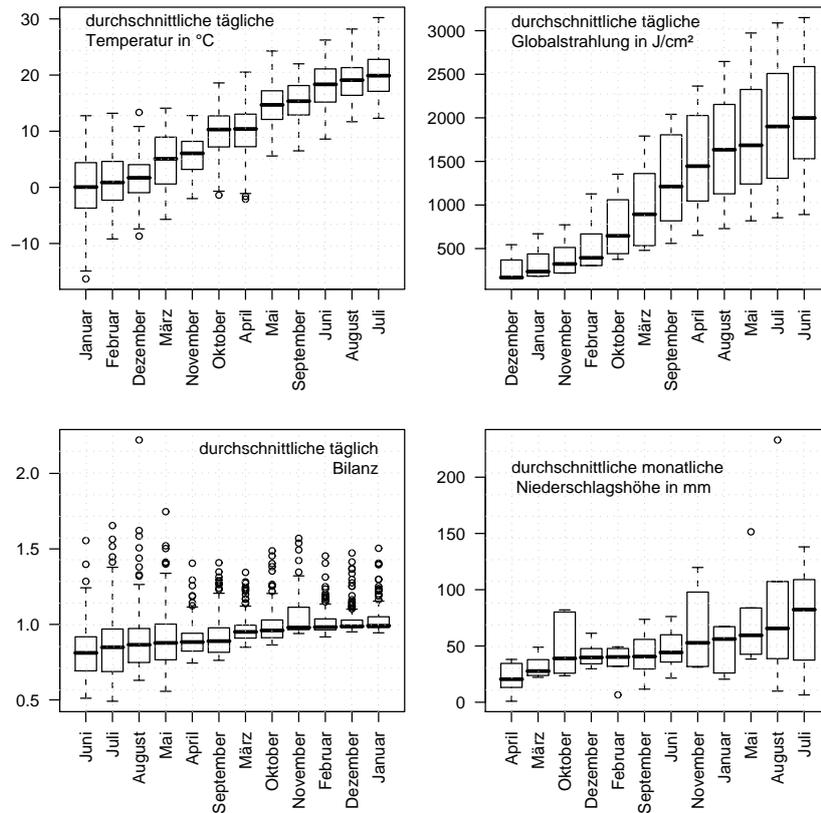


Abbildung 2.13: Monatliche Mittelwerte der verwendeten klimatischen Merkmale der Jahre 2002 bis 2007

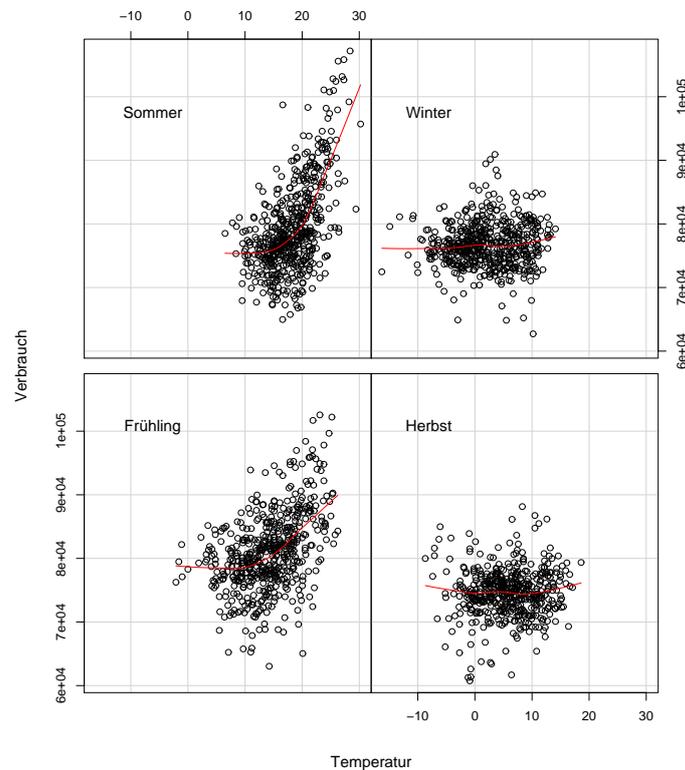


Abbildung 2.14: Korrelation zwischen Verbrauch und Temperatur abhängig von der Jahreszeit

2.5.3 Ergebnis und Schlussfolgerung

Wie bereits aufgeführt existieren starke saisonale Interaktion. Dies zeigt sich besonders für den Zusammenhang zwischen Wasserverbrauch und Temperatur in Abhängigkeit der Jahreszeit, siehe Bild 2.14. Die Unterscheidung in Jahreszeiten erfolgt dabei vereinfacht monatsweise. Es zeigt sich dabei, dass die Temperatur im Zeitraum Herbst und Winter kaum einen Einfluss auf den Wasserverbrauch hat. Für den Zeitraum Frühling und Sommer ist ein Zusammenhang beider Variablen ab einer Temperatur von etwa 15°C zu erkennen, der vor allem im Sommer sehr ausgeprägt ist. Es zeigt sich weiterhin, dass der Zusammenhang zwischen Temperatur und Wasserverbrauch sehr unscharf ist. Dies sieht man an der Anordnung der Messpunkte als Punktwolke und nicht als Schlauch um die Regressionsgerade.

Neben der Ko-Abhängigkeit zwischen Jahreszeit, Temperatur und Verbrauch zeigt Bild 2.15 die Abhängigkeit zwischen Temperatur und den Tagen ohne Niederschlag. In Bild 2.15 repräsentiert das Diagramm auf der rechten Seite all jene Tage an denen schon mindestens 5 Tage zuvor kein Niederschlag gefallen ist. Wie zu erwarten steigt der Temperatureinfluss auf den Wasserverbrauch mit den Tagen ohne Niederschlag.

Mit Blick auf die These, dass zukünftig Spitzenverbräuche in Folge längerer Trockenzeiten kombiniert mit hohen Temperaturen zunehmen, sei erwähnt, dass in der Zeitscheibe von 2060 bis 2010 der Klimaprognose (siehe Bild 2.11) der Anteil der warmen Tage (> 25°C) nur um 1% zunimmt im Vergleich zum Zeitabschnitt von 1999 bis 2009 (Zunahme von 9% zu 10%). Die Anzahl heißer Tage (>30°C) wird von 1% auf 6% zunehmen. Gegenteilig wird eine Abnahme jener Tage prognostiziert mit mehr als 20°C und mindestens 5 Trockentage, von 4% auf 2%.

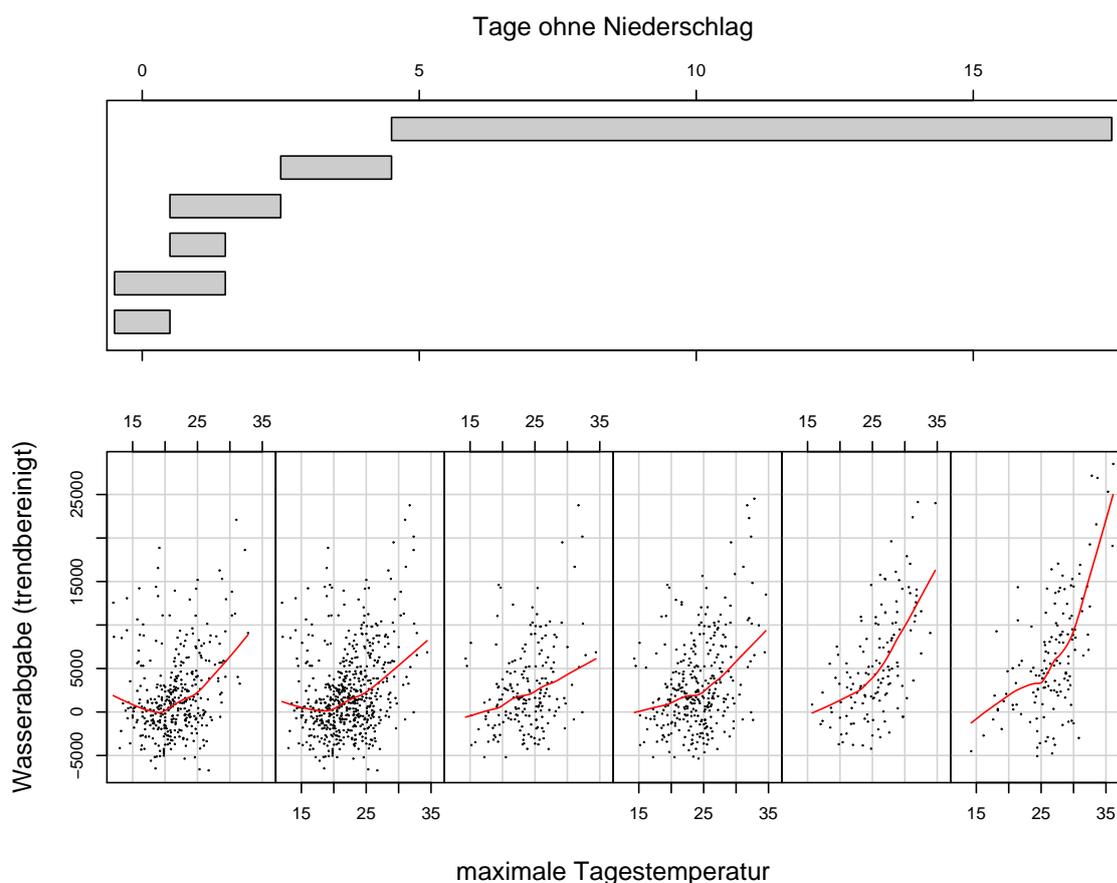


Abbildung 2.15: Wasserverbrauch in Abhängigkeit der maximalen Tagestemperatur sowie der Anzahl Tage ohne Niederschlag

Als Vorüberlegung bei der Modellbildung eines Regressionsmodells gilt es zu beachten, dass unabhängige Variablen (also klimatische Merkmale) nicht untereinander korrelieren dürfen (Multikollinearität), da dies zu unstabilen Modellen führt. Um dies zu vermeiden, kann stattdessen die potentielle Verdunstung verwendet werden, da diese je nach Ansatz mehrere klimatische Merkmale in sich bündelt. Auf Grund der hohen Korrelation wurde die potentielle Verdunstung nach Wendling verwendet (Modell M1, tagesgenaues Regressionsmodell). Einen weiteren Modellansatz zur Beschreibung des Wasserverbrauches durch klimatische Merkmale bietet die Stufenfunktion (Billings und Jones, 1996). Dabei handelt es sich um ein Regressionsmodell, in dem klimatische Merkmale als Differenz zum langjährigen Mittel berücksichtigt werden. Weiterhin wird für jeden Monat ein charakteristischer Monatswert bestimmt. Bei der Modellbildung haben die Variablen JAN bis NOV den Wert 0 oder 1 (Stufen) (Modell M2, monatsgenau, Gleichung 2.6).

$$\begin{aligned}
 \hat{V} = C &+ \Delta T + \Delta h_n + \Delta RG + \Delta RF \\
 &+ \text{JAN} + \text{FEB} + \text{MAR} + \text{APR} \\
 &+ \text{MAI} + \text{JUN} + \text{JUL} + \text{AUG} \\
 &+ \text{SEP} + \text{OKT} + \text{NOV}
 \end{aligned}
 \tag{2.6}$$

Tabelle 2.7: Regressions-Modell M2

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-106859.9325	25218.9934	-4.24	0.0001
delta_T	333.3724	4717.4727	0.07	0.9439
delta_RF	-886.7738	2738.9054	-0.32	0.7473
delta_RG	37601.9915	8409.7509	4.47	0.0000
delta_N	232.1798	256.1545	0.91	0.3686
JAN	43255.1342	34598.0971	1.25	0.2164
FEB	53036.6691	34705.1320	1.53	0.1321
MAR	49120.4852	34752.9875	1.41	0.1631
APR	121400.3295	35156.0037	3.45	0.0011
MAI	179628.5628	34891.7586	5.15	0.0000
JUN	186186.5936	35344.7118	5.27	0.0000
JUL	189220.2958	34779.7023	5.44	0.0000
AUG	151070.8166	34762.8009	4.35	0.0001
SEP	30635.0327	35477.3464	0.86	0.3915
OKT	20693.5983	34698.1184	0.60	0.5533
NOV	5303.9080	34903.7623	0.15	0.8798

Residual standard error: 59420 on 56 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.7623, Adjusted R-squared: 0.6987
F-statistic: 11.97 on 15 and 56 DF, p-value: 1.892e-12

Vereinfacht werden nur die Ergebnisse des Modells M2 vorgestellt, da die Ergebnisse von M1 und M2 zu ähnlichen Aussagen führen. Die Kenndaten zum Regressionsmodell M2 zeigt Tabelle 2.7.

Die dominierenden Konstanten im Regressionsmodell sind die Global-Strahlung, mit einem proportionalen Einfluss und die relative Feuchte, mit einem indirekt proportionalen Einfluss auf den Wasserverbrauch. Als statistisch signifikant ($p < 0,05$) erweisen sich nur die absolute Konstante C, die Globalstrahlung und die Konstanten der Monate April bis August. Die Anwendung des Regressionsmodells zeigt Bild 2.16 für das Jahr 2007, wobei die globale Konstante (engl.: Intercept) nicht mit angezeigt wird. Im Januar 2007 lagen die Werte der klimatischen Merkmale unter dem jeweiligen langjährigen Mittel, dies führt zur Negation dieser Terme und somit zu einem prognostizierten, unterdurchschnittlichen Wasserverbrauch. Der Modellansatz neigt generell zu einer Überschätzung des Wasserverbrauchs im Winter, da das Modell allein auf klimatischen Merkmalen gründet. Klimatische Merkmale beeinflussen jedoch besonders im Frühling und Sommer das Verbrauchsverhalten (Signifikanz der Monate April bis August). Augenscheinlich werden monatliche Spitzenverbräuche in den Sommermonaten gut durch das Modell wiedergegeben, Bild 2.17.

Das Modell M2 wurde abschließend auf die Projektionsdaten des regionalen Klimamodells CLM20 zur Projektion des zu erwartenden Wasserverbrauches angewendet (Szenario A1B). Die Verwendung des Modells auf die projizierten Klimadaten impliziert, dass alle anderen den Wasserverbrauch beeinflussenden Merkmale als konstant betrachtet werden. Als Ergebnis konnte ein Anstieg des durchschnittlichen monatlichen Verbrauchs bis zum Jahr 2100 von 15 Tm^3 prognostiziert werden, siehe Bild 2.18. Dies entspricht einer Zunahme, im Vergleich zur Wasserabgabe 2008, von ca. 0,6 %. Der verwendete Modellansatz führt somit zu der Schlussfolgerung, dass der prognostizierte Klimawandel für das Versorgungsgebiet Dresden zu keinem Mehrverbrauch in Folge höherer Temperaturen führt.

Der Modellansatz M2 beruht auf monatlichen Klimadaten, dies führt zu robusteren Prognosen, erlaubt aber im Gegenzug keine Aussagen über eine Zunahme von Extremen (z.B. Zunahme des Spitzenver-

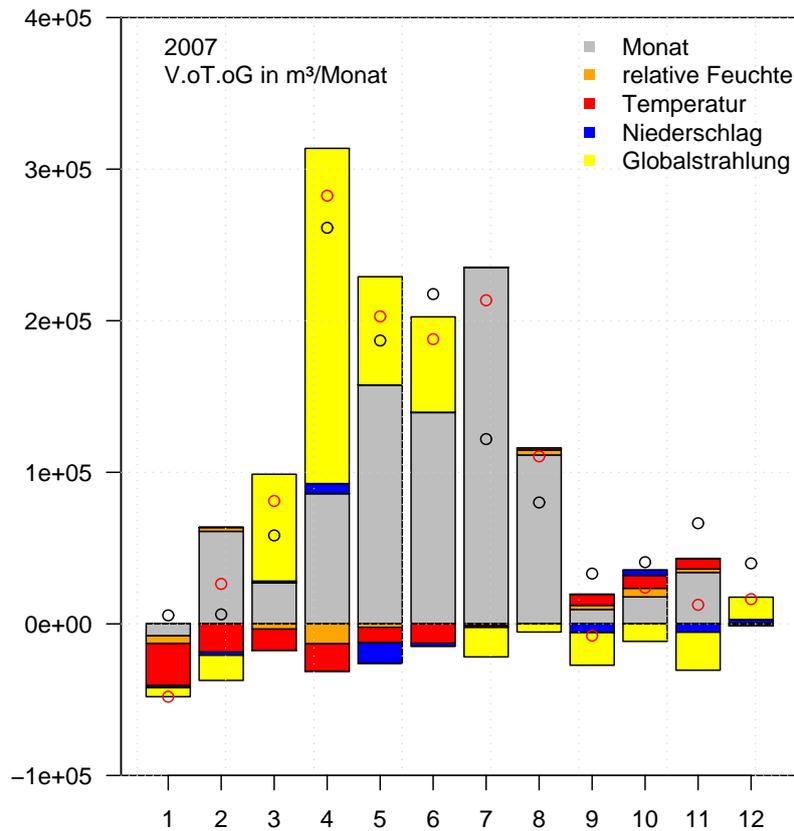


Abbildung 2.16: Wirkungsweise des Modellansatzes M2

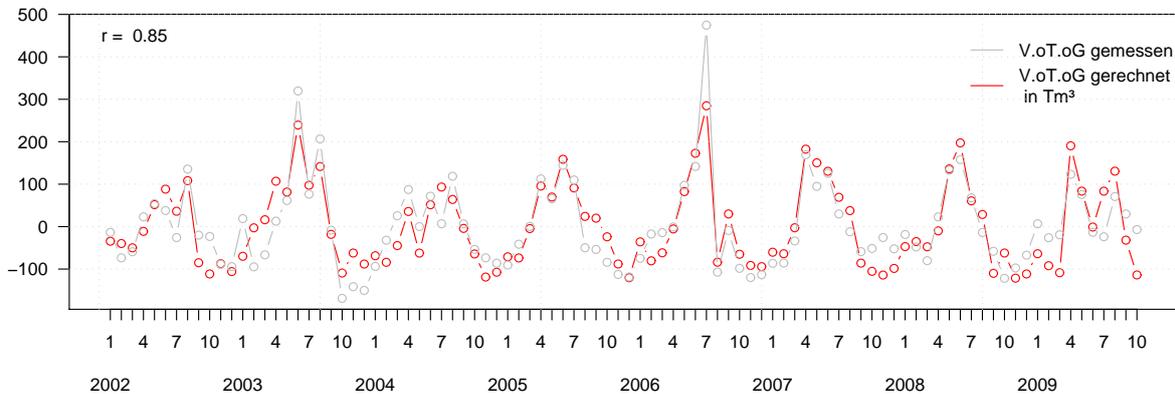


Abbildung 2.17: Vergleich zwischen gemessenem und gerechnetem Wasserverbrauch für M2

brauches). Betrachtet man das Zusammentreffen von taggenauen Spitzenverbräuchen, der maximalen Temperatur und der vorangegangenen Trockenzeit lässt sich eine Korrelation erkennen, Bild 2.15. In Bild 2.15 zeigt das linke Diagramm alle Tage an denen es Tags zuvor geregnet hat und das Diagramm rechts zeigt alle Tage in denen es zuvor mindestens 5 Tage nicht geregnet hat. Der Erwartung folgend steigt der Wasserverbrauch mit zunehmender Temperatur und der Anzahl der Tage ohne Niederschlag. Die angezeigten Regressionsgeraden sind aber nicht signifikant (Punktwolken). Betrachtet man nun den Anteil der Tage mit einer maximalen Temperatur über 25°C in den Zeiträumen 1996 bis 2009 und im Szenario

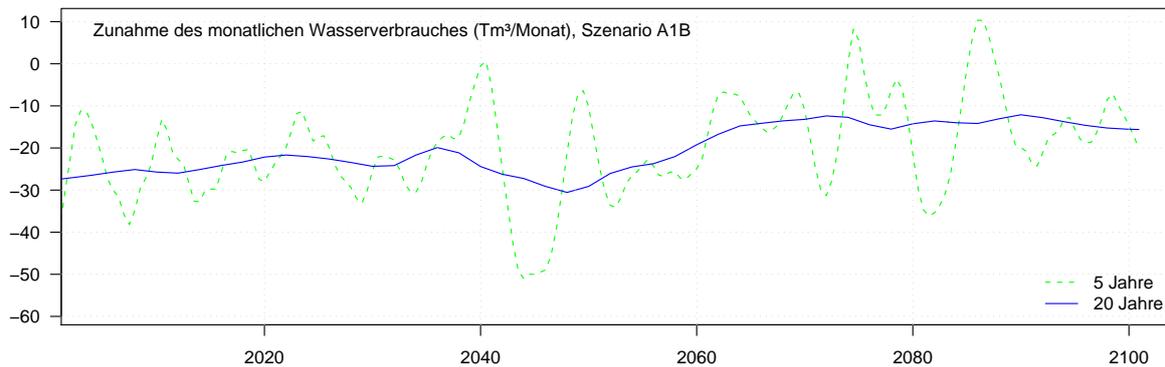


Abbildung 2.18: Prognose des Wasserbedarfs für Versorgungsgebiet Dresden

A1B von 2060 bis 2100 so liegt der prozentuale Anteil bei 9 bzw. 10%. Bei einer Temperaturschwelle von 30°C ergibt sich das Wertepaar zu 1 und 6%. Daraus folgt, die Anzahl der heißen Tage nehmen zu. Kombiniert man Tage mit über 20°C mit einer Trockenzeit von Tagen ergibt sich ein anderes Bild, das Wertepaar ergibt sich zu 4 und 2%. Der Grund für das leichte Absinken der Trockentage mag auch in der Natur des angewendeten Klimamodells liegen, da der Fokus im wesentlichen in der Prognose der Temperatur liegt und im Gegensatz dazu Aussagen über Niederschläge wesentlich komplexer sind. Dennoch erscheint die Aussage über eine Zunahme der Spitzenverbräuche auf Grund der nur minimale Anstiege der warmen bzw. heißen Tage als unbegründet.

Der aufgezeigte Modellansatz beschreibt den Wasserverbrauch durch die klimatischen Merkmale Temperatur, Niederschlag, Globalstrahlung, relative Feuchte und berücksichtigt dabei monatspezifische Schwankungen. Am Beispiel der Wetter- und Verbrauchsdaten der Stadt Dresden konnte gezeigt werden, dass die zukünftige Klimaänderung keinen Einfluss auf den Wasserverbrauch hat. Dies gilt allein unter der Annahme, dass alle anderen Faktoren, welche den Wasserverbrauch beeinflussen als konstant betrachtet werden. Weiterhin konnte aufgezeigt werden, dass aller Voraussicht nach keine Zunahme von Spitzenverbräuchen, auf Grund einer Zunahme von heißen Tagen mit vorausgegangener Trockenheit, zu erwarten ist.

2.6 Schlussfolgerung

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass weitere Veränderungen beim Pro-Kopf-Verbrauch aus technischer Sicht kaum zu erwarten sind und die sozio-ökonomischen Einflussgrößen statistisch nur sehr schwach nachweisbar sind. Auch der klimatische Einfluss auf den Wasserverbrauch ist basierend auf den Untersuchungen in Dresden von untergeordneter Bedeutung. Der künftig zu erwartende Schmutzwasseranfall kann damit hinreichend genau ausschließlich auf Basis der Bevölkerungszahl prognostiziert werden. Der Niederschlagsabfluss wird in der Regel nicht der Bevölkerungsentwicklung folgen, sondern im Trend eher noch zunehmen. Damit verstärkt sich die Spreizung zwischen oberem und unterem hydraulischen Lastfall. Zusätzlich wäre unabhängig vom vorhandenen Entwässerungssystem mit zusätzlichen Investitionskosten zu rechnen, welche auf die veränderte Bevölkerungszahl umzulegen sind.

3 Entwicklung von Wirkstoffemissionen durch Veränderung der Altersstruktur

3.1 Grundsätzliche Zusammenhänge

3.1.1 Einleitung

Arzneistoffe sind Wirkstoffe, die im menschlichen oder tierischen Organismus zur Verhütung, Heilung, Linderung oder Erkennung von Krankheiten dienen (Jelinek *et al.*, 2005). Dabei werden nach Mutschler *et al.* (2008) Wirkstoffe als Substanzen definiert, die in lebenden Organismen eine biologische Wirkung hervorrufen. Gelangen Arzneimittel in die Umwelt können sie ab einer bestimmten Konzentration eine toxische oder endokrine Wirkung auf die aquatische Lebensgemeinschaft ausüben. Aus Sicht der Humantoxikologie sind bislang vier toxikologisch relevante Wirkgruppen identifiziert, deren Anwesenheit gesundheitlich prinzipiell unerwünscht ist:

- Stoffe mit hormonartigem Wirkungspotential
- Stoffe mit genotoxischer Wirkung (z.B. Zytostatika)
- Stoffe mit immuntoxischer Wirkung
- Stoffe mit antiinfektiver Wirkung (z.B. Antibiotika)

Ein besonderer Aspekt ist daneben die Ausbildung von Antibiotika-Resistenzen pathogener Bakterien. Für die Ausbildung von Resistenzen scheinen bereits Konzentrationen weit unterhalb der minimalen Hemmkonzentration ausreichend zu sein (Backhaus und Grimme, 1999). Auch die interbakterielle Weitergabe durch DNA-Transfer wurde inzwischen nachgewiesen und scheint insbesondere bei hohen Bakteriendichten wie dem Belebungsverfahren wirksam zu sein.

Insbesondere im Zuge der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind Arzneimittel verstärkt in den Blickpunkt der Fachöffentlichkeit gerückt. Nach Artikel 2 sollen „Stoffe oder Gruppen von Stoffen, die toxisch, persistent und bioakkumulierbar sind, und sonstige Stoffe oder Gruppen von Stoffen, die in ähnlichem Maße Anlass zu Besorgnis geben“ schrittweise reduziert werden. Verschiedene Arzneistoffe sind sowohl nach der Wirkung als auch dem Verhalten in der Umwelt in diese Gruppe einzuordnen, in der Liste der 33 prioritären Stoffe verschiedener Herkunft in Anhang X werden sie jedoch nicht konkret aufgeführt. Die neue Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2011) listet in Anlage 7 22 prioritäre Stoffe mit zugeordneten Umweltqualitätsnormen zur Beurteilung des chemischen Zustandes auf, darunter allerdings ebenfalls kein Arzneimittel. Zusätzlich werden in Anlage 5 Umweltqualitätsnormen für 167 flussgebietspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potentials definiert. Auch diese enthält erstaunlich wenige Arzneimittel wie Carbamazepin (Antiepileptikum), Sulfamethoxazol (Antibiotikum), Chloralhydrat (Beruhigungsmittel, Narkotikum). Insgesamt fehlen jedoch für viele Arzneistoffe belastbare Qualitätskennwerte, die eine Bewertung der Umweltrelevanz ermöglichen würden (Engelmann *et al.*, 2007). Die Bewertung ökotoxikologischer Risiken ist darüber hinaus kein hinreichendes Kriterium zur Bewertung möglicher humantoxikologischer

Risiken. Hier sind ggf. deutlich niedrigere Grenzwerte erforderlich (DWA, 2008). So wird vom UBA für nicht oder nur teilbewertete Stoffe mit unzureichender toxikologischer Datenlage pauschal die Anwendung eines gesundheitlichen Orientierungswertes $GOW = 0,1 \mu\text{g/L}$ vorgeschlagen (UBA, 2003a).

Dass die gegenwärtige Beschränkung auf die in Anhang X der WWRL definierten prioritären Stoffe nicht ausreichend ist, zeigt das Beispiel der Schweiz. Diese hat in einem mehrstufigen Bewertungsverfahren eine Liste von 47 „Schweiz spezifischen“ Stoffen aus kommunalem Abwasser entwickelt, die u.a. auch 22 Arzneimittel enthält (Götz *et al.*, 2010a,b). Die Liste gilt vorbehaltlich weiterer/anderer lokaler Belastungen aufgrund spezifischer Anwendungen in Industrie und Gewerbe, ist also explizit offen für fallspezifische Anpassungen.

3.1.2 Eintrags- und Ausbreitungspfade von Arzneimitteln

In der Humanmedizin werden in Deutschland etwa 30.000 t Wirkstoffe pro Jahr umgesetzt, davon sind 6.500 t synthetisch hergestellte Wirkstoffe. Diese Menge verteilt sich auf über 2.700 Einzelstoffe, die in rund 50.000 verschiedenen Präparaten angeboten werden. In der Tierhaltung werden in Deutschland schätzungsweise 2.500 t/a Wirkstoffe zu therapeutischen Zwecken eingesetzt, davon 90% als Antibiotika und Antiparasitika (alle Zahlenangaben aus Stroh (2008)). Wie viele Wirkstoffe als Futtermittelzusatzstoffe verwendet werden, ist nicht abzuschätzen. Zum Teil werden in der Tiermedizin dieselben Wirkstoffe verwendet wie in der Humanmedizin. Die Gesamtmenge der eingesetzten Veterinärarzneimittel ist also mit Ausnahme der Antibiotika und Antiparasitika deutlich niedriger (Verschreibungen von Antibiotika in der Humanmedizin (2007): 292 t, berechnet aus Schwabe und Paffrath (2007)).

Der mengenmäßig größte Eintrag von Humanarzneimitteln ist der Pfad über die bestimmungsgemäße Einnahme, den menschlichen Stoffwechsel, Ableitung in der Kanalisation und Behandlung in der Kläranlage. Für die nachfolgend dargestellte Prognose-Methode werden die hier ablaufenden Prozesse kurz charakterisiert. Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die verordneten Arzneimittel auch eingenommen werden. Nicht benötigte Arzneimittel sollten im Idealfall über die Apotheken zurückgenommen und ordnungsgemäß entsorgt werden. Eine Befragung unter im Rahmen des Projektes START (<http://www.start-project.de>) ergab jedoch, dass ca. 15% der Befragten nicht benötigte oder überlagerte Tabletten über die Toilette entsorgen; bei flüssigen Arzneimitteln waren dies nahezu 50%. Diese Zahlen sagen allerdings nichts über die tatsächlich entsorgte Menge aus. Insgesamt ist dieser Eintragspfad von untergeordneter Bedeutung, kann allerdings bei Wirkstoffen, welche im menschlichen Körper nahezu vollständig verstoffwechselt werden relevant sein. Im Rahmen dieser Studie wird er vernachlässigt.

3.1.2.1 Metabolismus im menschlichen Körper

Der Metabolismus im menschlichen Körper ist sehr komplex. Die Reaktionskette wird in die pharmazeutische, die pharmakokinetische und die pharmakodynamische Phase unterteilt (Mutschler *et al.*, 2008). In der pharmakokinetischen Phase wird der Arzneistoff resorbiert, verteilt und zum Wirkungsort transportiert. Weiterhin werden eine mögliche Einlagerung sowie die Biotransformation und Ausscheidung hierin subsummiert. Die pharmakodynamische Phase beinhaltet die Rezeption am Wirkungsort und den pharmakologischen Effekt.

Viele Arzneimittel sind in unterschiedlichen Darreichungsformen verfügbar. Am häufigsten ist die orale Verabreichung, da diese vom Patienten bevorzugt wird und viele logistische Vorteile aufweist. Insbesondere bei Säuglingen und Kleinkindern ist alternativ die Gabe von Zäpfchen (rektal) möglich. Hauterkrankungen werden häufig topisch, d.h. über die Hautoberfläche therapiert. Die direkteste Applikation

ist die Injektion des Arzneistoffes in die Blutbahn (parenteral). Die Art der Verabreichung beeinflusst die Resorption, Biotransformation und letztlich die Ausscheidung des Wirkstoffs. Orale und rektal verabreichte Arzneimittel werden über die Schleimhäute resorbiert und in die Blutbahn abgegeben. Salben und Pflaster werden häufig nur lokal von der Haut aufgenommen und in der Regel schlechter resorbiert, d.h. ein hoher Prozentsatz wird unverbraucht wieder abgewaschen (Ternes, 2000; Wiegel *et al.*, 2003). Injektionen umgehen die Resorptionsverluste weitgehend.

Im Körper werden die Wirkstoffe durch biochemische Prozesse transformiert. Diese erfolgt vor allem über die Leber als wichtigstes Stoffwechselorgan, aber auch in anderen Organen des Körpers z.B. in Darm, Niere, Lunge, Milz, Muskulatur, Haut oder im Blut. Die Metabolisierung führt zu einer deutlichen Polaritätserhöhung, was die Ausscheidung der Stoffe über Harn und Galle erleichtert. Die meisten Arzneistoffe werden renal (über die Nieren) mit dem Urin ausgeschieden. Bei der biliären Exkretion (über die Leber) gelangen die Stoffe mit der Gallenflüssigkeit in den Dünndarm, wo sie entweder erneut resorbiert oder mit den Fäzes abgeführt werden. Weniger bedeutend sind die pulmonale Exkretion über die Lunge und die Ausscheidung über die Haut oder die Muttermilch. Welches der Hauptweg der Ausscheidung ist, hängt in erster Linie von den chemisch- physikalischen Eigenschaften des Arzneistoffes und seinen Metaboliten ab. Die entstehenden Metabolite können gegenüber dem Ausgangsstoff veränderte pharmakologische Wirkung sowie ein verändertes Umweltverhalten aufweisen. Aufgrund der höheren Polarität sind sie häufig deutlich hydrophiler und mobiler. Im Schnitt werden ca. 50 % der Arzneistoffe unverändert aus dem Körper wieder ausgeschieden (LANUV, 2007).

3.1.2.2 Eintrag in die aquatische Umwelt

Die Arzneistoffe, dazu zählen die unverändert ausgeschiedenen Wirkstoffe ebenso wie ihre Metaboliten oder Konjugate, gelangen in der Regel durch die natürliche Ausscheidung mit den Fäzes oder dem Urin in den Abwasserstrom und damit zur Kläranlage. Gegenwärtig sind 96% der Bundesbürger an zentrale Kläranlagen angeschlossen (DESTATIS, 2009). Bisher nicht angeschlossene Einwohner werden entsprechend der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie bis 2015 über eine zentrale oder dezentrale Abwasserbehandlung nach dem Stand der Technik entsorgt. Direkte Einleitungen unbehandelten Abwassers sind damit für die Gesamtbilanz von untergeordneter Bedeutung. Im Fall von Mischwasserkanalisationen wird ein Teil des Abwassers unbehandelt entlastet. DWA (2008) schätzt die darüber emittierten Schadstofffrachten bezogen auf die gesamte Rohwasserfracht im Bereich von 1-2% für polare, schlecht sorbierbare Stoffe und 2-4% für gut sorbierende Verbindungen (bedingt durch die Ausschwemmung von Kanalsedimenten). Dieser Teilstrom kann je nach Eliminationsleistung in der Kläranlage für die Gesamtemission mehr oder weniger relevant sein, wird in der weiteren Bilanzierung allerdings vernachlässigt. Weiterhin ist eine mögliche Exfiltration von Abwasser zu berücksichtigen. Die Quantifizierung der Exfiltration war in der Vergangenheit Inhalt mehrerer Forschungsprojekte mit unterschiedlichen methodischen Ansätzen. Die Bandbreite der angegebenen Exfiltrationsraten variiert zwischen <1 (Dohmann M. *et al.*, 1999) bis zu 20% (Eiswirth, 2002). Basierend auf gemessenen Konzentrationen schmutzwasserbürtiger Spurenstoffe (Carbamazepin, Koffein, HHCB, AHTN) im Grundwasser wurden in einem städtischen Untersuchungsgebiet Exfiltrationsraten von ca. 10% geschätzt (Musloff *et al.*, 2010). Diese scheinbaren Widersprüche lassen sich z.T. durch die sehr unterschiedlichen Randbedingungen (Kanalzustand, Höhenlage im Bezug zum Grundwasser, Bettung und Bodenart) erklären (Karpf *et al.*, 2008). Auch wenn die absolut emittierten Frachten gering sind, können diese zu einer signifikanten Akkumulation im Grundwasser führen. Durch die Abwasserbehandlung in der Kläranlage ist eine signifikante Reduzierung der eingetragenen Frachten möglich. Eine umfassende Darstellung zum Abbau von Arzneimitteln

in Kläranlagen kann entnommen werden. Hier werden nur für das Verständnis wesentliche Aspekte dargestellt. Die Arzneistoff-Konzentration in der Kläranlage über folgende Pfade reduziert werden:

- Biologische Transformation
- Sorption
- Austrag in die Gasphase (Strippen)

Der Austrag in die Gasphase kann für einige leicht flüchtige Arzneistoffe relevant sein (Dimethyether, Chlorbenzen) ist letztlich jedoch auch als Eintrag in die Umwelt zu werten. Die Sorption an Primär- und Belebtschlamm ist in starkem Maße abhängig Sorptionsneigung des jeweiligen Spurenstoffs aber auch von der Anlagetechnologie. Bei den sehr niedrigen Spurenstoff-Konzentration ist im Gleichgewichtszustand die an den Schlamm sorbierte Konzentration proportional zur Konzentration in der Wasserphase (Ternes *et al.*, 2004). Maßgeblich ist insbesondere die Sorption an den Belebtschlamm. Die Elimination steigt deshalb mit der spezifischen Überschussschlammproduktion. Unter Annahme gleicher Sorptionskonstanten sind damit hochbelastete Anlagen wirkungsvoller als schwachbelastete. Die biologische Transformation führt im Idealfall zu einer vollständigen Mineralisierung des Spurenstoffs. Häufig ist jedoch mit einer unvollständigen Transformation und der Bildung von persistenten Metaboliten zu rechnen. Ausgeschiedene Konjugate können in der biologischen Behandlungsstufe auch wieder gespalten und dadurch die aktiven Wirkstoffe wieder freigesetzt werden (Ternes und Joss, 2006). Die Abbaubarkeit scheint technologisch insbesondere vom Schlammalter abhängig zu sein (Clara *et al.*, 2005). Der biologische Abbau steigt tendenziell mit dem Schlammalter. Für die Spurenstoffelimination in Kläranlagen ergeben sich damit technologisch widersprechende Anforderungen: für eine maximale Sorptionsleistung sind geringe Schlammalter erforderlich, für die biologische Transformation dagegen hohe. Vor diesem Hintergrund könnte eine zweistufige Behandlung (Hochlast/Schwachlast) Vorteile aufweisen. Weitere maßgebliche Einflussgrößen sind die Abwassertemperatur und die Durchströmungsverhältnisse. Für die niedrigen Spurenstoffkonzentrationen folgt die Abbaukinetik weitgehend einer Reaktion 1. Ordnung. Anlagen mit hohem Konzentrationsgradienten (Rohrreaktor, Reaktorkaskade) weisen dementsprechend höhere Umsatzleistungen auf als volldurchmischte Reaktoren (Joss *et al.*, 2006). Dieser Effekt reduziert sich mit steigendem Einfluss der Sorption. Eine mögliche Diffusionslimitierung und die Größe der Schlammflocke bzw. Dicke des Biofilms scheint von geringerer Relevanz zu sein (Joss *et al.*, 2005). In Abhängigkeit von der jeweiligen Anlagentechnologie und dem aktuellen Betriebszustand können sich damit für den gleichen Spurenstoff sehr unterschiedliche Eliminationsraten ergeben.

3.2 Anpassungsmaßnahmen

3.2.1 Einleitung

Um organische Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser zu entfernen, gibt es verschiedene Möglichkeiten mit unterschiedliche Wirkungsweise und Leistungsfähigkeit. Von einigen Arzneistoffen ist bekannt, dass sie persistente Eigenschaften besitzen, wie zum Beispiel Propanolol, Clifibrat und Carbamazepin. Diese Stoffe können während der biologischen Abwasserbehandlung in der konventionellen Kläranlage nur zu einem gewissen Anteil aus dem Abwasser entfernt werden. Um eine weitergehende Verbesserung der Ablaufwerte zu erreichen, können zusätzliche Eliminationsverfahren zum Einsatz kommen (Tabelle 3.1). Mit Hilfe von biologischen Abwasserbehandlungsverfahren ist es nicht möglich

Tabelle 3.1: Überblick über Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen (Abegglen *et al.*, 2009)

chemisch	adsorptiv	biologisch	physikalisch
Chlorung	Flockung und Koagulation	Bodenpassage	Nanofiltration
Fe (III) + H ₂ O ₂	granulierte Aktivkohle	Fest-/ Wirbelbett	Umkehrosiose
H ₂ O ₂	Ionenaustauscher	MBR	
H ₂ O ₂ /UV	Pulveraktivkohle	Sandfiltration	
Ozonung		Naturnahe Verfahren	
Ultraschall		(Pflanzenkläranlage, Klärteich u.a.)	

umweltrelevante Spurenstoffe vollständig zu eliminieren. Als Nachbehandlungsschritt zur biologischen Behandlung können physikalisch-chemische Verfahren sehr wirksam sein. Sie können sowohl als alleinige Behandlungsstufe Einsatz finden, als auch in Kombination mit der biologischen Behandlung, bei der sie wesentlich wirkungsvoller Arzneistoffe aus dem Abwasser entfernen. Es besteht die Möglichkeit, die Verfahren entweder in bestehende Stufen zu integrieren oder nachzuschalten.

Integrierte Verfahren Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken, Membranbelebungsverfahren (MBR)

Nachgeschaltete Verfahren Filtrationsverfahren, Mikro- und Ultrafiltration, Nanofiltration und Umkehrosiose, Aktivkohlefiltration, Pulveraktivkohledosierung (nachgeschaltet)

Die zusätzlichen Verfahren sollten verschiedene Anforderungen erfüllen um eine Kläranlage aufzurüsten. Die Verfahren sollten eine große Spannweite besitzen um möglichst viel Stoffe zu eliminieren und möglichst keine toxischen Nebenprodukte zu bilden. Der Betrieb sollte einfach sein und kein hierfür spezialisiertes Personal erfordern. Der Aufwand was Kosten, Energie, Materialien und Personal angeht sollte einen angemessenen Nutzen bringen. Die Hintergrundbelastung des Abwassers kann zu einer Kostensteigerung und Effizienzminimierung führen, da sie die Wirksamkeit der Verfahren beeinträchtigen. Das Verfahren sollte auf Zulaufschwankungen reagieren können. In den nachfolgenden Abschnitten wird auf die wirkungsvollsten Verfahren näher eingegangen.

3.2.2 Membranverfahren

Membranverfahren wurden ursprünglich zur Trinkwasseraufbereitung entwickelt und in der Abwasserbehandlung mit dem Ziel, eine bessere Stoffentfernung und der Verbesserung der Gewässergüte zu erreichen eingesetzt.

3.2.2.1 Membranbioreaktor

Bei den der Anwendung des Membranbioreaktors kommen bei der die Abscheidung durch den physikalischen Größenausschlusses genutzt wird um Stoffgemische voneinander zu trennen. Kombiniert wird dies mit dem areoben Belebtschlammverfahren. Im Bezug auf die Elimination von Spurenstoffen bietet das MBR- Verfahren Vorteile gegenüber dem konventionellen Belebungsverfahren. Der Rückhalt der Spurenstoffe wird dabei mit Mikro- und Ultrafiltrationsmembranen realisiert und hält die Schwebstoffe und die darin enthaltene Biomasse zurück, der Schlamm muss also nicht absetzbar sein (Ivashechkin, 2006; Tchobanoglous *et al.*, 2004) . Die Belebung lässt sich dadurch mit bedeutend höheren Schlammkonzentrationen und geringerer Schlammbelastung betreiben (LANUV, 2007). Der MBR wird meist mit

einem höheren Schlammalter betrieben (mehr als 25 Tage), deshalb ergibt sich zusätzlich bei einigen polaren Spurenstoffen ein leicht erhöhter Abbau (DWA, 2008). Der Sauerstoffeintrag nimmt mit steigendem Schlammgehalt ab, dadurch steigt der Energiebedarf der Belüftung proportional.

Dessen ungeachtet kann der Rückhalt der Arzneistoffe mit dem Belebtschlamm die Eliminationsleistung im Gegensatz zur konventionellen Belebungsanlage steigern (Merkel, 2008). Das Membranverfahren benötigt zur Entfernung von Bakterien und Viren im Vergleich zum Belebungsverfahren deutlich mehr Energie (0,6-1 kWh/m³). Dadurch, dass MBR-Anlagen mit höheren Belebtschlammkonzentrationen und Schlammaltern betrieben werden und kein Nachklärbecken nachgeschaltet werden muss, ist dieses Verfahren trotz höherer Kosten bei Platzmangel eine Alternative. Sonst sind meist andere Gründe, wie die Forderung der Einhaltung besonders geringer Ablaufwerte, z.B. vor einer Desinfektionsstufe für den Einsatz des MBR-Verfahrens entscheidend (DWA, 2008). Beim Vergleich der Eliminationsleistung einer Membranbelebungsanlage hinsichtlich der Entfernung von Arzneistoffen (Schlammalter 16-75 d) mit einem konventionellen Belebtschlammverfahren (Schlammalter 10-12 d) mit Nachklärbecken wiesen beide Verfahren große Ähnlichkeiten auf (Joss *et al.*, 2005). Nur sehr vereinzelt konnte ein Zusammenhang zum Schlammalter und damit zu einem zusätzlichen Rückhalt von Arzneistoffen hergestellt werden, so zum Beispiel beim Antibiotikum Sulfamethoxazol.

3.2.2.2 Nanofiltration

Betrachtet man die molaren Massen verschiedener organischer Spurenstoffe, kann erst bei feineren Porengrößen wie der Nanofiltration der Rückhalt von gelösten organischen Spurenstoffen stattfinden. Durch die engmaschigere Struktur (als bei der Ultrafiltration) erweisen sie für Wasser eine deutlich höhere Durchlässigkeit als für die darin gelösten Stoffe wie z.B. Arzneistoffen. Bei der Anwendung eines Druckes von 5-40 bar entsteht jedoch ein sehr hoher Energieverbrauch, wodurch die Nanofiltration in der Abwasseraufbereitung bislang nur in industriellen Anwendungen oder für die Wiederverwendung gereinigten Abwassers als Trinkwasser von Bedeutung ist. Die Trenngrenze der Mikro- und Ultrafiltrationsverfahren lässt den direkten Rückhalt kleiner Arzneistoffmoleküle, von beispielsweise dem Antiepileptikum Carbamazepin, nicht zu. Die Poren der Membranen sind in etwa 100- bis 1000 mal größer als die physikalische Größe der Spurenstoffe. Die zurückgehaltenen Stoffe werden als sogenannten Retentat aufkonzentriert, was etwa 20-25 % des Abwasserstroms ausmacht und entsorgt werden muss. Der Energiebedarf von etwa 1-2 kWh/m³ wird durch den hohen nötigen Betriebsdruck bedeutend höher als bei Ozonung und Aktivkohlebehandlung (Abegglen *et al.*, 2009).

3.2.3 Aktivkohleadsorption

In der kommunalen Abwasserreinigung ist die Verwendung von Aktivkohle im Allgemeinen nicht weit verbreitet und wird zur Nachbehandlung von biologisch oder physikalisch-chemischen gereinigtem Abwasser eingesetzt. Speziell im Bereich der industriellen Abwasserreinigung wird dieses adsorptive Verfahren häufig eingesetzt (LANUV, 2007).

Gelöste Spurenstoffe können mittels Adsorption aus der flüssigen oder gasförmigen Phase an die Festkörperoberfläche der Aktivkohle aus dem Abwasser gebunden werden. Eingesetzt wird Aktivkohle um gelöste organische, biologische oder schwer abbaubare Stoffe zu entfernen. Durch die große spezifische Oberfläche (600 – 1.000 m²/g) können vor allem hydrophobe Stoffe adsorbiert werden (Schrader, 2007). Man unterscheidet granulierten (granulated, activated carbon, GAC) und pulverförmige (*powdered activated carbon, PAC*) Aktivkohle. Bei der Anwendung von GAC wird das Wasser durch eine auf-

wärts oder abwärts durchströmte Filterschicht geleitet. Die Kontaktzeit steht dabei in Abhängigkeit mit der Durchströmungsgeschwindigkeit. Pulveraktivkohle wird hingegen zum Abwasser direkt hinzugegeben und kann somit durch die Dosierungsmenge verhältnismäßig einfach an die Anforderungen angepasst werden (BAFU, 2008). Es wird eine Menge von circa 10- 20 mg/L Aktivkohle zum Abwasser dosiert (Abegglen *et al.*, 2009). Zumeist wird beim Einsatz von Pulveraktivkohle das Einrührverfahren angewandt. Die Kontaktzeit des zu behandelnden Abwassers mit der Pulveraktivkohle muss optimal angepasst werden, um eine möglichst hohe Adsorption zu erreichen. Beispielsweise benötigen große Moleküle mehr Zeit, um adsorbiert zu werden, gleichzeitig können Verdrängungsmechanismen von Spurenstoffen an der Aktivkohleoberfläche zum Tragen kommen (Schrader, 2007). Abschließend muss das Pulver über Sedimentation, was den Einsatz von Fällmitteln bedingt oder eine Filtration wieder aus dem Wasser entfernt werden. Oftmals wird dieses Verfahren mit dem Membranbelebungsverfahren kombiniert, weil dabei sichergestellt werden kann, dass die Aktivkohle nicht in den Vorfluter gelangt. Ob sich die Schlammeigenschaften durch die Anwendung der Aktivkohle verändern ist noch nicht nachgewiesen (Merkel, 2008).

Die Wirksamkeit der beiden Verfahren unterscheidet sich bei der Wahl ähnlicher Prozessparameter nicht. Die Adsorptionseigenschaften der einzelnen Stoffe spielen bei der Wirkung der Aktivkohle durch auftretende Konkurrenzreaktionen zwischen Stoffen die z.B. in deutlich höheren Konzentrationen vorliegen und eine stärkere Affinität zur Aktivkohle aufweisen, eine Rolle. Die Intensität der Adsorption hängt stark von den Stoffeigenschaften ab. Zum Beispiel werden biologisch leicht abbaubare Substanzen mit geringem Molekulargewicht, guter Wasserlöslichkeit und polarem Charakter schlecht adsorbiert. Unpolare organische Substanzen, die häufig nur schwer biologisch abbaubar sind, werden bevorzugt adsorbiert (Schrader, 2007).

Auch hydrophobe, persistente Verbindungen können sehr gute Eliminationsleistungen erzielen. Die Adsorptionseigenschaft der Aktivkohle steht in engem Zusammenhang mit dem pH-Wert des Abwasser, bei sinkendem pH-Wert nimmt die Adsorption von Arzneistoffen in der Regel ab. Die Effektivität der Adsorption ist außerdem stark von der Konzentration der Spurenstoffe im Abwasser abhängig. Zusätzlich zur adsorptiven Wirkung können sich in den Poren der Aktivkohle spezialisierte Mikroorganismen bilden, die einen biochemischen Abbau der Arzneistoffe bewirken (Ivashechkin, 2006). Erste Untersuchungen zeigen, dass eine Entfernung von Arzneistoffen durch Aktivkohle von 80 % möglich ist (Püttmann *et al.*, 2008).

Im Bericht des Bundesausschusses für Chemikalsicherheit (BLAC, 2003) werden Untersuchungen der Eliminationsleistung von Aktivkohle aus Deponiesickerwasser beschrieben. Bei dem Antiepileptikum Carbamazepin und dem durchblutungsfördernden Mittel Pentoxifyllin konnte mittels Aktivkohlefiltration eine Entfernung zu 90-100 % beobachtet werden. Bei der konventionellen biologischen Behandlung liegt die Eliminationsrate deutlich geringer. Für Diclofenac und Ibuprofen konnte eine Eliminationsrate von bis zu 81-92 % erreicht werden. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die Konzentration von Spurenstoffen in Deponiesickerwasser deutlich höher liegen kann als im kommunalen Abwasser. Abhängig ist die Eliminationsleistung von den Aktivkohleeigenschaften, den Spurenstoffeigenschaften bzw. Spurenstoffkonzentrationen. Mit dem Überschussschlamm werden die absetzbaren Bestandteile der Aktivkohle abgezogen und ggf. der Schlammbehandlung zugeführt. Zum Teil kann eine Regeneration der Aktivkohle erfolgen, andernfalls bietet die Verbrennung eine Entsorgungsmöglichkeit. Durch den hohen Heizwert ist dieses Verfahren dem Verbrennungsprozess dienlich und daher häufig verwendet.

Die Beurteilung der Eliminationsleistung durch Aktivkohle aus dem derzeitigen Wissensstand ist schwierig. Es gibt bereits einige Untersuchungen, jedoch wurde mit sehr unterschiedlichen Dosiermengen und

Kontaktzeiten zwischen Abwasser und Aktivkohle gearbeitet (Schrader, 2007). Sowohl ökonomisch, als auch ökologisch scheint diese Variante eine sinnvolle Lösung darzustellen, um Spurenstoffe aus dem Abwasser zu entfernen (Abegglen *et al.*, 2009).

3.2.4 Ozonung

Besonders in der Trink- und Badewasseraufbereitung wird Ozon vielfach angewendet, aber auch bei der Behandlung von industriellen Abwässern. Dabei dient es vorrangig zur Desinfektion, aber auch zur Oxidation von organischen und/oder anorganischen Wasserinhaltsstoffen (Abegglen *et al.*, 2009). Ozon (O_3) ist das am häufigsten verwendete Oxidationsmittel und besitzt vergleichsweise hohes Oxidationspotential (Bergheim *et al.*, 2008). Es reagiert unter Abspaltung des Sauerstoffatoms schnell, selektiv mit einer Vielzahl von funktionellen Gruppen (LANUV, 2007; Schrader, 2007). Ozon zerfällt unter der Bildung von OH-Radikalen, die schnell mit organischen Stoffen und Carbonaten reagieren (LANUV, 2007; Schrader, 2007). Es können durch die Wasserinhaltsstoffe beeinflusste Kettenreaktionen auftreten. Ozon wird entweder aus der Luft oder aus industriellem Sauerstoff direkt vor Ort erzeugt, da es keine stabile Verbindung ist (BAFU, 2008). Das Ozon wird direkt in den Abwasserstrom eingetragen, dabei muss auf eine ausreichende Durchmischung geachtet werden. Um eine ausreichende Kontaktzeit des Abwassers mit dem Ozon zu gewährleisten sollte die hydraulische Aufenthaltszeit fünf Minuten betragen. Eine Reihe von Arzneistoffen aus verschiedenen Arzneistoffgruppen wie Antibiotika, Antiepileptika, Antiphilostatika, Lipidsenker, Betablocker und Hormone sind nach der Behandlung mit 2-10 mg O_3/L Abwasser nicht mehr nachweisbar (Abegglen *et al.*, 2009) (siehe Tabelle 3.2).

Durch die starke oxidierende Wirkung des Ozons werden die im Abwasser vorhandenen Spurenstoffe chemisch verändert. Dabei werden komplexe Bindungen teilweise aufgebrochen, wodurch die biologische Abbaubarkeit erhöht wird (BAFU, 2008). Es kann während dieser Reaktion auch zu unerwünschten Reaktionsprodukten kommen (z.B. Bromat, Nitrosodimethylamin). Heutzutage wird aus diesem Grund eine zusätzliche Sicherheitsbarriere empfohlen, was ein einfacher Sandfilter sein kann, um die Reaktionsprodukte zu reduzieren (Abegglen *et al.*, 2009).

Das Ziel der Anwendung ist die Veränderung der im biologisch gereinigten Abwasser vorhandenen synthetischen, organischen oder persistenten Verbindungen zu möglichst abbaubaren Formen und die Zerstörung der aktiven Gruppen. In der Literatur konnte bereits gezeigt werden, dass mittels Dosierung von Oxidationsmitteln nicht nur Arzneistoffe, sondern auch Duftstoffe und Industriechemikalien erreicht werden können (Huber *et al.*, 2005).

Die Effizienz des Ozons für die Oxidation ist hauptsächlich von folgenden Faktoren abhängig:

- pH-Wert: Beeinflussung der Ozonstabilität und somit der Bildungsrate von OH- Radikalen
- Carbonatkonzentration: Reaktion von Carbonat mit OH- Radikalen und somit Konkurrenzsubstrat zu den Arzneistoffen
- gelöster organische Kohlenstoff (DOC): Reaktion mit OH- Radikalen und Ozon und somit Konkurrenzreaktion zu den Arzneistoffen
- chemische Beschaffenheit des Arzneistoffes: Je nach Stoff kann die Reaktionsgeschwindigkeit der Reaktion mit Ozon (k_{O_3}) variieren (von $1-106 \text{ Mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$) (Huber *et al.*, 2005)

Auf Basis der chemischen Struktur kann eine Abschätzung der Eliminierbarkeit von Arzneistoffen bei der Ozonung durchgeführt werden (LANUV, 2007). Bei einem pH-Wert < 4 ist der Radikalmechanismus

Tabelle 3.2: Konzentration und Elimination von Pharmaka, Duftstoffen (LOQ: 0,05 µg/l) und Estron (LOQ: 3 mg/l) im Kläranlagenablauf Braunschweig (DOC: 23,0 mg/l, pH 7,2) vor/nach Ozonung (5, 10, 15 mg/l O₃) (Ternes *et al.*, 2003)

	Mean (n= 6) effluent µgL ⁻¹	Mean (n = 2) 5 mgL ⁻¹ O ₃ µgL ⁻¹ (%)	Mean (n = 2) 10/15 mgL ⁻¹ O ₃ µgL ⁻¹ (%)
<i>Antibiotics</i>			
Trimethoprim	0.34±0.04	<LOQ (>85)	<LOQ (>85)
Sulfamethoxazole	0.62±0.05	<LOQ (>92)	<LOQ (>92)
Clarithromcin	0.21±0.02	<LOQ (>76)	<LOQ (>76)
Erythromycin	0.62±0.24	<LOQ (>92)	<LOQ (>92)
Roxithromycin	0.54±0.04	<LOQ (>91)	<LOQ (>91)
<i>Antiepileptic</i>			
Carbamazepine	2.1±0.04	<LOQ (>98)	<LOQ (>98)
<i>Antiphlogistics</i>			
Ibuprofen	0.13±0.03	0.067 (48)	<LOQ (>62)
Naproxen	0.10±0.01	<LOQ (>50)	<LOQ (>50)
Indomethacin	0.10±0.04	<LOQ (>50)	<LOQ (>50)
Diclofenac	1.3±0.1	<LOQ (>96)	<LOQ (>96)
<i>Lipid regulators</i>			
Clofibrac acid	0.12±0.02	0.060 (50)	<LOQ (>59)
Fenofibrac acid	0.13±0.04	0.060 (>62)	<LOQ (>62)
<i>Betablockers</i>			
Atenolol	0.36±0.01	0.14 (61)	<LOQ (>86)
Sotalol	1.32±0.14	<LOQ (>96)	<LOQ (>96)
Celiprolol	0.28±0.01	<LOQ (>82)	<LOQ (>82)
Propranolol	0.18±0.01	<LOQ (>72)	<LOQ (>72)
Metoprolol	1.7±0.04	0.37 (78)	<LOQ (>93)
<i>Musk fragrances</i>			
AHTN (Tonalide)	0.10±0.03	<LOQ (>50)	<LOQ (>50)
HHCB (Galaxolide)	0.73±0.14	0.090 (>93)	<LOQ (>93)
<i>Natural estrogen</i>			
Estrone	0.015±0.002	<LOQ (>80)	<LOQ (>80)
Caffeine	0.22±0.03	0.11 (50)	<LOQ (>87)

<LOQ: below limit concentration

blockiert, es läuft nur die direkte Ozonreaktion ab. Wenn der pH- Wert hingegen auf > 10 ansteigt, dominiert die Radikalreaktion (Bergheim *et al.*, 2008). Die Hintergrundbelastung des Abwassers an gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen und die chemischen Eigenschaften der verbleibenden Substanzen beeinflussen die Wirksamkeit der Ozonung. In Bild 3.1 ist die Ozonkonzentration in Abhängigkeit der DOC- Konzentration dargestellt. Die untersuchten Pharmaka werden bei unterschiedlichen Ozonkonzentrationen oxidiert. Hormone werden bereits bei geringer Ozonzugabe oxidiert, Röntgenkontrastmittel allerdings erst bei sehr hohen Konzentrationen (DWA, 2008). Bei niedriger Belastung von <10 g DOC/m³ genügt eine Ozonkonzentration von 3-10 g/m³ (Bild 3.1). Der Preis pro m³ Abwassers liegt bei nur einigen Cent, jedoch beträgt der Energieverbrauch 0,05-0,2 kWh/m³ und damit nicht unerheblich im Vergleich zum Energieverbrauch einer Kläranlage mit mechanisch- biologischer Reinigung von ca. 0,2-0,4 kWh/m³ (DWA, 2008). Aus diesem Grund ist die Anwendung des Verfahrens auf kritische Fälle, wie z.B. bei großtechnische Anlagen, begrenzt (DWA, 2008).

Neben dem Effekt der Entfernung von Spurenstoffen durch die Ozonbehandlung findet gleichzeitig eine Desinfektion des Abwasserstroms statt. Im Falle der Einleitung z.B. in Badegewässer oder der Wieder-

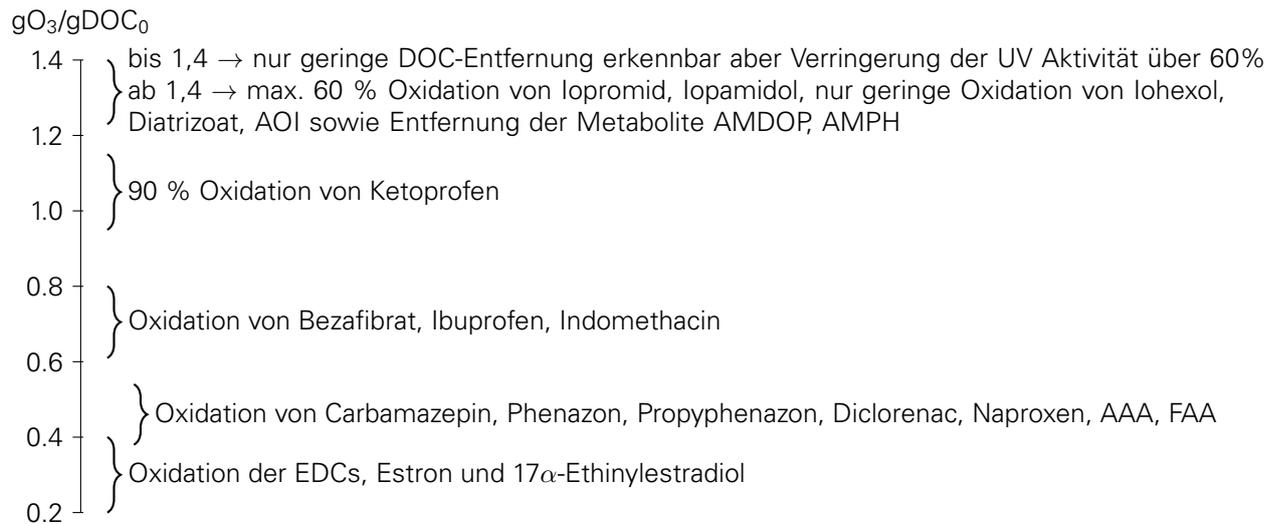


Abbildung 3.1: Oxidation von Arzneistoffen in biologisch gereinigtem Abwasser durch Ozonbehandlung (Borkmann, 2009)

nutzung kann dies als positiver Nebeneffekt gewertet werden (BAFU, 2008).

3.2.5 Advanced Oxidation Processes (AOP-Verfahren)

Um die Entfernung von Arzneistoffen zu verbessern, besteht die Möglichkeit der Kombination der Ozonung mit UV, H_2O_2 mit UV oder Ozonung mit H_2O_2 . Dabei wird die Bildung von Hydroxylradikalen unterstützt, welche ein hohes Oxidationspotential besitzen. Fast alle organischen Verbindungen werden schnell aber auch unspezifisch oxidiert. Folglich werden die Abbauleistungen und die Kinetik der Oxidationsprozesse gesteigert.

Die Anwendung von AOPs erfolgt meist dann, wenn eine vollständige Oxidation organischer Stoffe angestrebt wird. Für die Bildung von Hydroxylradikalen gibt es vier Möglichkeiten:

- Förderung der Spaltung des gelösten Ozons
- UV- Bestrahlung von Ozon
- in Anwesenheit mit H_2O_2 reagiert Ozon mit der konjugierten Base von H_2O_2
- UV- Bestrahlung von H_2O_2

Bei der Kombination von Ozon mit UV ist eine zusätzliche Eliminationsleistung von 5-10 % gegenüber der alleinigen Ozonung zu erwarten (Merkel, 2008). Zur Elimination von Spurenstoffen in Kläranlagenabläufen sind solche Kombinationsverfahren sehr gut geeignet, weil die meisten organischen Spurenstoffe chemisch oxidiert werden können. Des Weiteren konnten Diclofenac und Carbamazepin mit einer kombinierten H_2O_2 /UV- Behandlung vollständig zerstört werden. Hingegen wurde ein Oxidationsprodukt dabei als mutagen eingestuft, was die Weiterentwicklung des Verfahrens dringend erforderlich macht (Ivashechkin, 2006). Nachteilig bei den AOPs ist die geringe Selektivität im Vergleich mit der Ozonung und der hohe Bedarf an Oxidationsmittel- und Energiebedarf. Weder bei der Ozonung, noch bei den

AOPs können organische Spurenstoffe vollständig eliminiert werden. Zumeist findet eine Transformation statt, wobei die Entstehung von toxischen und mutagenen Verbindungen nicht ausgeschlossen werden kann.

3.3 Risikoanalyse

3.3.1 Einleitung

Die hier entwickelte Methode zielt ausschließlich auf eine differenziertere Bewertung der Emissionsfracht/Emissionskonzentration von Arzneistoffen unter Berücksichtigung der demografischen Entwicklung. Die Bewertung der Umweltrelevanz wird trotz der oben diskutierten Unsicherheiten auf Basis von PNEC vorgenommen.

Um den demografischen Effekt auf die eingenommene Wirkstoffmenge zu berücksichtigen, wurden in dem hier entwickelten Ansatz die verfügbaren statistischen Daten zum Arzneimittelverbrauch mit demografischen Daten verschnitten. Hierfür wurden folgende Daten verwendet:

- Verschriebene Tagesdosen (DDD in Mio.) an Wirkstoffen 2007 für gesetzlich Krankenversicherte (GKV) (Schwabe und Paffrath, 2007)
- Verschriebene Tagesdosen (DDD in Mio.) pro Wirkstoffgruppe und 19 Altersgruppen (Coca *et al.*, 2008)
- Bevölkerungsentwicklung und Prognose der Bevölkerungsentwicklung von 1990 bis 2020 auf Kreisebene für 3 Altersgruppen (Quelle: Laufende Raumbewertung des Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, BBR)
- wirkstoffspezifisch empfohlene Tagesdosen (Defined Daily Doses, DDD) für einen Erwachsenen in g/d (Quelle: Anatomisch-therapeutischer Index ATC für 2007¹)
- Pro-Kopf Trinkwasserverbrauch auf Kreisebene für 2007² (Quelle: Statistisches Bundesamt)
- Abgabemengen für ausgewählte Wirkstoffe differenziert nach Apotheken- und Krankenhausmarkt (Abfrage bei IMS Health GmbH & Co. KG)
- Literaturdaten zu Ausscheidungsraten, Eliminationsraten in der Kläranlage sowie zulässigen Umweltwerten im Gewässer (Borkmann, 2009)

Mit den vorgenannten Daten ist es möglich, eine wirkstoffspezifische Differenzierung der Einnahme nach Altersgruppen vorzunehmen und diese mit den ebenfalls altersspezifischen demografischen Prognosen zu verbinden. Die Verteilung der Einnahme nach Altersgruppen ist derzeit nicht wirkstoffspezifisch, sondern nur nach Wirkstoffgruppen verfügbar. Wirkstoffgruppen fassen Wirkstoffe mit gleichem therapeutischen Anwendungsgebiet zusammen. Für die Prognose wurde unterstellt, dass die Altersverteilung für den betrachteten Wirkstoff der Altersverteilung der gesamten Wirkstoffgruppe entspricht. Regionale oder soziale Sondereffekte wurden vernachlässigt.

Da die demografischen Prognosen nur nach drei Altersgruppen aufgelöst vorliegen, wurden die in 19 Altersgruppen aufgeschlüsselten der Verschreibungsdaten (Coca *et al.*, 2008) zu den drei Altersgruppen

¹ <http://www.dimdi.de/dynamic/de/klassi/downloadcenter/atcddd/vorgaenger/version2007/>

² <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online/> Tabelle: CODE 514-42-4

der Bevölkerungsprognose aggregiert (siehe Tabelle B.1 auf S. 224). Die Altersverteilung kann nur für die verordneten Medikamente angegeben werden. Für die darüber hinaus abgegebenen Medikamente (Privatrezept, Selbstmedikation, Klinik) wurde die gleiche Verteilung unterstellt. Der dadurch generierte Fehler dürfte in den meisten Fällen gering sein, da der überwiegende Teil verordnet eingenommen wird. Es gibt jedoch auch Präparate mit einem sehr hohen Anteil anderer Einnahmepfade (wie z.B. Diclofenac mit 45% Selbstmedikation). In diesen Fällen sind die Prognosen entsprechend unsicher.

Aktuell wurden für 34 Wirkstoffe die erforderlichen Eingangsdaten zusammengestellt. Dabei ergaben sich z.T. sehr breit streuende Angaben, sowohl für Ausscheidung und Elimination, aber insbesondere für zulässige Umweltqualitätswerte. Die Qualitätskriterien nach WRRL sollen sowohl kurzzeitige als auch chronische Schädigungen der Umwelt verhindern und werden nach dem Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards (EC, 2009) hergeleitet. Der hier definierte PNEC-Wert (predicted no effect concentration) wird aus Labor-Toxizitätstests unter Verwendung von Sicherheitsfaktoren abgeleitet, die je nach Datengrundlage zwischen 1 und 1000 variieren (Tabelle 3.3). Dementsprechend liegen je nach Test und Sicherheitsfaktor für den gleichen Wirkstoff zum Teil um Zehnerpotenzen abweichende Empfehlungen für eine zulässige Umweltkonzentration vor. Eine Bewertung des Umweltrisikos wird damit je nach Auswahl des PNEC-Wertes beliebig. In dieser Studie werden für die Bewertung PNEC-Werte gewählt, welche entweder bereits von wasserwirtschaftlichen Fachämtern verwendet oder nachweislich auf Basis detaillierter ökotoxikologischer Untersuchung von anderen Autoren z.B. Götz *et al.* (2010b) vorgeschlagen wurden. Im Zweifelsfall wurde der jeweils gefundene Minimalwert zugrunde gelegt.

Die Anzahl der verschriebenen Tagesdosen der Wirkstoffe als Grundlage zur Berechnung lagen für die meisten Wirkstoffgruppen weit unterhalb der Menge des AOK Reports, siehe Tabelle 3.4. Dies hat auf die Ergebnisse der Untersuchung nur in so fern Bedeutung, dass bestimmte Wirkstoffgruppen unterrepräsentiert sind. So zeigt sich, dass vor allem die Wirkstoffgruppen Antidementiva, Kardiaka und Kororarmittel zu über 90 Prozent an Patienten über 60 Jahre verabreicht werden (vgl. Tabelle B.2), diese aber aus Datenmangel kaum oder gar nicht berücksichtigt werden.

Im Zeitraum von 1990 bis 2009 hat es im Bundesgebiet eine Vielzahl von Änderungen hinsichtlich der Kreisgebiete und der Kreisbezeichnungen gegeben. Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu erzielen, wurden alle Daten auf Kreisebene auf die Kreiseinteilung im Jahr 2008 konvertiert. Betroffen waren dabei 55 Kreise, die mit Ausnahme der Kreise Anhalt-Zerbst und Aschersleben-Straßfurt, gänzlich in neue größere Kreise übernommen wurden. Die Anzahl der betrachteten Kreise und kreisfreien Städte betrug somit 413.

Tabelle 3.3: Sicherheitsfaktoren zur Berechnung des PNEC-Wertes aus Labor-Toxizitätstests

Verwendete Daten	Bewertungs-Faktor
1. Mindestens ein Kurzzeit-Test L(E)C50 der drei Trophiestufen (Fisch, Daphnie, Alge)	1000
2. Ein Langzeit NOEC-Test (Fisch oder Daphnie)	100
3. Langzeit NOECs für mindestens drei Spezies (normalerweise Fisch, Daphnie, Alge)	10
4. Spezies Sensitivitäts Verteilungs (SSD) Methode	5 - 1
5. Felddaten oder Untersuchungen an Model-Ökosystemen	Fall-konkrete Bewertung

3.3.2 Wirkstoffe und Wirkstoffgruppen

Ziel ist es aus den vorhandenen Daten eine altersspezifischen Pro-Kopf Wirkstoff-Einnahmemenge zu bestimmen. Da für die Wirkstoffe keine altersabhängigen Angaben zur Einnahmemenge zur Verfügung standen, wurden die Angaben zur Wirkstoffgruppen auf die Wirkstoffe übertragen. Verwendete Daten zu Wirkstoffen sind in Appendix B aufgelistet. Einen Überblick zu den untersuchten Wirkstoffen gibt Tabelle B.3.

Der Anteil $T_{WG,i}$ pro Altersgruppe i pro Wirkstoff berechnet sich daher zu:

$$T_{WG,i} = \frac{DDD_i}{\sum DDD_i} \quad (3.1)$$

Die altersspezifische Verbrauch an Wirkstoffen wurde dazu von 19 auf 3 Altersgruppen reduziert, Tabelle B.1. Die verschriebene Menge $T_{WS,i}$ in g pro Kopf pro Altersgruppe und Jahr eines Wirkstoffes wird durch nachfolgende Gleichung berechnet:

$$T_{WS,i} = \frac{T_{WG,i} \cdot DDD_{WS} \cdot DOSIS_{WS} \cdot 10^6}{VER \cdot ALTERVER_i} \quad (3.2)$$

mit $DOSIS_{WS}$ der Wirkstoffdosis pro Tagesdosis DDD_{WS} in Mio., VER der Anzahl der Versicherten und $ALTERVER_i$ dem Bevölkerungsanteil der entsprechenden Altersgruppe.

Die abgeschätzte Einnahmemenge $E_{j,k}$ in kg/a pro Kreis j und Jahr k die pro Wirkstoff verabreicht wird berechnet sich durch Gleichung 3.3, wobei $P_{j,k,i}$ die Anzahl der Einwohner innerhalb einer Altersgruppe repräsentiert. Die ausgeschiedene minimale, durchschnittliche und maximale Menge $AUSS_{min,mean,max}$ in kg/a die jährlich pro Wirkstoff ins Abwasser gelangt berechnet sich durch die Gleichungen 3.4, 3.5, 3.6.

Tabelle 3.4: Wirkstoffgruppen, DDD in Mio.

Gruppe	Arzneimittelreport	AOK Report
Analgetika/Antirheumatika	608.9	1493.5
Antiallergika	11.5	238.2
Antibiotika/Antiinfektiva	301.8	365.2
Antidiabetika	468.7	1797.2
Antiemetika/Antivertiginosa	0.6	70.7
Antiepileptika	154.9	227.3
Antihypertonika	456.7	3867.0
Antikoagulantia	0.0	384.7
Beta-,Ca-BI.,Angiotensin-Hemmst.	2674.9	5441.2
Dermatika	9.8	460.1
Gichtmittel	330.5	353.3
Gynäkologika	257.9	281.1
Kardiaka	3.0	200.4
Koronarmittel	136.3	552.1
Lipidsenker	2093.1	2247.0
Magen-Darm-Mittel	157.6	1674.0
Migränemittel	5.3	21.2
Ophthalmika	146.6	660.8
Psychopharmaka	284.8	1359.7
Sexualhormone	146.1	842.4
Urologika	11.8	406.7

$$E_{j,k} = \sum_{i=1}^3 P_{j,k,i} \cdot T_{WS,i} \quad (3.3)$$

$$A_{\min,j,k} = E_{j,k} \cdot AUSS_{\min} \cdot 10^{-3} \quad (3.4)$$

$$A_{\text{mean},j,k} = E_{j,k} \cdot AUSS_{\text{mean}} \cdot 10^{-3} \quad (3.5)$$

$$A_{\max,j,k} = E_{j,k} \cdot AUSS_{\max} \cdot 10^{-3} \quad (3.6)$$

Für Wirkstoffe die zu mehr als einer Wirkstoffgruppe zugeteilt sind, wurden die Pro-Kopf Verbräuche jeweils pro Wirkstoffgruppe berechnet und anschließend innerhalb der entsprechenden Altersgruppe addiert.

3.3.3 Bestimmung von PEC und PEC/PNEC

Die Konzentration an Wirkstoff, die im Gewässer zu erwarten ist, wird durch den PEC-Wert (*Predicted Environmental Concentration*) in g/l beschrieben. Der PEC-Wert berechnet sich aus der Fracht pro Wirkstoff und Jahr A in kg/a, dem Eliminationsgrad in der Kläranlage R, der Anzahl der Einwohner P, dem Trinkwasserverbrauch in m³/(EW · d) und dem Verdünnungsverhältnis bei der Einleitung D.

$$PEC = \frac{A \cdot (100 - R)}{365 \cdot P \cdot V \cdot D \cdot 100} \quad (3.7)$$

Da für den Ausscheidungsgrad und den Eliminationsgrad minimale und maximale Werte vorlagen wurden die minimale und maximale PEC-Werte in µ/l wie folgt berechnet:

$$PEC_{\min} = \frac{A_{\min}(100 - R_{\max}) \cdot 10^6}{365 \cdot P \cdot V \cdot D \cdot 100} \quad (3.8)$$

$$PEC_{\text{mean}} = \frac{A_{\text{mean}}(100 - R_{\text{mean}}) \cdot 10^6}{365 \cdot P \cdot V \cdot D \cdot 100} \quad (3.9)$$

$$PEC_{\max} = \frac{A_{\max}(100 - R_{\min}) \cdot 10^6}{365 \cdot P \cdot V \cdot D \cdot 100} \quad (3.10)$$

Für das Verhältnis von PEC/PNEC wurden ebenfalls minimale und maximale Ausprägungen berechnet:

$$PEC/PNEC_{\min} = \frac{PEC_{\min}}{PNEC_{\min}} \quad (3.11)$$

$$PEC/PNEC_{\max} = \frac{PEC_{\max}}{PNEC_{\max}} \quad (3.12)$$

$$PEC/PNEC_{\min\max} = \frac{PEC_{\min}}{PNEC_{\max}} \quad (3.13)$$

$$PEC/PNEC_{\max\min} = \frac{PEC_{\max}}{PNEC_{\min}} \quad (3.14)$$

$$(3.15)$$

Der Berechnungsablauf ist in Bild 3.2 zusammengefasst. Ein Berechnungsbeispiel ist in Appendix C (S. 227) aufgezeigt.

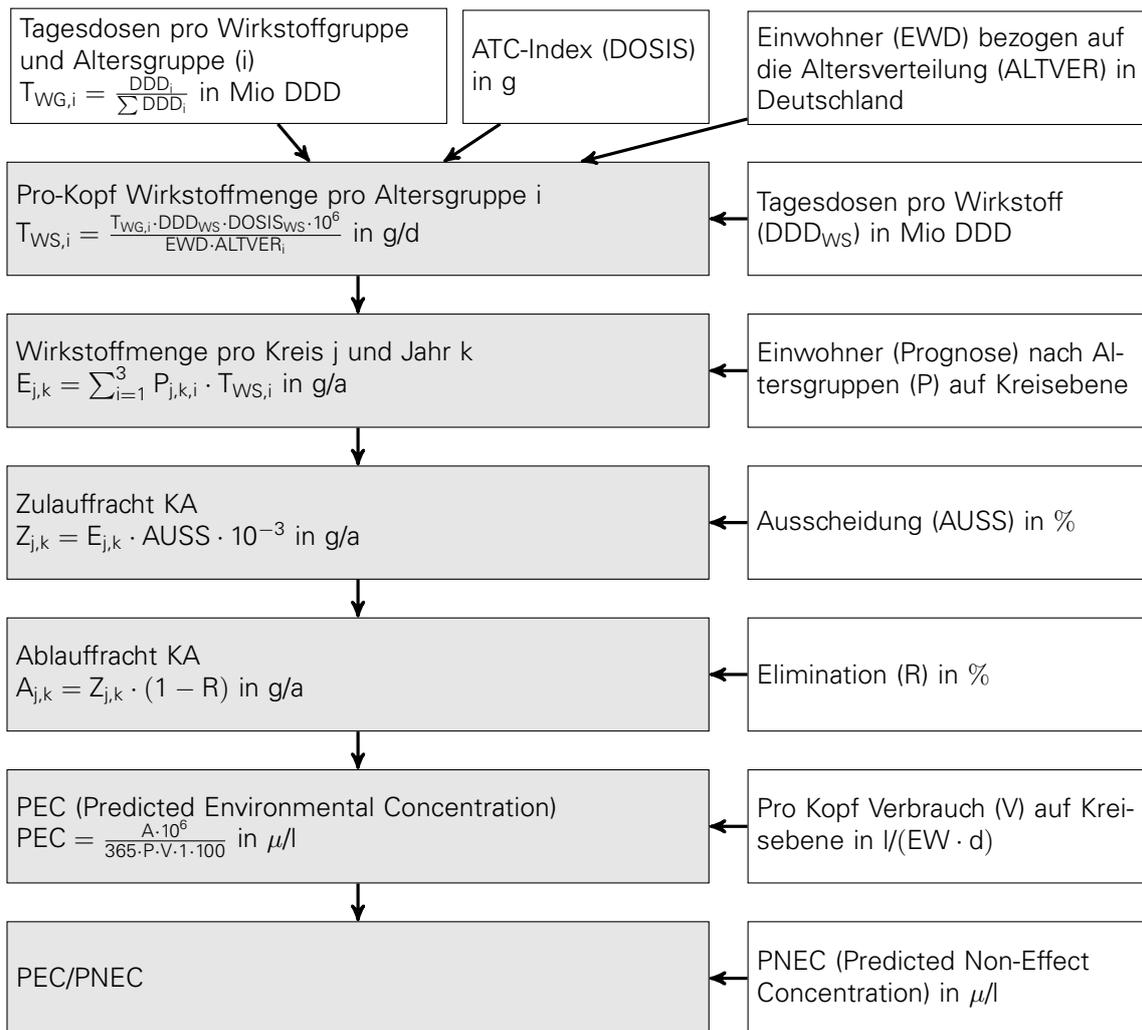


Abbildung 3.2: Berechnungsschema zur Prognose der Arzneimittelfrachten und des PEC/PNEC-Wertes aufgrund der demografischen Entwicklung auf Kreisebene

3.4 Ergebnis und Schlussfolgerung

Zur Illustration der differenzierten Wirkungen der Demographie auf die Arzneistoff-emissionen sind in Bild 3.3 die Prognosen für flächenspezifische Jahresfrachten für die Wirkstoffe Amoxicillin (Antibiotikum), Estriol (Sexualhormon, Gynäkologikum) und Bezafibrat (Lipidsenker) in drei Kreisen mit signifikant unterschiedlicher demografischer Entwicklung zusammengestellt. Für den Landkreis Erding wird bis 2020 das deutschlandweit stärkste Bevölkerungswachstum (+58%) prognostiziert; die Stadt Gera wird demgegenüber bis 2020 ca. -37% Bevölkerung verlieren; der Landkreis Börde wird seine Bevölkerungszahl ungefähr halten. In allen Kreisen nimmt der Anteil der über 60-jährigen deutlich zu (oberster Balkenabschnitt im Stapeldiagramm). Erwartungsgemäß steigen die Emissionen im Kreis Erding für alle drei Wirkstoff-Vertreter. Im Kreis Gera ist die Entwicklung differenziert, die Emission von Amoxicillin wird parallel zur Bevölkerungsentwicklung sinken, während Bezafibrat trotz rückläufiger Bevölkerungszahlen ansteigen wird. Auf den ersten Blick unerwartet ist die Entwicklung des Hormons Estriol. Obwohl in keinem Kreis die Bevölkerung der unter 20-jährigen ansteigt, nimmt die Emission in den Landkreisen

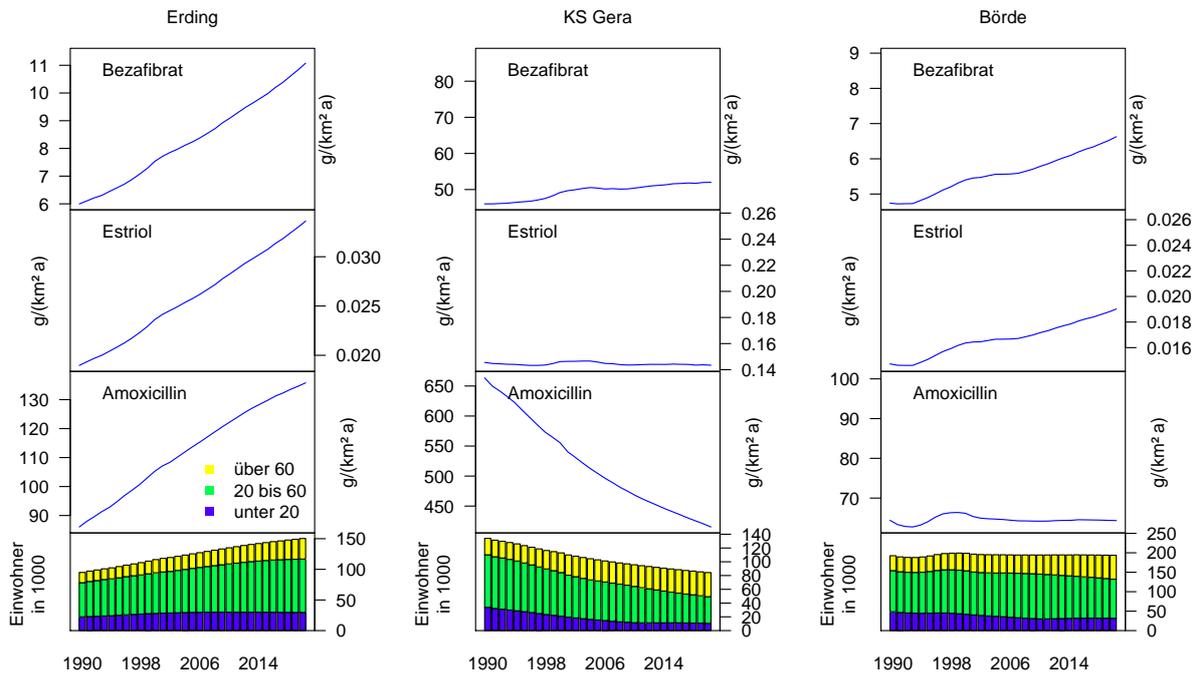


Abbildung 3.3: Berechnete Emissionen für die Wirkstoffe Bezafibrat, Estriol und Amoxicillin in den Kreisen Erding, Gera und Börde

Erding und Börde deutlich zu und bleibt in Gera zumindest auf gleichem Niveau. Ursache ist die weitaus stärkere Anwendung dieses Hormons als Gynäkologikum und damit die Einnahme durch ältere Frauen. Für die Wirkstoffe Amoxicillin und Bezafibrat sind die für 2007 berechneten Emissionen und prognostizierten relativen Änderungen bis 2020 für alle Kreise in Bild 3.4 zusammengefasst. In beiden Fällen sind die räumlichen Emissionsschwerpunkte Großstädte und sowie hoch verdichteten Räume entlang des Neckar, im Rhein-Main-Gebiet und auf der Linie Braunschweig-Hannover-Ruhrgebiet. Diese Ausgangssituation wird durch den demografischen Wandel nicht grundsätzlich verändert. Allerdings ergeben sich wirkstoffabhängig sehr differenzierte Entwicklungen. Die Emissionen von Amoxicillin werden in ca. der Hälfte aller Kreise rückläufig sein. Anstiege sind in den Gebieten mit Wanderungsgewinnen (Südwesten, Rhein-Main-Gebiet, Berlin und Umland) zu erwarten. Für Bezafibrat wird selbst in Regionen mit deutlichem Bevölkerungsrückgang ein Anstieg der Emissionen prognostiziert. Überlagern sich Bevölkerungswachstum und Alterung können Anstiege von 50% und mehr resultieren.

Bild 3.5 zeigt eine erste Priorisierung der Umweltrelevanz anhand der Verhältnisse der berechneten Ablaufkonzentrationen der Kläranlage (PEC) und der gewählten PNEC-Werte. (Der PEC-Wert ist hier also nicht Konzentration in der Umwelt.) Das Verhältnis drückt das erforderliche Verdünnungsverhältnis aus, um den gewählten Umweltqualitätswert zu unterschreiten. Die gewählten Ausscheidungs- und Eliminationsraten (Mittelwerte) und PNEC-Werte sind in Tabelle B.3 zusammengefasst. Aus Übersichtsgründen sind nur die Vertreter mit dem ungünstigsten PEC/PNEC-Wert sowie die oben diskutierten drei Arzneistoffe dargestellt. Die Box-Plots zeigen die Schwankungsbreite über alle Kreise Deutschlands. Am oberen Ende befindet sich hier der Wirkstoff Diclofenac (Schmerzmittel), bedingt durch die hohe Einnahmemenge (ca. 85-90 t/a) und den sehr geringen Umweltqualitätswert von $0,05 \mu\text{g/L}$. Die Gegenüberstellung der berechneten Werte für 2007 und 2020 zeigt, dass der demografische Wandel

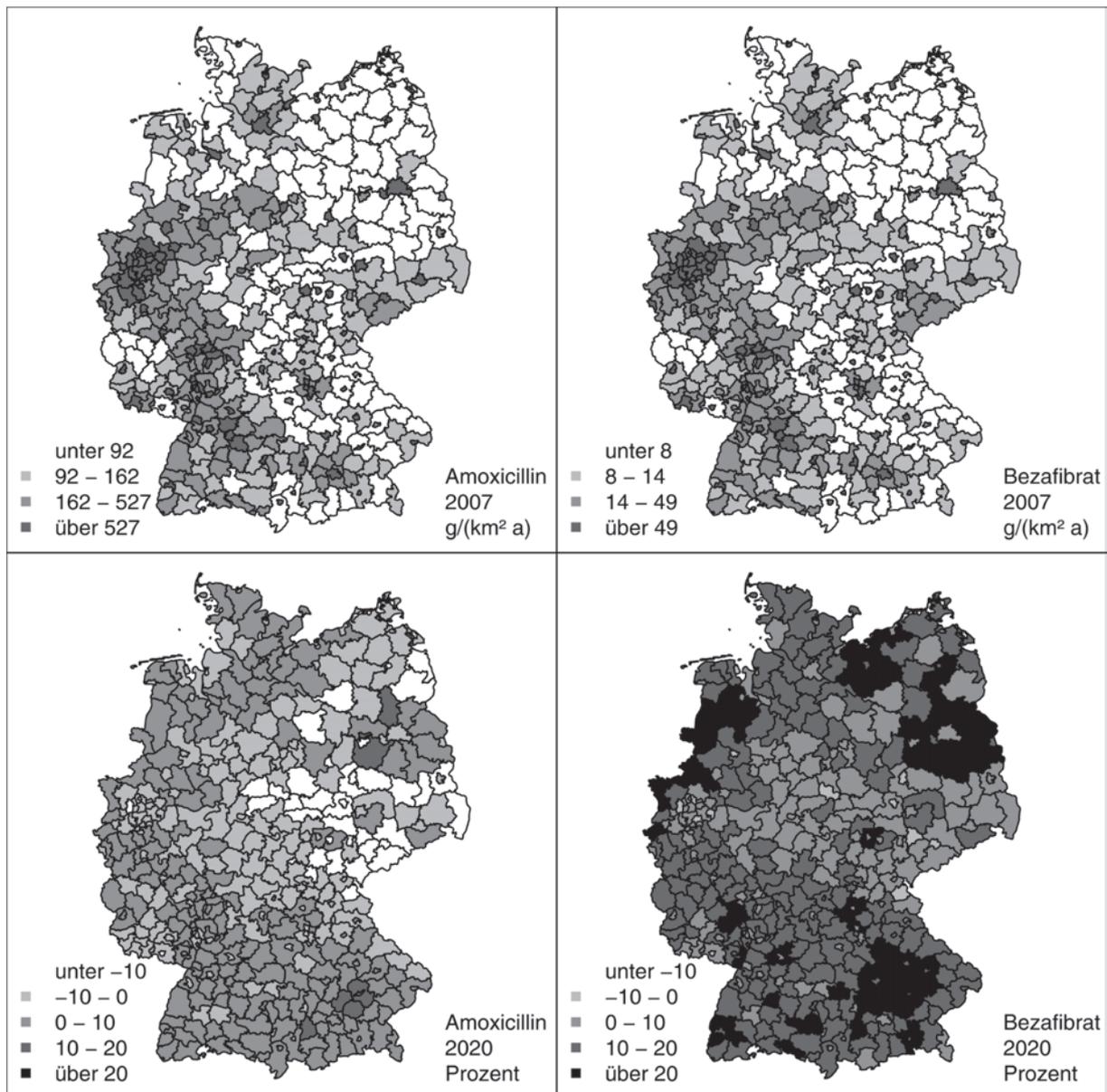


Abbildung 3.4: Berechnete Emission der Wirkstoffe Amoxicillin und Bezafibrat auf Kreisebene für 2007 und deren relative Veränderung bis 2020

die Situation nicht größenordnungsmäßig verändert oder zu einer deutlichen Verschiebung zwischen den Arzneistoffen führt. Für viele Gewässersituationen, in denen sich Umweltkonzentration bestimmter Arzneistoffe gerade im Toleranzbereich bewegt, können die erwarteten Veränderungen jedoch maßgeblich sein.

Die vorgestellte Methode erlaubt eine robuste Prognose zu erwartender Wirkstoff-Emissionen unter Berücksichtigung wesentlicher Randbedingungen. Es wird ein deutlicher Unterschied zwischen verdichteten Räumen und offenen Räumen offenbar, wobei demographische Effekte im betrachteten Prognosezeitraum kaum Änderungen bewirken. Es konnte gezeigt werden, dass der Bevölkerungsrückgang nicht in allen Kreisen Effekte durch Überalterung kompensieren kann. Vereinfacht lässt sich schlussfolgern, dass das Gefährdungspotential im Wesentlichen durch (i) Randbedingungen, wie Einwohnerdichte

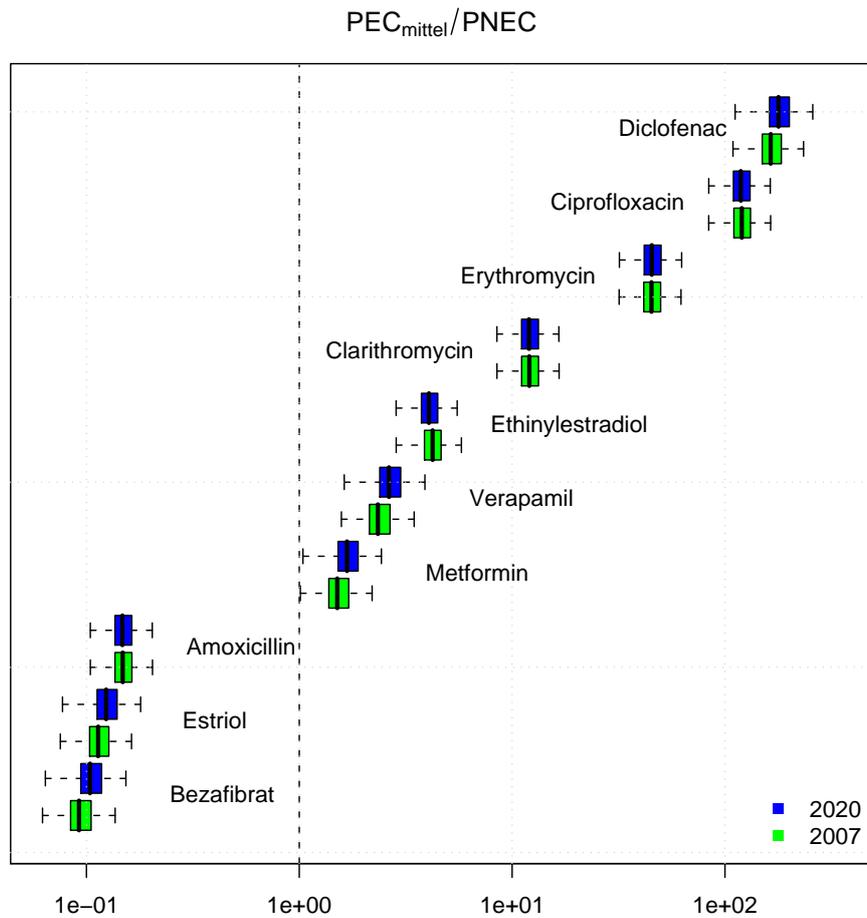


Abbildung 3.5: Box-Plot $PEC/PNEC$ -Werte von Wirkstoffen mit erwarteter hoher Umweltrelevanz berechnet für 2007 und 2020

und Trinkwasserverbrauch als auch (ii) wirkstoffspezifische Eigenschaften, wie Ausscheidungsgrad und Eliminationsgrad bestimmt ist. Bislang mangelhaft sind gesicherte und vor allem einheitliche Aussagen über anzunehmende $PNEC$ -Werte einzelner Wirkstoffe. Dies führt zu großen Bandbreiten in den Aussagen als Folge der Kombination von maximalen und minimalen Annahmen.

4 Auswirkung auf den Betrieb des Kanalnetzes

4.1 Einleitung

Wie in Abschnitt 2.1 (Seite 13) dargestellt, wird die Entwicklung des Pro-Kopf-Verbrauchs als Funktion technischer, sozio-ökonomischer und klimatischer Veränderungen gegenüber der Entwicklung der Bevölkerungszahlen von untergeordneter Bedeutung für den Schmutzwasseranfall sein. Für die weiteren Untersuchungen in dieser Arbeit wird deshalb die Entwicklung des Pro-Kopf-Verbrauchs vernachlässigt und die Auswirkung des demographischen Wandels auf die einzelnen Systemelemente der Siedlungsentwässerung ausschließlich als Funktion der angeschlossenen Bevölkerungszahl betrachtet. Die Wirkung des Bevölkerungsrückgangs auf den Trockenwetterabfluss in Mischwasser- und Schmutzwasserkanalisationen lässt sich überschlägig unter Nutzung flächenspezifischer Abflussspenden abschätzen. In Tabelle 4.1 sind die Teilabflussverhältnisse als Funktion der Einwohnerdichte und des Bevölkerungsrückgangs exemplarisch dargestellt. Dabei wurde in Anlehnung an die Arbeitsblätter DWA-A 118 (DWA, 2006a) und ATV-DVWK A 131 ATV-DVWK (2000) von Abflussspenden und Frachten siehe Tabelle 4.1 ausgegangen. In den Anfangshaltungen von Mischkanalisationen sind die Trockenwetterabfluss-Verhältnisse bereits im Bemessungszustand sehr gering. Abwassersammler unterhalb von Mischwasserentlastungen weisen bezogen auf die angeschlossene Gesamtfläche deutlich niedrigere Regenwasserabflussspenden auf. Dementsprechend höher ist der Anteil des Trockenwetterabflusses. Der Abfluss sinkt proportional mit dem Bevölkerungsrückgang, wird allerdings in Abhängigkeit vom Fremdwasseranteil gedämpft. Damit ergeben sich zwei gegenläufige Trends: (i) dichter besiedelte Bereiche haben vergleichsweise günstigere Abflussverhältnisse, (ii) aufgrund des geringeren Fremdwasseranteils wirkt sich aber der Bevölkerungsrückgang stärker aus.

Für den Mischwasserfall ist ein demografisch bedingt geringer Abfluss irrelevant. Im Umkehrschluss heißt dies, dass eine Dimensionsreduzierung zur Verbesserung der Abflussverhältnisse nur in Verbindung mit Maßnahmen zur Verminderung des Regenwasserabflusses möglich ist. In Schmutzkanalisationen von Trennsystemen sind die prozentualen Veränderungen ausgehend von einem wesentlich höheren Ausgangsniveau deutlich intensiver. Der Einfluss des Fremdwasseranteils kommt hier stärker zum Tragen, so dass in Systemen mit hoher Bevölkerungsdichte sogar ungünstigere Abflussverhältnisse eintreten können als in dünn besiedelten Bereichen (Diagramm 4.1(c)). Der nicht vermeidbare Regen-

Tabelle 4.1: Gewählte Abflussspenden

einwohnerspezifischer Schmutzwasser-Abfluss	
Tagesspitze (ATV-A 118):	$q_H = 0,004 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{E})$
Tagesmittelwert (Annahme: $100 \text{ L}/(\text{E} \cdot \text{d})$):	$q_H = 0,0012 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{E})$
Fremdwasserspende	$q_F = 0,1 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{ha})$
Unvermeidbarer Regenabfluss im SW-Kanal:	$q_{R,Tr} = 0,2 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{ha})$
Regenabflussspende bei Bemessung (Bsp.: $r_{15,2} = 130 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{ha})$, $\Psi_S = 0,6$)	
Anfangshaltungen:	$q_R = 78 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{ha})$
untere Kanalnetzabschnitte (nach Vorentlastungen):	$q_R = 30 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{ha})$
einwohnerspezifische TS-Fracht:	$B_{TS,EW} = 70 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$

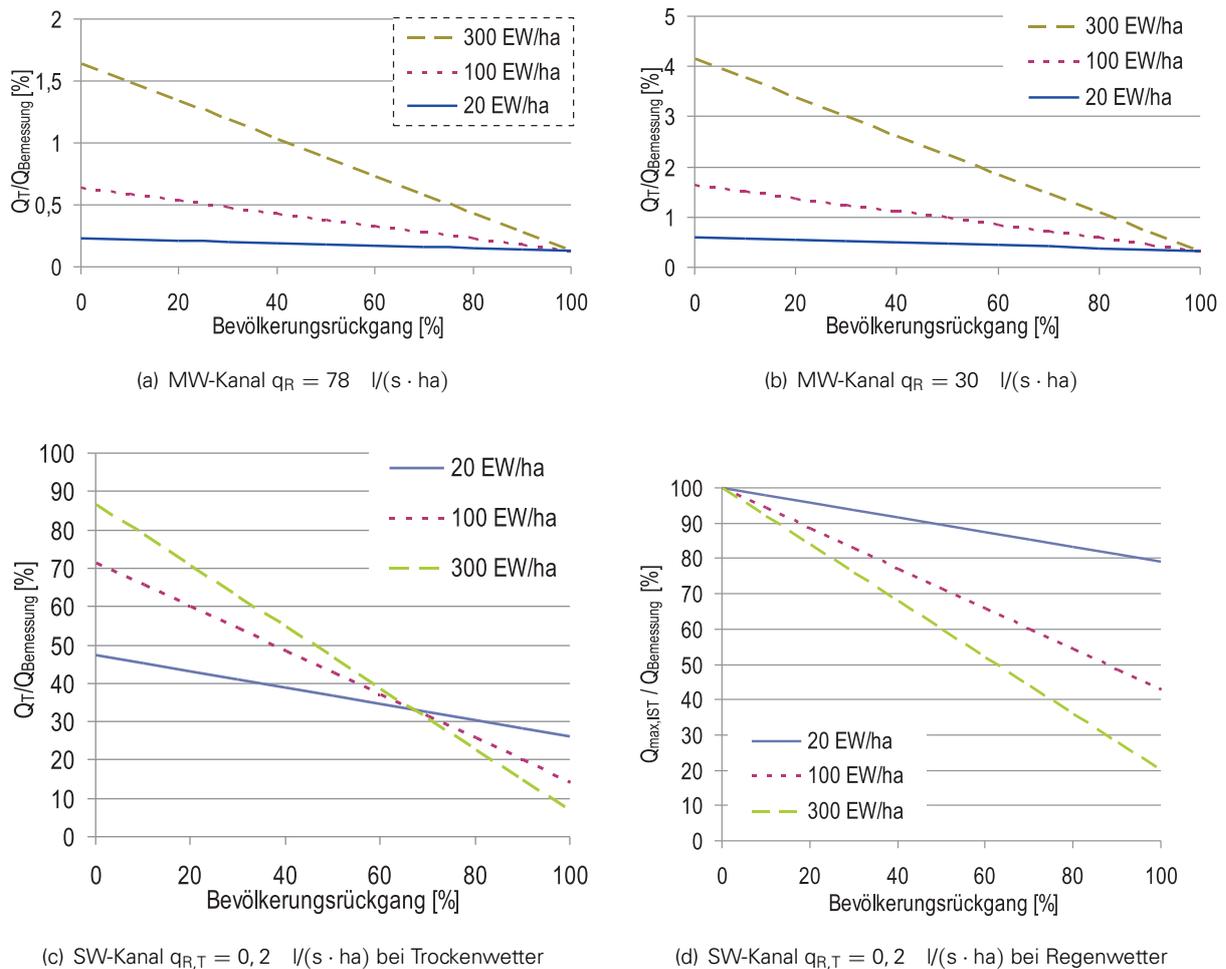


Abbildung 4.1: Teilabflussverhältnisse in Abhängigkeit von Einwohnerdichte und Bevölkerungsrückgang

wasseranteil ist häufig auch in Schmutzwasserkanalisationen die maßgebende Einflussgröße für die Dimensionierung (Diagramm 4.1(d)). Reduzierung der Systemkapazität aufgrund rückläufiger Trockenwetterabflüsse ist damit nur eingeschränkt möglich. Mit dem sinkenden Schmutzwasseranteil ändert sich auch die aus diesem Teilstrom resultierende Feststoffkonzentration. Unterstellt man die oben definierten spezifischen Einwohnerwerte ergibt sich die dargestellte Entwicklung (Bild 4.2).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Auswirkungen des Bevölkerungsrückgangs auf die Trockenwetterabflussverhältnisse in starkem Maße von der Bevölkerungsdichte, dem Fremdwasseranteil und dem oberhalb liegenden Kanalsystem abhängen. Besonders betroffen sind die ohnehin schlecht durchflossenen Anfangshaltungen. Grundsätzlich sind in ländlichen Bereichen ungünstigere Abflussverhältnisse zu erwarten, dieser Trend kann sich in Trennsystemen bei hohen Fremdwasserspendsen und starkem Bevölkerungsrückgang jedoch auch umkehren. Für die Bewertung der Auswirkungen im Kanalnetz muss der Abfluss im Zusammenhang mit den ebenfalls rückläufigen und im Niveau sehr unterschiedlichen Trockenwetter-Konzentrationen betrachtet werden.

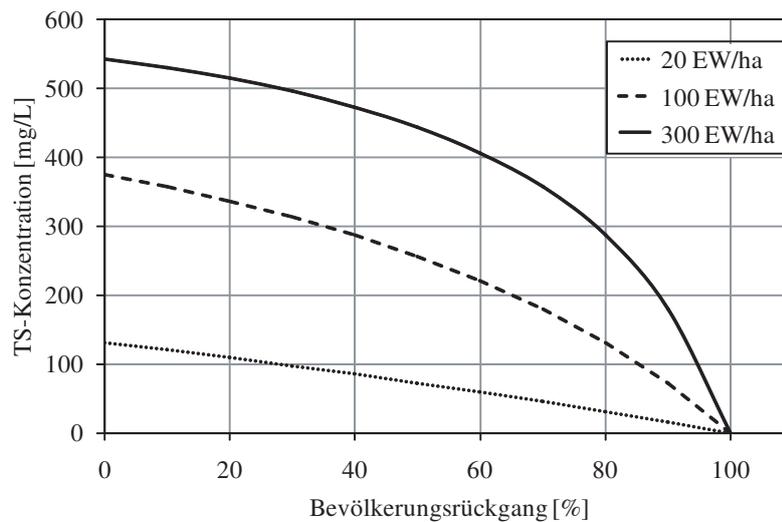


Abbildung 4.2: Entwicklung der TS-Konzentration im Trockenwetterabfluss bei rückläufiger Bevölkerungsentwicklung

4.2 Ablagerungsbildung

4.2.1 Grundsätzliche Zusammenhänge

Mit Verringerung des Trockenwetterabflusses ergeben sich für die Funktionsfähigkeit der Freigefällekanalisation insbesondere folgende vermutete Zusammenhänge:

- Geringere Durchflüsse führen zu geringeren Fließgeschwindigkeiten und Schleppspannungen und damit ggf. zu einer verstärkten Ablagerungsbildung bei Trockenwetter.
- Aufgrund der längeren Fließzeiten findet ein stärkerer Vorabbau statt. Auch eine Verstärkung anaerober Umsatzprozesse wird diskutiert.
- Ein geringerer Schmutzwasserabfluss und damit verbunden, geringere Frachten führen grundsätzlich zu geringeren Emissionen bei Mischwasserentlastungen. Andererseits können erhöhte Ablagerungen können bei Mischwasserereignissen mobilisiert werden und zu verstärkten Spülstößen auf der Kläranlage und im Entlastungsfall auch zu einer erhöhten Gewässerbelastung führen.

Diesen erwarteten Auswirkungen werden entsprechende Anpassungsoptionen zugeordnet, welche in der Regel allerdings nur qualitativ diskutiert werden (UBA, 2010b). Diese werden zusammenfassend im nachfolgenden Abschnitt dargestellt.

Anschließend werden Bewertungskriterien für die Teilbereiche Ablagerungsbildung, Umsatzprozesse im Kanal, Emissionen definiert und an Fallbeispielen angewendet. Soweit möglich werden damit auch die diskutierten Anpassungsoptionen bewertet.

4.2.2 Anpassungsmaßnahmen

4.2.2.1 Vermeidung von Ablagerungen durch infrastrukturelle Maßnahmen

Zur Vermeidung von Ablagerungen ist grundsätzlich die Einhaltung ausreichender Fließgeschwindigkeiten zu empfehlen. Eine nachträgliche Erhöhung des Kanalgefälles ist im Regelfall jedoch ausgeschlossen. Die Dimensionsreduzierung zur Verbesserung Abflussverhältnisse ist in der Regel ebenfalls keine Option, da die Auslegung auf den Maximalabfluss erfolgt, welcher selbst in Schmutzwassersystemen häufig durch den Fremd- und Regenwasseranteil bestimmt wird. Untersuchungen von (Winkler, 2010) zeigen auch, dass eine Dimensionsanpassung aufgrund erhöhter Spülaufwendungen nicht wirtschaftlich ist.

Allerdings sind ablagerungsanfällige Bereiche häufig auch konstruktiv bedingt (Kanalsenken, zu große Fugen zwischen den Kanalrohren, Einmündungen, Querschnittserweiterungen, Richtungsänderungen, Schächte und Kanalvereinigungen, Abflusshindernisse). Zur konsequenten Verminderung der BSK in Freigefällesystemen ist deshalb gerade bei rückläufigem Trockenwetterabfluss auf eine hydraulisch gute Ausbildung des Gesamtsystems und einen guten Wartungszustand des Netzes zu achten.

Nach Erfahrungen von Kanalnetzbetreibern (insbesondere nach Inliner-Sanierungen) sinkt auch die Ablagerungsneigung deutlich durch sehr glatte Innenflächen.

Weiterhin können spezielle Einbauten zur Verbesserung der Abflussverhältnisse, zur gezielten Entnahme von Sediment bzw. kontinuierlichen Spülung ablagerungsanfälliger Haltungen vorgesehen werden. Vorgeschlagen werden hierfür u.a.:

- Gerinneabdeckung zur Reduktion von Energieverlusten bei eingestauten Schächten (Valentin, 2003). Diese Maßnahme zielt insbesondere auf die Verbesserung der Abflussverhältnisse im Mischwasserfall bzw. in Regenwasserkanalisationen und ist bei Teilfüllungsverhältnissen wirkungslos.
- Abflussbremsen zur Erzeugung von kaskadenartig angeordneten Kanalstauräumen (Lutz und Gühler, 2001). Auch dieser Einbau wird erst im Mischwasserfall wirksam, soll aber aufgrund des lang anhaltenden erhöhten Abflusses nach einem Ereignis eine gute Reinigungswirkung in den unterhalb liegenden Haltungen erzielen.
- Sedimentfallen zur gezielten Entnahme von Geschiebe (Ashley *et al.*, 2004). Sedimentfallen sind insbesondere in Großbritannien und Frankreich anzutreffen und zielen auf die Entnahme des mineralischen Geschiebes. Sie sind in Hinblick auf vorwiegend organische Sedimente aus dem Trockenwetterabfluss nur bedingt wirksam.
- Selbsttätige Schwallspülungen; Schwallspülsysteme wurden von verschiedenen Anlagenbauern entwickelt. Neben vollständig fremdenergiefrei, kontinuierlich arbeitenden Systemen (z.B. „Hydrass“; „Berliner Klappe“) gibt es zahlreiche Systeme, welche aktiv mittels verschiedener Sensoren und Aktoren geregelt werden. Letztere werden z.T. auch mit Aufgaben der Kanalnetzsteuerung kombiniert. Je nach Typ und Randbedingungen können Reichweiten der Spülwellen von mehreren hundert Metern erreicht werden. Sie sind besonders wirksam für die Mobilisierung organischer Sedimente, hingegen nur eingeschränkt zur Entfernung mineralischer Sedimente. Die Installationskosten sind in starkem Maße vom Anlagentyp abhängig. Einfache selbsttätige Spülklappen sind liegen im Bereich von 2.000 bis 12.000 Euro, wohingegen Systeme mit aktiver Steuerung deutlich über 100.000 Euro kosten können (UBA, 2010b)

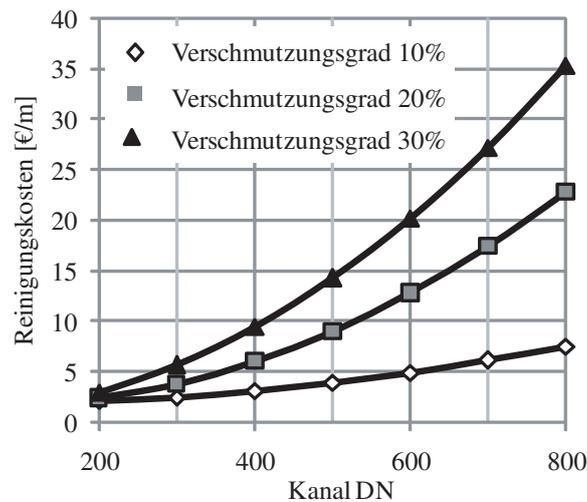


Abbildung 4.3: Spezifische Reinigungskosten in Abhängigkeit von Verschmutzungsgrad und Nennweite (nach Winkler (2010))

Eine ausführlichere Darstellung dieser und weiterer Systeme kann u.a Ashley *et al.* (2004); CD4WC (2006) entnommen werden.

4.2.2.2 Betriebliche Maßnahmen zur Beseitigung von Ablagerungen

Zur Beseitigung von Ablagerungen werden in der Regel Hochdruckspülverfahren eingesetzt. Diese können, mit Einschränkungen, auch festsitzende Ablagerungen und z.T. auch Sielhaut entfernen. Die Auswahl geeigneter Düsen und Betriebsparameter ist sowohl von infrastrukturellen Randbedingungen als auch den zu entfernenden Ablagerungen abhängig (Bosseler und Schlüter, 2004). Der Einsatzbereich ist auf Nennweiten bis ca. DN 800 begrenzt. Die Reinigungskosten steigen überproportional mit dem Durchmesser (Bild 4.3).

Insbesondere für große Nennweiten sind deshalb alternative Reinigungsverfahren interessant. Viele größere Städte in Deutschland (z.B. Berlin, Bremen, Dresden, Halle, Karlsruhe, Leipzig, Magdeburg, Mönchengladbach, München) noch verschiedene Formen Stauwagen, welche durch die hydraulische Energie des Abwassers die Ablagerungen lösen und selbst vorwärts bewegt werden. Die erforderlichen Erosionsschubspannungen werden durch Unterströmung, Überströmung oder Düsen erzielt. Der effektive Betrieb von Stauwagen ist von Gefälle und Abflussbedingungen, Störstoffen im Kanal und der Gleichförmigkeit des Kanalprofils über die Reinigungslänge abhängig. Die meisten Systeme werden von Kanalarbeitern begleitet; der Einsatzbereich beginnt dementsprechend im begehbaren Bereich (ab DN 1200). In der Regel sind 3 Personen für die Begleitung erforderlich. Alternativ werden z.T. noch die Ballreinigung („Göttinger Kugel“) sowie mechanische Reinigungsverfahren angewendet.

4.2.3 Risikoanalyse und Bewertung von Anpassungsmaßnahmen

4.2.3.1 Bewertungskriterien

Eine Abschätzung des Ablagerungsrisikos lässt sich aus vorhandenen Richtwerten für den Entwurf ablagerungsfreier Kanalnetze ableiten. Eine umfassende Darstellung der verschiedenen Ansätze ist u.a.

Tabelle 4.2: Angenommene Sediment-Charakteristik (Macke, 1982)

Maßgebender Korndurchmesser d:		0,357 mm
Feststoffdichte ρ_S :		2,65 kg/L
Sinkgeschwindigkeit v_S :		0,0579 m/s
Schmutzwassersammler:	($c_{V,TS}$: 0,03 ‰)	$\tau_0 = 3,4 \cdot Q^{1/3}$
Misch-, Regenwassersammler:	($c_{V,TS}$: 0,05 ‰)	$\tau_0 = 4,1 \cdot Q^{1/3}$

Ackers *et al.* (1996); Ashley *et al.* (2004); Gebhard (2008) zu entnehmen. Häufigstes Bewertungskriterium ist die Mindestfließgeschwindigkeit. Teilweise wird auch eine Mindestschubspannung anstelle oder in Ergänzung zur Fließgeschwindigkeit definiert. Die Schubspannung wird dabei üblicherweise als die Wandschubspannung über den gesamten benetzten Umfang berechnet, was streng genommen nur für den Transport von Spülfracht korrekt ist. Die Angaben von Mindestfließgeschwindigkeit und Schubspannung variieren zum Teil erheblich, was vor allem darauf zurückzuführen ist, welche physikalischen Eigenschaften der zu transportierenden Feststoffe zugrunde gelegt werden. Als gängiger Faustwert hat sich außerdem die Einhaltung eines Mindestgefälles von 1/DN [mm] etabliert. Für Voll- und Halbfüllung entspricht dies einer Sohlschubspannung von 2,45 N/m². Im Folgenden werden vergleichend der Ansatz des DWA-Arbeitsblatts A 110 (DWA, 2006b) und die britische Bemessungsrichtlinie Ackers *et al.* (1996) in Bezug auf Fragestellung demographisch bedingter Ablagerungsbildung diskutiert, mit eigenen Untersuchungsergebnissen verglichen und daraus Bewertungskriterien abgeleitet.

4.2.3.2 Bewertung nach DWA-A 110

Im DWA-Arbeitsblatt 110 (DWA, 2006b) werden minimale Wandschubspannungen τ_0 vorgegeben, welche die Bildung von Ablagerungen ausschließen sollten. Diese basieren auf der Spülfracht-Formel von Macke (1982) (Gleichung 4.1).

$$Q_{V,TS} = v \cdot A \cdot c_{V,TS} \cdot (\rho_S - \rho) \cdot g \cdot v_S^{1,5} = 1,64 \cdot 10^{-4} \cdot \tau_0^3 \quad (4.1)$$

$$\tau_0 = n \cdot Q^{1/3} \quad (4.2)$$

Bei Definition einheitlicher Partikeleigenschaften und Konzentrationen lässt sich Gleichung 4.1 in Gleichung 4.2 zusammenfassen.

Für die Ableitung von Bemessungswerten wurde die in Tabelle 4.2, als repräsentativ angenommene Sediment-Charakteristik definiert. Dabei wird in Misch- und Regenwassersammlern eine etwas höhere volumetrische Feststoffkonzentration $c_{V,TS}$ unterstellt als in Schmutzwassersammlern.

Eine Erosionsschubspannung von 1 N/m² soll in keinem Fall unterschritten werden. Die angegebenen Schubspannungen dürfen unterschritten werden, wenn dieser Zeitraum nicht mehr als das Doppelte der Zeit mit ausreichender Schubspannung beträgt. Für Füllhöhen $h < 3$ cm wird pauschal ein Mindestsohlgefälle 1:DN [mm] empfohlen.

Die Mindestschubspannungen sind auch für Ei- und Maul-Profile anwendbar. Dabei gilt für Ei-Profile $d=B/2$ und für Maulprofile $D=B$.

Bei Darstellung der transportierbaren Feststoffkonzentration als Funktion des Abflussverhältnisses in einem Kreisprofil zeigt der Spülfracht-Ansatz nach Macke (1982) einen interessanten Funktionsverlauf (Bild 4.4). Das Maximum der transportierbaren Feststoffkonzentration wird bei einem Abflussverhältnis von ca. 65% erreicht. Die (konzentrationsbezogene) Transportkapazität bei Vollfüllung beträgt nur 50%

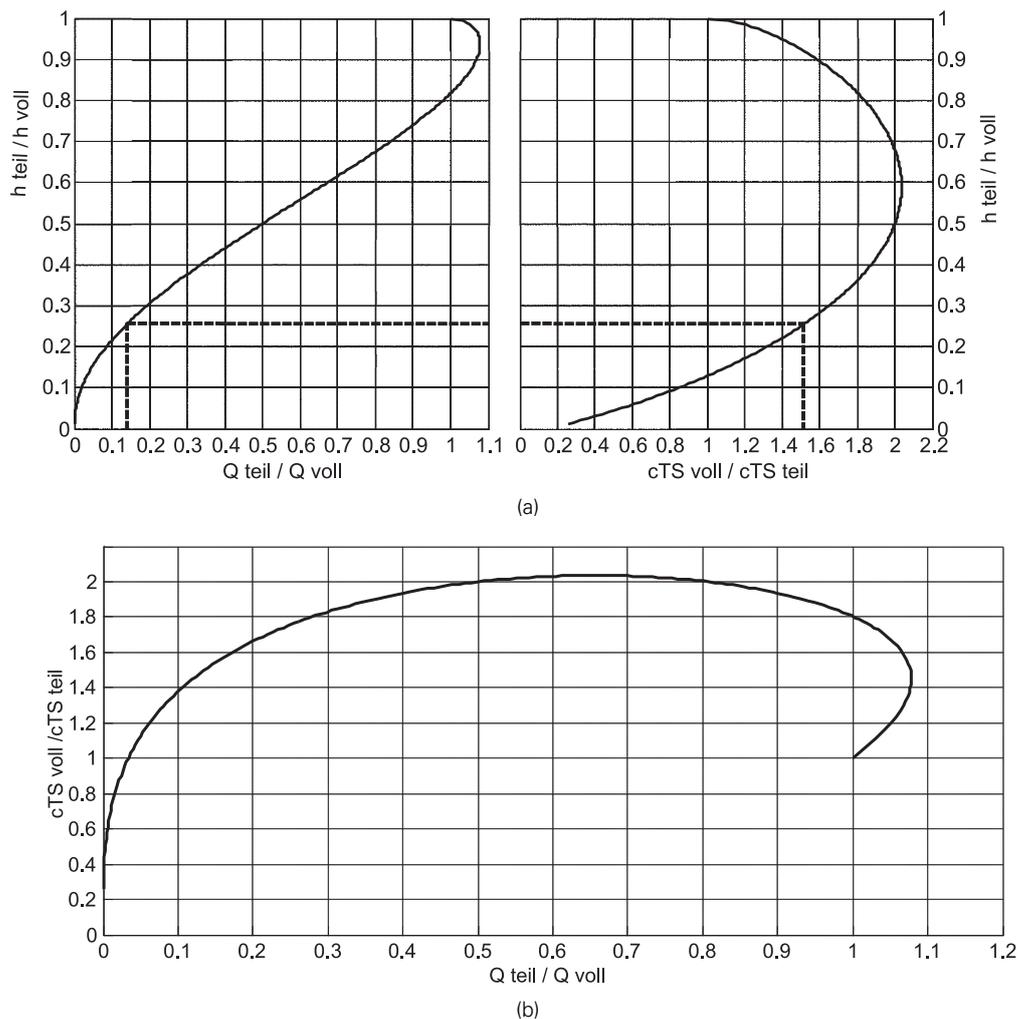


Abbildung 4.4: Transportierbare Feststoffkonzentration als Funktion des Teilfüllungsverhältnisses bei Anwendung der Spülfracht-Formel von Macke (1982)

dieses Werts. Alle Abflussverhältnisse $>5\%$ können danach noch mehr Feststoffkonzentration transportieren als ein vollgefülltes Rohr. Für Teilfüllungen zwischen 30% und 80% ändert sich die transportierbare Feststoffkonzentration nur geringfügig, unterhalb von 10% sinkt sie deutlich.

Nach diesem Ansatz wären also Mischwassernetze und Anfangshaltungen von Schmutzwasserkanälen besonders anfällig für Ablagerungsbildung durch rückläufige Trockenwetterabflüsse.

4.2.3.3 Bewertung nach CIRIA-Report 141

In Großbritannien wurde mit dem CIRIA-Report 141 eine Richtlinie für den Entwurf ablagerungsfreier Netze entwickelt (Ackers *et al.*, 1996). Der CIRIA-Report 141 ist auf den ersten Blick detaillierter und differenziert nach Abwasserzusammensetzung und Transportart. Stark vereinfacht folgt die Bemessung ablagerungsfreier Kanalnetze dem in Bild 4.5 skizzierten Verfahrensweg.

Für Gefälle größer $1/50$ ist kein weiterer Nachweis erforderlich. Bei geringerem Gefälle ist grundsätzlich die Entscheidung zu treffen, ob Ablagerungen (Betthöhe bis 2% des Rohrdurchmessers) toleriert werden. In diesem Fall berücksichtigt die hydraulische Bemessung den dadurch reduzierten Fließquerschnitt

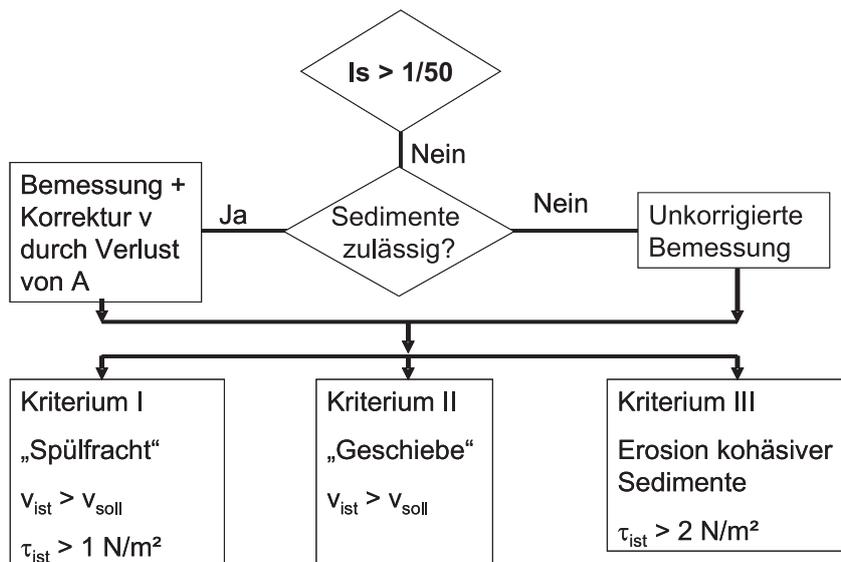


Abbildung 4.5: Vereinfachtes Ablaufschema für die Bemessung ablagerungsfreier Kanalnetze nach CIRIA-Report 141

sowie die veränderte Betrauhtigkeit. Im Folgenden werden drei Kriterien zur Bemessung in Hinblick auf den Sedimenttransport angewandt. Das Kriterium 1 definiert die erforderlichen Fließverhältnisse zur Vermeidung von Ablagerungen aus der Spülfracht. Wird ein vollständig ablagerungsfreier Betrieb zugrunde gelegt, basiert die erforderliche Mindestgeschwindigkeit analog zu DWA-A 110 ebenfalls auf den Ansätzen von Macke (1982). Partikeldurchmesser und -dichte sowie die Feststoffkonzentration werden vom Anwender gewählt. Richtwerte dazu werden in Tabelle 4.3 angegeben. Bei der Berechnung mit vorhandenen Ablagerungen wird alternativ der Ansatz nach Ackers-White verwendet. Das Kriterium 2 charakterisiert den Geschiebe-Transport von mineralischen, grobkörnigen Partikeln und zielt damit auf den Feststofftransport im Mischwasserfall. Die erforderliche Mindestfließgeschwindigkeit wird wiederum mit getrennten Ansätzen für Netze mit und ohne zulässige Ablagerung berechnet. Das Kriterium 3 erfordert, dass eine Mindestschubspannung von 2 N/m^2 unter der Annahme eines kohäsiven Sedimentpartikels mit einer Dichte von $2,0 \text{ kg/L}$, einer Partikelgröße von 1 mm und einer resultierenden minimalen Betrauhtigkeit von $1,23 \text{ mm}$. Grund für die Einführung dieses Kriterium ist die Möglichkeit der Bildung kohäsiver Ablagerungen bei geringen Durchflüssen (z.B. unter Trockenwetterbedingungen). Diese sollen dann bei höherer hydraulischer Belastung wieder remobilisiert werden können.

Um die differenzierte Vorgehensweise mit der Prüfung verschiedener Ablagerungskriterien für die Entwurfspraxis handhabbar zu machen, wird im CIRIA-Report 141 allerdings eine entscheidende Vereinfachung vorgenommen: alle Nachweise werden für vollgefüllte Rohre durchgeführt. Diese Annahme liegt nach Voruntersuchungen der Autoren auf der sicheren Seite, da bei Teilfüllung aufgrund der günstigeren hydraulischen Bedingungen wesentlich höhere Feststoffkonzentrationen transportiert werden können als bei Vollfüllung. Je nach Berechnungsansatz und Sedimenttyp gilt dieser Trend bis zu sehr niedrigen Teilfüllungsverhältnissen. Bei den hier zu untersuchenden sehr niedrigen Teilfüllungsverhältnissen (unterbelastete Netze im Trockenwetterfall) kann jedoch die konzentrationsbezogene Transportkapazität unter die Transportkapazität bei Vollfüllung sinken.

4.2.3.4 Vorschlag für die Bewertung demographisch bedingter Bildung von Ablagerungen

Für die Bewertung der Ablagerungsbildung bei Trockenwetter kann davon ausgegangen werden, dass die zu transportierenden Feststoffe aus dem Schmutzwasser stammen und damit vorrangig organischen Ursprungs sind. Der Nachweis nach dem Kriterium II „Geschiebe“ ist hierfür nicht relevant. Damit reduziert sich der Nachweis nach CIRIA analog zum DWA-A 110 auf den Spülfrachtsansatz nach Macke (1982) und eine Mindestschubspannung. Jedoch sind die von Macke (1982) getroffenen Definitionen der Partikeleigenschaften und Feststoffkonzentrationen bei ausschließlicher Betrachtung des Trockenwetterabflusses zu überprüfen. So weichen die Angaben für Schmutzwasser in Tabelle 4.3 deutlich von den Annahmen des DWA-Arbeitsblatts A 110 ab. Um diese Angaben in die Bemessungsfaktoren n nach Gleichung 4.2 zu überführen, ist zusätzlich die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit erforderlich. Basierend auf einem umfassenden Vergleich verschiedener Berechnungsformeln von Gebhard (2008) wird im folgenden der Ansatz von Zanke (1982) verwendet:

$$v_s = \frac{11 \cdot \nu}{d} \cdot \left(\sqrt{1 + 0,01 \cdot (D^*)^3} - 1 \right) \quad (4.3)$$

$$\text{sedimentologischer Korndurchmesser } D^* = d \cdot \left(\frac{g \cdot (\rho_s - \rho_w)}{\rho_w \cdot \nu} \right) \quad (4.4)$$

Die Partikelkonzentration wird über die Dichte in eine Volumenkonzentration $c_{V,TS}$ umgerechnet.

$$c_{V,TS} = \frac{c_{TS}}{\rho_s} \quad (4.5)$$

Damit ergeben sich die in Tabelle 4.4 angegebenen resultierenden Bandbreiten für die Sinkgeschwindigkeiten und den Faktor n nach Gleichung 4.2. Diese liegen für Schmutzwasser deutlich unterhalb der Empfehlungen der DWA. Für Regenwasser wird ungefähr die gleiche Größenordnung erreicht.

Tabelle 4.3: Charakteristik von Kanalnetz-Sedimenten nach CIRIA (1996)

Herkunft	Normaler Transportmodus	Konzentration mg/L			Median von d_{50} in μm			Dichte kg/L		
		gering	mittel	groß	gering	mittel	groß	gering	mittel	groß
Schmutzwasser	Suspension	100	350	500	10	40	60	1,01	1,4	1,6
Regenwasser	Suspension	50	350	1000	20	60	100	1,1	2,0	2,5
Grid	Geschiebe	10	50	200	300	750	1000	2,3	2,6	2,7

Tabelle 4.4: Bandbreiten für Sinkgeschwindigkeiten und erforderliche Faktoren n unter Verwendung der Sedimentcharakteristik in Tabelle 4.3

Herkunft	Normaler Transportmodus	Sinkgeschwindigkeit [m/s]			Faktor = $\tau_{0,\text{min}}/Q^{1/3}$		
		gering	mittel	groß	gering	mittel	groß
Schmutzwasser	Spülfracht	$4 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$9,2 \cdot 10^{-4}$	0.012	0.46	0.94
Regenwasser	Spülfracht	$2 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$6,28 \cdot 10^{-3}$	0.060	1.08	3.10

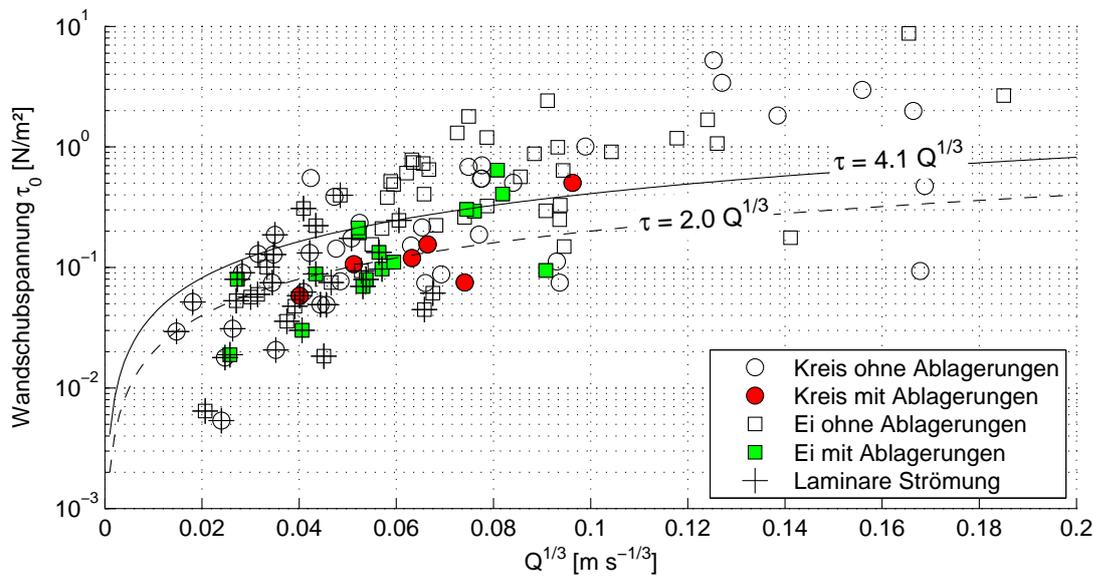


Abbildung 4.6: Einordnung der Ablagerungsmessungen von Hoefft *et al.* (2009) in den Spülfrachtansatz nach Macke (1982)

Um für Trockenwetterbedingungen den Wertebereich des Faktor n in Gleichung 4.2 einzugrenzen, wurden Ablagerungsmessungen im Dresdner Kanalnetz ausgewertet. Basierend auf einer statistischen Versuchsplanung wurde an insgesamt 128 Schächten die Ablagerungshöhe bestimmt (Hoefft *et al.*, 2009). Alle Messungen wurden nach mindestens sieben Trockenwettertagen durchgeführt. Die zugehörigen mittleren Trockenwetterabflüsse wurden parallel mit einem kalibrierten Kanalnetzmodell berechnet. In Bild 4.6 sind alle Schächte als Datenpaar $x: Q_{1/3}$ und $y: \tau_0$ eingeordnet. Schächte mit gemessenen Ablagerungshöhe $> 1\%$ des effektiven Rohrdurchmessers sind durch gefüllte Symbole markiert. Symbole mit einem zusätzlichen „+“ kennzeichnen Haltungen, in denen bei Trockenwetter laminarer Abfluss herrscht.

Ablagerungen treten an den untersuchten Schächten immer unterhalb einer Wandschubspannung von 1 N/m^2 auf. Allerdings ist dieses Kriterium deutlich zu unscharf. Etwas differenzierter aber ebenfalls nicht sehr sensitiv sind Bewertungskriterien auf Basis der Spülfracht und Fließzustandes. Der Ansatz von Macke ($\tau_0 < 4,1 \cdot Q_{T1/3}$) „umhüllt“ nahezu alle betroffenen Haltungen, die Wahrscheinlichkeit, dass bei Unterschreitung der kritischen Bettschubspannung tatsächlich Ablagerungen gefunden wurden, liegt jedoch nur bei 28%. Eine Reduzierung der erforderliche Schubspannung auf $\tau_0 = 2,0 \cdot Q_{T1/3}$ bringt keine Verbesserung der Treffsicherheit. Laminare Fließzustände sind wider Erwarten ein relativ schwacher Indikator für mögliche Ablagerungen. Die Kombination beider Kriterien durch „ODER“ erhöht die Treffer bezogen auf alle gefundenen Ablagerungen auf knapp 60%, ohne allerdings die fehlerhaften Zuordnungen reduzieren zu können.

Die geringe Prognosegüte ist auf mehrere Fehlerquellen zurückzuführen. Eine wesentliche Ursache wird in der Unsicherheit berechneten Durchflüsse gesehen, welche zu den Anfangshaltungen hin stark ansteigt. So zeigte sich bei den Ablagerungsmessungen, dass die durch das hydrodynamische Modell generierten Durchflüsse zum Teil erheblich vom Durchfluss während der Beprobung abwichen, wobei

Tabelle 4.5: Treffsicherheit verschiedener Bewertungskriterien zur Lokalisierung von Ablagerungen unter Nutzung von Q_T

	Betroffene Haltung	davon mit Ablagerungen	Anteil an allen Haltungen mit Ablagerungen
$Re < 2320$	32%	21%	41%
$\tau_0 < 2,0 \cdot Q_T^{1/3}$	15%	27%	45%
$(Re < 2320) \cap (\tau_0 < 2,0 \cdot Q_T^{1/3})$	42%	25%	59%
$\tau_0 < 4,1 \cdot Q_T^{1/3}$	53%	28%	86%

Tabelle 4.6: Klassifizierung des Sedimentationsrisikos unter Trockenwetterbedingungen

Kriterium	Wahrscheinlichkeit von Ablagerungen	
$Re = \frac{v \cdot 4 \cdot R_{hy}}{\nu}$	$Re < 2320$	sehr hoch
	$n < 1,0$	sehr hoch
$n = \frac{\tau_0}{Q^{1/3}}$	$1,0 \leq n < 2,0$	hoch
	$2,0 \leq n < 4,1$	mäßig
	$n > 4,1$	unkritisch

das Modell die hydraulischen Gegebenheiten im Teileinzugsgebietsmaßstab sehr gut wieder gibt. Dies liegt in der Tatsache begründet, dass die Methode der adressgenauen Zuordnung der Abwasserzuflüsse zwar relativ genau die tägliche Schmutzwassermenge zuordnen kann, die zunehmend stochastische Natur des Schmutzwasserabflusses und damit des Sedimenttransports in Anfangshaltungen jedoch nicht beschreibt. Es ist jedoch anzunehmen, dass aufgrund der hohen Unsicherheiten in diesem Bereich, die Anwendung aller Ansätze, die von einer hohen Genauigkeit hydraulischer Simulationen abhängen, von Grund auf problematisch ist. Gerade Ablagerungen in diesem Bereich sind jedoch aufgrund des hohen organischen Anteils von Interesse bei der qualitativen Modellierung von Regenabflussereignissen (Stauffer, 2010). Für eine Trendanalyse ist der Bewertungsrahmen ausreichend.

Die Lokalisierung ablagerungsanfälliger Haltungen auf Basis des Spülfrachtansatzes und Verwendung des Trockenwetterabflusses kann daher nur als Wahrscheinlichkeit ausgedrückt werden. Die vorgeschlagene Klassifizierung (Tabelle 4.6) wird durch die bisherigen Ergebnisse nur teilweise gedeckt. Eine darauf basierende Bewertung eines Sedimentationsrisikos als Folge veränderter Trockenwetterabflüsse kann deshalb nur Trendcharakter haben.

Ergänzende Bewertungskriterien unter Einbeziehung von Mischwasserbedingungen und weiteren empirischen Faktoren sind deshalb für fallspezifische Bewertungen erforderlich. Entsprechende Regressionsmodelle können eine wesentlich bessere Treffsicherheit erreichen (Hoeft *et al.*, 2009), jedoch nicht ohne erneute Prüfung auf andere Netze übertragbar.

Die in diesem Abschnitt vorgeschlagenen Bewertungsansätze werden im Fallbeispiel für die Stadt Dresden im Abschnitt 4.5 auf Seite 86 angewendet.

4.3 Biogene Schwefelsäure-Korrosion (BSK)

4.3.1 Grundsätzliche Zusammenhänge

Unter anaeroben Bedingungen findet im Abwasser mikrobiologische Reduktion schwefelhaltiger Abwasserinhaltsstoffe zu Sulfiden statt. In wässrigen Lösungen stellt sich ein pH- und temperaturabhängiges Dissoziationsgleichgewicht von H_2S und HS^- ein. Ein Teil des H_2S entweicht als Gas in die Kanalatmosphäre und wird im aeroben Milieu ebenfalls durch Mikroorganismen zu Schwefelsäure oxidiert. Diese verursacht schließlich die Korrosion zementgebundener Werkstoffe. Um die Wirkung rückläufiger Schmutzwassermengen auf die BSK sachgerecht zu bewerten, ist eine getrennte Betrachtung relevanten Teilprozesse erforderlich:

- Sulfid-Bildung im Abwasser
- Austausch zwischen Abwasser und Kanalatmosphäre
- Schwefelsäure-Bildung und Reaktion mit dem Werkstoff

4.3.1.1 Sulfid-Bildung im Abwasser

Schwefelwasserstoff wird unter anaeroben Bedingungen durch biogene Vorgänge, die im Wesentlichen an der Rohrleitungswandung ablaufen, gebildet. Es laufen parallel zwei Bildungsprozesse ab, die Reduktion schwefelhaltiger Eiweißverbindungen durch Fermentation (Desulfuration) und die dissimilatorische Reduktion von Sulfaten (Desulfurikation). Die Schwefel-Konzentration ist für die Bildung kritischer Schwefelwasserstoffverbindungen nicht limitierend. Sulfat reduzierende Bakterien existieren zwischen pH 5,5 und pH 9. Der pH-Wert im häuslichen Abwasser ist damit immer im Optimum. Die Umsatzgeschwindigkeit steigt mit der Abwassertemperatur (ca. 7-10% je Kelvin). Maßgeblich für die Wachstumsgeschwindigkeit der heterotrophen Sulfatreduzierer ist das Angebot an leichtabbaubarem CSB. Da der Umsatz schwerpunktmäßig in der Sielhaut stattfindet, ist der benetzte Umfang eine weitere relevante Einflussgröße. Der statische Druck (in Druckleitungen) hat keinen relevanten Einfluss.

4.3.1.2 Austausch zwischen Abwasser und Kanalatmosphäre

In wässriger Lösung verhält sich Schwefelwasserstoff wie eine schwache zweibasige Säure, die in einem 1. Schritt zu Hydrogensulfid (HS^-) und in einem 2. Schritt zu Sulfid dissoziiert (Bild 4.7, Gleichungen 4.6 und 4.7). Da für den Austausch mit der Kanalatmosphäre nur das gelöst vorliegende H_2S maßgeblich ist, sind niedrige pH-Werte besonders kritisch.



Die sich einstellende Konzentration in der Kanalluft ergibt sich aus der Desorptionskinetik (Geschwindigkeit) und dem Henry-Gesetz (Gleichgewichtskonzentration). Die Gleichgewichtskonzentration in der Kanalatmosphäre ergibt sich aus dem Henry-Gesetz. Die Angaben zur Henry-Konstante $k_{\text{Hpc},20\text{C}}$ variieren zwischen 940 -990 ($\text{Pa} \cdot \text{m}^3$)/mol (Bächle und Wingrich, 2004; Sander, 1999). Die Temperaturabhängigkeit kann näherungsweise nach Gleichung 4.8 beschrieben werden (Sander, 1999).

Tabelle 4.7: Gleichgewichtskonstante $k'_{H,C_G C_W}$ für verschiedene Wassertemperaturen

Temperatur in C°	5	10	15	20	25	30
$k'_{H,C_G C_W}$	0,29	0,33	0,37	0,42	0,46	0,50

$$k_{H,pc} = k_{H,pc,T_0} \cdot \exp\left(2100 \cdot \left(\frac{1}{T_0} - \frac{1}{T}\right)\right) \quad (4.8)$$

Für die Anwendung im Freigefällekanal ist die Angabe als dimensionsloses Verhältnis der Volumenkonzentrationen im Gasraum und im Wasser und $k'_{H,C_G C_W}$ praktikabler.

$$S_{KN-Atmosphäre} = k'_{H,C_G C_W} \cdot S_{frei} \quad (4.9)$$

Für geringe Massenverhältnisse (Gas/Lösung und Gas/Luft) lässt sich $k'_{H,C_G C_W}$ näherungsweise durch Gleichung 4.10 ausdrücken.

$$k'_{H,C_G C_W} = \frac{k_{H,pc}}{R \cdot T} \cdot \frac{\rho_{H_2O} \cdot m_{Luft}}{\rho_{Gas} \cdot m_{H_2O}} \quad (4.10)$$

$$R \text{ universelle Gaskonstante von } H_2S = 8,314 \text{ J}/(\text{mol} \cdot \text{K})$$

T Temperatur in Kelvin

$$\rho_{H_2O} \text{ Dichte Wasser} = 1000 \text{ kg}/m^3$$

$$\rho_{Luft} \text{ Dichte Luft unter Atmosphärendruck} \approx 1,39 \text{ kg}/m^3$$

$$m_{H_2O} \text{ molare Masse Wasser} = 18 \text{ g}/\text{mol}$$

$$m_{Luft} \text{ molare Masse Luft} \approx 18 \text{ g}/\text{mol}$$

Der Parameter $k'_{H,C_G C_W}$ ist temperaturabhängig und kann Tabelle 4.7 entnommen werden. Damit ergibt sich bei 20°C eine H_2S -Konzentration im Abwasser von 1 mg/L eine korrespondierende Gleichgewichtskonzentration in der Luft von 0,42 mg/L, was bei einer Luftdichte von 1,39 kg/m³ einer Massenkonzentration von 300 ppm entspricht.

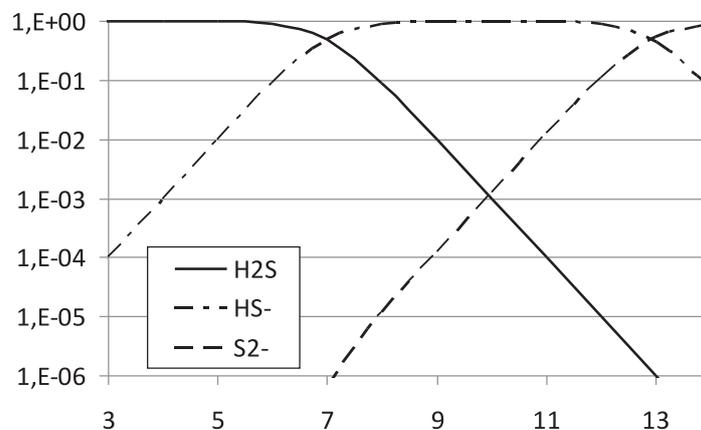
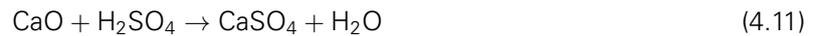


Abbildung 4.7: Einfluss des pH-Wertes auf das Sulfid-Gleichgewicht

4.3.1.3 Schwefelsäure-Bildung und Reaktion mit dem Werkstoff

Die BSK vollzieht sich nur oberhalb des Wasserspiegels, wo an feuchten Flächen Schwefelwasserstoff durch Schwefelbakterien zu Schwefelsäure oxidiert wird. Dabei können lokal Schwefelsäurekonzentrationen bis zu 7% (pH 0,1) erreicht werden (Bielecki und Schremmer, 1987). Die Schwefelsäure reagiert dabei nicht nur mit dem Zementstein des Betons sondern auch mit den Aluminium-, Eisen und Magnesiumverbindungen unter Bildung wasserlöslicher Produkte (Ettringit, Gips, weitere Sulfat-Verbindungen). Zumindest in der Anfangsphase ist die Reaktion der Kalkbestandteile des Zementsteins mit der Schwefelsäure und die damit verbundene Bildung von Ettringit maßgebend (Gleichung 4.11).



Im weiteren Verlauf bestimmt die rein pH-Wert abhängige Zerstörung der alkalischen Zementbestandteile den Koorsionsfortschritt. Dementsprechend ist der Korrosionsfortschritt maßgeblich von der H₂S-Konzentration in der Kanalluft abhängig. Werte kleiner als 0,5 ppm gelten als unkritisch, oberhalb von 5 ppm kann der Korrosionsfortschritt mehr als 10 mm pro Jahr betragen.

4.3.2 Anpassungsmaßnahmen

Maßnahmen zur Vermeidung/Minderung der biogenen Schwefelsäurekorrosion können nach verschiedenen Kriterien unterschieden werden: dem Wirkprinzip, dem Teilsystem in welchem sie angewendet werden oder auch in die Kategorien „betrieblich“ / „planerisch konstruktiv“. In Tabelle 4.8 wird versucht, die zur Verfügung stehenden Maßnahmen, nach diesen Kategorien einzuordnen. Generell wird angestrebt, bereits bei der Planung von Kanalbauwerken, den Entstehungsgründen der biogenen Schwefelsäurekorrosion entgegenzuwirken und die begünstigenden Faktoren zu minimieren. Ziel ist hierbei immer die Vermeidung anaerober Zustände im Abwasser und die Vermeidung von Ablagerungen. Falls dies wirtschaftlich oder technisch nicht möglich ist, sind Maßnahmen zur Verminderung der Freisetzung und/oder die Verwendung korrosionsfester Materialien erforderlich. Für eine umfassende Darstellung der verschiedenen Maßnahmen und wesentlicher Auswahlkriterien wird auf weiterführende Literatur verwiesen: Bajrenbruch und Dohse (2004); Weismann und Lohse (2007). Einige Optionen werden in den nachfolgenden Fallbeispielen näher untersucht und fallkonkret bewertet.

4.3.3 Risikoanalyse und Bewertung von Anpassungsmaßnahmen

4.3.3.1 Bewertungsschema

Der hier vorgeschlagene Bewertungsansatz (Tabelle 4.9) basiert weitgehend auf dem schrittweisen Vorgehen von Bielecki und Schremmer (1987).

Danach ist zwischen autogener, allogener und exogener Form der Entstehung von BSK zu unterscheiden (Bild 4.8).

Autogene Form H₂S-Bildung innerhalb des betrachteten Kanalabschnitts

Allogene Form keine H₂S-Bildung innerhalb des betrachteten Kanalabschnitts, Einleitung von H₂S haltigem Abwasser aus anderen Bereichen des gleichen Kanalsystems (z.B. Einleitung aus Druckleitungen)

Tabelle 4.8: Überblick über Maßnahmen zur Vermeidung/Minderung biogener Schwefelsäurekorrosion

Wirkprinzip	Maßnahme	Frei- spiegel- leitung	Druckleitungssystem		
			Pump- werk	Druck- leitung	Übergabe- schacht
Vermeidung anaerober Zustände (Konstruktiv)	Pneumatisch Förderung		✓		
	Nachblasstation		✓		
	kleiner Rohrquerschnitt		✓		
	Turbulenzen	✓	✓		
	Abstürze	✓	✓		
	Vorreinigung des Abwassers	✓	✓		
Vermeidung anaerober Zustände (betrieblich)	Dosierung von Oxydationsmit- teln		✓	✓	
Minimierung der H ₂ S- Freisetzung (konstruktiv)	Vermeidung von Turbulenzen	✓			✓
	amorphe Schüttung		✓		
	Geruchsverschluss	✓			✓
Minimierung der H ₂ S- Freisetzung (betrieblich)	Sulfid-Fällung mit Eisensalzen	✓	✓	✓	✓
	pH-Wert-Anhebung	✓	✓	✓	✓
Verdünnung der H ₂ S- Konzentration in der Kanal- atmosphäre (konstruktiv)	Bauliche Maßnahmen zur Be- und Entlüftung des Gasrau- mes*	✓	✓		✓
	Zwangsbe- und -entlüftungen*	✓	✓		✓
Minimierung von Korrosi- onsschäden (konstruktiv)	Verwendung korrosionsfester Materialien	✓	✓	✓	✓

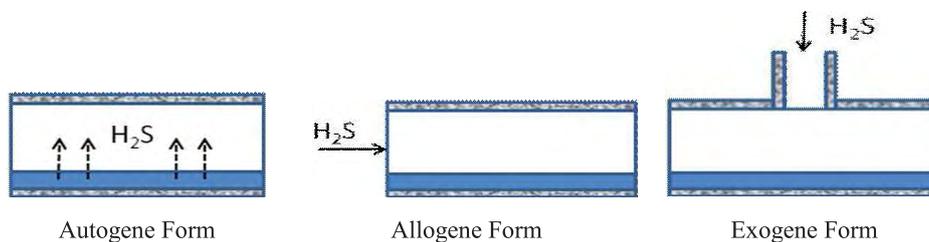
* häufig kombiniert mit Abluftbehandlung

Exogene Form keine H₂S-Bildung innerhalb des betrachteten Kanalabschnitts, Einleitung von H₂S hal-
tigem Abwasser, wobei das H₂S außerhalb des Kanalsystems gebildet wird (z.B. Einleitung aus
Grundstücksanschlusskanälen, industrielle Einleitungen)

Die Bildungsformen werden getrennt untersucht und anschließend der Gesamtgehalt an Sulfid im Ab-
wasser durch Summenbildung superponiert. Die Bewertung der daraus folgenden H₂S-Freisetzung und
des Korrosionsrisikos ist unabhängig von der Form des Eintrags.

Tabelle 4.9: Bewertungsschema der biogenen Schwefelsäurekorrosion (nach Bielecki und Schremmer (1987), verändert)

Untersuchungsschritt	Form des Sulfid Eintrages		
	Autogen	Allogen	Exogen
Allgemeine Prüfung	Z-Formel min v prüfen	grundsätzlich gegeben, bei Druckrohrleitungen besondere Gefahr	grundsätzlich prüfen, Grenzwerte aus der Literatur
Bildung von H₂S Superposition	$S = S_{\text{autogen}} + S_{\text{allogen}} + S_{\text{exogen}}$		
Berechnung der Freisetzung von H ₂ S	Einflussgrößen: pH-Wert, geometrisch, hydraulische Bedingungen		
Berechnung des Korrosionsfortschritts	Berechnung des Sulfid-Niederschlags, empirische Korrosionsformel		

Abbildung 4.8: Schematische Darstellung der Eintragsformen von H₂S

4.3.3.2 Allgemeine Prüfung auf Gefährdung

Die allgemeine Prüfung auf eine potentielle H₂S-Bildung verfolgt das Ziel, unkritische Netzbereiche zu identifizieren. Diese müssen dann nicht weiter betrachtet werden. Für alle anderen Bereiche sind weitergehende Untersuchungen erforderlich.

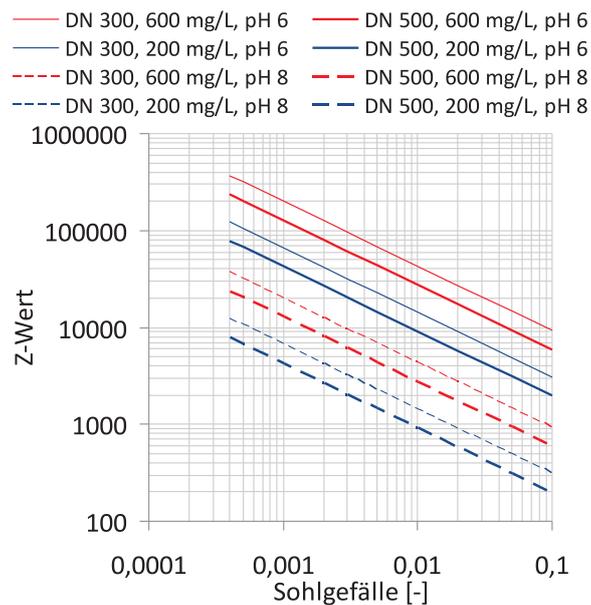
Autogene H₂S Bildung in Freispiegelleitungen Für eine erste überschlägige Bewertung des autogenen Korrosionsrisikos durch H₂S in Freispiegelleitungen wird häufig der Korrosionskennwert nach Pomeroy (1974) herangezogen (Gleichung 4.12). Bei Z-Werten unterhalb 5000 ist keine Korrosion zu erwarten, bei Werten um 7500 schwache Korrosion und ab 15000 starke.

$$Z = \frac{3 \cdot \text{BSB}_5 \cdot 1,07^{T-20^\circ\text{C}}}{I_S^{1/2} \cdot Q_T^{1/3}} \cdot \frac{U}{B} \quad (4.12)$$

$$Z' = \left(1 + 10 \cdot \left(\frac{\text{BSB}_5}{\text{CSB}} - 0,47 \right) \right) \cdot \frac{4}{1 + 10^{\text{pH}-\text{pka}}} \cdot \frac{3 \cdot \text{BSB}_5 \cdot 1,07^{T-20^\circ\text{C}}}{I_S^{1/2} \cdot Q_T^{1/3}} \cdot \frac{U}{B} \quad (4.13)$$

In Gleichung 4.12 wird die BSB₅ Konzentration in mg/L angenommen, die Temperatur T in °C, der Abfluss Q_T in L/s, das Sohlgefälle I_S in %, der benetzte Umfang U in m und die Fließbreite B in m.

Um eine differenziertere Bewertung zu ermöglichen wurde die Z-Formel im Rahmen des CARE-S-Projekts erweitert (CARE-S, 2005). Die Ergänzungen berücksichtigen die unterschiedliche Verfügbarkeit



Abbildungung 4.9: Entwicklung des Z'-Wertes in Abhängigkeit von Gefälle, BSB₅-Konzentration und pH-Wert

leicht abbaubarer CSB Verbindungen (1. Term) sowie den aktuellen pH-Wert (2. Term) des Abwassers in Gleichung 4.13.

Das Korrosionsrisiko nimmt mit steigender BSB₅-Konzentration, sinkendem Gefälle, sinkendem Rohrdurchmesser und niedrigem pH-Wert deutlich zu (siehe exemplarische Darstellung in Bild 4.9. Betroffen sind also vor allem flache Netze mit geringem Fremdwasseranteil.

Die Abhängigkeit vom Abflussverhältnis ist in Bild 4.10 (zur besseren Visualisierung halblogarithmisch) dargestellt. Das Minimum liegt im Bereich der Halbfüllung. Erst bei einer Unterschreitung von 5 % $Q_{\text{teil}}/Q_{\text{voll}}$ wird der Z'-Wert bei Vollfüllung überschritten. Bei 1 % $Q_{\text{teil}}/Q_{\text{voll}}$ liegt das rechnerische Korrosionsrisiko 50% über dem Wert bei Vollfüllung und 140 % über dem Wert bei Halbfüllung. Nach Praxiserfahrungen ist jedoch bei einem benetzten Rohrumfang < 15 % (was ungefähr 1% $Q_{\text{teil}}/Q_{\text{voll}}$ entspricht) aufgrund des guten Luftaustauschs das Korrosionsrisiko gering (Bajrenbruch und Dohse, 2004).

Grundsätzlich ist die Bewertung auf Basis des Z-Wertes nicht unkritisch. Ein besonderer Schwachpunkt ist die Bewertung auf Basis der jeweiligen Haltdaten ohne Berücksichtigung der Fließzeit vor und innerhalb des betrachteten Kanalnetzabschnittes. Die Bewetterung kann ggf. auf Basis des benetzten Umfangs zumindest ansatzweise mit einbezogen werden. Pomeroy (1974) weisen darauf hin, dass die Formel das Korrosionsrisiko in großen Leitungen unterschätzen kann, während in kleinen Leitungen und geringen Durchflüssen u.U. ein hoher Z-Wert berechnet wird, ohne dass ein Korrosionsrisiko besteht.

Als zusätzliche Bewertungsgröße das Ablagerungsrisiko (Abschnitt 4.2.3) zu betrachten, da sich in den Ablagerungen schnell anaerobe Zustände ausbilden können. Das ATV-M 168 empfiehlt deshalb die Einhaltung der Kriterien für den abgelagerungsfreien Betrieb nach ATV-A 110. Kanalstrecken, die diese Kriterien nicht erfüllen wären damit gleichzeitig anfällig für biogene Schwefelsäurekorrosion.

Allogene H₂S-Bildung Beim allogenen Eintrag ist grundsätzlich zwischen dem Eintrag aus Freispiegelleitungen und dem Eintrag aus Druckrohrleitungen zu unterscheiden. Der mögliche Eintrag aus oberhalb liegenden Freispiegelleitungen kann unter Anwendung der Z-Formel auf die oberhalb liegenden Haltdaten

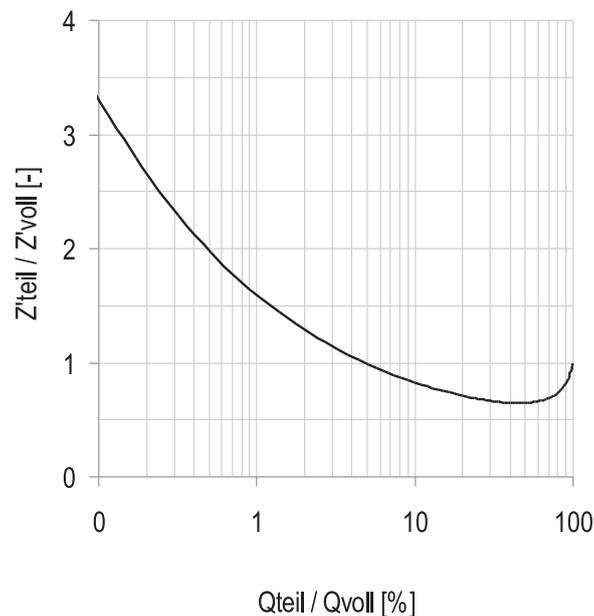


Abbildung 4.10: Abhängigkeit des Z'-Wertes von Abflussverhältnis

gen abgeschätzt werden. Für Einleitungen aus Abwasserdruckleitungen ist systembedingt immer das Risiko der H₂S-Eintrags gegeben.

Exogener H₂S-Eintrag Der potentielle Sulfid-Eintrag von häuslichem und nicht häuslichem Abwasser sollte grundsätzlich geprüft werden. Für normale Grundstücksanschlusskanäle geht von häuslichem Abwasser kein Risiko aus. Kritisch sind Überläufe von Absetz- oder Ausfallgruben. Nach einer finnischen Studie (zitiert in Bielecki und Schremmer (1987)) wurden durch Einleitungen mechanisch arbeitenden Hauskläranlagen die betroffenen Kanalnetze innerhalb von 5 Jahren zerstört. Die durchschnittliche Sulfid-Konzentration im Abwasser der Straßenkanäle lag bei 1 mg/L (H₂S in der Kanalatmosphäre 1 – 5 ppm). Für nicht häusliches Abwasser werden Sulfid-Einleitungskonzentrationen bis 2 mg/L als problemlos angesehen (DWA, 2005a), sofern für das Abwasser in der öffentlichen Kanalisation folgende Bedingungen erfüllt sind: ausreichende Belüftung, $T \leq 20^\circ\text{C}$ und $\text{pH} \geq 7$. Daneben sollte die Einleitungskonzentration an leicht abbaubaren CSB geprüft werden, und in die Risikobewertung der autogenen H₂S-Bildung einbezogen werden.

4.3.3.3 Bildung von H₂S

Autogene H₂S-Bildung in Freigefälleleitungen Nach empirischen Untersuchungen wird im Fall der autogenen H₂S-Entstehung ein oberer Grenzwert für den Sulfid-Gehalt im Abwasser nicht überschritten. Dieser Grenzwert ($\lim S$) kann überschlägig nach Gleichung 4.14 berechnet werden (Bielecki und Schremmer, 1987). Die Sulfid-Bildungsrate wird bis zum Erreichen dieses Grenzwertes als konstant angenommen und steigt wiederum mit sinkendem Rohrdurchmesser. Die Maximalkonzentration wäre danach bei DN 300 bereits nach 30 Minuten erreicht, bei einem Rohr DN 1000 erst nach 1,5 Stunden.

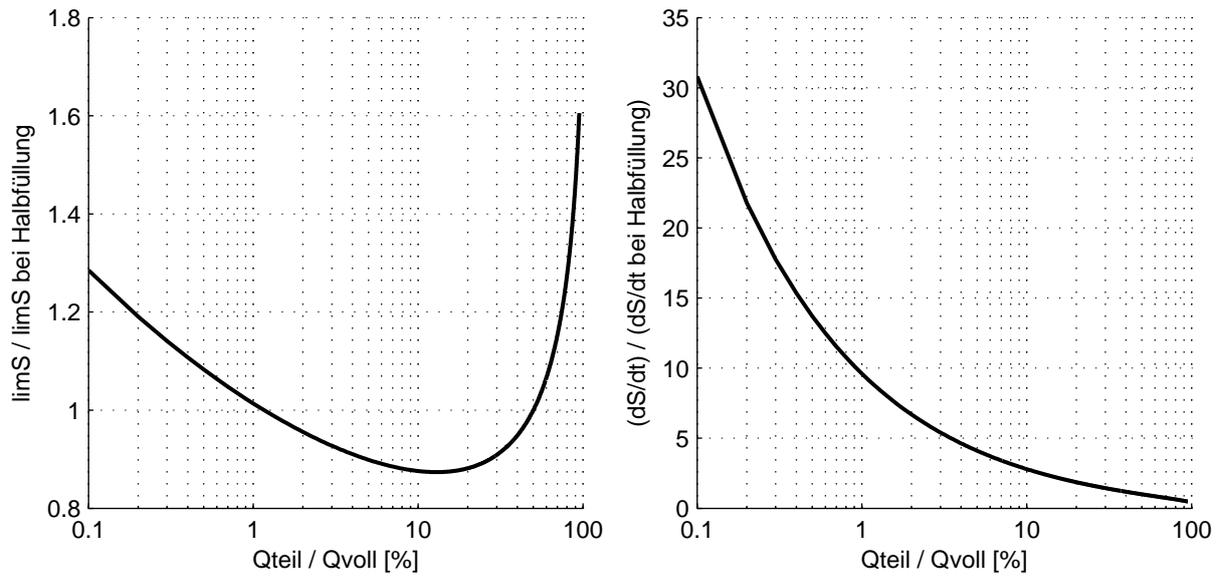


Abbildung 4.11: Maximalen Sulfid-Konzentration

$$\lim S = 5 \cdot 10^{-4} \frac{BSB_5 \cdot 1,07^{T-20^\circ\text{C}} \cdot \omega}{(I_S \cdot v)^{3/8}} \cdot \frac{1}{\beta} \quad (4.14)$$

$$\frac{dS}{dt} = 0,64 \cdot (\lim S - 1) \cdot \frac{\beta}{\phi \cdot D} \cdot (I_S \cdot v)^{3/8} \quad (4.15)$$

$\lim S$ maximal erreichbare H_2S Konzentration

BSB_5 Konzentration mg/l

D Rohrdurchmesser m

$\frac{dS}{dt}$ Sulfatentwicklung mg/(L · h)

Die Faktoren β , ϕ , ω beschreiben hierbei die geometrischen Abflussbedingungen bei Teilfüllung mit $B_{\text{teil}} = \beta \cdot D$, $A_{\text{teil}} = \phi \cdot D^2$ und $U = \omega \cdot D$.

Rückläufiger Abwasseranfall wirkt hier in gegenläufiger Hinsicht: durch das sinkende Verhältnis des benetzten Biofilms zur freien Wasseroberfläche (ω/β) und die sinkende Fließgeschwindigkeit. In der Gesamtwirkung erreicht die maximale Sulfid-Konzentration $\lim S$ im Abwasser bei einem Abflussverhältnis von 10% ihr Minimum, die Werte bei 1% und 50% sind praktisch identisch. Sehr hohe Abflussverhältnisse sind ungünstiger als sehr niedrige. Die Bildungsgeschwindigkeit steigt demgegenüber kontinuierlich mit sinkenden Abflussverhältnissen. Vereinfachend gilt, dass die Endkonzentration weitgehend unabhängig von den Abflussverhältnissen ist, sich jedoch bei geringen Abflussverhältnissen deutlich schneller einstellt.

Der Ansatz ist gut für die Betrachtung von Einzelhaltungen oder Transportleitungen mit wenigen Zuflüssen geeignet. Für die Abschätzung des Korrosionsrisikos in verzweigten Kanalnetzen ist eine Kopplung mit einer Mischungsrechnung für jede Haltung notwendig, idealerweise durch direkte Verknüpfung in einem hydrodynamischen Umsatz- und Transportmodell.

Tabelle 4.10: Empirische Formeln zur Berechnung der Sulfidbildungsrate in $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, Umrechnung auf $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{h})$ mit dem Verhältnis V/A (bei Kreisprofilen: $4/D$)

Thistlethwayte (1972)*	$\frac{dS}{dt} = 0,25 \cdot 10^{-3} \cdot v \cdot C_{\text{CSB}}^{0,8} \cdot S_{\text{SO}_4}^{0,4} \cdot 1,139^{(T-20)}$	(4.16)
Boon und Lister (1975)*	$\frac{dS}{dt} = 0,228 \cdot 10^{-3} \cdot C_{\text{CSB}} \cdot 1,07^{(T-20)}$	(4.17)
Pomeroy (1976)*	$\frac{dS}{dt} = 0,5 \cdot 10^{-3} \cdot C_{\text{CSB}} \cdot 1,07^{(T-20)}$	(4.18)
Hadjianghelou <i>et al.</i> (1984)	$\frac{dS}{dt} = 0,1675 \cdot 1,07^{T-20}$	(4.19)
Nielsen <i>et al.</i> (1998)	$\frac{dS}{dt} = k \cdot 10^{-3} \cdot C_{\text{CSB}} \cdot 1,07^{T-20}$	(4.20)
	mit $k=1,5$ (für kommunales Abwasser) bis $k=6$ (leichtabbaubares Abwasser aus der Lebensmittelindustrie)	

*Original-Gleichung basiert auf BSB_5 , hier umgerechnet auf CSB mit Faktor 2

Allogene H_2S -Bildung in Druckleitungen Von besonderer praktischer Relevanz ist die allogene H_2S -Bildung in Druckleitungen. Da in der Druckleitung selbst keine Möglichkeit zur Ausgasung und Oxidation des Schwefelwasserstoffs besteht, werden Geruchsentwicklung und biogene Schwefelsäurekorrosion erst nach Übergabe in das Freigefällesystem wirksam.

Zur H_2S -Bildung in Druckleitungen wurden zahlreiche empirische bzw. halb-deterministische Berechnungsansätze (mit z.T. erheblich abweichenden Ergebnissen) vorgeschlagen, siehe Tabelle 4.10. Der Vergleich zeigt, dass mit Ausnahme Gleichungen 4.19 alle Formeln die Sulfidbildungsrate an die BSB_5 - bzw. CSB-Konzentration und die Temperatur koppeln. Die Formel von Thistlethwayte (1972) bezieht zusätzlich die Konzentration von Sulfat und die Fließgeschwindigkeit ein. Offensichtlich wird hier unterstellt, dass durch höhere Fließgeschwindigkeiten der Austausch mit Biofilm in der Sielhaut intensiviert wird. Bei keinem Ansatz ist die Sulfidbildung nach oben begrenzt, d.h. die Sulfidkonzentration wächst proportional mit der Aufenthaltszeit im System.

Für eine schnelle Abschätzung der potentiellen Sulfid-Bildungsrate wurden die Gleichungen 4.17 bis 4.20 in Nomogramm-Form überführt (Bild 4.12). Die Anwendung der Formeln für gleiche Randbedingungen zeigt die große Streubreite und damit auch die notwendige Vorsicht bei Anwendung derartiger Formeln. So unterscheiden sich die Sulfidbildungsraten nach Nielsen *et al.* (1998) und nach Hadjianghelou *et al.* (1984) im Ablesebeispiel (Bild 4.12, $\text{CSB} = 500 \text{ mg/L}$, $T = 20^\circ\text{C}$, DN 250) um den Faktor 4,5.

4.3.3.4 Freisetzung in die Kanalatmosphäre und Niederschlag an der Kanalwand

Die sich einstellende H_2S -Konzentration in der Kanalatmosphäre ist abhängig von der Sulfid-Fracht des Abwassers, der pH-Wert abhängigen Verfügbarkeit von H_2S (σ_1), den Strömungsbedingungen und der Verdünnung infolge des Luftaustauschs über die Schächte. Die verfügbare H_2S -Menge (S_{frei}) ergibt aus dem Gesamt-Sulfidmenge im Abwasser und dem pH-Wert abhängigen Dissoziationsgleichgewicht (vergleiche Bild 4.7, S. 73).

$$S_{\text{frei}} = \sigma_1 \cdot S_{\text{gesamt}} = \frac{1}{1 + 10^{(\text{pH}-7)}} \cdot S_{\text{gesamt}} \quad (4.21)$$

Die Freisetzung in die Kanalatmosphäre ist schwierig einschätzbar. Nachfolgend werden zwei empirische Ansätze vorgestellt und ein eigener, mechanistisch begründeter abgeleitet. Letzterer wird auch für die Berechnungen im Fallbeispiel verwendet. Eine einfach handhabbare Formel für die sich einstellende H_2S -Konzentration in der Kanalatmosphäre wird von Bielecki und Schremmer (1987) über eine Mischungsrechnung mit dem Luftvolumen des Kanalabschnitts hergeleitet.

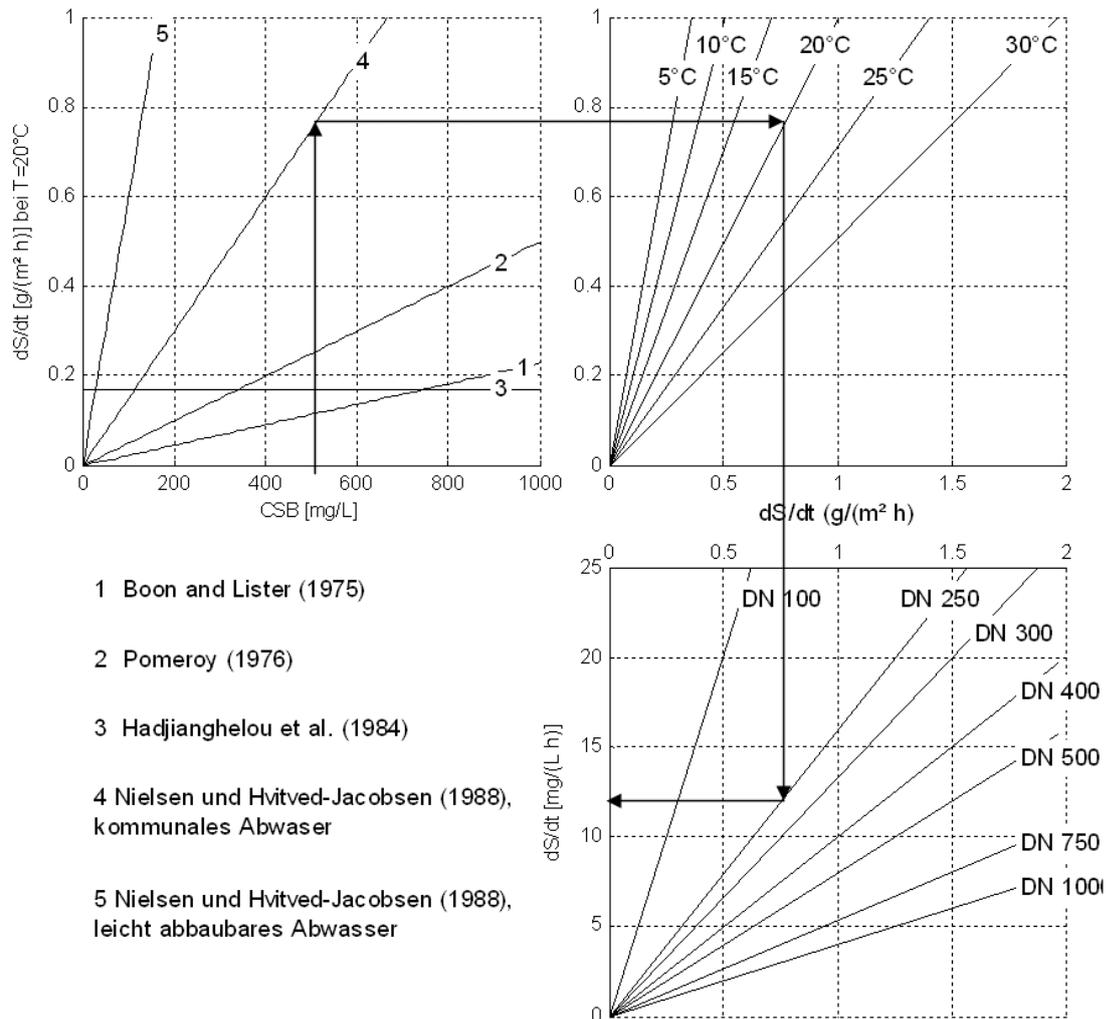


Abbildung 4.12: Sulfid-Bildungsrate [mg/(L · h)] in Druckleitungen als Funktion der Abwassertemperatur und des Rohrdurchmessers

$$S_{\text{KN-Atmosphäre}} = \frac{\sigma_2}{\rho_{\text{Luft}}} \cdot S_{\text{frei}} = \frac{a_{\text{teil}}}{A_{\text{voll}} - A_{\text{teil}}} \quad (4.22)$$

Nach Einsetzen der Dichte von Luft (1,39 kg/m³) und Substitution von A_{teil} durch $\phi \cdot D^2$ ergibt sich

$$S_{\text{KN-Atmosphäre}} = \frac{\sigma_2}{1,39} \cdot S_{\text{frei}} = \frac{\phi}{\pi/4 - \phi} \quad (4.23)$$

Auf eine kinetische Berechnung der Ausgasung und Mischung mit der Kanalluft wird in diesem Ansatz verzichtet. Stattdessen wird ein empirischer Ausgasungsfaktor σ_2 eingeführt, welcher den Einfluss der Strömungsbedingungen auf die Ausgasung berücksichtigt. Im Ansatz wird implizit unterstellt, dass die Austauschrate des Luftvolumens identisch ist mit der Austauschrate des Wasservolumens.

$\sigma_2 = 0,01$ bei ungestörter Strömung ohne Zuflüsse und Einleitungen (Transportleitungen)

$\sigma_2 = 0,10$ bei gestörter Strömung mit seitlichen Zuflüssen (normale Netze)

$\sigma_2 = 1,0$ bei Strömung mit Einleitungen und Abstürzen

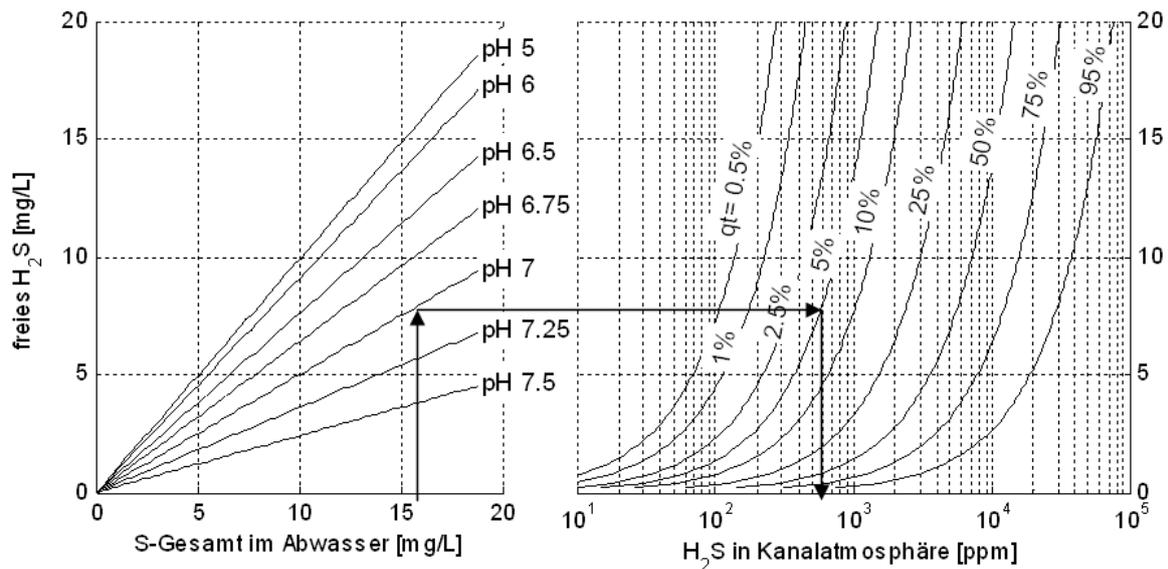


Abbildung 4.13: potentielle H_2S -Freisetzung in die Kanalatmosphäre als Funktion des pH-Wertes und der Abflussverhältnisse (Faktor $\sigma=1$) nach Gleichung 4.23

Der Zusammenhang zwischen pH-Wert, Abflussverhältnis und der H_2S -Freisetzung ist in Bild 4.13 als Diagramm dargestellt. Mit sinkendem Abflussverhältnis nimmt das Verhältnis von $A_{\text{Abwasser}}/A_{\text{KanalLuft}}$ ab. Dadurch stellen sich bei gleicher Ausgangskonzentration im Abwasser auch geringere H_2S -Konzentrationen in der Kanalatmosphäre ein.

Häufig genutzt wird die von Pomeroy (1976) vorgeschlagene empirische Bestimmungsgleichung für die Abschätzung des H_2S -Niederschlags an der Kanalwand (Gleichung 4.24). Dieser Ansatz ist gegenüber den empirischen Ausgasungsfaktoren (σ_2) direkt an die hydraulischen Bedingungen im Kanal gekoppelt. Auch hier wird eine gleich hohe Austauschrate von Wasser- und Luftvolumen unterstellt.

$$r_{H_2S,NS} = 0,7 \cdot (I_s \cdot v)^{3/8} \cdot S_{\text{frei}} \cdot \frac{\beta}{\pi - \omega} \quad [\text{mg } H_2S / (\text{m}^2 \cdot \text{h})] \quad (4.24)$$

Um flexibel reale hydraulische und geometrische Bedingungen im Kanalnetz abzubilden wird alternativ zu den vorgenannten Ansätzen eine stärker mechanistisch begründete Berechnung basierend auf dem kinetischen Stoffübergang vorgeschlagen.

$$\frac{dS}{dt} = k_L A_{H_2S} \cdot (S_{\text{frei}} - S_{\text{Gleichgewicht}}) \quad [\text{mg } H_2S / (\text{L} \cdot \text{s})] \quad (4.25)$$

Der $k_L A$ -Wert für Schwefelwasserstoff näherungsweise aus dem $k_L A$ -Wert für Sauerstoff abgeleitet werden. Die Angaben zum Verhältnis $k_L A_{H_2S} / k_L A_{O_2}$ liegen im Bereich von 0,72-0,84 (Yongsiri, 2003). Für den $k_L A$ von Sauerstoff in Freigefälleleitungen wurden zahlreiche empirische Gleichungen vorgeschlagen. In dieser Arbeit wird der Ansatz von Huismann (2001) verwendet. Das Verhältnis $k_L A_{H_2S} / k_L A_{O_2}$ wird mit 0,8 angesetzt.

$$k_L A_{H_2S} = 0,8 \cdot \frac{33}{24} \cdot \frac{\sqrt{g \cdot R \cdot I_E} \cdot (1 + 0,41 \cdot Fr)}{h_{\text{teil}}} = 1,1 \cdot \frac{\sqrt{g \cdot R \cdot I_E} \cdot (1 + 0,41 \cdot Fr)}{h_{\text{teil}}} \quad [\text{h}^{-1}] \quad (4.26)$$

Unter der vereinfachenden Annahme, dass die Gleichgewichtskonzentration im Abwasser gegenüber

S_{frei} vernachlässigbar klein ist, lässt sich die Ausgasungsrate ausdrücken durch

$$\dot{m} = Q \cdot S_{\text{frei,t0}} \cdot \left(1 - e^{-k_L A_{\text{H}_2\text{S}} \cdot \theta}\right) \quad [\text{kg/h}] \quad (4.27)$$

mit θ hydraulische Aufenthaltszeit [h]

Substituiert man die Fließzeit θ im Kanal durch V_{teill}/Q lässt sich die Ausgasungsrate über den Fließweg verfolgen.

$$\dot{m} = Q \cdot S_{\text{frei,t0}} \left(1 - \exp\left(-k_L A_{\text{H}_2\text{S}} \cdot \frac{\phi \cdot D^2 \cdot L}{Q}\right)\right) \quad [\text{kg/h}] \quad (4.28)$$

Die sich einstellende Konzentration in der Kanalluft ist abhängig von der Verdünnung mit dem Luftvolumenstrom der Kanalluft, häufig ausgedrückt als Luftaustauschrate n [1/h] (Gleichung 4.29). Die Niederschlagsrate sinkt proportional mit der luftberührten Wandfläche. In erster Näherung wird unterstellt, dass der Anteil σ_3 der sich effektiv niederschlagenden H_2S -Masse entsprechend des Verhältnisses $Q_{\text{Wasser}}/Q_{\text{Luft}}$ reduziert wird (Gleichung 4.30).

$$S_{\text{KN-Atmosphäre}} = \frac{\dot{m}}{\rho_{\text{Luft}} \cdot Q_{\text{Luft}}} = \frac{\dot{m}}{\rho_{\text{Luft}} \cdot (\pi/4 - \phi) \cdot D^2 \cdot n} \quad (4.29)$$

$$r_{\text{H}_2\text{S,NS}} = \sigma_3 \cdot \frac{\dot{m}}{(\pi - \omega) \cdot D \cdot v} = \frac{\phi}{n \cdot L \cdot (\pi/4 - \phi)} \cdot \frac{\dot{m}}{(\pi - \omega) \cdot D} \quad [\text{kg/m}^2 \cdot \text{h}] \quad (4.30)$$

Mit diesem Ansatz liegt ein allgemeingültig anwendbarer Berechnungsansatz für die H_2S -Freisetzung, die Konzentration in der Kanalatmosphäre und den Niederschlag an Kanalwandung vor. Eine wesentlich Unbekannte ist allerdings die Luftaustauschrate n . Diese ist von infrastrukturellen, betrieblichen aber auch meteorologischen Randbedingungen abhängig. Bisher gibt es keine systematischen Untersuchungen, welche eine Abschätzung der Luftaustauschrate als Funktion charakteristischer Einflussgrößen ermöglichen.

4.3.3.5 Berechnung des Korrosionsfortschrittes

Die Abschätzung des Korrosionsfortschrittes lässt sich aus einer einfachen Bilanz der basisch reagierenden Reaktionspartner im Beton (vor allem CaO und MgO) mit der Schwefelsäure herleiten. (Gleichung 4.11).

$$\text{CR} = k \cdot \frac{r_{\text{H}_2\text{SO}_4}}{\rho_{\text{Beton}}} \cdot \frac{m(\text{Beton})}{m(\text{CaO}) + m(\text{MgO}) + m(\dots)} = k \cdot \frac{r_{\text{H}_2\text{SO}_4}}{\rho_{\text{Beton}} \cdot a_{\text{basisch}}} \quad (4.31)$$

Die Bildungsrate von Schwefelsäure ergibt sich aus der Bildungsrate von H_2S (Gleichung 4.24) und dem stöchiometrischen Verhältnis von $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{S} = 2,88$. Um den Korrosionsfortschritt in mm/a auszudrücken ist $r_{\text{H}_2\text{SO}_4}$ entsprechend als Jahresrate anzugeben. Das Massenverhältnis der Basizität zur Gesamtmasse des Betons ist von der jeweiligen Betonrezeptur abhängig und wird für Kanalrohre mit 0,16 angesetzt (Bielecki und Schremmer, 1987).

Die Dichte von Beton beträgt ca. 2400 kg/m^3 . Nach Einsetzen der vorgenannten Zahlen und Umrechnung der Einheiten ergibt sich zusammenfassend Gleichung 4.32.

$$CR = \frac{k \cdot 10,5 \cdot r_{H_2S,NS}}{a_{\text{basisch}}} \quad (4.32)$$

Eine ähnliche Gleichung wird u.a. von Pomeroy (1976) vorgeschlagen. Dieser empfiehlt auch die Einführung der Korrekturfaktoren k in Abhängigkeit von der Sulfid-Konzentration. Der Faktor k kann dabei als Prozentsatz der Schwefelsäure interpretiert werden, welcher tatsächlich mit der Betonmatrix reagiert. Bei einer langsamen H_2SO_4 -Bildungsrate kann davon ausgegangen werden, dass nahezu 100% der gebildeten Säure mit dem Beton reagiert, bei sehr hohen Bildungsraten oder einer sehr starken Kondensation sind die Transport- und Reaktionsprozesse im Beton limitierend, so dass u.U. nur 30-40% der gebildeten Säure korrosionswirksam werden (Pomeroy, 1976). Die hergeleiteten Bewertungsgleichungen werden nachfolgend an zwei Fallbeispielen angewandt. Im Fallbeispiel Dresden wird die allgemeine Einschätzung des Korrosionsrisikos durch autogene H_2S -Bildung auf Basis des Z-Werts untersucht. Im zweiten Fallbeispiel wird die (allogene) H_2S -Bildung in einer Druckleitung und das damit verbundene Korrosionsrisiko im anschließenden Freigefällekanal bewertet.

4.4 Auswirkung auf die Frachten im Zulauf Kläranlage und bei Mischwasserentlastungen

Grundsätzlich verhalten sich die im Kanalnetz transportierten Frachten weitgehend proportional zu den angeschlossenen Einwohnern. Bei rückläufiger Bevölkerungsentwicklung sind dementsprechend auch rückläufige Frachten im Zulauf der Kläranlage und an den Entlastungsbauwerken zu erwarten. Insbesondere für den Trockenwetterfall sollte hierfür eine überschlägige Berechnung unter Ansatz gängiger einwohnerspezifischer Frachten ausreichend sein.

Im Mischwasserfall ist die Situation weniger eindeutig. Da sich die transportierten Frachten und der Trockenwetterabfluss gleichsinnig ändern, ist an den Mischwasserentlastungspunkten eine überdurchschnittliche Reduzierung der Frachten zu erwarten. Demgegenüber steht die Annahme, dass sich aufgrund geringerer Fließgeschwindigkeiten verstärkt Ablagerungen bilden, welche im Mischwasserfall mobilisiert und zumindest bei Ereignisbeginn zu einer erhöhten Mischwasserfracht führen könnten (Bild 4.14).

Die Prozesse von Schmutzfracht-Akkumulation, Abtrag und Transport (und Umsatz) sind räumlich und zeitlich sehr heterogen und durch komplexe Wechselwirkungen gekennzeichnet. Grundsätzlich kann unterschieden werden in den Trockenwetter- und den Regenwetterfall (Bild 4.14). Die Auswirkungen auf Mischwasserentlastungen und der Kläranlagenzufluss lassen sich mit Hilfe dynamischer Schmutzfrachtsimulationen untersuchen. Alle Schmutzfrachtmodelle beruhen auf der parallelen oder sequenziellen Modellierung

- des Abflussgeschehens sowie
- von Akkumulation, Erosion, Umsatz und Transport der betrachteten Schmutzstoffe

in den jeweiligen Teilsystemen. Durch Einbeziehung der stofflichen Komponenten steigt die Komplexität gegenüber reinen Abflussmodellen erheblich. Stand der Technik sind gegenwärtig hydrologische oder hydrologisch-dynamische Modelle mit konservativem Schmutzstofftransport. Die Niederschlags- und Trockenwetterabflussmengen und -frachten werden zeitsynchron addiert. Die Konzentrationen stellen sich entsprechend der Mischungsanteile der Zuflüsse ein. Auf die Abbildung physikalischen und

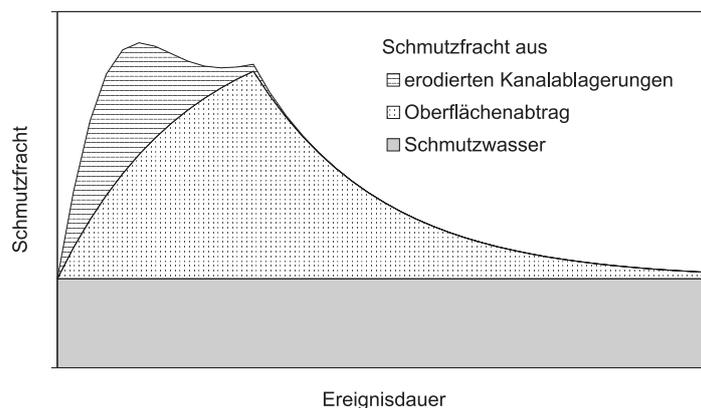


Abbildung 4.14: Schematische Darstellung des Schmutzfrachtverlaufs am Ende eines Entwässerungsgebiets (Starkregenereignis nach längerer Trockenwetterperiode)

biochemischen Austausch- und Umsatzprozesse im Kanal wird verzichtet. Dies bedeutet, dass eine – aufgrund rückläufiger Trockenwetterabflüsse- mögliche Akkumulation von Schmutzstoffen und deren Mobilisierung im Mischwasserfall nicht beschrieben werden kann.

Eine detaillierte Beschreibung der Sedimentbildung und Erosion im Kanalnetz wäre mit hydrologisch-hydrodynamische Modelle mit gekoppelten Sedimenttransportmodellen (STM) möglich (Gebhard, 2008) möglich. First Flush-Effekte, die Wirkung von Rückstau, Kanalnetzreinigung sowie die Auswirkung von Ablagerungen auf den Abfluss etc. lassen sich damit abbilden. Allerdings sind die STM-Ansätze und ihre Parameter noch Stand der Forschung. Dies betrifft die Modellansätze an sich ebenso wie die dafür erforderliche Modellparameter. Für den Aufbau räumlich differenzierter Ablagerungen im Netz sind ausreichend lange Kontinuumssimulationen erforderlich. Gleichzeitig sind diese Modelle sehr rechenzeitintensiv.

Mit Bezug auf rückläufige Schmutzwassermengen wurden von Stauer (2010) ersten Simulationsrechnungen mit einem mit einem hydrologischen NA-Modell, gekoppelt mit dem Sedimenttransport-Ansatz von Pernecker und Vollmers (1965) sowie einem Wachstums-/Erosionsmodell für Biofilm durchgeführt. Bei Reduzierung des einwohnerspezifischen Schmutzwasserabfluss $L/(E \cdot d)$ ergaben sich in seinen Simulationsstudien verstärkte first-flush effekte für die Parameter AFS und in geringem Maße CSB. Rückläufige Schmutzwassermengen aufgrund rückläufiger Bevölkerung wurden nicht untersucht.

Aufgrund der bisherigen Unsicherheit bei der Verwendung von Sedimenttransport-Modellen, wird in dieser Arbeit die Auswirkung rückläufiger Schmutzwassermengen auf Entlastungsfrachten ausschließlich mit konservativen Stofftransportmodellen untersucht.

Ergänzend kann die Relevanz der Ablagerungsproblematik auf Basis des Bewertungsansatzes in Abschnitt 4.2.3 (S. 65 ff.) eingeschätzt werden. Eine erhöhte Ablagerungsneigung (ausgedrückt als Anzahl ablagerungsanfälliger Haltungen) lässt sich allerdings nur qualitativ deuten.

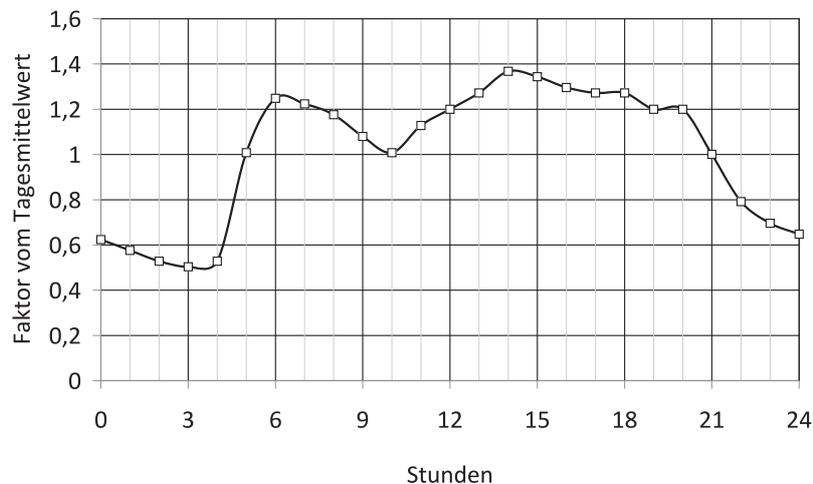


Abbildung 4.15: Definierter Schmutzwassertagesgang

4.5 Fallbeispiel - Ablagerungsbildung und Korrosion im Kanalnetz (Dresden)

4.5.1 Hintergrund und Fragestellung

Der vorgeschlagene Bewertungsansatz (Tabelle 4.6) wurde am Fallbeispiel des Entwässerungsnetzes der Stadt Dresden überprüft und die Entwicklung ablagerungsanfälliger Netzbereiche als Funktion eines fiktiven Bevölkerungsrückgangs dargestellt. Zur Illustration werden folgende Szenarien definiert:

- Referenzszenario: Bevölkerung und Trinkwasserverbrauch Stand 2008
- Rückgangsszenarien 1-3: flächenhafter Rückgang der täglichen Schmutzwassermenge -10%, -25%, -50%

Alle Szenarien wurden im hydrodynamischen Kanalnetzmodell der Stadt Dresden berechnet. Das Kanalnetzmodell wurde vom Institut für wissenschaftlich-technische Hydrologie GmbH im Auftrag der Stadtentwässerung Dresden GmbH in Hystem-Extran aufgebaut und kalibriert. Das Modell wurde primär für den Mischwasserfall unter Verwendung des 85%-Wertes der Schmutzwassermenge entwickelt. Um u.a. einen variablen Schmutzwassertagesgang definieren zu können, wurde das Modell am ISI in das Stormwater Management Model (SWMM, Version 5.014) exportiert. Die häuslichen Schmutzwassermengen wurden basierend auf den grundstücks-genauen Daten der Jahresverbrauchs-Abrechnung 2008 über eine Abstandsroutine den nächst liegenden Kanalnetzknotten neu zugeordnet und mit einem einheitlichen Tagesgang belegt (Bild 4.15). Der Tagesgang wurde an den mittleren Tagesgang im Zufluss zur Kläranlage Kaditz kalibriert. Die Fremdwasserzuflüsse wurden gegenüber dem Hystem-Extran-Modell nicht verändert.

4.5.2 Ergebnis und Schlussfolgerung

Bild 4.17 zeigt einen visuellen Vergleich des berechneten Ablagerungsrisikos bei Trockenwetter (Referenzszenario 2008) mit dem Spülplan der Stadtentwässerung. Obwohl Mischwasserabfluss nicht mit in

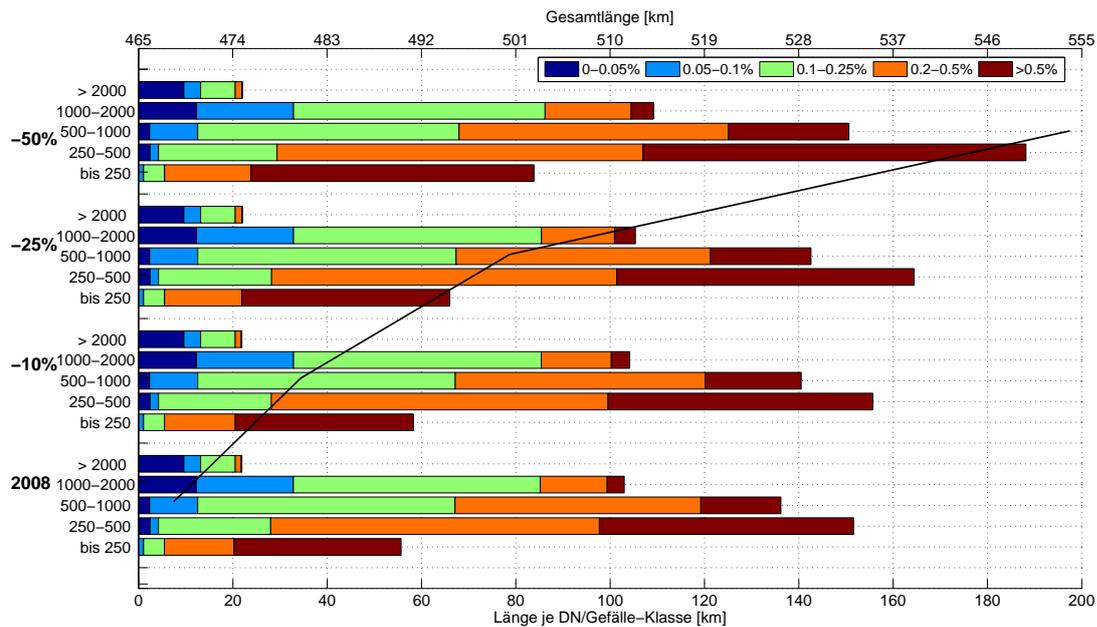
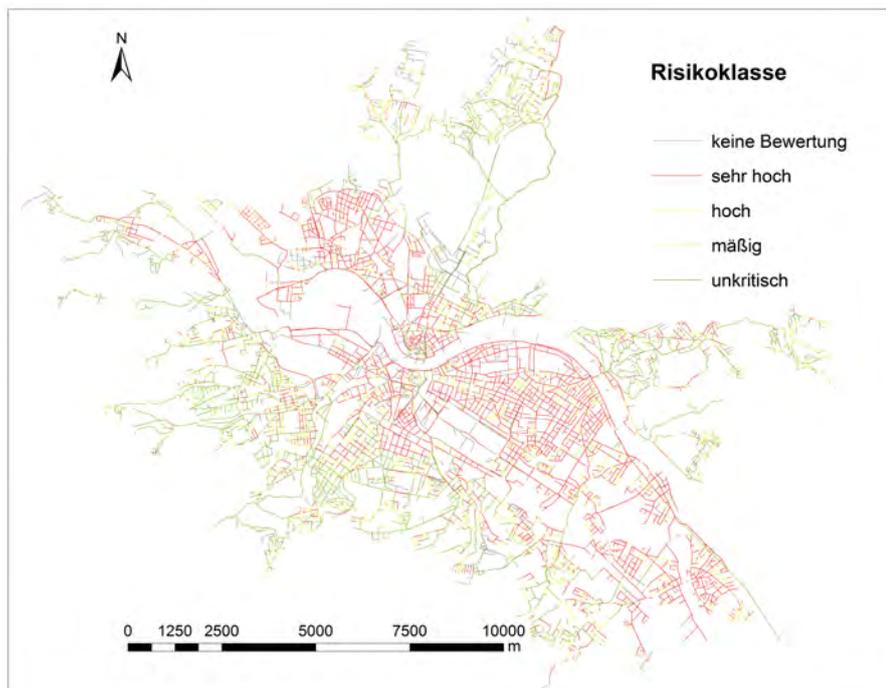


Abbildung 4.16: Verteilung der Risikoklasse „Sehr hoch“ nach Äquivalent-Durchmesser und Sohlgefälle sowie die Entwicklung in den verschiedenen Rückgangsszenarien

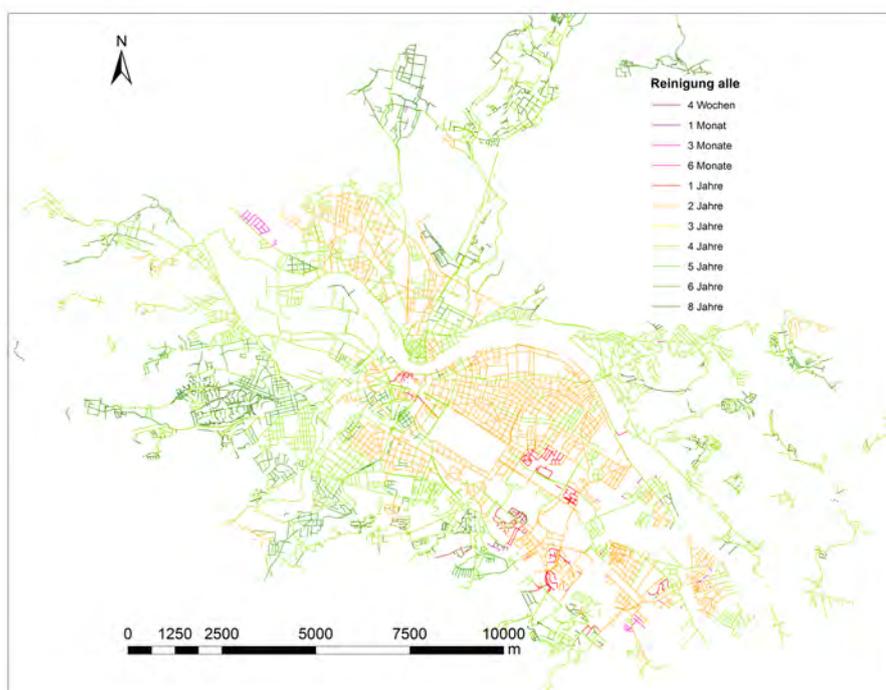
die Bewertung einfließt, ergibt sich im Trend eine gute Übereinstimmung der kritischen Netzbereiche, bei haltungsscharfer Betrachtung sind allerdings auch deutliche Abweichungen erkennbar. Neben den bereits diskutierten Schwächen der Bewertungsmethode ist zu berücksichtigen, dass in die Entwicklung der Spülpläne auch organisatorisch- logistische Faktoren bzw. auch Aspekte der öffentlichen Wahrnehmung eingehen. Bei Anwendung der definierten Szenarien zur Bevölkerungsentwicklung ergibt sich für das Netz von Dresden die in Tabelle 4.11 zusammengestellte Entwicklung. Gegenwärtig wären danach unter Trockenwetterbedingungen ca. 29% der Netzlänge besonders ablagerungsgefährdet. Dieser Wert würde sich bei einem Rückgang der Schmutzwassermenge von 25% bzw. 50% um 16% bzw. 40% bezogen auf den Ausgangswert erhöhen. In Bild 4.16 sind die Haltungen der Ablagerungsrisikoklasse „Sehr hoch“ ($\tau_0 < 1, 0 \cdot Q^{1/3} \cap Re < 2320$) der nach Durchmesser und Sohlgefälle differenziert dargestellt. Betroffen sind besonders die Anfangshaltungen bis 500 mm, auch solche mit relativ hohem Sohlgefälle. Bei den großen Nennweiten sind vor allem niedrige Sohlgefälle betroffen. Die Zunahme betroffenen Netzbereiche ist insbesondere dem Durchmesserbereich bis 500 mm zuzuordnen.

Die Ergebnisse relativieren sich, wenn berücksichtigt wird, dass die Trefferwahrscheinlichkeit der Bewertungskriterien zwischen 25% und 30% liegt (Tabelle 4.5, S. 71). Die real betroffene Netzlänge wird also um den Faktor 3 bis 4 unter den Angaben in Tabelle 4.11 liegen.

Aufgrund der diskutierten Unsicherheiten kann eine Abschätzung des finanziellen Mehraufwandes zur Kanalnetzreinigung nicht möglich. In Tabelle 4.12 wird trotzdem der Versuch unternommen, die ungefähre Größenordnung abzuschätzen. Danach würden sich die Kosten für die Kanalnetzreinigung von 1,6 bis 2,2 Mio. Euro pro Jahr im Referenzszenario auf ca. 1,9 bis 2,5 Mio. Euro bei einem Bevölkerungsrückgang um 50% erhöhen. Dies entspricht einer Steigerung von 14%.



(a) Ablagerungsrisiko



(b) Spülzyklen

Abbildung 4.17: Visueller Vergleich der berechneten Ablagerungsneigung und Spülzyklen der Stadtentwässerung Dresden GmbH

Tabelle 4.11: Entwicklung der Kanalnetzlänge in km mit erhöhter Ablagerungswahrscheinlichkeit am Fallbeispiel Dresden

DN	2008			-25%			-50%		
	sehr hoch	hoch	mäßig	sehr hoch	hoch	mäßig	sehr hoch	hoch	mäßig
≤250	65	26	60	81	23	55	103	20	47
250-500	124	77	81	145	69	73	178	56	61
500-1000	81	83	49	90	79	47	105	69	43
1000-2000	67	47	20	72	45	19	76	41	18
2000	14	8	1	15	6	1	17	5	1
Summe	351	241	211	403	222	195	479	191	170
Anteil am Netz	29	20	18	34	19	16	40	16	14

Tabelle 4.12: Entwicklung der Spülkosten (überschlägige Schätzung)

Spülhäufigkeit [€/m]		2008			-25%			-50%		
		sehr hoch 2a ⁻¹	hoch 1a ⁻¹	mäßig 0,5a ⁻¹	sehr hoch 2a ⁻¹	hoch 1a ⁻¹	mäßig 0,5a ⁻¹	sehr hoch 2a ⁻¹	hoch 1a ⁻¹	mäßig 0,5a ⁻¹
≤ 250	2,50	325	65	75	405	57,5	69	515	50	59
250 - 500	3,50	868	270	142	1015	241,5	128	1246	196	107
500 - 1000	8,40	1361	697	206	1512	664	197	1764	580	181
1000-2000	20,00	560	160	10	600	120	10	680	100	10
> 2000	50,00	1400	400	25	1500	300	25	1700	250	25
Summe		4514	1592	458	5032	1383	429	5905	1176	381
Summe/3		1505	531	153	1677	461	143	1968	392	127
Summe/4		1129	398	114	1258	346	107	1476	294	96
Gesamt (unkorrigiert)		6563			6843			7461		
Gesamt (Korr.faktor 1/3)		2188			2281			2487		
Gesamt (Korr.faktor 1/4)		1641			1711			1865		

4.5.3 Lokalisierung potentiell betroffener Haltungen (Korrosion)

Basierend auf den in Abschnitt 4.5.2 (Seite 86) beschriebenen hydrodynamischen Kanalnetzberechnungen wurde das Korrosionsrisiko in den Misch- und Schmutzwasserkanälen der Stadt Dresden basierend auf dem Z-Wert nach Gleichung 4.13 bewertet. Dabei wurden die gleichen fiktiven Szenarien zur Bevölkerungsentwicklung angewendet. Zusätzlich zum Z-Wert wurde der benetzte Umfang in die Auswertung einbezogen, wobei ab $U_{\text{hyd}} < 15\% U_{\text{hyd,voll}}$ unterstellt wurde, dass eine ausreichende Belüftung zum Austrag von H_2S vorliegt.

Das Ergebnis (Tabelle 4.13) ist differenziert zu bewerten. Bei reiner Betrachtung des Z-Wertes würde die Kanalnetzlänge mit sehr hohem Korrosionsrisiko bereits heute 68% betragen. Dieser Wert würde sich bei 50% Bevölkerungsrückgang unwesentlich auf 70% erhöhen. Mit dem benetzten Umfang als zusätzliches Bewertungskriterium verbleiben 15% der Netzlänge in der Klasse mit sehr hohem Korrosionsrisiko. Dieser Wert sinkt sogar mit abnehmendem Trockenwetterabfluss. Die hier zusätzlich einbezogene ausreichende Belüftung bei Unterschreitung eines bestimmten Füllstandes ist ein erster Schritt zu einer differenzierteren Betrachtung. Die streng binäre Trennung in „ausreichend“/„nicht ausreichend“ ist jedoch zugunsten einer fallspezifischeren Bewertung anzupassen.

Tabelle 4.13: Entwicklung des Korrosionsrisikos am Fallbeispiel Dresden (Angaben in % der Gesamtlänge)

Kriterium		2008	2008 -25%	2008 -50%
7.500 < Z ≤ 15.000	mäßig bis hoch	7	6	5
davon U _{hyd} > 15%		3	2	2
Z > 15.000	sehr hoch	68	69	70
davon U _{hyd} > 15%		15	13	11

Das berechnete Korrosionsrisiko wurde nicht mit der Zustandsbewertung des Kanalnetzes verglichen. Nach Aussage des Betreibers sind Korrosionsschäden jedoch vor allem auf Netzbereiche nach allogene oder exogene H₂S-Einleitungen beschränkt. Mit dem gegenwärtigen Kenntnisstand erscheint es fraglich, ob mit Hilfe des Z-Werts eine Lokalisierung korrosionsanfälliger Bereiche möglich ist. Die Formel reagiert relativ unsensitiv auf veränderte Abflussverhältnisse, was auf eine geringe Relevanz demographisch bedingter Durchflussänderungen hindeutet.

Aufgrund der relativ unscharfen Erkenntnisse wurde in diesem Fallbeispiel auf die gezielte Untersuchung von Anpassungsoptionen verzichtet.

Bereits aus den oben genannten Zusammenhängen und den Bewertungskriterien lässt für Freispiegelleitungen jedoch die Bedeutung einer ausreichenden Bewetterung über die Schachtdeckel und ggf. weiterführende technische Maßnahmen sowie die Vermeidung Ablagerungen ableiten. Sofern Geruch keine maßgebende Rolle spielt, sollte im Zuge von Neubau und Sanierung korrosionsfester Rohrmaterialien der Vorzug gegeben werden.

4.6 Fallbeispiel - Schwefelwasserstoff-Bildung in Druckleitungen (Bautzen-Gesundbrunnen)

4.6.1 Hintergrund und Fragestellung

Die Entwässerungssituation im Fallbeispiel Bautzen-Gesundbrunnen ist charakteristisch für eine allogene H₂S-Bildung in Druckleitungen mit anschließenden Korrosionsproblemen nach Übergabe in das Freigefällesystem. Die Entwässerungssituation ist stark vereinfacht in Bild 4.18 skizziert. Das APW Gesundbrunnen entwässert ein Plattenbaugebiet sowie einige anliegende Straßen. Das Gebiet weitgehend im Trennsystem erschlossen. Die Bevölkerungsentwicklung im Wohngebiet ist von knapp 12.000 im Jahr 1997 auf gegenwärtig 8.200 gesunken. Bis 2020 wird ein weiterer Rückgang auf 7.600 prognostiziert. Die Gesundbrunnen besteht aus zwei Abschnitten:

Abschnitt 1 APW Gesundbrunnen → Einmündung Druckleitung Burk VDL = 57,7 m³, Aufenthaltszeit: ca. 45 min (bei Q_T = 43 m³/h)

Abschnitt 2 APW Burk → Einmündung in Hauptdruckleitung VDL = 44,0 m³, Aufenthaltszeit: ca. 260 min (bei Q_T = 10 m³/h)

Abschnitt 3 Einmündung DL Burk bis Ausmündungsschacht VDL = 188,5 m³, Aufenthaltszeit: ca. 4,4 h (bei Q_T = 53 m³/h)

Durch die lange Aufenthaltszeit in der Druckleitung ist eine deutliche H₂S Bildung zu verzeichnen. Die im nachfolgenden Freigefällekanal zu biogener Schwefelsäurekorrosion führt. Der Kanal selbst wurde des-

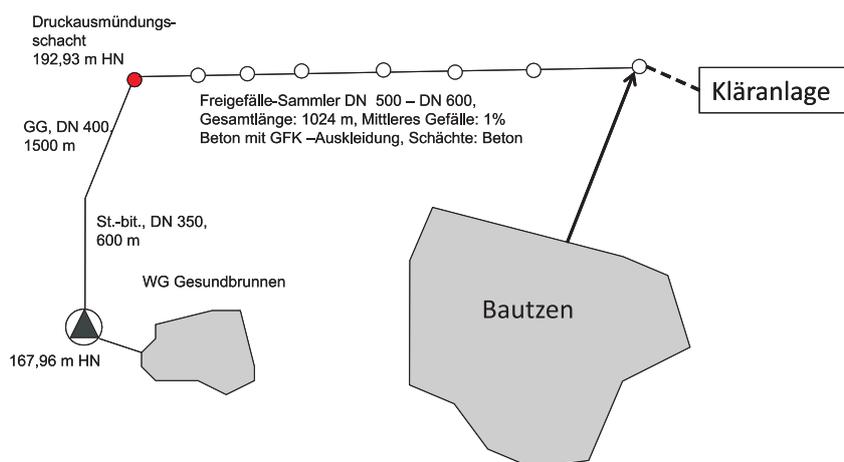


Abbildung 4.18: Schema der Entwässerungssituation der APW *Gesundbrunnen* und *Burk*

halb bereits mit korrosionsbeständigem Material ausgekleidet. Die Schächte bestehen noch aus Beton. Eine Geruchsbelästigung tritt aufgrund der Lage des Sammlers nicht auf. Aufgrund dessen werden auch keine Zusatzstoffe zur Geruchsbekämpfung eingesetzt. Mittelfristig ist jedoch auch ein Ersatz bzw. eine Auskleidung der Schächte erforderlich.

Beide Pumpwerke sind mit jeweils zwei baugleichen Pumpen ausgerüstet, welche alternierend betrieben werden. Ein Parallelbetrieb ist nicht vorgesehen.

4.6.1.1 Aktuelle hydraulische Situation

Für die Analyse des Ist-Zustands wurden vom Betreiber kontinuierliche Aufzeichnungen der gepumpten Abwassermenge und Regenschreiberdaten sowie die im Einzugsgebiet abgegebene Trinkwassermenge als Jahreswert zur Verfügung gestellt. Der Fremd- und Regenwasseranteil wurde durch Separation der Trockenwettertage (ein Nachlaufstag nach Regenereignissen) ermittelt (Bild 4.19). Der Fremdwasseranteil ist mit ca. 2% praktisch vernachlässigbar. Das dominierende Volumen ist der Schmutzwasserabfluss. In der Jahressumme betrug der Regenwasseranteil im Jahr 2008 12,6% der gesamten Abwassermenge. Allerdings verursacht der Regenabfluss massive Durchflussspitzen, welche für die Dimensionierung der Pumpwerksleistung maßgebend sind. Durch lineare Regression des gepumpten Regenwasservolumens und der zugehörigen Niederschlagshöhe wurde eine abflusswirksame Fläche von 8,1 ha bestimmt. Der Arbeitspunkt einer Pumpe beträgt ca. 485 m³/h und ist damit bereits bei einem einjährigen Niederschlagsereignis an der Leistungsgrenze.

4.6.1.2 Abwasseranfall, H₂S-Bildung und Korrosionsfortschritt

Für die Prognose des Schmutzwasserabflusses wurde der gegenwärtige pro-Kopf-Verbrauch der Stadt Bautzen in Höhe von 88 L/(E · d) zugrunde gelegt. Es wird davon ausgegangen, dass dieser bereits sehr geringe Wert in Zukunft nicht noch weiter absinken wird. Mit dieser Annahme würde der Schmutzwasseranfall von 969 m³/d im Jahr 2008 auf 914 m³/d im Jahr 2020 sinken. Dieser Rückgang wirkt relativ moderat. Gegenüber dem Jahr 1997 (1283 m³/d) entspricht dies aber einem Rückgang um ca. 30%. Die H₂S-Bildung in der Druckleitung wurde mit der Gleichung von Pomeroy (1976) (Gleichung 4.12) berechnet. Danach war die Sulfid-Konzentration am Übergabeschacht bereits zu Beginn des Betrachtungszeitraums mit ca. 18 mg/L hoch und würde bis 2020 auf 24 mg/L steigen.

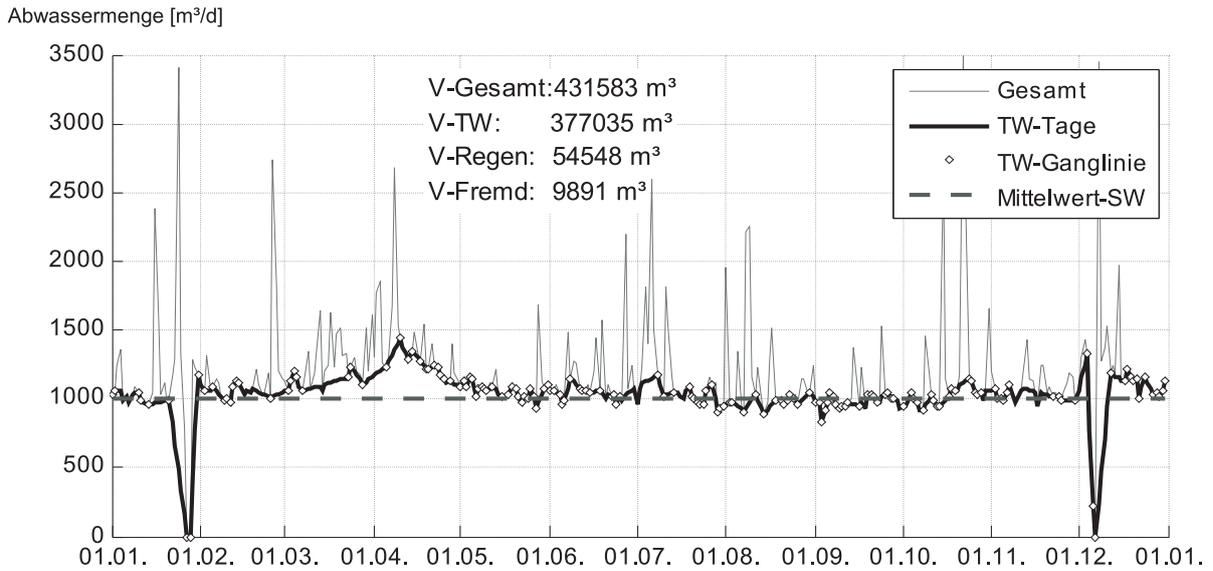


Abbildung 4.19: Jahresganglinie 2008 der gepumpten Abwassermenge des APW Gesundbrunnen separiert nach Schmutzwasser, Fremdwasser- und Regenwasser

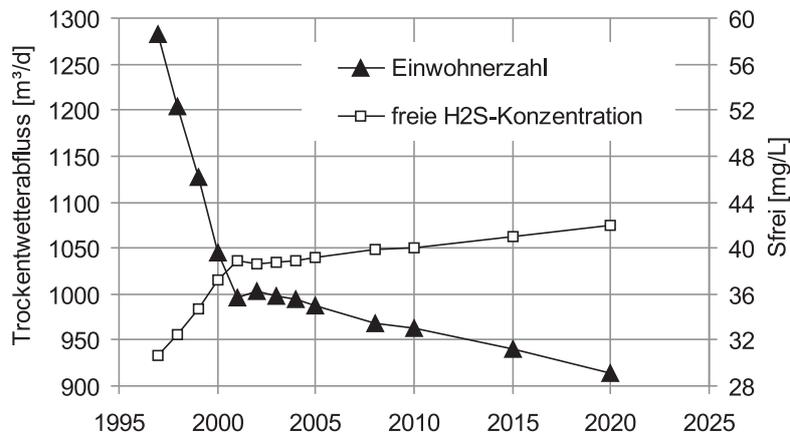


Abbildung 4.20: Prognose des Trockenwetterabflusses und der berechneten freien H₂S-Konzentration am Übergabeschacht

Die resultierenden Auswirkungen im anschließenden Freigefällesystem wurden unter Ansatz der Gleichungen 20 sowie 25 bis 29 berechnet. Der pH-Wert des Abwasser liegt bei 7,8, damit liegen nur ca. 14% des gebildeten Sulfids in Form des ausgasungsfähigen H₂S vor.

Bild 4.21(a) zeigt den Leitungsverlauf im Längsschnitt. Die erste Haltung weist ein sehr starkes Gefälle von 14% auf, die anderen Haltungen variieren zwischen 0,5 und 1,5%. Die kLA-Werte korrelieren mit dem Gefälle und erreichen Werte von 2 bis 8 h⁻¹, (1. Haltung: 146 h⁻¹). Dadurch sind die Ausgasungsraten über den Leitungsverlauf sehr unterschiedlich. Durch den sehr hohen kLA-Wert in der ersten Haltung stellen sich hier auch extrem hohe H₂S-Konzentrationen im Gasraum ein (Bild 4.21(b)). Je nach zugrunde gelegter Luftaustauschrate liegen diese bei 200 ppm ($n=1 \text{ d}^{-1}$) bzw. 8 ppm ($n=25 \text{ d}^{-1}$). Im

weiteren Verlauf liegen die Werte zwischen 10-40 ppm bei schlechter Belüftung ($n=1 \text{ d}^{-1}$) bzw. 0,4-1 ppm bei sehr guter Belüftung ($n=25 \text{ d}^{-1}$). Bei schlechter Belüftung ist ein Korrosionsfortschritt von 2-4 cm möglich, bei guter Belüftung kann die Korrosion deutlich niedriger ausfallen (Bild 4.21(d)).

Interessant ist die Tatsache, dass trotz der relativ intensiven Ausgasung, die Konzentration im Abwasser nur unwesentlich abnimmt (Bild 4.21(b)). Erst am Einleitpunkt Hauptsammlers aus Bautzen sinkt die Konzentration signifikant aufgrund der Verdünnung. Im Vergleich der Situation von 1997 und der Prognose für 2020 (30% weniger Durchfluss) sind die Unterschiede relativ gering. Während die H_2S -Konzentration im Abwasser steigt, bleibt die resultierende Konzentration im Gasraum nahezu gleich. Die Korrosionsrate sinkt aufgrund der größeren luftberührten Oberfläche sogar. Diese Ergebnisse beruhen bisher nur auf den vorgenannten theoretischen Überlegungen und den zitierten Ergebnissen anderer Autoren und sind nicht durch eigene Messergebnisse abgesichert. Es ist jedoch auszuschließen, dass sich in der Realität grundsätzlich andere Zusammenhänge einstellen. Damit ist festzustellen, dass die biogene Schwefelkorrosion aufgrund anaerober Zustände in Druckleitungen systemimmanent und nur sehr eingeschränkt auf rückläufige Bevölkerungszahlen zurückzuführen ist.

4.6.2 Ergebnis und Schlussfolgerung

In Zusammenarbeit mit dem Betreiber wurden drei Anpassungsoptionen untersucht, welche mit überschaubarem Aufwand realisierbar wären.

- Reduzierung des Druckleitungsdurchmessers zur Verkürzung der Aufenthaltszeit
- Dosierung von Oxidationsmitteln
- Errichtung korrosionsfester Schächte im nachgelagerten Freigefällesystem

Reduzierung des Druckleitungsdurchmessers Der Betreiber plant eine Sanierung der Druckleitung. In diesem Zusammenhang wäre eine Reduzierung der Nennweite problemlos möglich. Dadurch könnte theoretisch eine kürzere Aufenthaltszeit und damit eine geringere H_2S -Bildung erreicht werden. Allerdings stehen dem erhöhte Reibungsverluste und damit ein höherer Energiebedarf gegenüber.

Um diese Auswirkungen zu quantifizieren wurde die DN 350 St-Bit und die DN 400 GG Leitung jeweils in 50 mm Schritten reduziert und der sich neu einstellende Arbeitspunkt der Pumpe sowie die Auswirkungen auf die biogene Schwefelsäurekorrosion wie oben beschrieben berechnet.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.13 und Bild 4.22 zusammengefasst. Zwar lässt sich durch die Verkürzung der Aufenthaltszeit eine deutliche Reduzierung der H_2S -Bildung und der Korrosionsrate erzielen, allerdings nicht bis auf ein unkritisches Niveau. Parallel steigt der Energieverbrauch bei Beibehaltung der gegenwärtigen Pumpen erheblich. Dies ist einerseits durch die höheren Reibungsverluste aber auch durch die Verschiebung des Arbeitspunkts in einen ungünstigen Pumpenwirkungsgrad bedingt. Durch gleichzeitige Installation abgestufter Pumpen für Trocken- und Regenwetterabfluss ließe sich dieser Effekt z.T. kompensieren (Tränckner, 2010). Insgesamt ist jedoch eine Verkleinerung des Druckleitungsdurchmessers im konkreten Fall aufgrund der begrenzten Wirksamkeit und deutlich steigenden Energiebedarfs keine empfehlenswerte Option.

Dosierung von Oxidationsmitteln und/oder Fällung des gebildeten Sulfids Zur Unterdrückung anaerober Zustände in der Druckleitung bzw. zur Rückoxidation von H_2S wäre die Dosierung eines Ni-

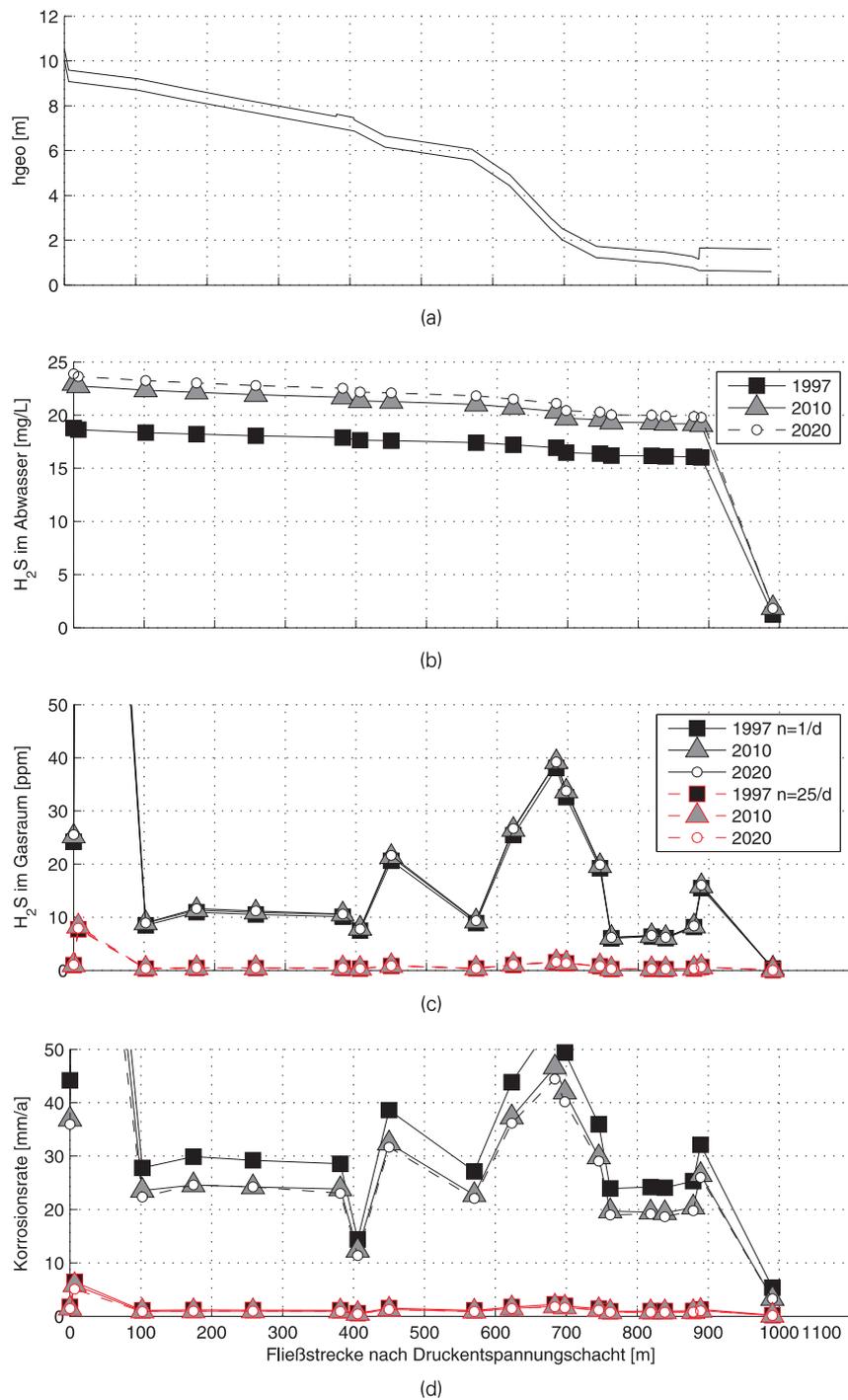


Abbildung 4.21: Entwicklung der H_2S -Konzentration im Abwasser und Gasraum sowie der Korrosionsrate über den Fließweg in der Freigefälleleitung nach dem Druckentspannungsschacht

tratsalzes oder auch von Sauerstoff bzw. Luft am Pumpwerk möglich. Alternativ kann die Sulfid-Bildung zugelassen und das Sulfid mit Eisensalzen zu FeS gefällt werden.

Der erforderliche Sauerstoff- bzw. Nitrat-Bedarf kann abgeschätzt werden

- über die Annahme einer mittleren Atmungsrate im Biofilm und im Abwasser

Tabelle 4.14: Entwicklung der Pumpenleistung, des Energiebedarfs und der H₂S Konzentration bei Durchmesser-Verkleinerung

St-bit	GG	H m WS	Q in m ³ /h	η_{Gesamt}	P in kW	Energie in kWh/a	Energiekosten in T€ /a	H ₂ S in mg/l	CRM mm/a
350	400	32,8	477	0.64	66,5	60.168	9627	18,8	26,3
300	350	35,0	371	0.59	59,7	69.449	11.112	16,3	22,9
250	300	37,5	267	0.54	50,5	81.629	13.061	13,9	19,4
200	250	40,2	172	0.45	42,3	106.325	17.012	11,5	16,0
150	200	43,7	95,5	0.31	36,5	164.951	26.392	9,0	12,7

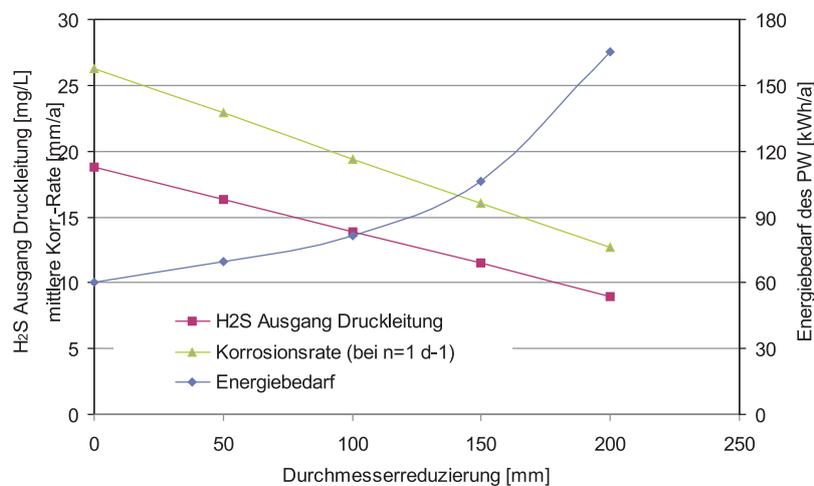


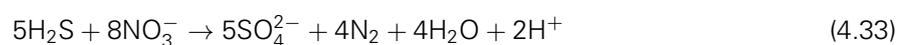
Abbildung 4.22: Berechnete Reduzierung der mittleren Korrosionsrate im Freigefällesystem bei Reduzierung des Druckleitungsdurchmessers und die der damit verbundene Energieverbrauch des Pumpwerks

- oder durch stöchiometrische Umrechnung aus der zuvor abgeschätzten H₂S-Konzentration ohne Dosierung.

Die Angaben für die Sauerstoff-Atmungsrate im Biofilm variieren zwischen <0,1 und 0,8 g/(m² · h), wobei eine nahezu lineare Abhängigkeit von der Biofilmdichte (g TS/m²) (Huismann, 2001) und der Sauerstoffkonzentration (bis 6 mg/L) (Nielsen *et al.*, 2005) festgestellt wurde. Neben dem Biofilm ist auch die suspendierte Biomasse im Abwasser aktiv. Hier liegen die Angaben im Bereich von 0 – 20 g/(m³ · h) (Hvitved-Jacobsen, 2002).

Für eine überschlägige Berechnung des erforderlichen Sauerstoff- bzw. Nitrat-Bedarfs wird mit einer Atmungsrate im Biofilm von 0,5 g/(m² · h) und im Abwasser von 10 g/(m³ · h) und einem stöchiometrischen Verhältnis von 2,86 Gramm NO₃ – N je Gramm Sauerstoffverbrauch gerechnet.

Für die Schwefelwasserstoffoxidation ergibt sich der stöchiometrische Bedarf aus Gleichung 32 zu 2,92 Gramm Nitrat je Gramm Schwefelwasserstoff.



Mit den angesetzten Parametern ergibt sich ein höherer Bedarf für die Rückoxidation von Schwefelwasserstoff als für die Aufrechterhaltung eines anoxischen Milieus. In beiden Berechnungsansätzen steigt zwar der spezifische Bedarf je Kubikmeter Abwasser proportional zur Aufenthaltszeit. Dieser Anstieg

Tabelle 4.15: Bedarf an Sauerstoff bzw. Nitrat zur vollständigen Unterbindung von H₂S am Ausgang der Druckleitung

Jahr	Q m ² /d	t h	Denitrifikation			H ₂ S-Oxidation		
			OV mg/L	OV kg/d	NO ₃ – N kg/d	S _{gebildet} mg/L	NO ₃ – N mg/L	NO ₃ – N kg/d
1997	1283	4,6	69,9	89,6	31,3	31	90	72,3
1998	1205	4,9	74,4	89,6	31,3	33	95	72,1
1999	1126	5,2	79,6	89,6	31,3	35	101	71,8
2000	1044	5,7	85,8	89,6	31,3	37	109	71,4
2001	996	5,9	90,0	89,6	31,3	39	113	71,1
2002	1003	5,9	89,4	89,6	31,3	39	113	71,2
2003	998	5,9	89,8	89,6	31,3	39	113	71,1
2004	994	5,9	90,2	89,6	31,3	39	114	71,1
2005	988	6,0	90,7	89,6	31,3	39	114	71,1
2008	969	6,1	92,5	89,6	31,3	40	116	71,0
2010	964	6,1	93,0	89,6	31,3	40	117	71,0
2015	940	6,3	95,4	89,6	31,3	41	120	70,8
2020	914	6,5	98,0	89,6	31,3	42	123	70,7

wird jedoch durch den rückläufigen Abwasseranfall kompensiert, so dass die Dosiermenge rechnerisch nur vom System (Durchmesser, Leitungslänge) und nicht von der Abwassermenge abhängig ist.

Dieser Zusammenhang lässt sich grundsätzlich verallgemeinern. Bei den zumeist unterstellten Umsatzraten Nullter Ordnung steigt die Sulfid-Konzentration bzw. der Sauerstoffverbrauch umgekehrt proportional zum Durchfluss. Die erforderliche Dosiermenge an Wirksubstanz (WS) ist abhängig von der Fracht und damit proportional zum Durchfluss, wodurch dieser in der Gesamtgleichung entfällt (Gleichung 4.34). Auch wenn die Zusammenhänge in realen Systemen deutlich komplexer sind, ist damit der These, dass sinkende Schmutzwasserabflüsse zu einem Anstieg der erforderlichen Dosiermengen führen, zu widersprechen.

$$WS = \Delta S \cdot Q \cdot f_{st} \cdot \beta \quad (4.34)$$

$$WS = c \cdot \frac{V_{DL}}{Q \cdot D} \cdot Q \cdot f_{st} \cdot \beta = c \cdot \frac{V_{DL}}{D} \cdot f_{st} \cdot \beta \quad (4.35)$$

Die resultierenden Kosten lassen sich nur überschlägig abschätzen, da die Preise für die verschiedenen Dosierstoffe sehr stark von den jeweiligen Randbedingungen (Logistik, Verbrauchsmengen, Rabattsysteme) abhängen. Weiterhin übersteigen die praktischen Einsatzmengen den rein stöchiometrischen Bedarf z.T. erheblich. Basierend auf den Angaben von Saračević (2009) würden sich für das Fallbeispiel Gesundbrunnen die in Tabelle 4.15 zusammengestellten Jahreskosten ergeben.

Aufgrund der unterschiedlichen Einsatzbedingungen sind die von Saračević (2009) ermittelten Bedarfsmengen und Preise nur bedingt übertragbar. Die hier ermittelten Kosten stellen daher nur eine ungefähre Größenordnung dar. Geht man vom günstigsten Fall aus, wären aber Jahreskosten von mindestens 10.000 €/a für die Dosierung eines chemischen Wirkstoffs anzusetzen.

Errichtung korrosionsfester Schächte im Bereich des Freigefällesystems Eine alternative Maßnahme ist die Duldung der hohen H₂S-Konzentrationen im Bereich des Freigefällesystems und die Nachrüstung korrosionsfester Schächte. Der Kanal selbst ist bereits als GFK-Rohr ausgeführt. Geruchsbe-

lästigungen treten in diesem Bereich nicht auf. Aufgrund der berechneten Korrosionsgefahr müssten alle Schächte (21 Stück) bis zur Kläranlage saniert bzw. erneuert werden. Da im konkreten Fall das Geruchsproblem beherrschbar ist und bisher keine Probleme auf der Kläranlage auftreten, ist ein vollständiger Korrosionsschutz in der Freigefälleleitung inkl. Schächte die kosteneffizienteste Maßnahme. Allerdings ist zu beachten, dass die H_2S -Konzentrationen in diesem Leitungsabschnitt lebensgefährlich sind. Entsprechende Sicherheitsvorkehrungen (Aktive Bewetterung, ggf. Arbeiten mit Druckluftgerät) sind zu beachten.

4.7 Fallbeispiel - Mischwasserentlastung (Entwässerungssystem nach ATV-A 128)

4.7.1 Einzugsgebiet und Eingangsdaten

Die grundsätzlichen Auswirkungen von Bevölkerungsentwicklung und Schmutzwasseranfall auf die entlasteten Mischwasserfrachten und den Kläranlagenzulauf wurden exemplarisch am Beispiel eines virtuellen Entwässerungssystems und einer nachgeschalteten Kläranlage (in verschiedenen Konfigurationen) untersucht, (siehe Ablaufschema in Bild 4.23). Als veränderliche Randbedingungen wurden die Bevölkerungszahl und der einwohnerspezifische Schmutzwasseranfall im Bereich von +/- 50% gegenüber dem Ausgangszustand variiert.

Ausgangspunkt der Betrachtung ist das als repräsentativ angenommene Entwässerungssystem, das für Erarbeitung des ATV-Arbeitsblatt 128 (ATV-DVWK, 1992) verwendet wurde. Dieses hat sich in der Literatur als ein Standard-Modellsystem für verschiedene Analysen etabliert (Kaufmann *et al.*, 2008; Schütze *et al.*, 2005). Ein hydrologischer Systemplan des Entwässerungsnetzes ist in Bild 4.24 dargestellt; die Gebietsparameter und Eingangswerte für die Schmutzfrachtsimulation sind in Tabelle 4.17 zusammengefasst. Abweichend vom Beispielnetz in ATV-A 128 wurde das Teilgebiet 2 wie ein reines Wohngebiet ohne zusätzliche industrielle Schmutzfrachten behandelt. Die absoluten Werte für Schmutzwasserabfluss und Schmutzwasserkonzentration wurden durch einwohnerspezifische Werte ersetzt. Der einwohnerspezifische Schmutzwasseranfall ergibt sich dabei aus den angegebenen Absolutwerten bezogen auf im Teilgebiet angeschlossenen Einwohner; die einwohnerspezifischen Frachten wurden analog zu den angegebenen 85%-Werten des DWA-Arbeitsblatts A 131 (2000) gewählt. Abflussmengen und Frachten wurden nach dem Ansatz von Langergraber *et al.* (2008) als Tagesgang variiert. Dieser Ansatz basiert auf der Zusammensetzung von Teilströmen (Urin, N-armes Abwasser, Fremdwasser). Fremdwasser wird als konstant angenommen; die beiden anderen Teilströme werden durch eine Fourier-Serie 2. Ordnung

Tabelle 4.16: Einsatzmengen von Zusatzmitteln zur Bekämpfung von H_2S , zusammengestellt aus Saračević (2009)

Mittel	theoretischer stöchiometrischer Wert	praktischer Verbrauch		Preis	Kosten
	stöchiometrischer Wert in kg WS/kg S	in kg WS/kg S		€/t	€/a
		min	max		
FeCl	1.8	3.13	4,03	345	12.000 - 15.500
FeCl ₃	2.6	2,99	4,13	245-427	8.700 - 19.700
Fe(NO ₃) ₃	2.5	6,18	8,20	790	61.800 - 72.500
Ca(NO ₃) ₂	1.7	6,67	33,80	240	21.700 - 90800

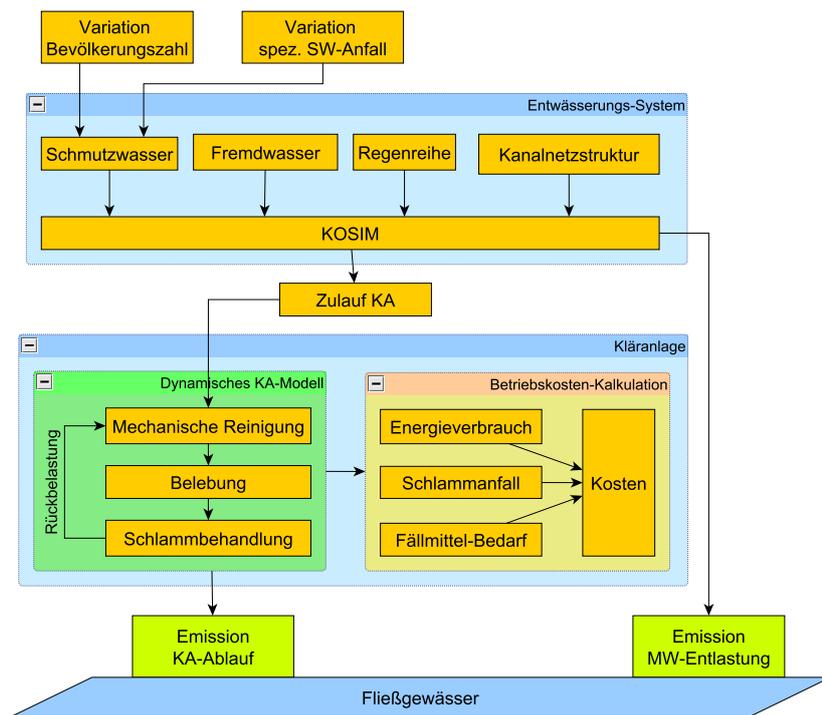


Abbildung 4.23: Ablaufschema der Simulation der Emissionsentwicklung und der Betriebskosten auf der Kläranlage

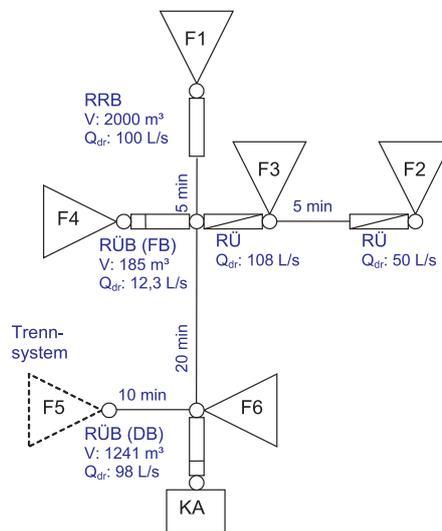


Abbildung 4.24: Hydrologischer Systemplan des Beispielentwässerungnetzes

beschrieben. Die Parameter der Serie wurden von Langergraber *et al.* (2008) aus Messungen an Kläranlagen verschiedener Größe abgeleitet.

Als Regenreihe wurden die Niederschlagsdaten der DWD-Station Dresden Klotzsche aus dem Jahr 2001 verwendet.

Tabelle 4.17: Parameter des Beispielentwässerungsnetzes für das hydrologische Stofftransportmodell

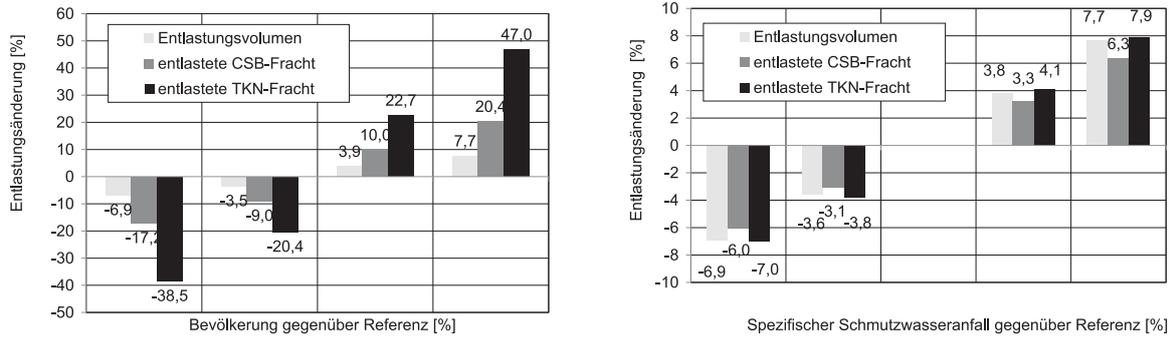
Teilgebiet		1	2	3	4	5	6	KA
Gebietspezifische Parameter								
EW		2240	550	420	1350	1100	5600	1126
$A_{E,b}$	ha	14	3	4	10	0	35	66
q_{S24}	l/(EW · ha)	181	173	185	179	181	181	180
Fremdwasser	l/(s · ha)					0,1		
Q_d Q_m	l/s	100	50	105,5	12,3	-	98	98
q_r	l/(s · ha)	6,7	16,2	14,6	0,85	-	0,98	0,98
Einwohnerfrachten								
CSB	g/(EW · d)				120			
TKN	g/(EW · d)				11			
P	g/(EW · d)				1,8			
Dynamik TW		nach Langergraber <i>et al.</i> (2008)						
Regen		Niederschlagsdaten Dresden 2000 (5 min-Werte)						
Regenwasser Konzentration								
CSB	mg/l				100			
TKN	mg/l				1,5			
P	mg/l				0,5			
Hydrologische Parameter								
Speicheranzahl		3	3	3	3	5	3	
K_{Sp}		215	76	90	124	60	363	
$A_{E,bu}$	%				25			
Abflussbeiwert					0,85			
$h_{benetzt}$	mm				0,7			
h_{Mulden}	mm				1,8			

4.7.2 Ergebnis

Die Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb werden in Abschnitt 5.4 ab Seite 117 dargestellt. In Bild 4.25(a) und Bild 4.25(b) sind die Auswirkungen der Bevölkerungsentwicklung und eines veränderten spezifischen Schmutzwasseranfalls auf die Entlastungsvolumina sowie die entlasteten TKN- und CSB-Frachten zusammengestellt. Erwartungsgemäß sind die Auswirkungen auf das Entlastungsvolumen de facto gleich. Geringfügige Unterschiede ergeben sich aus einer veränderten Dynamik des Tagesgangs durch die Bevölkerungsentwicklung. Aufgrund der dominierenden Wirkung des Regenwasserabflusses sowie des Fremdwasseranteils reagiert das Entlastungsvolumen unterproportional auf die Änderung Schmutzwassermenge bzw. Bevölkerung.

Die Entlastungsfrachten verhalten sich bei ausschließlicher Veränderung der Schmutzwassermenge proportional zum Entlastungsvolumen. Bei Veränderung der angeschlossenen Bevölkerung überlagern sich die Effekte aus veränderter Schmutzwasserfracht im Kanal und dem Entlastungsvolumen. Da der TKN nahezu ausschließlich aus dem Schmutzwasser stammt, ändert sich die entlastete TKN-Fracht ungefähr proportional zur Bevölkerungsentwicklung. Beim CSB ist der Frachtanteil aus dem Regenwasser höher, woraus wieder unproportionale Änderung resultiert.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass ein Bevölkerungsrückgang tendenziell auch ein Rückgang der Entlastungsfrachten bedeutet. Dies gilt insbesondere für organischen Stickstoff und $NH_4 - N$. Der Einfluss etwaiger Ablagerungen in der Kanalisation ist hierbei noch nicht berücksichtigt. Basierend auf den Untersuchungen in Abschnitt 4.2.3 (Seite 65) ist davon auszugehen, dass Bildung von Ablagerungen nur in Grenzbereichen der kritischen Spülfracht mit einem veränderten Schmutzwasseranfall korre-



(a) Auswirkungen der Bevölkerungsentwicklung auf Entlastungsvolumen und -frachten im Beispielgebiet (b) Auswirkungen des spezifischen Schmutzwasseranfalls auf Entlastungsvolumen und -frachten im Beispielgebiet

Abbildung 4.25: Auswirkung auf Entlastungsvolumen und Frachten

Tabelle 4.18: Zusammensetzung von Ablagerungen in Kanalisationen (Literaturstudie, entnommen aus Stauffer (2010))

Parameter		min	max	mittel	Autor, Untersuchung
Trockensubstanz (TS)	g/kg	450	650	540	Schmitt und Seyfried (1992)
		355	815	691	Ristenpart (1995)
		577	916	755	Pinnekamp <i>et al.</i> (2005)
		972		2095	Crabtree <i>et al.</i> (1995)*
Glühverlust (GV)	%	1,1	18,6	4,4	Brombach (1982)
		3	14	6	Pinnekamp <i>et al.</i> (2005)
		2		30	Crabtree <i>et al.</i> (1995)*
		2,2		32,9	Michelbach und Wöhrle (1992)
CSB	g/kg	43	143	69	Ristenpart (1995)
		26	120	60	Pinnekamp <i>et al.</i> (2005)
		0,1		340	Crabtree <i>et al.</i> (1995)*
N _{org}	mg/kg	603	3610	1577	Pinnekamp <i>et al.</i> (2005)
NH ₄ – N	mg/kg	63	261	144	Pinnekamp <i>et al.</i> (2005)
		3		59,4	Crabtree <i>et al.</i> (1995)*

*die von Crabtree *et al.* (1995) getroffene Unterscheidung zwischen Trockenwettersedimenten und Regenwettersedimenten wird zusammengefasst angegeben

liert. Die in verschiedenen Studien gefundene Zusammensetzung von Ablagerungen wurde von Stauffer (2010) zusammengestellt, siehe Tabelle 4.18. Das Verhältnis CSB zu N_{org} liegt dabei in Größenordnung von 10:1 bis 100:1 (Mittelwert 40:1), für den Parameter Ammonium noch eine Zehnerpotenz höher. Damit können veränderte Ablagerungsverhältnisse ggf. die o.g. getroffenen Aussagen zur Entlastungsfracht beim CSB relativieren. Für die Stickstoffparameter sind keine grundsätzlichen Veränderungen zu erwarten.

4.8 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Der demografische Wandel wirkt in kommunalen Abwasserableitungssystemen vor allem über den Trockenwetterabfluss. Die Auswirkungen rückläufiger Schmutzwassermengen werden mit steigendem

Fremdwasseranteil und sinkender Siedlungsdichte gedämpft.

Für die Bewertung einer veränderten Ablagerungswahrscheinlichkeit sind Ansätze zum Feststofftransport bedingt einsetzbar. Hier wurde ein Bewertungsrahmen auf Basis des Spülfrachtansatzes von Macke (1982) und laminarer Fließzustände vorgeschlagen. In modellhaften Szenarien für das Entwässerungsnetz von Dresden ist mit einem signifikanten Anstieg der Ablagerungsbildung bei rückläufigem Trockenwetterabfluss zu rechnen. Betroffen sind vor allem Anfangshaltungen mit entsprechend niedrigem Durchmesser.

Das Korrosionsrisiko in Freispiegelleitungen kann überschlägig nach dem modifizierten Z-Wert abgeschätzt werden. Die Anwendung auf die fiktiven Entwicklungsszenarien im Entwässerungsnetz von Dresden zeigt keinen Anstieg des Korrosionsrisikos in Freispiegelleitungen bei sinkendem Schmutzwasseranfall. Das Verfahren hat jedoch den wesentlichen Nachteil, dass die Fließzeit vor und innerhalb der Haltung nicht berücksichtigt wird.

Die Auswirkungen auf die H_2S -Bildung in Druckleitungen kann mit einer der zahlreichen empirischen Bildungsformeln abgeschätzt werden. Auch hier ist klar festzustellen, dass damit kein belastbarer Absolutwert jedoch durchaus ein Trend ermittelt werden kann.

Das Fallbeispiel eines realen Abwasserpumpwerks illustriert, dass H_2S -Bildung in Druckleitungen systembedingt und nicht primär durch demografischen Wandel verursacht ist. Deutlich werden auch die begrenzten Reaktionsmöglichkeiten ohne grundlegende Veränderung des Systems.

Es ist deshalb erforderlich, die Entwicklung und Sanierung wesentlich stärker auf die langfristige und heterogene Entwicklung der Siedlungsgebiete auszurichten. Hierfür ist eine enge Zusammenarbeit der verschiedenen Infrastrukturtäger, der Stadtplanung und der Immobilienwirtschaft erforderlich.

5 Auswirkung auf den Betrieb der Kläranlage

5.1 Grundsätzliche Zusammenhänge

Wie in Abschnitt 4.1 auf Seite 61 ausgeführt, sind die Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb insbesondere durch einen veränderten Trockenwetterzufluss verursacht. Die Schmutzfrachten nehmen dabei mit jeweiligen Anschlussgröße ab.

Da die Anschlussgröße von Kläranlagen (sowie die Drosselabflüsse an den Entlastungsbauwerken) i.A. nicht nachträglich an einen geringeren Schmutzwasserabfluss angepasst werden, sind Zuflüsse im Regenwetterfall nahezu gleich. Die Kläranlagen behandeln also einen größeren Regenwetteranteil als in der Bemessung. Da auch im Regenwasserabfluss signifikante Konzentrationen an TS, CSB und Phosphor enthalten sind (Grottker, 1987) sinkt die Zulaufmenge an diesen Stoffgruppen im Regenwasserfall nur unterproportional. Beim TKN ist die Belastung des Regenwasser relativ gering, so dass hier mit einem proportionalen Rückgang zu rechnen ist. Allerdings kann die rückläufige Schmutzwasserfracht durch Mobilisierung von Stickstoffverbindungen aus Kanalsedimenten (Lützner und Gebhard, 1998) überlagert werden.

Für den Betrieb der einzelnen Verfahrensstufen ergeben sich unterschiedliche Auswirkungen, welche stark schematisiert in Bild 5.1 zusammengefasst sind.

Für alle Anlagenteile erhöht sich die hydraulische Aufenthaltszeit bzw. sinkt die hydraulische Belastung. Im Bereich mechanischen Vorreinigung ist mit einem leicht verbesserten Wirkungsgrad von Rechen und Sandfang zu rechnen. Dadurch kann als unerwünschter Nebeneffekt ein erhöhter organischer Anteil im Sandfanggut auftreten. Scheer und Schlegel (2008) diskutieren daher einen aeroben Vorabbau in belüfteten Sandfängen. Die anfallenden Reststoffe werden insgesamt sinken.

Die Aufenthaltszeit in der Vorklärung steigt. Damit wird ein höherer Wirkungsgrad für absetzbare Stoffe, CSB, BSB₅ und bei Vorfällung auch Phosphor erreicht. Dadurch sinkt das C/N-Verhältnis. Der absolute Primärschlammfall sinkt.

In der Belebung steigt bei Beibehaltung des TS-Gehalts das Schlammalter. Damit sinkt der biologisch entfernbare P-Anteil. Durch das geringere C/N-Verhältnis sinkt der Wirkungsgrad der Denitrifikation und der erhöhten biologischen-P-Elimination. Der Überschussschlammfall sinkt und der Schlamm ist stärker stabilisiert. Durch die geringeren Frachten sinkt der absolute Sauerstoffbedarf, der spezifische Sauerstoffbedarf steigt jedoch aufgrund des höheren Schlammalters. In der Nachklärung sind aufgrund der geringeren Oberflächen- und Schlammvolumenbelastung höhere Rücklaufschlammkonzentration und

Tabelle 5.1: Veränderung des Kläranlagenzulaufs bei demografischen Veränderungen

Parameter	Trockenwetter	Regenwetter, Mischwasserfall
Durchfluss	Unterproportionale Änderung	Nahezu keine Änderung
TS-Fracht	Proportionale Änderung	Unterproportionale Änderung
CSB-Fracht	Proportionale Änderung	Unterproportionale Änderung
TKN-Fracht	Proportionale Änderung	Unter- bzw. Proportionale Änderung
P-Fracht	Proportionale Änderung	Unterproportionale Änderung

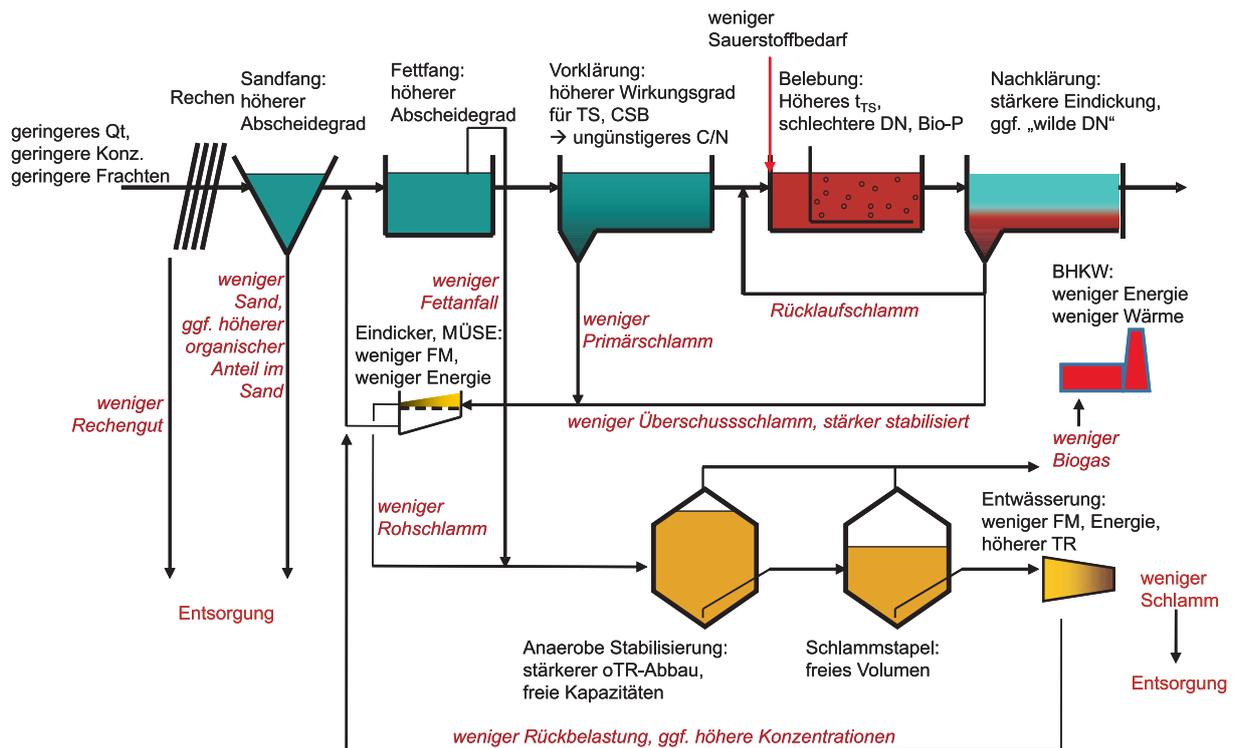


Abbildung 5.1: Stark vereinfachtes Schema der Auswirkungen eines rückläufigen Anschlussgrades auf den Betrieb einer konventionellen Belebungsanlage mit Schlammbehandlung

ein geringerer Schlammpegel zu erwarten. Bei sehr langen Aufenthaltszeiten des Schlammes besteht die Gefahr einer "wilden Denitrifikation mit Schwimmschlamm-Bildung. Dafür gibt es bisher allerdings wenige Belege aus der Praxis.

Die Schlamm-Eindickung wird durch die geringere Schlamm-Mengen tendenziell eher verbessert. Bei maschineller Überschussschlamm-Eindickung (MÜSE) sinken der Fällmittel- und Energiebedarf. Es wird weniger Energie zur Schlamm-Aufheizung benötigt. Die anaerobe Stabilisierung arbeitet mit höheren hydraulischen Aufenthaltszeiten. Da bereits im Bemessungsfall ($t_{hyd} > 20$ Tage) eine weitestgehende Stabilisierung erreicht ist, werden dadurch nur geringfügige Verbesserungen beim oTR-Abbau und der spezifischen Biogasproduktion zu erwarten sein. Schlammstapel und Schlammwasserspeicher weisen gegenüber der Bemessung freies Volumen auf, was u.U. zur betrieblichen Anpassung der Schlamm-Entwässerung genutzt werden kann. Bei der Schlamm-Entwässerung sinkt (analog zur MÜSE) der Fällmittel- und Energiebedarf. Durch Verlängerung der Presszeiten (Kammerfilterpresse, Siebbandpresse), Reduzierung der Differenzdrehzahl (Zentrifuge) etc. kann ggf. ein höherer Entwässerungsgrad erreicht werden. Die zu verwertende und entsorgende Klärschlamm-Menge sinkt.

Es fällt weniger Biogas an, dadurch sinkt die produzierbare Elektro- und Wärmeenergie. Um für konkrete Anlagen die zu erwartenden Auswirkungen quantitativ bewerten zu können, ist die Kombination verfahrenstechnischer Berechnungsansätze mit einfachen Kostenfunktionen sinnvoll.

Tabelle 5.2: Beispiele für industriell verfügbare externe C-Quellen

Produkt	Summenformel	CSB-Gehalt [g CSB/g Produkt]	Dosiermenge [g Produkt/g N]	Flammpunkt	Preis ¹ [€/t]
Methanol	CH ₃ OH	1,50	2,48	34°C	255
Essigsäure	CH ₃ COOH	1,07	3,75	105°C	550
Ethanol (vergällt)	C ₂ H ₅ OH	1,99	2,73	12°C	8902
Acetol 100	C ₂ H ₅ OH	1,5	3,0	12°C	455
Acetol 803	auf Essigsäurebasis	1,1	3,8	105°C	420

¹ Lieferung in 23 t-Tanklastzug, frei Haus

5.2 Anpassungsmaßnahmen

5.2.1 Einleitung

Eine umfassende Zusammenstellung potentiell geeigneter betrieblicher Anpassungsmaßnahmen ist Scheer und Schlegel (2008) sowie UBA (Hrsg.) (2010) zu entnehmen. Diese lassen sich in folgende Ziele einteilen: (i) Verbesserung der Stickstoff- und Phosphorelimination; (ii) Verbesserung der Energieeffizienz; (iii) Erhöhung der Eigenenergieproduktion.

5.2.2 Maßnahmen zur Verbesserung der Stickstoff- und Phosphor-Elimination

5.2.2.1 Einsatz externer C-Quellen

Als externe C-Quellen können industriell hergestellte Substrate, als auch Reststoffe aus der Getränke- und Lebensmittelindustrie bzw. organisch hoch belastete Abwässer aus diesen Industriezweigen eingesetzt werden. Externe C-Quellen sollten sich durch einen möglichst hohen spezifischen CSB-Bedarf, mit keinen bzw. geringen Verunreinigungen, gute Verfügbarkeit sowie einen geringen Preis kennzeichnen. Tabelle 5.2 enthält einen Überblick zu gängige industriellen Substraten. Der CSB-Gehalt und die erforderliche Dosiermenge wurden für Methanol, Ethanol und Essigsäure stöchiometrisch berechnet. Die Werte für die Acetol-Produkte basieren auf Angaben des Lieferanten. Die Preise der anderen C-Quellen wurden von Chemiegroßhändlern für die Bezugsgröße 23t-Tanklastzug, Lieferung frei Haus abgefragt. Aus Kostengründen wird häufig Methanol eingesetzt. Es ist allerdings durch die heterotrophen Mikroorganismen erst nach einer enzymatischen Anpassung nutzbar, was eine Einarbeitungszeit von 2 bis 3 Wochen erfordern kann. Methanol ist deshalb nicht für gelegentliche Dosierung als Notmaßnahme geeignet. Produkte der Acetol-Reihe werden speziell für die Denitrifikation in Kläranlagen vertrieben. Bei Ethanol und Acetol 100 ist aufgrund des geringen Flammpunktes Ex-Schutz erforderlich. Industrielle Reststoffe sind vor ihrem Einsatz detailliert zu analysieren. Neben dem CSB und der biologischen Verfügbarkeit sind insbesondere N und P sowie sonstige Begleitstoffe zu beachten.

5.2.2.2 Primärschlammversäuerung

Um das erforderliche Substrat für Bio-P und Denitrifikation auf der Kläranlage zu gewinnen, wurden zahlreiche Verfahren zur Hydrolyse/Versäuerung von Primärschlamm entwickelt (siehe auch Baumann (2003)). Thermische und chemische Verfahren zur Hydrolyse haben sich aus Kostengründen nicht durchsetzen können. Bei den biochemischen Verfahren kann zwischen Haupt- und Nebenstromverfahren unterschieden werden. Bei den Nebenstromverfahren findet die Versäuerung des Primärschlammes in

Tabelle 5.3: Bemessungsgrößen für separate Versäuerungsreaktoren Rabinowitz (1994), entnommen aus Baumann (2003)

Fermenter	Q_{zu}/Q_t	Θ_S [d]	TS [g/L]	TS_a [kg/(m ² · d)]	Θ_{hyd} [h]	Energiedichte [W/m ³]	Tiefe _{Rand}
volldurchmischt	5 - 10	4 - 8	10 - 20	6 - 12	5 - 10		
kombiniert	4 - 8	4 - 8	-	25 - 40	10 - 14	-	3,5 - 5
Zweistufig kombiniert	2 - 4	4 - 8	15 - 20			5 - 10	3,5 - 4

separaten Reaktoren statt. Bei volldurchmischten Reaktoren wird der Primärschlamm kontinuierlich umgewälzt und die Trockensubstanz in einer separaten Eindickung abgetrennt. Bei kombinierten Fermentern/Eindickern findet die Versäuerung und Schlammabtrennung in einem Reaktor statt. Die Auswaschung der organischen Säuren erfolgt hier durch eine interne Rezirkulation des abgesetzten Schlammes. Der eingedickte Schlamm zur Schlammbehandlung wird dann diskontinuierlich abgezogen. Kombinierte Verfahren arbeiten analog, jedoch sind Fermenter und Eindicker dabei als getrennte Reaktoren ausgeführt. Bemessungsgrößen der einzelnen Systeme sind in Tabelle 5.3 zusammengestellt. Basierend auf Untersuchungen zur Hydrolysegeschwindigkeit wurden weiterhin Bemessungshinweise von Buchauer (1996) abgeleitet.

Mit Verfahren im Nebenstrom können zusätzlich ca. 7 bis 20% des in den Reaktor eingeleiteten CSB als gelöster und leicht abbaubarer CSB verfügbar gemacht werden (Baumann, 2003). Bei Verfahren im Hauptstrom wird durch eine verstärkte Stapelung des Primärschlammes im Absetztrichter der Vorklärung eine teilweise Versäuerung des Rohschlammes erreicht. Die dabei erzeugten organischen Säuren müssen anschließend ausgewaschen werden. Dies ist durch das Aufbrechen des sedimentierten Schlammes mit Rührwerken oder Druckluft möglich. Alternativ kann ein Teil des Primärschlammes in den Zulauf der Vorklärung rückgeführt werden. Zur Verlängerung des Auswaschvorgangs können Mischbecken in die Kreislaufführung eingebaut werden. Im Betrieb ist die Primärschlammversäuerung im Hauptstrom mit zahlreichen betrieblichen Problemen verbunden (Geruchsemissionen, Ablagerungen an Beckenwänden, bei Mischwasserzufluss Schlammabtrieb aus der Vorklärung) und wird deshalb nicht zur Anwendung empfohlen (Baumann, 2003; Siegrist *et al.*, 1995).

Die Primärschlammversäuerung erfordert in der Regel zusätzliche Investitionen, zumindest für Schlammumwälzung und/oder Rezirkulationspumpen. Betriebsprobleme sind vor allem durch die Freisetzung von Methan und H₂S verursacht. Die Bildung beider Gase steigt mit hohen Schlammaufenthaltszeiten, ebenso wie der geruchsintensive Buttersäureanteil im Hydrolysat (Randall, 1994). Zur Vermeidung von Geruchsemissionen sind Abdeckungen erforderlich. Weiterhin kann zur Vermeidung von Korrosion eine Beschichtung der Behälterwände erforderlich sein. Zur Vermeidung hoch toxischer, aggressiver oder sogar explosiver Gasansammlungen ist der Gasraum abzusaugen und das Gas entsprechend zu behandeln. Die Einleitung des Hydrolysats in das Belebungsbecken sollte unterhalb der Wasseroberfläche erfolgen. Weitere praktische Hinweise sind u.a. Teichgräber *et al.* (1995) zu entnehmen. Bei anaerober Stabilisierung des Klärschlammes ist die Primärschlammversäuerung mit einer Reduzierung der Biogasproduktion von 20 bis 30% verbunden (Siegrist *et al.*, 1995), gleichzeitig wird mehr Energie (für Schlammumwälzung, Rezirkulation, Sauerstoffbedarf in der Belebung) benötigt. Aufgrund der erforderlichen Investitionen und der zusätzlichen Energiekosten ist Primärschlammversäuerung in der Regel nur wirtschaftlich, wenn die erforderliche Bauwerke bereits vorhanden sind (Baumann, 2003).

Tabelle 5.4: Möglichkeiten zur Erhöhung des C/N-Verhältnisses im Bereich der Vorklärung

Variante	Vorteil	Bemerkung
Außerbetriebnahme ganzer Becken	keine Investitionen	1. nur bei Mehrstraßigkeit möglich, 2. Volumenänderung ist durch Beckenaufteilung vorgegeben, 3. hydraulische Leistungsfähigkeit des Zu- und Ablaufs bei Q_{\max} prüfen
Reduzierung der Höhe der Ablaufrinne	Volumenänderung genau einstellbar	hydraulische Situation im Ablauf prüfen
Einziehen von Zwischenwänden	Frei werdendes Volumen kann alternativ genutzt werden	1. nur anwendbar bei Rechteckbecken, 2. Teilumfahrung der Vorklärung keine Investitionen, 3. Störstoffe werden in Belebung verfrachtet
Ersatz der Vorklärung durch Siebanlage	Frei werdendes Volumen kann anderweitig genutzt werden	1. Deutliche Investition, 2. Aufwändigere Verfahrenstechnik

5.2.2.3 Verkleinerung bzw. Umfahrung der Vorklärung

Durch Verkleinerung des Volumens der Vorklärung bzw. durch Teilumfahrung kann eine zu starke Entnahme von CSB in der Vorklärung aufgrund der verlängerten Aufenthaltszeiten vermieden werden. In Abhängigkeit von den vorhandenen Randbedingungen sind verschiedene Varianten möglich (Tabelle 5.4).

Zu prüfende Randbedingungen sind Spalte 3 in Tabelle 5.4 zu entnehmen. Vor der Durchführung von baulichen Veränderungen sollte der erreichbare Effekt kritisch geprüft werden. Scheer und Schlegel (2008) weisen darauf hin, dass etwas längere Durchlaufzeiten nur zu unwesentlich höherem Rückhalt an organischen Inhaltsstoffen führen. Der Verlust an CSB würde zum Teil durch die höheren Aufenthaltszeiten in Denitrifikationsstufe ausgeglichen. UBA (Hrsg.) (2010) befürchten, dass ein zu kleines Beckenvolumen im Mischwasserfall nachteilig sein kann. Dies erscheint unwahrscheinlich. Gerade im Mischwasserfall sind kleine Vorklärvolumen vorteilhaft, da die Stickstoff-Frachtspitze durch Ausstoß des Vorklärvolumens entsprechend geringer ausfällt. Erfahrungsgemäß ist auch der Wirkungsgrad der Sedimentation durch den höheren mineralischen Anteil im Mischwasser besser. Nachteilig ist in jedem Fall, dass ein verringerter Primärschlammanfall die Biogasausbeute verringert.

5.2.2.4 Maßnahmen im Bereich des Sandfangs

Um die Aufenthaltszeit im Bereich des Sandfangs zu verkürzen empfehlen Scheer und Schlegel (2008) bei mehrstraßigen Ausführungen einen wechselweisen Betrieb bei Trockenwetter. Im Mischwasserfall sind weiterhin alle Straßen zu betreiben. Um in belüfteten Sandfängen einen Vorabbau organischer Substanz zu vermeiden sollte der Lufteintrag zwischen $0,5$ bis $1,0 \text{ Nm}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ gewählt werden. Die Änderung des Lufteintrags kann eine Anpassung der Gebläseleistung oder einen Gebläseaustausch erforderlich machen. Ob die Reduzierung des Lufteintrages eine erhöhte Entnahme kleinerer Sandfraktionen bewirkt, ist stark von der Trenngrenze des Sandklassierers bzw. der Sandwäsche abhängig. Der organische Vorabbau im Sandfang ist eher von untergeordneter Bedeutung.

5.2.3 Maßnahmen zur Energieeinsparung

Die Steigerung der Energieeffizienz ist seit ca. 15 Jahren ein Schwerpunktthema beim Betrieb von Kläranlagen. Inzwischen wurden zahlreiche Leitfäden zur Bestimmung und Verbesserung der Energieeffizienz auf Kläranlagen veröffentlicht (LfU, 1998; Müller *et al.*, 1994; MUFV, 2007; MUNLV, 1999; Roth und Baumann, 2008; UBA, 2008). Darauf basierende Energieanalysen vergleichen den Energieverbrauch der einzelnen Verbraucher mit Richtwerten und leiten daraus investive oder betriebliche Optimierungsmöglichkeiten ab. Auf eine Übersicht und Diskussion der verschiedenen Maßnahmen zur energetischen Optimierung wird hier mit Verweis auf die genannte Literatur verzichtet. Folgende Maßnahmen sind insbesondere für unterbelastete Anlagen zu prüfen:

Belebung Anpassung des TS an Bemessungsschlammalter; Außerbetriebnahme von Beckenvolumen; Erhöhung des unbelüfteten Beckenvolumens; teilweise oder vollständige Umstellung auf intermittierende Denitrifikation; bei aerober Stabilisierung Reduzierung der Sauerstoffkonzentration auf ca. 1 mg/L; Austausch überdimensionierter Gebläse, als Übergangslösung Zweipunkt-Regelung in einem O₂-Bereich zwischen 1 – 3 mg/L; Reduzierung von Dauerläufern (Rührwerke), Stoßbelüftung zur Schlammumwälzung

Pumpen Austausch überdimensionierter Pumpen (Rücklaufschlamm, Rezirkulation), als Übergangslösung An/Aus-Regelung

Diese Maßnahmen werden nachfolgend kurz charakterisiert.

5.2.3.1 Anpassung der TS-Konzentration

Zur Erreichung gleicher Reinigungsleistungen ist grundsätzlich das berechnete Bemessungsschlammalter beizubehalten und den Trockensubstanzgehalt der Belebung entsprechend abzusenken. Dadurch können deutliche Einsparungen bei der Belüftungsenergie erzielt werden. TS-Konzentrationen bis 2 g/L sind unproblematisch. Deutlich niedrigere Konzentrationen könnten zu verminderten Absetzgeschwindigkeiten in der Nachklärung und einem höheren Feinflockenanteil führen. Der erforderliche höhere Überschussschlammabzug verursacht höhere Aufwendungen im Bereich der Schlammbehandlung (Energie, Fällmittel). Demgegenüber steht eine höhere Gasausbeute aufgrund der größeren Schlammmenge und des geringeren Stabilisierungsgrades.

5.2.3.2 Außerbetriebnahme von Beckenvolumen

Bei aufgelöster und/oder mehrstraßiger Bauweise der Belebung kann Beckenvolumen außer Betrieb genommen. Dadurch können Energieeinsparungen insbesondere durch die Außerbetriebnahme der Rührer und die Reduzierung des Schlammalters erzielt werden. Die nicht genutzten Aggregate können als Ersatz für die noch in Betrieb befindlichen Straßen vorgehalten werden. Das frei werdende Beckenvolumen kann anderweitig genutzt werden. Die Mehrbehandlung von Mischwasser ist aus ökologischer Sicht u.U. sinnvoll, wirtschaftlich jedoch nur darstellbar als Alternative für sonst anderweitig erforderliches Speichervolumen. Auf der ZKA Rostock, wurde ein ehemaliges Belebungsbecken im Zuge des Neubaus in einen zentralen Kompostfilter zur Abluftbehandlung umgerüstet. Eine offensichtlich einträgliche Ersatznutzung ist u.a. die Fischzucht. So werden z.B. auf der KA Gubin in einem nicht genutzten Belebungsbecken Karpfen gezüchtet, wobei die Belüftung bei Bedarf zur Sicherung des Sauerstoffgehalts weiter genutzt wird (Nelk, 2010). Durch die Außerbetriebnahme von Straßen oder Becken ergeben

sich in der Praxis starke Sprünge im Belegungsvolumen, welche teilweise durch Variation des TS ausgeglichen werden könnten. Weiterhin reagieren geringere Beckenvolumina weniger träge auf Belastungsänderungen. Bei Mischwasserereignissen ist dadurch mit einer stärkeren Dynamik bei den Konzentrationen und dem Sauerstoffbedarf zu rechnen.

5.2.3.3 Anpassung des Nitrifikations-/Denitrifikationsvolumens, Regelungstechnische Anpassung

Ergänzend bzw. alternativ besteht die Möglichkeit das belüftete Beckenvolumen entsprechend des erforderlichen aeroben Bemessungsschlammalters zu reduzieren (Scheer und Schlegel, 2008). Damit erhöht sich der Anteil des unbelüfteten Volumens, welches zur Denitrifikation und zur vermehrten biologischen Phosphor-Elimination genutzt werden kann. Die Vergrößerung des Volumenanteils V_D/V_{BB} kann durch eine Vergrößerung des unbelüfteten Beckenvolumens oder durch intermittierende Belüftung erreicht werden. Die interne Rezirkulation ist den veränderten Bedingungen anzupassen. Durch eine Vergrößerung des Denitrifikationsvolumens wird neben einer Energieeinsparung eine Verbesserung der Denitrifikationskapazität und damit eine Reduzierung des N_{ges} -Ablaufwerts erreicht. Dadurch ist ggf. eine Reduktion der Abwasserabgabe erzielbar. Das unbelüftete Volumen kann u.U. auch zur Bereitstellung bzw. Ausweitung eines Anaerobbeckens für eine vermehrte biologische Phosphorelimination bereitgestellt werden. Grundsätzlich ist die regelungstechnische Anpassung der Nährstoffelimination seit Jahrzehnten Stand der Technik (Kayser, 1989) und wurde unter Einbeziehung dynamischer Prozessmodelle, Fuzzy-Control und neuronaler Netze ständig weiterentwickelt. Effiziente regelungstechnische Anpassungsmaßnahmen an Über- und Unterlast werden von Alex (2010) beschrieben. Die Regelkreise stellen unterschiedliche Anforderungen an online-Messtechnik (Parameter, Standort) und Regelbarkeit der Aggregate (kontinuierlich, diskret, Zeitschaltung). Der Aufwand für die Installation und Betrieb zusätzlicher Messsonden ist dem erzielbaren Mehrwert durch das zusätzliche Messsignal gegenüber zu stellen. Häufig sollten die vorhandenen messtechnischen und regelungstechnischen Voraussetzungen ausreichend zu sein. Publierte Betriebserfahrungen sind durchgehend positiv. Auf Kläranalgen des Lippeverbandes wurde mit einem unbelüfteten Volumenanteil von 60% ein N-Eliminationsgrad von 90% erreicht (Scheer und Schlegel, 2008). Ähnliche Ergebnisse wurden von Karner *et al.* (2003); Kist und Nauroth (2007); Martens *et al.* (2005) publiziert. Die Einsparung an Belüftungsenergie korreliert mit der verstärkten Nutzung von Nitrat als Elektronenakzeptor. Steinmetz und Wiese (2006) erreichten mit einer belastungsabhängigen Belüftungs-Regelung von SBR-Reaktoren Reduzierungen des N_{ges} -Ablaufwerts von 31-60% und Einsparungen der Belüftungsenergie von 10-25%. Ein hoher unbelüfteter Volumenanteil scheint nach vorliegenden Betriebserfahrungen nicht notwendigerweise zur Bildung von Blähschlamm zu führen (Scheer und Schlegel, 2008). Scheer und Schlegel (2008) empfehlen bei intermittierender Belüftung die Nachrüstung von Rührwerken. Diese investive Maßnahme kann durch kurzzeitige Stoßbelüftung vermieden werden. Für die Bereitstellung bzw. Ausweitung von Anaerobvolumen kann je nach Verfahrensführung eine Verlegung der internen Rezirkulation erforderlich werden.

5.2.3.4 Grundsätzliche Änderung der Verfahrenstechnik

Weitergehende Verfahrenstechnische Umstellungen (z.B. Belegung auf Festbettsysteme oder naturnahe Verfahren) sind energetisch interessant, aber nur bei geringem investivem Aufwand wirtschaftlich. Attraktiv können derartige Optionen werden, wenn durch den rückläufigen Anschlussgrad die Anlagen in eine kleinere Größenklasse fallen und damit keine Anforderungen an die Denitrifikation (4 → 3) oder die

Tabelle 5.5: Gaspotential verschiedener Substrate, zusammengestellt aus (Besgen, 2005; Krieg und Fischer, 2011; LfU, 2007)

Substrate	Trockensubstanz (TS)		Organische Trocken- substanz (oTS)		Biogas		Methan	
	% der Frischmasse		% der Frischmasse		m ³ /kg oTS		Vol-%	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
Rindergülle	7,5	13	6,4	10	0,17	0,63	53	62
Schweingülle	2,3	11	1,3	7,1	0,30	0,88	47	68
Maissilage	25	37	24	36	0,30	1,13	47	69
Roggen	25	61	23	58	0,49	0,68	59	62
Rübenblatt	11	16	8,9	11	0,40	0,55	56	
Gras (frisches Mähgut)	35	45	12	16	0,08	0,60	54	56
Speiseabfälle	9	37	7,2	34	0,20	0,50	50	60

Nitrifikation (3 → 2) mehr bestehen. Teilweise wird auch die Umstellung auf anaerobe Klärschlammbehandlung zur Anpassung empfohlen (UBA (Hrsg.), 2010). Gerade bei rückläufiger Abwasserfracht dürfte diese Maßnahme jedoch wirtschaftlich kaum darstellbar sein.

5.2.4 Erhöhung der Energieproduktion

5.2.4.1 Co-Vergärung

Durch die rückläufigen Schmutzwassermengen und damit verbunden häufig steigende Stabilisierung des Belebtschlammes entstehen freie hydraulische und stoffliche Kapazitäten der Faulbehälter. Diese können zur Co-Vergärung von externen Substraten und damit zur Erhöhung der Energieproduktionen der Anlage genutzt werden (Roos, 2008; Schmelz, 2007; UBA, 2010a). Für eine gemeinsame Behandlung mit dem Rohschlamm der Kläranlage müssen biogene Abfälle folgende Anforderungen erfüllen (Schmelz, 2007): vergärbare, zerkleinerbar, in den Klärschlamm einmischbar, pumpbar, weitgehend schadstofffrei.

Tabelle 5.5 enthält eine Zusammenstellung verschiedener Co-Substrate und ihres Gaspotenzials. Aufgrund der aktuellen politisch-rechtlichen Rahmenbedingungen durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG, 2004) stehen die Klärwerksbetreiber in Konkurrenz zu den landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Dies hat auch die Preise für Bioabfälle erhöht. Interessant ist daher der Ansatz, Co-Substrate durch Anbau von Energiepflanzen selbst zu erzeugen (Klein *et al.*, 2009; UBA, 2010a). Um die damit verbundenen Betriebskosten gering zu halten, sind anspruchslose Pflanzen mit geringem Pflegeaufwand (z.B. Gras) geeignet. Der Grasertrag je Fläche aber auch der Gasertrag je kg oTS ist in starkem Maße von der Nährstoffversorgung abhängig (Krieg und Fischer, 2011), wodurch sich u.U. auch Optionen für eine stoffliche Verwertung des Klärschlammes ergeben.

Die Co-Vergärung von Bioabfällen erfordert je nach Abfallbeschaffenheit ergänzende technische Voraussetzungen. Dies betrifft insbesondere eine gute Störstoffabtrennung sowie die Zwischenspeicherung und Mischung mit dem Rohschlamm. Bei der Annahme stark fetthaltiger Abfälle (Fettabscheiderinhalte, fetthaltige Speiseabfälle) kann eine zusätzliche Beheizung der Speicher und Mischeinrichtungen erforderlich sein. Nach vorliegenden Erfahrungen wird die Entwässerbarkeit des Schlammes nur in geringem Maße beeinflusst (Schmelz, 2007). Während bei fetthaltigen Co-Substraten teilweise eine leichte Verschlechterung beobachtet wurde, kann bei Substraten mit hohem Strukturanteil auch eine Verbesserung erzielt werden. Die Rückbelastung des bei der Entwässerung anfallenden Wassers nimmt tendenziell zu. Die Höhe der Rückbelastung ist substratabhängig und sollte im Vorfeld abgeschätzt werden. Grundsätz-

lich sind Vorversuche empfehlenswert. Hinweise zu Durchführung und Auswertung von Gärversuchen enthalten u.a. die VDI-Richtlinien 4630 (VDI, 2006). Die Co-Vergärung wirft eine Reihe rechtlicher Fragen in den Bereichen Abfallrecht, Immissionsschutzrecht, Hygienerecht und Wasserrecht auf. Damit verbunden sind auch verschiedene Behördenzuständigkeiten. Eine systematische Darstellung der zu klärenden rechtlichen Schnittstellen kann Meyer (2008) entnommen werden.

5.3 Risikoanalyse und Bewertung von Anpassungsmaßnahmen

5.3.1 Einleitung

Um für konkrete Anlagen die zu erwartenden Auswirkungen quantitativ bewerten zu können, ist die Kombination verfahrenstechnischer Berechnungsansätze mit ergänzenden Kostenfunktionen sinnvoll. Für die verfahrenstechnische Bewertung können sowohl statische Bemessungsansätze als auch die dynamische Kläranlagensimulation genutzt werden

5.3.2 Statischer Bewertungsansatz

Zur übersichtlichen Abschätzung der zu erwartenden Auswirkungen und zur Vorauswahl geeigneter technologischer Anpassungsmaßnahmen ist die Anwendung statischer Berechnungsansätze ausreichend.

5.3.2.1 Konventionelle Abwasserbehandlung und Schlammbehandlung

Für Belebungsanlagen ist insbesondere ATV-DVWK A 131 (ATV-DVWK, 2000) relevant. Grundsätzlich sind zwei Berechnungsrichtungen möglich, i) eine Nachbemessung der Anlage unter Ansatz des aktuellen bzw. prognostizierten 85-Perzentilwertes; ii) die Berechnung des resultierenden Betriebszustandes unter Ansatz der vorhandenen Infrastruktur bzw. vorgesehener Anpassungsmaßnahmen. Für eine ausführliche Darstellung des Rechengangs wird auf ATV-DVWK (2000) verwiesen.

Die Auswirkungen auf Klärgasanfall aus anaeroben Stabilisierungsanlagen lässt sich über eine CSB- und Stickstoff-Bilanz abschätzen (Gleichung 5.1). Die Summe des durch aerobe und anoxische Umsatzprozesse sowie des im Klärgas enthaltenen CSB beträgt für kommunales Abwasser ca. 80 g/(E · d) (Kühn, 2000). Dies sind bezogen auf einen CSB-Einwohnerwert von 120 g/(E · d) 67%. Der einwohnerspezifische Sauerstoffverbrauch in der Belebung kann überschlägig dem Rechengang nach A 131 entnommen werden. Damit wird auch ein direkter Zusammenhang zwischen Elimination in der Vorklä- rung, dem Schlammalter und dem erreichbaren Gasanfall hergestellt. Der Energieinhalt des Klärgases kann mit ca. 3,5 kWh/kg CSB_{Klärgas} angesetzt werden.

$$(OV_{d,C} + OV_{d,D} + CSB_{Klärgas}) = CSB_{zu} - CSB_{AN} - CSB_{Schlamm,AFB} \approx 80g/(E \cdot d) \quad (5.1)$$

Der Ansatz erlaubt eine konsistente CSB-Bilanz unter der Annahme, dass in schwach belasteten Anlagen letztlich immer die gleiche Menge CSB abgebaut wird, entweder in der Belebung oder in der anaeroben Stabilisierung. Die berechnete Klärgasmenge ist jedoch stark von der angenommenen Abbaubarkeit des CSB abhängig, welche u.a auch durch Vorabbau im Kanalnetz reduziert sein kann. Eine anlagenspezifische Bestimmung ist deshalb erforderlich.

Für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückbelastung lässt sich folgende Frachtabschätzung ableiten (Kühn, 2000):

$$F_{\text{TKN,Rück}} = \left(D_x \cdot \frac{V_{\text{BB}}}{FK_{\text{ÜS}}} + \frac{Q_{\text{PS}}}{FK_{\text{PS}}} \right) \cdot c_{\text{TKN,gel,FB}} \quad (5.2)$$

mit

$$\text{ÜS-Abzugsrate} \quad D_x = \frac{1}{t_{\text{TS}}} \quad (5.3)$$

$$\text{Eindickverhältnis Überschussschlamm} \quad FK_{\text{ÜS}} = \frac{c_{\text{TS,ÜS,eing}}}{c_{\text{TS,BB}}} \quad (5.4)$$

$$\text{Primärschlammabzug} \quad Q_{\text{PS}} = \frac{F_{\text{TS,PS}}}{c_{\text{TS,PS}}} \quad (5.5)$$

$$\text{Eindickverhältnis Primärschlamm} \quad FK_{\text{PS}} = \frac{c_{\text{TS,PS,eing}}}{c_{\text{TS,BB}}} \quad (5.6)$$

$$\text{oTR-Fracht Rohschlamm} \quad o\text{TR}_{\text{RS}} = \text{TS}_{\text{RS}} \cdot \frac{o\text{TS}}{\text{TS}} \cdot Q_d \quad (5.7)$$

$$\text{TKN-Konzentration im Schlammwasser} \quad c_{\text{TKN,AFB}} = \frac{\eta_{o\text{TR,FB}}}{1 - \eta_{o\text{TR,FB}}} \cdot \frac{o\text{TR}_{\text{RS}} \cdot \frac{\text{N}}{o\text{TR}_{\text{RS}}}}{Q_{\text{SW}}} \quad (5.8)$$

Kühn (2000) empfiehlt eine überschlägige Berechnung folgende Parameter: mittlerer oTR-Abbaugrad $\rightarrow 50\%$; Stickstoffanteil $\text{N}/o\text{TR}_{\text{RS}} \rightarrow 73 \text{ mg N/g oTR}$.

5.3.2.2 Co-Vergärung

Unter Nutzung der Bemessungsansätze des ATV-A 131 und bei Kenntnis des TR der voreingedickten Schlämme lässt sich frei werdende Kapazität je Einwohnerwert ungefähr durch nachfolgende Gleichungen abschätzen.

$$\Delta V_{\text{PS,EW}} = \frac{EW_{\text{TS}} \cdot (1 - \eta_{\text{NK,TS}})}{\text{TR}_{\text{ÜS,ZFB}}} \quad (5.9)$$

$$\Delta V_{\text{ÜS,EW}} = \frac{EW_{\text{CSB}} \cdot \eta_{\text{NK,CSB}} \cdot \text{ÜS}_{\text{C,CSB}} + \text{ÜS}_{\text{P,EW}}}{\text{TR}_{\text{ÜS,ZFB}}} \quad (5.10)$$

Die stoffliche Belastung ist für Faulbehälter i.d.R. nicht der limitierende Faktor, sollte aber insbesondere bei der Co-Vergärung mit geprüft werden. Für eine ausreichende anaerobe Stabilisierung sollte die maximale Raumbelastung zwischen $2 \text{ kg oTS}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (für kleine und mittlere Anlagen) und $4 \text{ kg oTS}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (für große Anlagen) betragen (ATV, 1996). Die frei werdende organische Last lässt sich überschlägig über eine CSB-Bilanz abschätzen.

$$\Delta B_{o\text{TS,PS}} = EW_{\text{CSB}} \cdot (1 - \eta_{\text{NK,CSB}}) \cdot \frac{c_{o\text{TS,PS}}}{c_{\text{CSB,PS}}} \quad (5.11)$$

$$\Delta B_{o\text{TS,ÜS}} = (EW_{\text{CSB,ZB}} - OV_{\text{C,EW}}) \cdot \frac{c_{o\text{TS,ÜS}}}{c_{\text{CSB,ÜS}}} \quad (5.12)$$

Beispiel: Unter Annahme der einwohnerspezifischen Frachten gemäß ATV-A 131, Tabelle 1 einem aeroben Schlammalter von 10 Tagen und einer Voreindickung des Primär- und Überschussschlamms auf jeweils 6% ergibt sich eine Kapazitätsreserve von ca. 11 Liter je rückläufigem Einwohnerwert. Bei typischen von oTS/CSB-Verhältnissen von 1/1,6 im Primärschlamm und von 1/1,4 im Überschussschlamm ergibt sich eine einwohnerspezifische oTS-Fracht im Zulauf zum Faulbehälter von ca. $49 \text{ g oTS}/(\text{EW} \cdot \text{d})$. Diese Reserve lässt sich durch externe Substrate auffüllen. Bei diskontinuierlicher Zugabe der Co-Substrate,

Tabelle 5.6: Richtwerte für theoretische Gasausbeuten (BayLfU, 2004)

Substrat	Gasertrag	Methangehalt	CO ₂ -Gehalt
Rohprotein	700	70 - 71	29 - 30
Rohfett	1200 - 1250	67 - 68	32 - 33
Kohlenhydrate	790 - 800	50	50

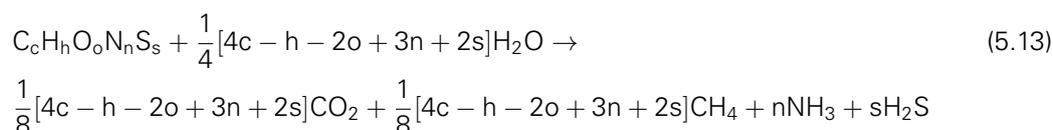
 Tabelle 5.7: Stöchiometrische Abschätzung von Gaspotential und NH₄ – N Freisetzung bei vollständiger Umsetzung von Fetten, Kohlenhydraten und Eiweißen (berechnet nach Formel 5.13)

Substrat	Summenformel	Gasertrag L/kg oTS	CH ₄ kg/kg oTS	CH ₄ %	Energie kWh/kg oTS	NH ₄ – N g/g oTS
Eiweiße	C ₁₁ H ₂₄ O ₅ N ₄	837	0,315	52	4,4	0.19
Fette	C ₁₆ H ₃₂ O ₂	1390	0,719	72	10,0	0
Kohlenhydrate	C ₆ H ₁₀ O ₅	823	0,296	50	4,1	0

Tabelle 5.8: Spezifischer CSB-Gehalt von Fetten, Kohlenhydraten und Eiweißen

Substrat	Reaktionsgleichung	CSB g CSB/ g oTS
Fette	C ₁₆ H ₃₂ O ₂ + 23O ₂ → 16CO ₂ + 16H ₂ O	2,87
Kohlenhydrate	C ₆ H ₁₀ O ₅ + 6O ₂ → 6CO ₂ + 5H ₂ O	1,18
Eiweiße	C ₁₁ H ₂₄ O ₅ N ₄ + 11,5O ₂ → 11CO ₂ + 6H ₂ O + 4NH ₃	1,26

sollte aus Gründen der Betriebsstabilität ihr Anteil auf maximal 40% zu beschränkt werden (Oechsner und Grosch, 1998; Trösch und Weiland, 1998). Zusätzlich sind die zulässige Stickstoff-Rückbelastung und die Freisetzung von Schwefelwasserstoff zu beachten. Sofern die ungefähre Summenformel des Ausgangssubstrats bekannt ist, lässt sich die theoretisch erreichbare Methanproduktion, die NH₄ – N-Rückbelastung und die H₂S-Freisetzung nach der sogenannten Buswell-Formel (Buswell und Mueller, 1952) berechnen (Gleichung 5.13).



Für die Praxis häufig empfohlen wird die Abschätzung des Gasertrags auf Basis einer Fraktionierung der Substrate in Rohprotein, Rohfett und Kohlenhydrate (Tabelle 5.6). Für Substrate, die auch in der Tierernährung genutzt werden, ist die Zusammensetzung in tabellarisierter Form verfügbar (Beyer *et al.*, 1989; Hohenheim, 1997). Tabelle 5.7 enthält ergänzend nach der Busmann-Formel berechnete Gaserträge und Rückbelastungen für charakteristische Summenformeln der drei Grundbausteine.

Auch eine Bilanzierung über den CSB ist möglich. Mit dem aus theoretischen Reaktionsgleichungen abgeleiteten spezifischen CSB-Gehalt der einzelnen Substrate (Tabelle 5.8) ergibt sich unter Ansatz von 3,5 kWh/ kg CSB ein identischer Energiegewinn.

Der erreichbare Abbaugrad liegt zwischen 70% und 90%, bei kurzkettingen Kohlenhydrate und Fetten auch deutlich darüber (Schmelz, 2007).

5.3.3 Dynamische Simulation

Durch Nachrechnung mit dynamischer Simulation lassen sich auch differenzierte Aussagen zur Entwicklung der Ablaufkonzentration insbesondere bei Mischwasser treffen. Weiterhin lässt sich die konkrete Anlage wesentlich differenzierter abbilden und damit auch Anpassungsoptionen präziser untersuchen.

5.3.3.1 Plant-Wide-Modeling

Um die verfahrenstechnischen Auswirkungen im Zusammenspiel der einzelnen verfahrenstechnischen Stufen abzubilden, ist der Aufbau eines vereinfachten dynamischen Gesamtmodells der Kläranlage (Plant-wide-model) zu empfehlen. Inhalt des Plant-wide-Modeling ist die integrierte Modellierung des Gesamtsystems Kläranlage unter Einbeziehung der Wasserphase, der Reststoffproduktion und der Energiebilanz (Verbrauch, Produktion). Je nach Zielstellung und Komplexität des gewählten Ansatzes ist eine Erweiterung des medienübergreifenden Ansatzes möglich (Einsatz Betriebsstoffe, CO₂-Emission, Abwärme, Geruch).

Dies erfordert die Anwendung bzw. Entwicklung hinreichend genauer Modelle für die einzelnen Teilsysteme und Prozesse und deren Kopplung. Dies umfasst die mechanische Vorreinigung (Rechen, Sand-, Fettfang, Vorklärung), die biologisch/chemische Reinigungsstufe (Belebung, Biofilmsysteme, chemische Fällung), die Schlammbehandlung (Voreindickung, Faulung, Schlammentwässerung, Trübwasserbehandlung) sowie Verbrauch und Produktion von Energie (elektrische Verbraucher, BHKW, Heizenergiebedarf). Eine detaillierte modelltechnische Abbildung und gekoppelte Simulation aller Verfahrensstufen und energetischen Prozesse ist sowohl wissenschaftlich sehr anspruchsvoll als auch numerisch kaum praktikabel. Das Plant-wide-Modeling wird sich in der Praxis deshalb nicht am Machbaren sondern am Notwendigen orientieren. So können ggf. Verfahrensstufen aus der Betrachtung ausgeklammert oder durch stark vereinfachte halb-deterministische bzw. empirische Modelle beschrieben werden. Wo Wechselwirkungen und Rückkopplungen ausgeschlossen werden können, ist eine sequentielle Modellierung möglich. Weiterführende Hinweise und Fallbeispiele für realisierte Gesamtmodelle von Kläranlagen können Ogurek *et al.* (2004); Sperring (2010); Tränckner (1999) entnommen werden.

5.3.3.2 Abwasserbehandlung

Die im Rahmen dieses Projekts verwendeten verfahrenstechnischen Modellbausteine (Tabelle 5.9) sind weitgehend Standard-Modellblöcke des Programmsystems Simba. Für die detaillierte Darstellung der einzelnen Modelle sei auf die angegebenen Literaturstellen verwiesen. Die einzelnen Modellbausteine wurden unter Nutzung der wenigen verfügbaren Stichprobenmessungen den Bedingungen auf der Kläranlage visuell angepasst. Eine echte Kalibrierung auf Basis einer objektiven Gütefunktion war nicht möglich.

5.3.3.3 Faulungsmodell

Um die Auswirkungen rückläufiger Kläranlagenbelastung auf die Faulung zu betrachten, wurde ein vereinfachtes konzeptionelles Modell entwickelt. Die Fraktionen des ASM3-Bio-P-Modells werden direkt übernommen. Der Abbau der CSB-Fraktionen wird durch Reaktionen 1. Ordnung beschrieben. Die Freisetzung von N und P erfolgt stöchiometrisch entsprechend der definierten Anteile. Die Freisetzung des gespeicherten Polyphosphats wird direkt durch Hydrolyse der Fraktion XPP gesteuert. Die P-Adsorption an Feststoffen sowie die chemische P-Fällung und Rücklösung der gefällten Phosphate wird analog zum

Tabelle 5.9: Übersicht der verwendeten Modellansätze zur dynamischen Simulation des Systems Kläranlage

Prozessstufe	Modellbeschreibung
Mechanische Vorreinigung	nicht berücksichtigt
Vorklärung	empirisches Model von Otterpohl (1995) Absetzprozesse berücksichtigt keine Hydrolyse
Belebungsanlage	ASM3-Bio-P Rieger <i>et al.</i> (2001)
Nachklärung	3 Schichten Absetzmodell (Simba Handbuch) Berücksichtigung der Umsatzprozesse gemäß gewählten ASM-Modelle
Eindickung	Maschinelle Schlammeindickung Definition des Feststoff-Abscheidegrads proportional zur Feststofffracht (gewählt 91%)
Faulung	konzeptioneller Ansatz Fraktionen gemäß ASM Modell CSB Abbau mit Reaktion 1. Ordnung Vereinfachter Ansatz für NH ₄ – N und P-Freisetzung

Ansatz von Jardin und Pöpel (1996) beschrieben. Auf die Abbildung der Struvit-Fällung wird verzichtet. Die freigesetzten Stickstoffanteile bleiben vollständig gelöst (S_{NH_4}). Durch die Übernahme der ASM3-Notation, wird eine Umfraktionierung zwischen den Teilsystemen Belebung und Faulung vermieden. Um auch die Co-Vergärung einfach einzubeziehen wurden vier weitere Fraktionen definiert: Fette, Eiweiße, leicht abbaubare Kohlenhydrate, schwer abbaubare Kohlenhydrate. Die spezifischen TS/CSB und N/CSB-Gehalte ergeben sich dabei gemäß Tabelle 5.7 und Tabelle 5.8. Die zusätzlichen CSB-Fraktionen werden bei der Rückführung des Schlammwassers vereinfachend der Fraktion X_s zugeordnet. Da der Feststoffanteil im Schlammwasser sehr gering ist, wird der damit verbundene Bilanzfehler für den organisch gebundenen Stickstoff vernachlässigt.

5.3.4 Energiebedarf

5.3.4.1 Elektroenergie

Um den Energieverbrauch an verfahrenstechnische Parameter zu koppeln, ist die Verwendung von Kennzahlen erforderlich, die einen Bezug zur bestimmenden verfahrenstechnischen Kenngröße (m^3 gepumptes Abwasser, m^3 Lufteintrag, m^3 Beckenvolumen) ermöglichen. Parallel ist abzuschätzen, inwieweit die Energieaufnahme einer Veränderung des Bezugswerts folgt. Grundsätzlich sollten die anlagenspezifischen Werte genutzt werden.

Für eine überschlägige Trendanalyse enthält Tabelle 5.10 Orientierungswerte für die Berechnung des Energieverbrauchs. Die Daten basieren auf Literaturangaben (Müller *et al.*, 1994; Roth und Baumann, 2008; Tränckner, 1999) sowie eigenen Erhebungen auf verschiedenen Kläranlagen.

Für eine möglichst exakte Berechnung der Belüfterleistung wird ergänzend der Ansatz nach Gleichung 5.14 vorgeschlagen (Kretschmar und Kraft, 2009).

$$P = \frac{Q_{\text{Luft}} \cdot \rho \left(g \cdot h_p + \left((h_2 - h_1) + \frac{1}{2} \cdot (c_2^2 - c_1^2) \right) \right)}{\eta_{\text{ges}}} + P_{\text{FU}} \quad (5.14)$$

In Gleichung 5.14 sind h_p die Druckerhöhung, $(h_2 - h_1)$ die Änderung der Enthalpie aufgrund der Druckerhöhung und $(c_2 - c_1)$ die Geschwindigkeitsänderung der Luft zwischen Ansaug- und Druckseite. Die Enthalpie kann nach Lemmon *et al.* (2000) berechnet werden, tabellierte Werte können aus Kretzschmar (2010) entnommen werden.

Der Gesamtwirkungsgrad des Verdichters η_{ges} ist den Herstellerangaben zu entnehmen. Ein charakteristischer Verlauf und die zugehörige Regressionsfunktion bei drehzahl geregelter Einstellung des Luftvolumenstromes moderner Drehkolbengebläse kann Bild 5.2 und Gleichung 5.15 entnommen werden.

$$\eta = -0,506 \cdot \left(\frac{Q_{Luft,teil}}{Q_{Luft,50Hz}} \right)^2 \cdot 1,221 \cdot \frac{Q_{Luft,teil}}{Q_{Luft,50Hz}} + 0,188 \quad (5.15)$$

Tabelle 5.10: Orientierungswerte für energetische Kennzahlen im Bereich der Kläranlage

Anlagenteil	Leistungsaufnahme	Bezugsgröße
Mechanische Reinigung		
Abwasserhebewerk	5 Wh/(m ³ · m)	Q _{T,Z} und Förderhöhe proportional zu Q _{T,Z}
Rechen, Transport, Entwässerung	1,3 Wh/m ³	proportional zu Q _{T,Z}
Sand- und Fettfang	7,5 Wh/m ³	Q _{T,Z} (Bemessung), konstant
Vorklärbecken	2,5 Wh/m ³	proportional zu Q _{T,Z}
PS-Pumpe	2 Wh/m ³	Q _{T,Z} (Bemessung), konstant
	23 Wh/m ³	proportional zu Q _{PS}
Biologie		
Gebläse	siehe Gleichung 5.15	auf Q _{Luft} , bei FU-Regelung Q _{Luft,min} ≈ 40% Q _{Luft,100%}
Rezirkulation	$P = \frac{\rho \cdot g \cdot Q_{RZ,100\%} \cdot h}{(\eta_M + \eta_P + \eta_{FU})} + P_{FU}$	proportional zu Q _{RZ} , Q _{RZ,min} ≈ 40% Q _{RZ,100%}
	$P = P_1 \cdot \left(\frac{Q_{RZ,teil}}{Q_{RZ,100\%}} \right)^3 + P_{FU}$	
Rührwerke	2-5 Wh/m ³	Beckenvolumen
P-Fällung	0,5 Wh/m ³	proportional zu Q _{T,Z}
Nachklärbecken		
Räumerbrücker	2 Wh/m ³	Q _{Bemessung}
RS-Pumpe	$P_1 = \frac{\rho \cdot g \cdot Q_{RS,100\%} \cdot h}{(\eta_M + \eta_P + \eta_{FU})} + P_{FU}$	proportional zu Q _{RS} , Q _{RS,min} ≈ 40% Q _{RS,100%}
	$P = P_1 \cdot \left(\frac{Q_{RS(t)}}{Q_{RS,100\%}} \right)^3 + P_{FU}$	
ÜSS-Pumpe	7 Wh/m ³	auf Q _{ÜSS,t} , da nur AN oder AUS
Eindickung, Entwässerung		
Eindicker ÜSS (MÜSE)	50-80 kWh/t TS	auf Fracht TS
Eindicker PS (statisch)	20-60 kWh/d	
Dekanter	50-90 kWh/t TS Faulschlamm 100-200 kWh/t TS Rohschlamm	auf Fracht TS
Faulung	80-100 kWh/d	ca. 80% konstant und 20% proportional zu Beschickungsmenge

5.3.4.2 Wärmeenergie

Bei Anlagen mit eigener Klärgasverwertung in einem BHKW ist Wärmeenergie häufig im Überschuss vorhanden. Bei Anlagen mit sehr geringen Anschlussgraden ist jedoch die Berechnung der Wärmebilanz zu empfehlen. Wärmeenergie wird auf Kläranlagen insbesondere für die Faulbehälterheizung benötigt. Der hierfür erforderliche Wärmebedarf gliedert sich in:

$$\text{Aufheizung Rohschlamm} \quad P_{\text{Heizung}} = Q_{\text{Rohschlamm}} \cdot (T_{\text{Faulbehälter}} - T_{\text{Rohschlamm}}) \cdot c \quad (5.16)$$

$$\text{Wärmeverlust Reaktor} \quad P_{\text{Faulbehälter}} = A \cdot U \cdot \Delta T \quad (5.17)$$

mit c der spezifischen Wärmekapazität des Rohschlammes ($c \approx 4,2 \text{ MJ}/(\text{m}^3 \cdot \text{K})$), A der Reaktoroberfläche und U dem Wärmedurchgangskoeffizient. Der U -Wert setzt sich aus den Wärmeübergangswiderständen an den jeweiligen Grenzflächen (Boden, Luft) zusammen und ist anlagenspezifisch zu bestimmen. Während ältere Anlagen U -Werte um $1 \text{ W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$ aufweisen können, sollte bei sachgemäßer Dämmung der U -Wert $< 0,4 \text{ W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$ betragen. Hinzu kommt der Heizbedarf für Betriebsgebäude. Er ist weitgehend vergleichbar mit Wohngebäuden, und kann je nach Dämmung zwischen $30\text{-}200 \text{ kWh}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ liegen.

5.4 Fallbeispiel - Exemplarische Berechnung der Auswirkungen für verschiedene Anlagentypen

5.4.1 Hintergrund und Fragestellung

Um die Auswirkungen veränderter Anschlusswerte auf den Betrieb von Kläranlagen zu quantifizieren wurden diese exemplarisch für typische Anlagenkonfigurationen statisch und mittels dynamischer Simulation berechnet. Dabei wurde sich auf Belebungsanlagen mit Nährstoffelimination im Durchlaufbetrieb beschränkt. Als wesentliches verfahrenstechnischer Unterschied wurde die Art der Schlammbehandlung (aerobe Stabilisierung, anaerobe mesophile Stabilisierung) untersucht. Für Anlagen mit anaerober Stabilisierung wurde zusätzlich in Anlagen mit erhöhter biologischer Phosphorelimination (Bio-P) und in

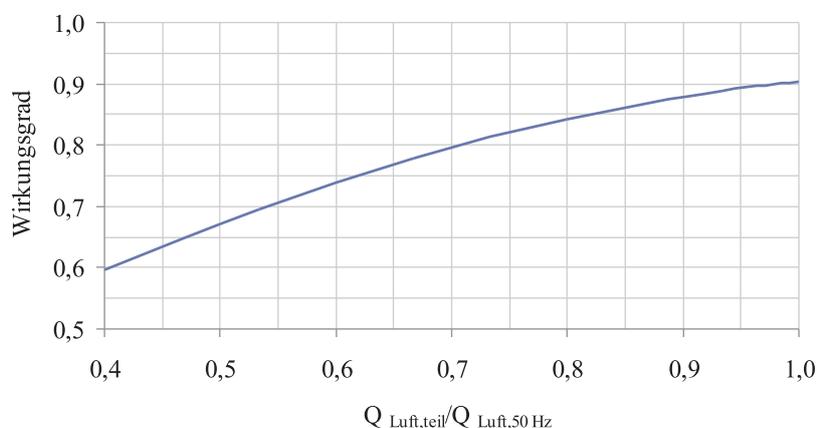


Abbildung 5.2: Normierter Verlauf des Wirkungsgrades von Drehkolbengebläsen bei Drehzahlregelung

Tabelle 5.11: Übersicht über die untersuchten Anlagen-Typen

Nummer	Stabilisierung	P-Elimination
1	Anaerobe Stabilisierung,	Bio-P, Bedarfsfällung
2	Schlammwässerung auf der Anlage	Fällung
3	Keine Stabilisierung, Schlammwässerung	Bio-P, Bedarfsfällung
4	auf der Anlage	Fällung
5	Aerobe Stabilisierung	Fällung

Anlagen mit ausschließlich chemischer Phosphatfällung unterschieden.

Alle Anlagen-Typen wurden zur Behandlung des Mischwassers am Auslauf des Modellgebietes der ATV-A 128 entworfen. Die Bemessung der Anlagen erfolgte konventionell nach den ATV/DWA Arbeitsblättern A 131 und A 126 (ATV, 1993; ATV-DVWK, 2000). Biogasanfall und Rückbelastung wurden unter Verwendung der Gleichungen 5.1 bis 5.8 berechnet. Für die Bemessung wurde das 100% Szenario verwendet. Die wesentlichen Kennzahlen sind in Tabelle 5.12 zusammengefasst.

5.4.2 Nachrechnung der Anlagen bei veränderter Anschlussgröße

5.4.2.1 Verfahrenstechnische Nachrechnung

Die Anlagen wurden sowohl unter Nutzung des oben beschriebenen statischen Bewertungsansatzes als auch mittels dynamischer Simulation nachgerechnet. Anpassungsoptionen wurden nicht betrachtet. Allerdings wird unterschieden in zwei Betriebsszenarien. Im Szenario 1 wird unterstellt, dass der Betreiber auf die veränderte Belastungssituation nicht reagiert und den Trockensubstanzgehalt in der Belebung nicht anpasst. Bei erhöhter Belastung würde damit das erforderliche Schlammalter unterschritten, bei rückläufiger Belastung stellt sich entsprechend ein unnötig hohes Schlammalter ein. Im Szenario 2 wird der TS an das erforderliche Schlammalter angepasst. Um eine gute Flockenstruktur zu sichern wird aber als Untergrenze ein TS in Belebung von 2 g/l definiert.

In der statischen Nachrechnung wurde die angeschlossene Bevölkerung im Bereich von 25% bis 150% der Ausgangssituation variiert. Fremdwasseranteil und maximaler Mischwasserzufluss wurden beibehalten.

Für die dynamische Simulation wurden als Belastungsszenarien die generierten Zulaufganglinien aus dem hydrologischen Schmutzfrachtmodell eingelesen. Alle Anlagen-Typen wurden entsprechend der Bemessung im Simulationssystem Simba (Version 5) umgesetzt. Die verfahrenstechnischen Stufen wurden mit den Modellansätzen aus Tabelle 5.9 beschrieben. Die Fäktionierung gemäß ASM3 bioP erfolgte mit den empfohlenen Standardeinstellungen der Hochschulgruppe Simulation (Alex, 2008).

5.4.2.2 Berechnung der Betriebskosten

Für die Modellanlagen wurde nur eine Veränderung der Kosten für Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe sowie die Schlammentsorgungskosten betrachtet. Bei gezielter Außerbetriebnahme von Anlagenteilen sind auch Auswirkungen auf den Personalbedarf sowie den Materialaufwand möglich, welche aufgrund des virtuellen Charakters der Anlagen allerdings schwer quantifizierbar wären. Entsprechende Entwicklungen werden in der detaillierten Fallstudie für die KA Ebersbach (Abschnitt 5.5 auf Seite 126) aufgezeigt. Die zur Berechnung angenommenen spezifischen Kosten in Tabelle 5.13 wurden aus Betreiberinformationen zusammengestellt. Die jeweiligen Bezugsgrößen wurden aus der statischen Nachrechnung bzw.

Tabelle 5.12: Bemessungsdaten der fünf Anlagen-Typen

Einheit	1	2	3	4	5	
Eingangsdaten						
$Q_{d,S}$	l/s		23,5			
$Q_{d,F}$	l/s		6,6			
$Q_{T,h_{max}}$	l/s		41,7			
Q_M	l/s		98			
$B_{d,CSB,85\%}$	kg/d		1351			
C_{CSB}	mg/l		520			
$B_{d,TKN,85\%}$	kg/d		124			
C_{TKN}	mg/l		48			
$B_{d,P,85\%}$	kg/d		20,3			
C_P	mg/l		7,8			
Vorklärung						
t_{VK} (bei $Q_{T,h_{max}}$)	h		0,75		entfällt	
V_{VK}	m ³		120		entfällt	
Nachklärung						
ISV	g/l		120		100	
RV	-		0,8			
t_E	h		2			
TS_{RS}	g/l		7,3		8,8	
TS_{BB}	g/L		3,3		3,9	
q_A	m ³ /m ²		1,3			
A_{NK}	m ²		280			
q_{SV}	l/(m ² · h)		500		416	
h_{ges}	m		4,63		4,39	
Belebung						
$C_{CSB,ZB}$	mg/L		390		520	
$C_{TKN,ZB}$	mg/L		43		48	
$C_{P,ZB}$	mg/L		6,9		7,8	
$B_{NH_4,Rück}$	kg/d	12,2	11,7	-	-	-
V_D/V_{BB}		0,3	0,3	0,17	0,17	0,1
$t_{TS,aerob}$	d	10	10	10	10	
$t_{TS,gesamt}$	d	14,3	14,3	12,0	12,0	25,0
$ÜS_{d,P}$	kg/d	42,1	57,5	42,1	57,5	58,7
$ÜS_{d,C}$	kg/d	499,7	499,7	512,3	512,3	748,0
$ÜS_d$	kg/d	541,8	557,2	554,5	569,9	806,7
V_{BB}	m ³	1657,3	1704,4	1696,0	1743,1	4630,4
V_{DN}	m ³	710,3	730,5	337,6	346,9	514,5
V_{AB}	m ³	171,0	0	171,0	0	0
V_{gesamt}	m ³	2538,6	2434,9	2204,6	2090,1	5144,8
$OV_{d,C}$	kgO ₂ /d	566,1	566,1	547,5	547,5	825,5
$OV_{d,N}$	kgO ₂ /d	415,9	414,1	363,5	363,5	378,8
$OV_{d,D}$	kgO ₂ /d	182,4	181,2	147,1	147,1	157,4
OV_h	kgO ₂ /d	49,2	49,1	51,5	51,5	51,5
RF		2,02	2,01	1,65	1,65	1,91
Q_{RS}	m ³ /h	40,0-100,0	40,0-100,0	40,0-100,0	40,0-100,0	40,0-100,0
Q_{RZ}	m ³ /h	41,7-104,2	41,7-104,2	25,0-62,5	25,0-62,5	33,3-83,3

der dynamischen Simulation entnommen. Der Energiebedarf wurde unter Verwendung der Kennzahlen in Tabelle 5.10 berechnet.

Tabelle 5.13: Angenommene spezifische Kosten

Kostengröße	Kostenfunktion	Bemerkung
elektrische Energie	0,10 €/kWh	nur Arbeitspreis
Fällmittel	84,50 €/t Fällmittel	87 g Fe/kg
Flockungsmittel (Eindickung)	2100 €/t Flockungsmittel	Spezifischer Bedarf: 12 g FM/kg TS
Flockungsmittel (Entwässerung)	2100 €/t Flockungsmittel	Spezifischer Bedarf: 20 g FM/kg TS
Schlamm Entsorgung	26,50 €/t	Landwirtschaftliche Verwertung

5.4.3 Ergebnisse

Da die Übereinstimmung zwischen der statischen und der dynamischen Berechnung bei den berechneten Jahreskosten und ihrer Aufschlüsselung über die einzelnen Kostenstellen und -arten erstaunlich gut ist, sind aus Gründen der Übersichtlichkeit im folgenden nur die Ergebnisse der dynamischen Simulation dargestellt. Die Aussagen zur Entwicklung der Ablaufwerte sind nur auf Basis der Simulationsergebnisse möglich.

5.4.3.1 Verfahrenstechnische Kennzahlen und Ablaufwerte

In Bild 5.3 sind die mittels hydrologischem Schmutzfrachtmodell erzeugten Zulaufdaten zur Kläranlage in Form von Unterschreitungswahrscheinlichkeiten zusammengestellt. Entsprechend des rückläufigen Schmutzwasseranfalls reduziert sich der Trockenwetterzufluss. Aufgrund der gleichbleibenden angeschlossenen Fläche bleibt jedoch der Mischwasserzulauf nahezu gleich (Q_{\max} : 98 l/s). Die CSB- und Stickstoff-Frachten im Trockenwetter sinken proportional zur Bevölkerungsentwicklung. Aufgrund des zunehmenden Fremdwasseranteils sinken auch die Konzentrationen. Im Mischwasserfall wirkt sich ein geringerer Anschlussgrad stärker bei den Stickstofffrachten aus.

In Bild 5.4 ist die Entwicklung des TS bzw. des Schlammalters bei veränderlicher Bevölkerungsentwicklung für die „Aerobe Stabilisierung“ und „Belebung nach ATV-A 131 mit Bio-P, Anaerobe Stabilisierung“ dargestellt. Für steigende Bevölkerungsentwicklung ist eine TS-Anpassung in jedem Fall erforderlich, da anderenfalls die geforderte Stabilisierungsgrenze nicht erreicht bzw. das erforderliche Mindest-Schlammalter unterschritten würde. Bei rückläufiger Bevölkerungsentwicklung sind in Hinblick auf die Verfahrenssicherheit zunächst keine Probleme zu erwarten. Allerdings steigt ohne TS-Anpassung das Schlammalter überproportional, verbunden mit einem erhöhten spezifischen Belüftungsbedarf und einer stärkeren aeroben Stabilisierung bei gleichzeitig sinkender Faulgasausbeute. Wird der TS dem Schlammalter nachjustiert sinkt bei einem Auslastungsgrad von 50% der TS in der Belebung bereits auf 2 g/L. In der Simulation wurde dies als unterer Grenzwert zur Sicherung einer guten Flockenstruktur definiert. Geringere Auslastungen führen damit zu steigendem Schlammalter mit entsprechend negativen Auswirkungen auf die Energiebilanz.

Die Ablaufwerte der Jahressimulation für beide Anlagentypen sind in Bild 5.5 als Box-Whisker-Plots zusammengefasst. Der Querstrich innerhalb der Box markiert den Median aller Werte, die Box-Grenzen das 25- und 75-Perzentil. Die äußeren Striche entsprechen einer Über- bzw. Unterschreitungswahrscheinlichkeit von ca. 99%. Grundsätzlich ist für alle Anlagentypen und Parameter bei sinkender Auslastung auch mit sinkenden Ablaufwerten zu rechnen. Bei der aeroben Stabilisierung sind die Unterschiede beider Betriebsvarianten gering. Bei Anpassung des TS an erhöhte Belastungen kann die erhöhte Schlammvolumenbeschickung zu erhöhtem Flockenabtrieb führen, zu erkennen an einem geringfügig höheren Niveau des CSB. Das verwendete 3-Schichten-Modell der Nachklärung ist allerdings nur

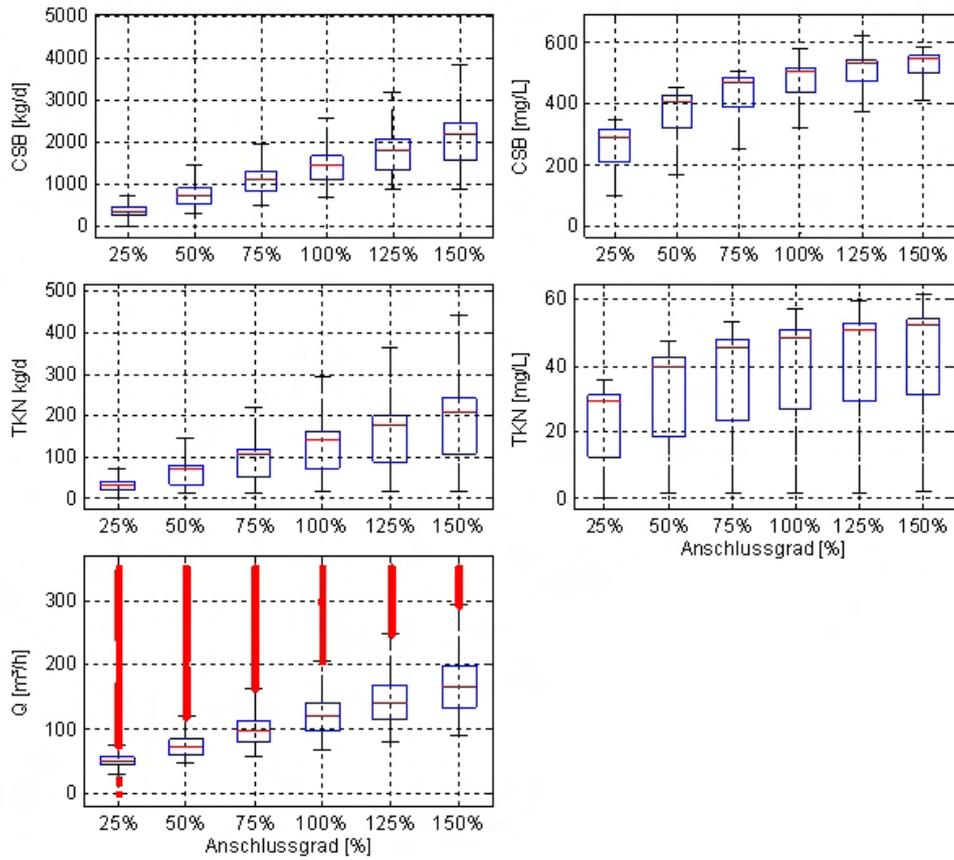


Abbildung 5.3: Zulaufdaten zur Kläranlage bei rückläufigem Anschlussgrad

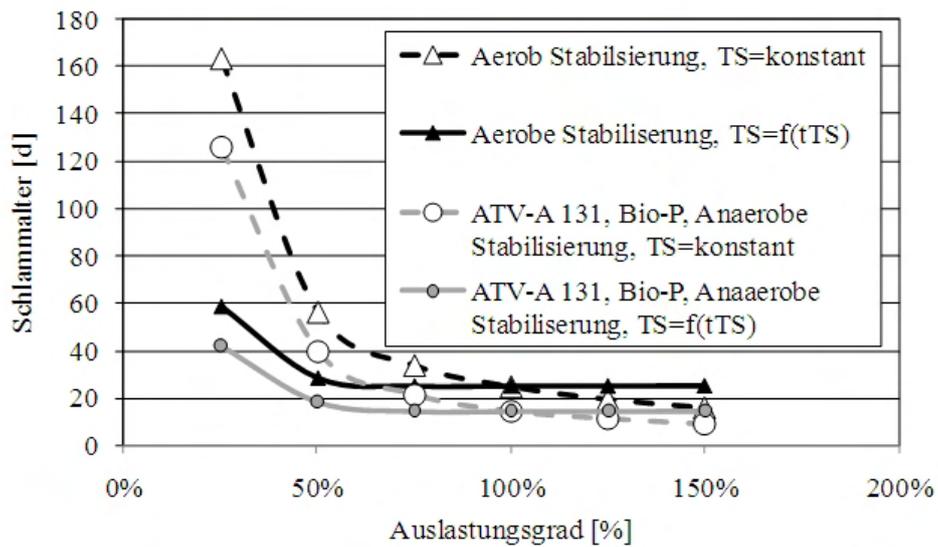


Abbildung 5.4: Entwicklung des Schlammalters bei veränderlichem Anschlussgrad ohne TS-Anpassung

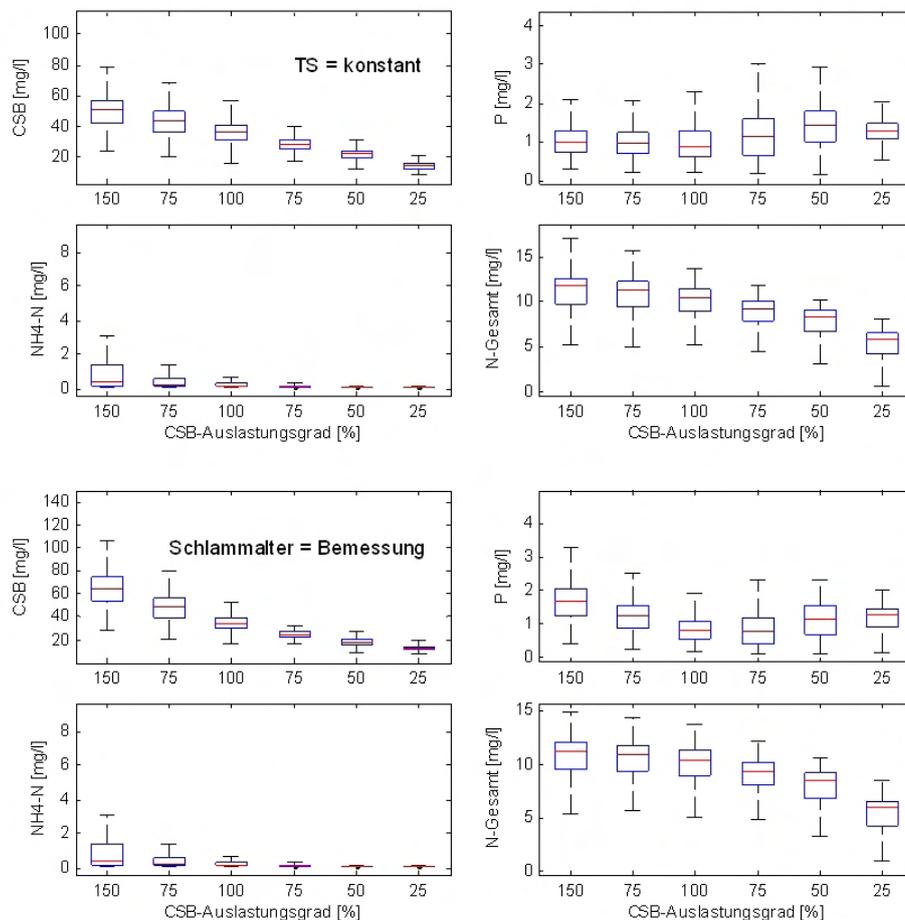


Abbildung 5.5: Box-Whisker-Plots der Ablaufwerte, Anlagen-Typ: „Belebung mit Bio-P, Anaerobe Stabilisierung“

sehr eingeschränkt in der Lage, die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe richtig zu beschreiben. Durch angepasste Absenkung des TS in Stabilisierungsanlagen wird aber in jedem Fall der Schlamm Spiegel bei Mischwassereignissen gesenkt und damit auch die Gefahr des Flockenabtriebs vermindert. Auf die Ammonium-Ablaufkonzentration hat aufgrund des hohen Schlammalters das Betriebsregime keine signifikanten Auswirkungen. Die N-Gesamt-Ablaufwerte sinken erwartungsgemäß mit rückläufigem Schmutzwasseranfall.

Für den Anlagen-Typ „Belebung mit Bio-P, Anaerobe Stabilisierung“ ergeben sich aufgrund des geringeren Schlammalters und der Schlammwasser-Rückbelastung deutlichere Auswirkungen bei veränderlichem Auslastungsgrad Bild 5.5. Für den Parameter CSB gelten die Aussagen analog zur „Aeroben Stabilisierung“. Für Ammonium wird die Notwendigkeit der TS-Anpassung an eine erhöhte Belastung offensichtlich. Bei rückläufiger Belastung sind die Unterschiede gering, da in jedem Fall das erforderliche Mindest-Schlammalter eingehalten wird. Die N-Gesamt-Ablaufwerte sinken mit rückläufiger Belastung deutlich. Unterbelastete Anlagen können sich dies zunutze machen, um durch geringere Erklärungsweite für CSB und N Abwasserabgabe zu sparen. Entsprechende Empfehlungen werden auch von Scheer und Schlegel (2008) gegeben.

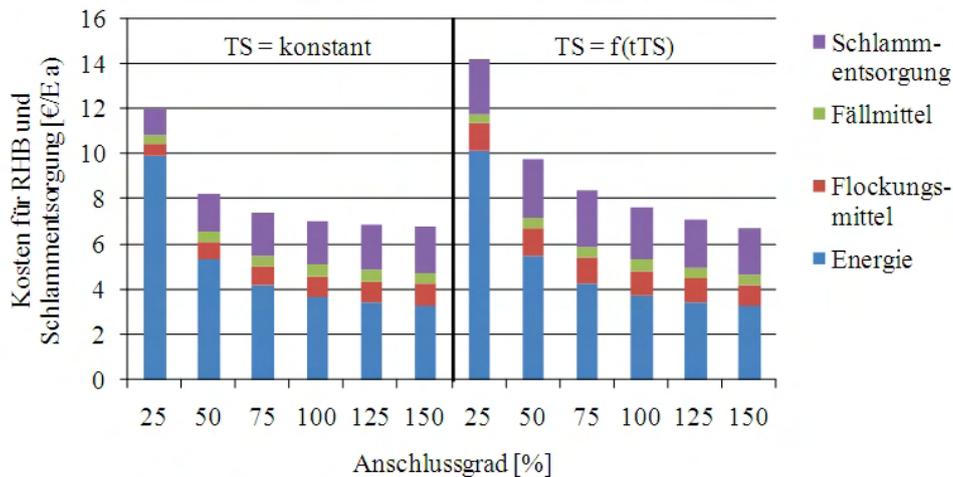


Abbildung 5.6: Entwicklung der Kostenarten Elektroenergie, Betriebsstoffe und Schlammbehandlung bei veränderlichem Auslastungsgrad, Anlagen-Typ: „Aerobe Stabilisierung“

5.4.3.2 Betriebskosten

Die Entwicklung der Kosten für Energiebezug, Betriebsstoffe und der Schlammbehandlung ist exemplarisch für den Anlagen-Typ „Aerobe Stabilisierungsanlagen“ und „Belebung mit Bio-P, Anaerobe Schlammstabilisierung“ in Bild 5.6 und Bild 5.7 zusammengefasst.

Erwartungsgemäß steigen in beiden Anlagentypen die einwohnerspezifischen Kosten mit rückläufigem Anschlussgrad. Bei detaillierter Betrachtung ergeben sich jedoch auch überraschende Ergebnisse. So bewirkt beim Anlagentyp „Aerobe Stabilisierung“ die Anpassung des TS an das Schlammalter keine Kostenvorteile gegenüber einer Beibehaltung des TS. Durch Reduzierung des TS bei rückläufiger Anschlussgröße wird aufgrund des ohnehin sehr weitgehenden Stabilisierungsgrades nur geringfügig Belüftungsenergie eingespart. Demgegenüber stehen aber Mehraufwendungen bei der Behandlung des höheren Schlammvolumens und etwas höhere Entsorgungsmengen. Die auf vielen Stabilisierungsanlagen anzutreffenden sehr hohen Schlammalter wären somit aus Betriebskostensicht weniger kritisch als vermutet. Die Situation in Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung ist differenzierter (Bild 5.7). Die Vorteile einer fachgerechten Betriebsweise mit Anpassung des TS an das erforderliche Schlammalter kommen hier stärker zum Tragen, insbesondere bei steigender Anschlussgröße. Auch bei sinkender Anschlussgröße können Energieeinsparungen bei gleichzeitig höherem Biogasanfall erreicht werden. Allerdings ist dies auch hier mit erhöhten Kosten für die Schlammbehandlung verbunden. Die Annahme, durch Anpassung des TS, die Betriebskosten deutlich senken zu können, ist damit zu relativieren.

In beiden Betriebsszenarien steigen die Energiekosten bei einer Reduzierung der Anschlussgröße unterhalb von 50%. Hierfür sind zwei Entwicklungen maßgeblich. Unterhalb einer Auslastung von 50% wird der untere Regelbereich drehzahlgeregelten Aggregate (ca. 40% der Nennleistung) erreicht, so dass der Energieverbrauch bei weiterem Rückgang der Auslastung de facto gleich bleibt (Bild 5.8). Energieeinsparungen sind dann nur noch durch Austausch der Aggregate oder durch Zeitschaltung erreichbar. Parallel sinkt die Energieerzeugung aufgrund des geringen Klärgasanfalls. Bei einem Auslastungsgrad von 25% steht sogar einer Energieerzeugung von 31 MWh ein ebenso hoher Energie-Verbrauch für den Betrieb der Faulung gegenüber.

Die Entwicklung des einwohnerspezifischen Energiebedarfs für alle Anlagentypen und die Bandbreite

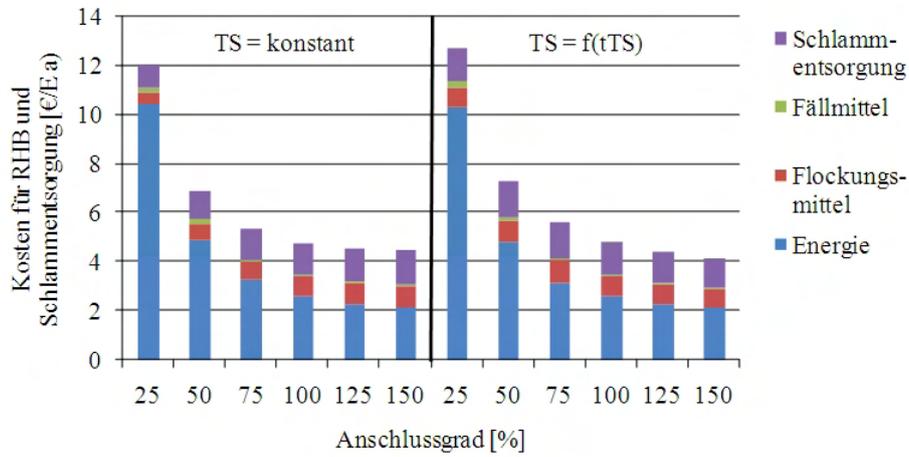


Abbildung 5.7: Entwicklung der Kostenarten Elektroenergie, Betriebsstoffe und Schlamm-entsorgung bei veränderlichem Auslastungsgrad, Anlagen-Typ: „Beleb-ung mit Bio-P, Anaerobe Schlammstabilisierung“

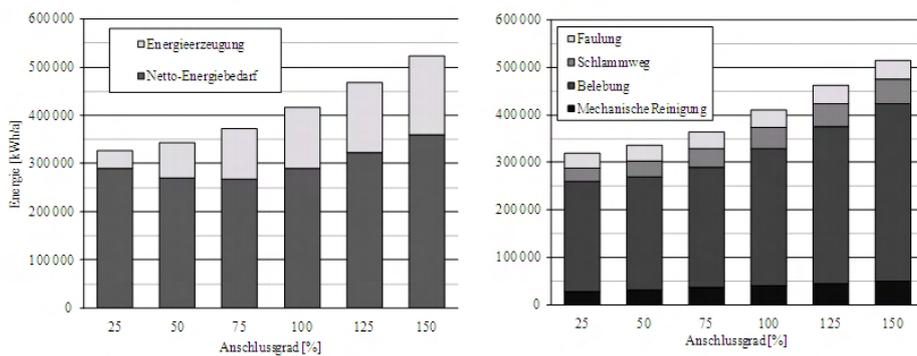


Abbildung 5.8: Entwicklung der Energiebedarfs bei veränderlicher Anschlussgröße Anlagen-Typ: „Beleb-ung mit Bio-P, Anaerobe Schlammstabilisierung“

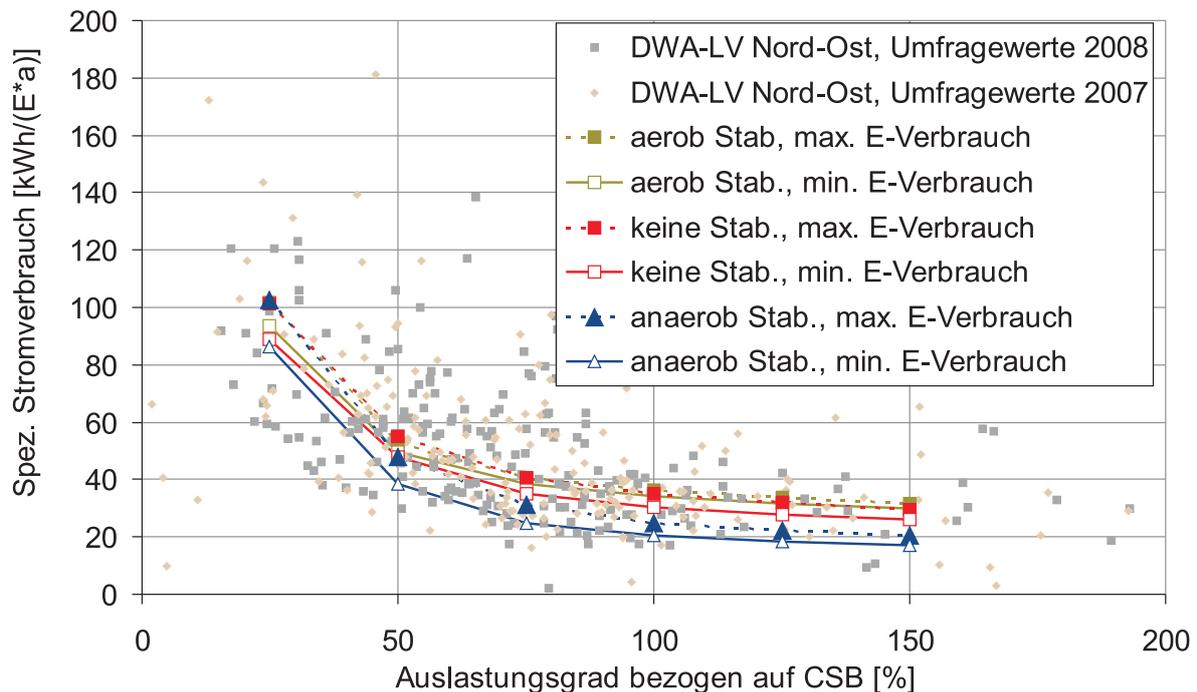


Abbildung 5.9: Berechnete Entwicklung des einwohnerspezifischen Energiebedarfs bei veränderlichem Auslastungsgrad im Vergleich zu realen Daten von Kläranlagen des DWA-Landesverbands Nord-Ost (Barjenbruch, 2009)

der energetischen Kennzahlen aus Tabelle 5.10 in Bild 5.9 zusammengestellt. Die berechneten Daten sind real gemessenen Daten auf Kläranlagen des DWA-Landesverbands Nord-Ost (Barjenbruch 2009) gegenübergestellt. Sowohl die absolute Höhe als auch die relative Entwicklung ordnet sich gut in die gemessenen Daten ein. Allerdings ist die Bandbreite der realen Daten deutlich größer. Aus den berechneten Daten lässt sich näherungsweise ein empirischer Zusammenhang von Auslastungsgrad und einwohnerspezifischem Energieverbrauchs in Form einer Potenzfunktion ableiten.

$$\text{Aerobe Stabilisierung} \quad \frac{E_{\text{el,aktuell}}}{E_{\text{el,Bemessung}}} = 0,2 \cdot \left(\frac{EW_{\text{aktuell}}}{EW_{\text{Bemessung}}} \right)^{-0,63} \quad R^2 = 0,94 \quad (5.18)$$

$$\text{Anaerobe Stabilisierung} \quad \frac{E_{\text{el,aktuell}}}{E_{\text{el,Bemessung}}} = 0,6 \cdot \left(\frac{EW_{\text{aktuell}}}{EW_{\text{Bemessung}}} \right)^{-0,9} \quad R^2 = 0,98 \quad (5.19)$$

Der spezifische Energiebedarf bei Anlagen ohne anaerobe Stabilisierungsanlagen reagiert damit auf insgesamt höherem Niveau weniger sensitiv auf rückläufige Auslastung als in Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung. Bei Auslastungen unter 50% ist sogar ein Weiterbetrieb Faulungsanlagen aus energetischer Sicht zu prüfen. Ziel dieser Untersuchung war die quantitative Analyse und Darstellung grundsätzlicher Zusammenhänge. Wie in Abschnitt 5.2, (Seite 105 ff.) ausgeführt würden sich daraus verschiedene Anpassungsoptionen ergeben. Deren Kombination mit den gewählten Modellanlagen wird aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht verfolgt. Exemplarisch wird stattdessen in Abschnitt 5.5 die Situation für eine reale Kläranlage und verschiedene Anpassungsoptionen bewertet.

5.5 Fallbeispiel - Kläranlage Ebersbach

5.5.1 Hintergrund und Fragestellung

Ebersbach wird im Mischsystem entwässert. Das Abwasser ist kommunal geprägt. Wesentliche Industrieleiter sind ein Krankenhaus, eine Mosterei, sowie im geringen Umfang Möbelindustrien. Aufgrund behördlicher Vorgaben wird das Regenwasser des im Einzugsgebiet verlaufenden Abschnitts der Bundesstrasse B 96 mitbehandelt. Das letzte Regenüberlaufbecken befindet sich 2 km vor der Kläranlage, das abstrom zufließende Niederschlagswasser wird nicht mehr entlastet. Deshalb führen die bei Regenwasser anfallenden Wassermengen zu erheblichen hydraulischen Belastungen der Kläranlage. Die Anlage wurde auf eine CSB-Anschlussgröße von 33.000 EW dimensioniert, die Belastung im Jahr 2008 lag bei ca. 17.200 Einwohnerwerten (Tabelle 5.14). Der Aufbau der Kläranlage entspricht weitgehend dem Anlagen-Typ „Belebung nach ATV-A 131 mit P-Fällung, anaerobe Schlammstabilisierung, bestehend aus: mechanische Vorreinigung, Vorklärbecken, Belebung mit vorgeschalteter Denitrifikation, getrennte Schlammverdickung, Faulung, Entwässerung (Bild 5.10). Die Prognose der Bevölkerungsentwicklung ist für Ebersbach weiter rückläufig. Der Betreiber rechnet überschlägig mit 1,5% Bevölkerungsrückgang pro Jahr.

5.5.2 Daten und Methode

Die Bauwerks- und Ausrüstungsdaten der Anlage wurden detailliert aufgenommen (Tabelle 5.15) und die Daten des Betriebstagebuchs ausgewertet. Die Anlage wird nach Eigenkontrollverordnung überwacht, daneben liegen für einige Verfahrensstufen Stichprobenmessungen vor. Auswertbare kontinuierliche Messdaten lagen nicht vor, was insbesondere die Kalibrierung/Validierung des dynamischen Modells einschränkt. Zur Ermittlung der Betriebskosten wurden die spezifischen Kosten nach den Kostenarten Energie, Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe, Instandhaltung, Personal, Reststoffentsorgung mit dem Betreiber abgestimmt und für die weitere Berechnung verwendet. Der thermische Energieverbrauch wurde vom Betreiber detailliert aufgeschlüsselt und setzt sich für das Jahr 2008 gemäß Tabelle 5.16 zusammen.

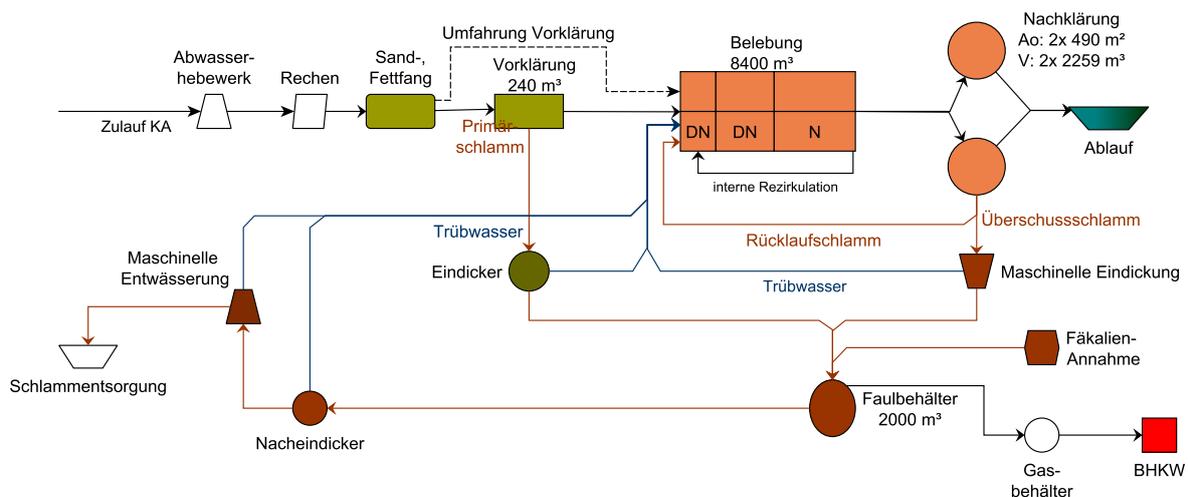


Abbildung 5.10: Verfahrensschema der Kläranlage Ebersbach

Tabelle 5.14: Auslegungsdaten der Kläranlage Ebersbach und aktuelle Belastung

		Einheit	Bemessung	Zustand (2008)
	Einwohnerzahl		33.000	17.208
	Trockenwetterzulauf $Q_{T,d}$	m ³ /d	6.700	3.962
	Fremdwasserzufluss $Q_{F,d}$	m ³ /h	2040	1752
	Fremdwasserzuschlag	%	43%	79%
	Max. Stundenanfall $Q_{T,h}$	m ³ /h	420	248
	Mischwasserzufluss $Q_{M,h}$	m ³ /h	925	569
BSB ₅	Fracht	kg/d	1.980	1.119
	Konzentration	mg/L	300	282
CSB	Fracht	kg/d	3.960	2.335
	Konzentration	mg/L	600	589
TS	Fracht	kg/d	2.310	k. A.
	Konzentration	mg/L	350	k. A.
TKN	Fracht	kg/d	363	164
	Konzentration	mg/L	55	41,3
P _{Ges}	Fracht	kg/d	83	31,3
	Konzentration	mg/L	12,5	7,9

men. Bei der Bewertung der Anpassungsoptionen wurde die Annahme getroffen, dass sich nur der Bedarf für die Schlammaufheizung entsprechend dem veränderten Schlammanfall ändert.

5.5.3 Anpassungsoptionen im Bereich der Abwasserbehandlung

5.5.3.1 Wahl der Option

Ausgehend von der vorhandenen Anlagenkonfiguration wurden betriebliche Anpassungsoptionen untersucht, welche ohne maßgeblichen investiven Aufwand realisierbar sind. Referenz ist der aktuelle Betriebszustand. Die wesentlichen verfahrenstechnischen Einstellungen sind in Tabelle 5.17 zusammengefasst. Als am einfachsten zu realisierende Maßnahme wurde der TS in Belebung an das erforderliche Schlammalter angepasst, wobei zur Sicherung einer stabilen Flockenstruktur wiederum als unterer Grenzwert 2 g/L festgelegt wurde. Weiterhin wurden zwei verschiedene Optionen mit einstraßigem Betrieb der Belebung untersucht: vorgeschaltete Denitrifikation und intermittierende Denitrifikation. In der Option 3 mit intermittierender Denitrifikation kann Zone 1 als Anaerob-Becken genutzt und damit auf Bio-P umgestellt werden. Option 4 ergänzt Option 3 um eine zusätzliche interne Rezirkulation zur Stabilisierung der Stickstoffelimination; das Verfahren entspricht damit dem Phoredox-Verfahren. Option 5 ist mit einer konsequenten Umstellung auf aerobe Stabilisierung die provokanteste betriebliche Anpassung.

Alle Optionen wurden nach dem statischen Bewertungsverfahren und mittels dynamischer Simulation untersucht. Für die Berechnung des Energiebedarfs wurde die Leistungsaufnahme aller relevanten Verbraucher zusammengestellt (Tabelle 5.19). Für drehzahlregelte Aggregate wurde die veränderliche elektrische Leistung gemäß der Zusammenhänge in Abschnitt 5.3.4 (Seite 115) berechnet. Zur Berechnung der Betriebskosten wurden die realen Kostenstrukturen (Preisstand 2008) zugrunde gelegt. Für die Option „Aerobe Stabilisierung“ ist zusätzlich die Fettentsorgung zu berücksichtigen. Dafür wurde ein Schätzwert aus vergleichbaren Anlagen der Region abgeleitet.

Tabelle 5.15: Kennwerte der einzelnen Bauwerke und Aggregate der KA Ebersbach

Bauwerk/Aggregat	Charakteristik
Mechanische Reinigungsstufe	
Abwasserhebewerk	2 Schneckenpumpen mit je: Förderleistung: 199 l/s, Förderhöhe: 4,03 m WS, P_{el} : 15 kW
Rechenanlage	2 parallele Gerinne mit 1 m Breite, Trommelrechen (Spaltbreite 6 mm) mit Rechengutpresse, Transportband, Notumlaufgerinne mit per handgeräumtem Grobrechen
Sand- und Fettfang	2 Gerinne mit 16 m Länge (62,5 m ³ je Kammer), Belüfteter Langsandfang mit integrierter Fettabscheidung, 2 polumschaltbare Gebläse (70/130 m ³ /h), 2 Sandpumpen (je 20 m ³ /h), Fettpumpe (20 m ³ /h), Sandklassierer (40 m ³ /h)
Vorklärbecken	Längsdurchflossenes Rechteckbecken, Volumen 240 m ³ , Umgehungsleitung DN 800 vorhanden, Bandräumer, Primärschlammpumpe (6 m ³ /h)
Biologische Reinigungsstufe	
Belebungsbecken	2 Straßen mit je 6 Zonen, Volumen = 8400 m ³ DN-Zonen 1 3, N-Zonen: 3 – 6 (Tellerbelüfter) Rezirkulation in Zone 1 (Q_{RZ} : 360 - 900 m ³ /h je Straße), simultane Phosphatfällung
Gebläsestation	Regelung der Luftzufuhr über O ₂ -Gehalt in der letzten Kaskade der Belebungsstation, FU-Regelung des Gebläseaggregats (800 - 2000 Nm ³ /h)
Nachklärbecken	2 Rundbecken über Verteilerbauwerk (Quelltopf) beschickt, Volumen je 2259 m ³ , Oberfläche je 490 m ² , RS-Pumpe (100-400 m ³ /h, Förderhöhe 6 m)
Schlammverdickung, Entwässerung	
MÜSE	Eindicktrommel, Verwendung von Polymer, Eindickgrad 5 %
Statischer PS-Eindicker	Volumen 93 m ³ , Krählwerk, Trübwasserabzug
Nacheindicker	2 Behälter mit je 168 m ³ , Eindickgrad 4-6 %
Schlammwässerung	Zentrifuge, Eindickgrad ca. 26 %
Faulung, Gasverwertung	
Faulturm	Nutzvolumen 2000 m ³ , Betriebstemperatur 38 °C
Gaspeicher	Kissengasometer, anschließend über Wasserabscheider und Keramikfilter zum BHKW oder zur Gasfackel
BHKW	Elektrische Wirkungsgrad: ca. 34,5 %

5.5.3.2 Ablaufwerte

Eine Berechnung der Ablaufwerte ist nur auf Basis der dynamischen Simulation möglich. In Bild 5.11 sind die Ablaufwerte der Jahressimulation (15 min. Auflösung) für CSB, NH₄ – N und N-Gesamt sowie PO₄ – P in Form von Boxplots zusammengefasst. Grundsätzlich werden durch alle untersuchten verfahrenstechnischen Einstellungen die Überwachungswerte der Größenklasse 4 (weitgehend) eingehalten. Die CSB-Ablaufwerte pegeln sich erwartungsgemäß im Bereich des inerten gelösten CSB ein. Die Maßnahmen mit höherem TS-Gehalt (Referenz, Aerobe Stabilisierung) führen bei hohen hydraulischen

Tabelle 5.16: Thermischer Energiebedarf der KA Ebersbach

Bedarfsposition	absolut [kWh/a]	Anteil am Gesamtbedarf [%]
Schlammaufheizung	368.212	60
Transmissionsverluste, Faulbehälterbeheizung	171.116	28
Erzeugungs-, Speicher- und Verteilungsverluste	53.933	9
Wärmemenge für Gebäude	25.450	4
Wärmemenge für Zuluftgeräte	0	0

Tabelle 5.17: Anpassungsoptionen in der Abwasserbehandlung

Nr	Bezeichnung	VK	Belebung				Faulung
			V_{BIOP} [m ³] V_{DN} [m ³] V_N [m ³]	Denitrifikations- verfahren	TS_{BB} [g/L]	t_{TS} [d] $t_{TS,aerob}$ [d]	
0	Referenz	ja	0 2640 5760	vorgeschaltet, Q_{RZ} : 2 x 360 m ³ /h	4	32,0 46,7	ja
1	Anpassung TS	ja	0 2640 5760	vorgeschaltet, Q_{RZ} : 2x 360 m ³ /h	2,0	14,7 21,4	ja
2	1-straßig	ja	0 1320 2880	vorgeschaltet, Q_{RZ} : 360 m ³ /h	2,9	10,5 15	ja
3	1-straßig intermittierend, Bio-P	ja	1320 2880 intermitt.	intermittierende Belüftung Q_{RZ} : keine	2,9	10,5 15	ja
4	1-straßig intermittierend, Phoredox Verf.	ja	1320 2880 intermitt.	intermittierende Belüftung Q_{RZ} : 360m ³ /h	2,9	10,5 15	ja
5	aerobe Stabilisierung	nein	0 2640 5760	vorgeschaltet, Q_{RZ} : 2x 360 m ³ /h	4,2	20,3 29,6	nein

Belastungen im Trend zu etwas höherem Flockenabtrieb, ohne jedoch 90 mg/L zu überschreiten. In der Referenz und dem zweistraßigen Betrieb mit reduziertem TS-Gehalt überschreitet das 99-Perzentil der P-Ablaufwerte den Überwachungswert von 2 mg/L geringfügig. Dieses Ergebnis ist zu relativieren, da die Prozesse P-Fällung und P-Freisetzung im ASM3-BioP aufgrund der geringen Datengrundlage nur grob kalibriert werden konnten. Die Betriebserfahrungen der Anlage zeigen, dass im Referenzzustand mit einem β -Wert von 1,5 bis 1,8 sicher eingehalten werden. Auffällig ist die deutlich niedrigere Konzentration in der Variante mit Bio-P (Opt. 3), bei gleichzeitig reduziertem Fällmittelbedarf (siehe Betriebskosten). Ausreichend niedrige Stickstoffablaufwerte werden in dieser Betriebsvariante allerdings auf Kosten der Nitrifikationsleistung erzielt. Auch der N-Gesamt-Ablaufwert streut in dieser Verfahrensvariante etwas stärker, allerdings auf niedrigerem Niveau als die anderen Optionen. Allerdings ist die Variante noch regeltechnisch optimierbar. Durch die ergänzende interne Rezirkulation (Option 4) kann die Stickstoffelimination insgesamt stabilisiert werden.

Tabelle 5.18: Anpassungsoptionen in der Abwasserbehandlung

Kostenart		Bemerkung
Betriebs- und Hilfsstoffe		
Fällmittel (Eisen-II-Chlorid)	0,97 €/kg Fe	
Flockungsmittel (MÜSE)	2,10 €/kg	
Flockungsmittel (Schlammwässerung)	2,10 €/kg	
Erdgas	0,58 €/m ³	
Elektroenergie		
Leistungspreis	53.324,76 €/a	
Arbeitspreis	0,10 €/kWh	
Entsorgungskosten		
Rechengut	246,27 €/t	Nassgewicht
Sand	56,24 €/t	56,24 €/t
Fett	0,57 €/EW	Schätzwert
entwässerter Schlamm	26,50 €/t	Nassgewicht
Instandhaltungskosten (pauschal)	96.500 €/a	Wert 2008
Personalkosten (Facharbeiter)	37.311 €/(Person · a)	kalk. Mittellohn
Personalbedarf Abwasserbehandlung	2 Facharbeiter	gemäß
Personalbedarf Faulung	1 Facharbeiter	ATV-M 271(1998)

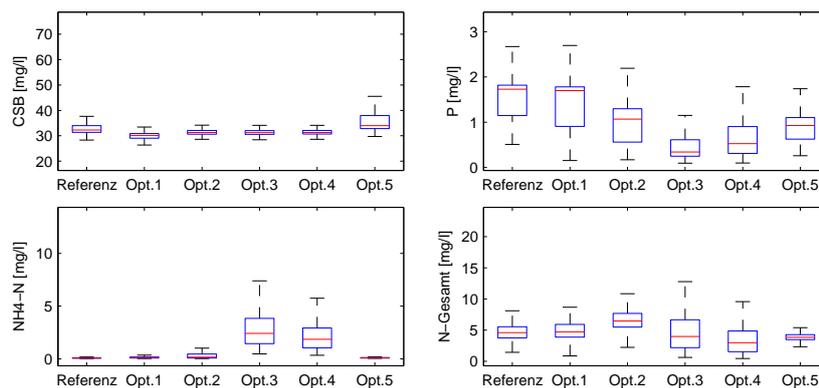


Abbildung 5.11: Box-Whisker-Plots der Ablaufwerte im Referenzzustand und für die untersuchten Anpassungsoptionen

5.5.3.3 Betriebskosten

Die mittels statischer und dynamischer Berechnung ermittelten Auswirkungen auf die Betriebskosten sind in Tabelle 5.20 zusammengestellt. Der Leistungspreis für den Energiebezug ist nicht enthalten. Insgesamt lassen sich mit beiden Verfahren die realen Betriebskosten sehr genau abbilden (Tabelle 5.19) und unterscheiden sich in den einzelnen Positionen nur geringfügig. Ausnahme ist der Fällmittelbedarf, der mit den empfohlenen Parametern der ATV-A 131 im konkreten Fall deutlich überschätzt wird. Der reale Fällmittelbedarf ließe sich durch Anhebung von $X_{P_{BioP}}$ auf 0,006 g/P/g CSB_{ZB} einstellen. Dies entspricht dem empfohlenen Wert für Anlagen mit vorgeschaltetem Anaerobbecken. Bei allen anderen Positionen ist betragsmäßig relative Fehler maximal 5%. Auch bei der Bewertung der verschiedenen Anpassungsoptionen ergeben sich nur geringe Unterschiede zwischen beiden Ansätzen. Sofern also keine präzisen Prognosen zur Ablaufqualität und keine detaillierten verfahrens-/regelungstechnischen

Tabelle 5.19: Relativer Fehler der berechneten Betriebskosten für den Referenzzustand 2008

	Energie- bedarf	Eigen- produktion	Fällmittel- bedarf	Flockungs- mittelbedarf	zu entsorgende Klärschlamm- menge
Statisch	2,2%	0,1%	5,1%	7,7%	1,5%
Dynamisch	0,2%	-0,3%	99%	2,3%	0,9%

Tabelle 5.20: Kosten-Vergleich der einzelnen Anpassungsoptionen

Position	Referenz [€/a]	Relative Kostenänderung gegenüber Referenz [%]				
		Option 1	Option 2	Option 3	Option 4	Option 5
Brutto-Kosten Elektroenergie (ohne Leistungspreis)	74.505	0	-6	-14	-12	-13
Kostenersparnis durch Klärgasverstromung	20.988	23	35	51	39	-100
Fällmittel (Eisen-II- Chlorid)	8.083	9	27	-24	-29	-27
Flockmittel gesamt	15.606	8	14	23	24	48
sonstige	11.000	0	0	0	0	0
Erdgasbezug	30.660	-18	-29	-41	-35	-92
Instandhaltung	96.500	0	0	0	0	-26
Personal	111.932	0	0	0	0	-33
Entwässerter Schlamm (Kompostierung)	22.008	1	1	-1	-1	61
Rechen- und Sandfanggut (Deponie)	6.872	0	0	0	0	0
Fettentsorgung	0	0	0	0	0	9809*
Summe	356.178	-2,2	-4,5	-9,1	-7,9	-14,2

* Kosten in €

Untersuchungen erforderlich sind, ist eine statische Abschätzung der Kostenentwicklung ausreichend. Grundsätzlich wird mit allen Anpassungsoptionen eine Reduzierung der Betriebskosten erreicht. Die verfahrenstechnische und wirtschaftliche Wirksamkeit ist aber differenziert zu bewerten.

Referenzzustand Die Personal- und Instandhaltungskosten sind mit über 200.000 Euro der dominierende Kostenblock und durch verfahrenstechnische Maßnahmen kaum zu beeinflussen. Der einwohner-spezifische Energieverbrauch ist mit 27 kWh/EW trotz des extrem hohen Schlammalters relativ niedrig. Kritisch ist der thermische Energiebedarf in Höhe von 618.700 kWh/a. Dieser wird zu 95% durch den Betrieb des Faulturms verursacht und kann nur zu 65% durch die thermische Energie aus der Klärgas-nutzung gedeckt werden. Für den Betrieb des Faulbehälters muss deshalb Erdgas mit Kosten von ca. 26.000 € zugekauft werden.

Option 1 Durch die Absenkung des Schlammalters sinkt insbesondere der Energiebedarf für die Belüftung bei gleichzeitig steigender Klärgasausbeute. Demgegenüber steht ein erhöhter Energiebedarf im Bereich der Schlammbehandlung, und ein erhöhter Polymerverbrauch. Durch den erhöhten Schlamm-anfall steigt auch der thermische Energiebedarf. Für das konkrete Fallbeispiel übersteigen diese Mehrkosten die erreichten Energieeinsparungen in der Belegung.

Option 2 Bei zusätzlicher Umstellung auf einen einstraßigen Betrieb der Belebung können durch die Außerbetriebnahme der Rührwerke und einer Rezirkulationspumpe deutlichere Energieeinsparungen erzielt werden. Das Schlammalter und damit der Luftbedarf können weiter reduziert werden. Die Klärgasausbeute steigt. Demgegenüber stehen wiederum die Mehrkosten im Bereich der Schlammbehandlung. In der Gesamtbilanz werden geringe Kosteneinsparungen erzielt. Durch die kontinuierliche Belüftung in den Optionen 1 und 2 können die niedrigen Einsparpotentiale des reduzierten Schlammalters nicht vollständig genutzt werden, da der Belüfter über lange Zeiträume nicht weit genug heruntergeregelt werden kann.

Option 3 Erst durch zusätzliche Umstellung auf intermittierende Belüftung können die energetischen Einsparpotentiale des niedrigen Schlammalters effektiv genutzt werden. Durch die Außerbetriebnahme der Rezirkulation ist auch eine Umstellung auf Bio-P möglich. Dadurch sinkt auch der Fällmittelbedarf.

Option 4 Durch den zusätzlichen Betrieb der internen Rezirkulation ist diese Option etwas teurer als Option 3. Die Mehrkosten erscheinen aber aufgrund der stabileren Reinigungsleistung gerechtfertigt.

Option 5 Um das Kriterium für aerobe Stabilisierung zu erreichen (20 Tage aerobes Schlammalter) ist der Betrieb beider Beckenstraßen erforderlich. Der Energiebedarf in der Belebung steigt entsprechend. Durch die Außerbetriebnahme der Faulung kann kein Klärgas genutzt werden. Demgegenüber stehen Energieeinsparungen für den Betrieb der Faulung. Der Wärmebedarf der Gebäude wird durch Erdgasbezug gedeckt. Trotz erhöhter Energiekosten ist die Variante ökonomisch interessant, wenn der Personalbedarf und der Instandhaltungsaufwand für den Betrieb der Faulung berücksichtigt wird. Nach ATV-M 271 (ATV, 1998) kann durch die Außerbetriebnahme der Faulung eine Arbeitskraft und damit ca. 37.000 eingespart werden.

5.5.4 Annahme von Co-Substrat

5.5.4.1 Definition der Option

Wie die Ergebnisse in Abschnitt zuvor gezeigt haben, sind mit Anpassungsmaßnahmen im Bereich der Abwasserbehandlung nur sehr eingeschränkt Kosteneinsparungen erzielt werden. Um die betriebswirtschaftlich attraktive Außerbetriebnahme der Faulung zu vermeiden bietet sich für die Anlage Ebersbach die Annahme von Co-Substraten an. Aufgrund konkurrierender landwirtschaftlicher Biogas-Anlagen konnte vom Betreiber bisher allerdings noch kein wirtschaftlich interessantes Co-Substrat erschlossen werden. Gerade für unterlastete Kläranlagen erscheint es ökologisch sinnvoll, Co-Substrate mit hohem Nährstoffanteil anzunehmen, da die hoch konzentrierten Schlammwässer einer ordnungsgemäßen Behandlung zugeführt würden. Aus diesem Grund wird als zusätzliche Option die Annahme von Speiseabfällen untersucht. Die gewählte Zusammensetzung basiert auf zusammengestellten Daten in Besgen (2005).

Die Annahme von Co-Substrat wird mit der Option 4 kombiniert, da diese durch niedrige Betriebskosten mit gleichzeitig hoher Stickstoff-Elimination gekennzeichnet ist. Die maximal zulässige Annahmemenge auf Basis einer Minimumsbetrachtung der hydraulisch Aufenthaltszeit (Q_{zul} : 56 m³/d), der zulässigen Raumbelastung (Q_{zul} : 12 m³/d) und des empfohlenen maximalen Co-Substrat-Anteils von 40% (Q_{zul} : 6,1 m³/d) bestimmt. Die zu erwartende Steigerung der Eigenenergieerzeugung liegt damit bei knapp 200%,

Tabelle 5.21: Angenommene Zusammensetzung von Speiseabfällen als Co-Substrat

	TS	oTS	Rohfett	langkettige Kohlenhydrate	Zucker	Eiweiß	Inert-Stoffe
Einheit	%	% TS	% oTS	% oTS	% oTS	% oTS	% oTS
Wert	20	93,7	25	25	15	10	10

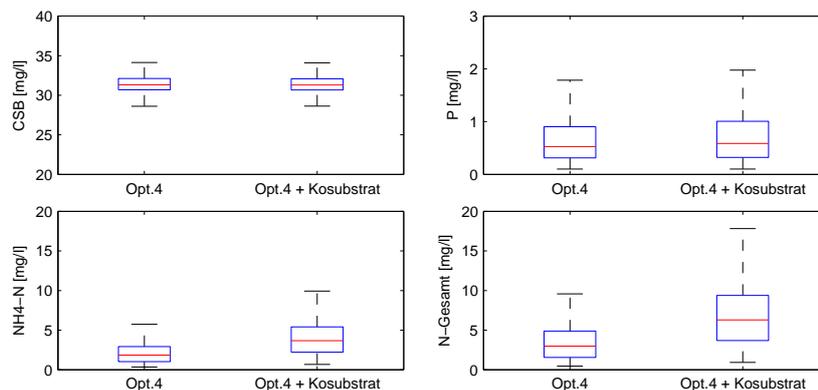


Abbildung 5.12: Box-Whisker-Plots der Ablaufwerte der Option 4 mit Zugabe von Co-Substrat

allerdings steigt auch die NH_4 -Rückbelastung um ca. 70%. Die Option wurde analog zur Vorgehensweise in Abschnitt 5.5.3 statisch und dynamisch berechnet.

5.5.4.2 Ablaufwerte

Aufgrund der erhöhten NH_4 -Rückbelastung steigen sowohl die Ammonium- als auch die N-Gesamt-Ablaufwerte. Mit der gewählten Zugabemenge von $6,1 \text{ m}^3/\text{d}$ werden die Überwachungswerte gerade noch sicher eingehalten.

5.5.4.3 Betriebskosten

Die Annahme von Co-Substrat wirkt sich auf mehrere Kostenarten aus. Wie erwartet, kann die Eigenenergie-Versorgung deutlich um über 200% gesteigert werden. Dem steht geringfügig höherer Energiebedarf von 2% für die Belüftung und die Behandlung der zusätzlichen Schlammengen gegenüber. Der Erdgasbezug ist nicht mehr erforderlich. Allerdings steigen die Entsorgungskosten aufgrund des erhöhten Schlammanfalls um ca. 50%. Insgesamt könnte unter den hier definierten Bedingungen die Betriebskosten um 23% reduziert werden. Die Maßnahme ist damit auch deutlich kostenwirksamer als eine Außerbetriebnahme der Faulung. Zusatzkosten für den Bezug des Co-Substrats sowie ggf. erhöhte Aufwendungen für Wartung- und Instandhaltung sind noch nicht berücksichtigt.

5.6 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die Auswirkungen im Bereich der Kläranlage lassen sich aufgrund des klar definierten technischen Systems und des guten Verständnisses der verfahrenstechnischen Zusammenhänge wesentlich präziser abschätzen als im Bereich der Abwasserableitung. Im Vergleich eines komplexen Plant-Wide-Modelling

Tabelle 5.22: Kosten-Vergleich der Option 4 mit/ohne Annahme von Co-Substrat

Position	Kosten Referenz [€/a]	Relative Kostenänderung gegenüber Referenz [%]	
		Option 4	Option 6
Kosten Energieverbrauch	74.505	-12	-10
Kostensparnis durch Klärgasverstromung	20.988	39	296
Fällmittel (Eisen-II- Chlorid)	8.083	-29	-25
Flockmittel gesamt	15.606	24	62
sonstige	11.000	0	0
Erdgasbezug	30.660	-35	-100
Instandhaltung	96.500	0	0
Personal	111.932	0	0
Entwässerter Schlamm (Kompostierung)	22.008	-1	53
Rechen- und Sandfanggut (Deponie)	6.872	0	0
Fettentsorgung	0	0	0
Summe	356.178	-7,9	-23,3

mit einer statischen Betrachtung zeigte sich, dass auch die Anwendung statischer Berechnungsansätze die verfahrenstechnischen und kostenseitigen Auswirkungen sehr gut beschreiben kann. Vorteil der Simulation liegt in der besseren Analyse der dynamischen Interaktionen von Abwasserzufluss, Betrieb und Verfahrenstechnik und in der hochaufgelösten Prognose der Ablaufwerte.

Im Vergleich verschiedener Grundtypen von Kläranlagen erwies sich die Aerobe Schlammstabilisierung verfahrenstechnisch und kostenseitig als weitgehend unempfindlich gegenüber rückläufigen Anschlussgraden. Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung sind energetisch besonders betroffen, da durch die zunehmende Stabilisierung des Überschussschlammes weniger Biogas anfällt.

Ob die Anpassung des TS-Gehalts an die rückläufige Belastung, energetisch immer sinnvoll ist, muss fallweise geprüft werden. Die Berechnungen zeigen, dass den Einparungen im Bereich der Belüftung und dem Mehrertrag an Biogas ein nicht zu vernachlässigender energetischer Mehraufwand im Bereich der Schlammbehandlung gegenübersteht. Ab einem Anschlussgrad von unter 50% kann auch mit frequenzgeregelten Aggregaten die geringe hydraulische und stoffliche Belastung nicht mehr ausgeglichen werden, was dann in einem sprunghaften Anstieg des Spezifischen Energiebedarfs resultiert. Kann das betreffende Aggregat nicht zeitnah durch ein kleineres ersetzt werden, ist vielfach ein intermittierender Betrieb möglich. Bei sehr geringen Anschlussgraden kann sogar der Betrieb der anaeroben Schlammstabilisierung energetisch unsinnig werden.

Mögliche Anpassungsoptionen wurden am Beispiel der Kläranlage Ebersbach mit vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Schlammstabilisierung untersucht, welche bereits aktuell einen Anschlussgrad von ca. 50% aufweist. Unter Beibehaltung aller Verfahrensstufen erwies sich die Halbierung des Belebungsbeckenvolumens, kombiniert mit Umstellung auf intermittierende Belüftung als die kostenseitig wirksamste Maßnahme, welche auch sicher die Einhaltung der Ablaufwerte garantiert. Allerdings wäre eine noch konsequentere Kostenreduzierung durch Abschaltung der anaeroben Schlammstabilisierung und damit verbunden, durch die Reduzierung des Bedienungspersonals erreichbar. Um die anaerobe Schlammstabilisierung kostendeckend zu betreiben, müssen also dringend Co-Substrate erschlossen werden. Der erreichbare Energiegewinn und die damit verbundene Rückbelastung lassen sich bei Kenntnis des Substrats relativ gut im Vorfeld abschätzen. Demgegenüber stehen erhöhte Schlammmentsorgungskosten. Bei Co-Substraten mit hohem Stickstoff-Anteil (Speisabfälle, Schlachthofabfälle)

und großen freien Faulraumkapazitäten kann die Zugabemenge durchrückbelastung limitiert werden. Die zulässige Zugabemenge lässt sich mit den o.g. Berechnungsansätzen gut abschätzen. Im untersuchten Fallbeispiel erwies sich die Annahme von Co-Substrat in Kombination mit der intermittierenden Belüftung als mit Abstand wirtschaftlichste Anpassungsmaßnahme. die Stickstoffrückbelastung limitiert werden. Die zulässige Zugabemenge lässt sich mit den o.g. Berechnungsansätzen gut abschätzen. Im untersuchten Fallbeispiel erwies sich die Annahme von Co-Substrat in Kombination mit der intermittierenden Belüftung als mit Abstand wirtschaftlichste Anpassungsmaßnahme.

Allerdings lassen sich auch mit sehr umfassenden Anpassungsmaßnahmen die Betriebskosten nicht proportional zur Bevölkerungsentwicklung senken. Die Betreiber stehen damit vor der Aufgabe die Anlagen intelligent auf das notwendige Maß zu schrumpfen. Dies ist im Bereich der Anlagentechnik leichter als bei den Betonbauwerken. Insbesondere die Umnutzung, frei werdender Beckenvolumen könnte wirtschaftlich interessant sein. Naheliegend ist die Nutzung als zusätzliches Regenüberlaufbecken, was allerdings wirtschaftlich nur dann sinnvoll ist, wenn bisher zu wenig Speichervolumen zur Verfügung steht. In der Kläranlage Rostock wurde ein ehemaliges Belebungsbecken zur Abluftbehandlung umgerüstet. Das Beispiel der Kläranlage Gubyn zeigt, dass auch zunächst abwegige Denkrichtungen erfolgreich sein können. Hier wird ein nicht genutztes Belebungsbecken zur Karpfenzucht genutzt, wobei im Bedarfsfall über die vorhandene Ausrüstung auch der Sauerstoffgehalt stabilisiert wird.

6 Auswirkung auf die Gebührenentwicklung

6.1 Grundsätzliche Zusammenhänge

¹Der Bevölkerungsrückgang hat Auswirkungen auf die verschiedenen Bereiche der Infrastruktur. Im Abwasserbereich wird der Rückgang des Abwasseranfalls durch die verringerte Bevölkerungszahl (demografischer Effekt) durch einen stark rückläufigen Pro-Kopf-Wasserverbrauch (Spareffekt) verstärkt. In der Vergangenheit hat der spezifische Wasserverbrauch bereits stark abgenommen. Während im Jahr 1987 in Westdeutschland je Einwohner und Tag 146 Liter Wasser verbraucht wurden, sank dieser Wert für die gesamte Bundesrepublik seit der Wende kontinuierlich von 144 Liter (1990) auf 122 Liter im Jahr 2007. Wiederum ist diese Entwicklung in Ostdeutschland besonders stark ausgeprägt. Im Jahr 2007 lag die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe in den ostdeutschen Bundesländern (inkl. Berlin) im Schnitt bei 96 Liter je Einwohner und Tag. In Westdeutschland hingegen wird im gleichen Jahr im Durchschnitt 30 Liter Wasser mehr pro Tag und Kopf als in Ostdeutschland verbraucht. Ganz besonders gering ist der sächsische Wasserverbrauch mit 85 Litern pro Tag.² Statistisches Bundesamt (2009) Prognosen gehen von einem weiteren Rückgang des Wasserverbrauchs aus.

Die Abwasserbetriebe stehen darüber hinaus auch vor der Herausforderung, dem zu erwartenden Sanierungsbedarf gerecht zu werden. Die Ergebnisse der ATV-DVWK-Umfrage 2004 ergaben, dass zum Zeitpunkt der Studie rund 20 % der 486.000 Kanalkilometer kurz- bis mittelfristig sanierungsbedürftig sind (Berger *et al.*, 2002). Laut DWA (2005b) wurden 2009 ca. 4,6 Milliarden Euro in der Abwassersparte investiert. Darunter fallen jedoch auch die Investitionen in Kläranlagen und Neubau. Wolf und Milojević (2006) rechnen vor, dass bei schätzungsweise 1,64 Mrd. Euro jährlichen kanalspezifischen Sanierungsinvestitionen die Kanäle ein Alter von 400 Jahren erreichen müssten. Trotz der Bemühungen nach der Wende, die Infrastruktur in Ostdeutschland in Stand zu setzen, ist der Anteil des Kanalnetzes, das vor 1980 gebaut wurde, in den meisten ostdeutschen Bundesländern sowie Hessen und Hamburg immer noch vergleichsweise hoch. Das bedeutet, dass in Ostdeutschland neben dem demografischen Wandel auch mit zunehmendem Sanierungsbedarf und damit auch mit steigenden Kapitalkosten³ zu rechnen ist.

Die langlebige und kapitalintensive Infrastruktur der Siedlungsentwässerung (Kanäle 40-80 Jahre, Kläranlagen 20-35 Jahre) hindert die Abwasserbetriebe daran, die bestehenden Systeme an die sich ändernden Rahmenbedingungen anzupassen. Die hohen Infrastrukturkosten werden über deren gesamte zu erwartende Nutzungsdauer in Form von Abschreibungen periodisiert. Die Abschreibungen sind entsprechend über einen langen Zeitraum festgeschrieben und, ebenso wie die kalkulatorischen Zinsen,

¹Die in diesem Kapitel vorgestellten Untersuchungen sind ebenfalls durch Novack *et al.* (2010) veröffentlicht

² Eine mögliche Ursache hierfür ist der Preisschock nach der Wende. Viele Ostdeutsche zahlten bis zur Wende nur sehr geringe Wassergebühren von ca. 10 Pfennig pro Kubikmeter und verbrauchten bis zu 300 Liter pro Einwohner und Tag. Die Instandsetzung der ostdeutschen Abwasserinfrastruktur ließ die Abwassergebühren im Vergleich zu DDR-Zeiten stark ansteigen. In den 1990er Jahren waren die Ostdeutschen entsprechend sehr preissensibel und nutzten die Möglichkeit im Haushaltsbereich, Renovierungen durchzuführen, die bis dato nicht möglich waren, z. B. der Einbau von Wasser sparenden Sanitäreinrichtungen und der Neukauf weißer Ware. Schleich und Hillenbrand (2009) arbeitet als Hauptgründe für den deutlichen Ost-West-Unterschied den in Ostdeutschland höheren Wasserpreis sowie das geringere Pro-Kopf-Einkommen heraus.

³ Unter Kapitalkosten wird hier der in der Wasserwirtschaft übliche Begriff für die Zusammenfassung von kalkulatorischen Abschreibungen und kalkulatorischen Zinsen synonym zu Investitionskosten verwendet. Vergleiche auch Merkblatt ATV-DVWK-M 803 Kostenstrukturen in der Abwassertechnik.

unabhängig von der Menge des gereinigten Abwassers oder der Anzahl der versorgten Einwohner. Zu diesen Fixkosten können neben den kalkulatorischen Kosten je nach Interpretation auch weitere Kosten, wie z. B. die Personalkosten gezählt werden. Die Fixkosten betragen in der Abwasserentsorgung im Durchschnitt 75 bis 85 % der gesamten Kosten. Dementsprechend droht bei einem Bevölkerungsrückgang ein entsprechender Gebühreanstieg, da annähernd gleich bleibende Kosten auf weniger Nutzer und entsprechend geringere Abwassermengen umgelegt werden müssen (Bellefontaine, 2008). Die Auswirkungen des demografischen Wandels auf die Abwassergebühren werden in einzelnen Veröffentlichungen bereits modellhaft analysiert (Birkholz und Pfeiffer, 2006; Just, 2004; KfW Bankengruppe, 2006; Lux, 2009; Schlör *et al.*, 2009). Bei diesen Modellrechnungen werden zum Teil nur die nötigsten Parameter für die Prognose der Gebühren in Abhängigkeit vom demografischen Wandel berücksichtigt, wie z. B. der Bevölkerungsrückgang, der Anteil der Fixkosten und die entsprechende Gebühr pro Kubikmeter. Einige Autoren sprechen im Zusammenhang mit dem demografischen Wandel bereits von einem demografiebedingten Teufelskreis (Herz, 2002; Wolf und Milojević, 2006). Gemeint ist hiermit ein sich verstärkender Effekt aus einem Rückgang der Einnahmen, einem Anstieg der Betriebskosten und einer sinkenden Wassernachfrage aufgrund der zuvor gestiegenen Gebühren. Lux (2009); Seitz (2002) rücken die Bedeutung des hohen Fixkostenanteils in den Vordergrund und sprechen von der Fixkostenfalle bzw. von Kostenremanenz. Die Auswirkungen des rückläufigen Wasserbedarfs bzw. die Berücksichtigung des demografischen Wandels in der Wasserbedarfsprognose wurden zum Teil bereits diskutiert (Bächle, 1998; Berger, 1998; Grossmann und Hofmann, 2008; Herber, 2007; Herber *et al.*, 2008; Kluge, 2008; Roth, 1998). Wangenheim und Kern (1997) stellen ein erstes Gebührenprognoseverfahren vor, das auf das optimale Verhältnis von Gebühren und Beiträgen fokussiert, gehen jedoch nicht auf den demografischen Wandel als Gebührentreiber ein. Die Berücksichtigung des demografischen Wandels, eines rückgängigen Abwasseranfalls und die gleichzeitige Verbindung mit einer Prognose der Betriebs- und Kapitalkosten ist methodisch neu.

6.2 Kosten in der Siedlungsentwässerung

Um die zukünftigen Kosten unter Einbezug der demografischen Entwicklung prognostizieren zu können, ist eine genaue Betrachtung des Kostenbegriffes notwendig. Es muss definiert werden, was und in welcher Höhe angemessene Kosten der Siedlungsentwässerung sind. Immerhin nutzen das Abwassersystem Personen, welche keine Wahlfreiheit bei der Nutzung als auch bei der Anbieterauswahl besitzen. Der Gesetzgeber gibt daher einen Rechtsrahmen vor, der sowohl eine gerechte Behandlung des Bürgers als auch des Abwasserentsorgers vorsieht.

Hier wird nicht das Vertragsverhältnis zwischen den Kommunen und den privaten Anbietern einer Entsorgungsleistung untersucht, sondern die nutzerabhängigen Kosten, welche die Gemeinde in Form von Gebühren umzulegen hat. Diese Gebühren müssen in jedem Fall dem Verursacher⁴, Äquivalenz- (den sogenannten Gleichheitsgrundsatz)⁵ und dem Kostendeckungsprinzip⁶ entsprechen. Weil der Staat daran interessiert ist, umweltschonendes Verhalten zu fördern und z. B. Wassersparer zu honorieren, darf die Gebührenerhebung auch eine Lenkungsfunktion besitzen. Die Lenkungsfunktion muss in Kombina-

⁴Der Verursacher hat die Leistung zu zahlen.

⁵Das Äquivalenzprinzip ist das angemessene Verhältnis der in Anspruch genommenen Leistung und der erhobenen Gebühr, während das Gleichheitsprinzip besagt, dass die Leistung proportional nach Art und Umfang auf die Gebührenschildner umgelegt werden soll (Jessen, 2001, S.124 f.)

⁶ Das voraussichtliche Gebührenaufkommen, soll die Kosten der Entsorgungsunternehmen decken. (Jessen, 2001, S.120)

tion mit den anderen Prinzipien erfolgen.⁷⁸ Generell dürfen nur kostendeckende Gebühren eingeführt werden. Infolge dessen, dass sich die Kalkulationsperiode der Gebührenerhebungen über mehrere Jahre erstrecken kann⁹, müssen die Kommunen ihre Kosten und damit verbunden die Gebühren für einen zukünftigen Zeitraum prognostizieren. Hierfür muss jedoch geklärt werden, was unter dem Begriff der Kosten verstanden wird.

6.2.1 Welche Kosten dürfen angesetzt werden?

Laut den verschiedenen KAGs müssen die Betriebe kostendeckend wirtschaften. Der Kostendeckungsbegriff kann sowohl als Unter- bzw. Obergrenze oder als Kombination von beiden angesehen werden. Die gesetzliche Definition der Kostendeckung ist nicht eindeutig. In der Betriebswirtschaft lassen sich grundsätzlich der pagatorische und der wertmäßige Kostenbegriff unterscheiden. Während der pagatorische Kostenbegriff eng an die Ausgaben zur betrieblichen Leistungserstellung gebunden ist, befasst sich der wertmäßige Kostenbegriff mit dem leistungsbezogenen Faktorenverzehr, welches sich in der Ansetzung von kalkulatorischen Kosten, z. B. in der Verzinsung des Eigenkapitals, widerspiegelt. Der Gesetzgeber gibt daher in den Kommunalabgabengesetzen explizit vor, kalkulatorische Kosten anzusetzen, welches den wertmäßigen Kostenbegriff bedingt. Die wertmäßigen Kosten müssen betriebsbedingt, grundsätzlich erforderlich und periodengerecht sein.

Als betriebsbedingte Kosten sind alle Kosten anzusehen, welche im Zusammenhang mit der erbrachten Leistung stehen. Bei nicht eindeutiger Zuordnung müssen diese verursachungsgerecht über Verteilungsschlüssel aufgeteilt werden. Der Erforderlichkeitsgrundsatz trägt dazu bei Übermaß und Willkür zu verhindern und im Endeffekt zu einem sparsamen Umgang mit öffentlichen Geldern anzuregen. Essenziell ist ebenso das Gebot der Periodengerechtigkeit. Jeder Nutzer darf nur mit dem Werteverzehr von Gütern und Leistungen (wertmäßige Kosten) belastet werden, welcher auf ihn in der jeweiligen Periode anfällt. Beispielhaft verursacht der Bau einer Kläranlage Ausgaben in der Bauphase. Dieses ist jedoch für den Nutzer unerheblich, zumal die Kläranlage über mehrere Jahre genutzt wird und somit diese Ausgaben (leistungs-)anteilig in Form von Abschreibungen aufgeteilt werden müssen. Maßgeblich sind somit die Kosten, die einen Ersatz des eigenen Aufwandes sicherstellen und zu einer Substanzerhaltung beitragen. Dies verhindert, dass durch den Benutzerzwang der Staat die Möglichkeit hat, eine zusätzliche versteckte Einnahmequelle auszuschöpfen. Ausdrücklich erlaubt dagegen ist im SächsKAG ein angemessener Gewinn für wirtschaftliche Unternehmen nach § 97 SächsGemO, welches aber explizit nur bei der Entsorgung durch private Anbieter erlaubt ist. Um den Gebührenzahler zu schützen, muss bei Vergabe der Abwasserentsorgungsleistung an einen Dritten oder bei einem Kooperationsmodell nachgewiesen werden, dass einschließlich des kalkulatorischen Gewinns bei dem Privatanbieter die Kosten im Sinne der Kosten- und Leistungsrechnung gleich oder niedriger sind, als wenn die Kommune die Leistung selbstständig erbringen würde. Somit darf der private Anbieter sein, wenn auch im Vergleich zu anderen Branchen geringeres Unternehmensrisiko, in Form eines kalkulatorischen Gewinns auf die Gemeinde und diese auf die Gebührenzahler umlegen. Während der private Anbieter diesen Gewinn behalten darf, muss dieser bei einem Kooperationsmodell, in der die Kommune anteilig an einem Unternehmen beteiligt ist, ausgeglichen werden, um versteckte Gewinne zu vermeiden. Resümierend ist

⁷Cantner (1997, vgl. S.114 ff.)

⁸ So kann z.B. der Preis pro m³ Haushaltsschmutzwasser, welches in die Kanalisation eingeleitet wird, nicht höher sein als der Preis pro m³ Entsorgung aus einer dezentralen Anlage, nur um ein wassersparendes Verhalten anzuregen. Dies würde dem Äquivalenzprinzip widersprechen, da Klärschlamm viel höher belastet ist, als das Schmutzwasser aus dem Haushalt. Überdies ist die Leistung, hier in Form des Transportes, eine andere.

⁹ Das SÄCHSKAG erlaubt hierbei einen maximalen Kalkulationszeitraum von fünf Jahren. Vgl. SÄCHSKAG § 10 Abs. 2.

somit gewährleistet, dass eine Vergabe an Privatanbieter für den Gebührenzahler keine Kostennachteile mit sich bringt, weil die Gewinne des Privaten erst einmal über eine Reduktion der Kosten, im Vergleich zu einer kommunalen Selbstentsorgung, erwirtschaftet werden müssen.

Zu den unstrittigen Kostenbestandteilen zählen die allgemeinen Betriebskosten und die Kosten für in Anspruch genommene Fremdleistungen, z. B. selbstständige Unternehmen oder andere Verwaltungseinheiten. Zu ersterem gehören die Personal-, Energie-, Sachkosten für den laufenden Betrieb sowie die Kosten der Unterhaltung, also die Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffkosten, Kosten für Maschinen und Betriebseinrichtungen, Werkzeuge, Dienstkleidung, Büromaterial, Löhne einschließlich Lohnnebenkosten, Gehälter, Kosten für die laufende Unterhaltung der technischen Anlagen und die Instandhaltungskosten. Prager (2002) ergänzt die Kosten der Abwasserabgabe und die Entsorgungskosten.

Umstritten und in der Literatur kontrovers diskutiert sind die Kapitalkosten und damit verbunden die kalkulatorischen Kosten, welche sich aus den kalkulatorischen Abschreibungen als auch aus den kalkulatorischen Zinsen zusammensetzen. Zu den Kapitalkosten der Siedlungsentwässerung zählen laut Eeckhoff *et al.* (2006) die Kosten der Abwasseraufbereitungs- und Sammelanlagen sowie die Pumpstationen. Eine Differenzierung zwischen den Investitionen ins Hauptwegenetz und denen des Hausanschlusses ist zwingend erforderlich. Der Hausanschluss, also die Leitung zwischen dem Hauptnetz und der Grundstücksgrenze wird in der Regel durch Erschließungsbeiträge¹⁰ finanziert, deren Kosten nicht erneut in die Gebühren einfließen dürfen. Analog verhält es sich mit den Subventionen. Sämtliche staatliche Subventionen sind abzuziehen, da diese bereits durch den Gebührenzahler indirekt gezahlt worden sind. In Sachsen muss daher die Bemessungsgrundlage für die Abschreibungen um Zuschüsse und Beiträge Dritter gekürzt werden.

Kalkulatorische Abschreibungen sollen den gerechten Werteverzehr ermitteln. Abschreibungen können generell auf Wiederbeschaffungszeitwerten bzw. Wiederbeschaffungswerten oder auf Anschaffungs- und Herstellkosten erfolgen. Für die Abschreibungsmethode in der Siedlungswasserwirtschaft ist es nützlich eine gesicherte Finanzierungsfunktion zu gewährleisten, d. h. am Ende der Abschreibungsperiode sollen die angesammelten Abschreibungswerte für eine Ersatzinvestition ausreichen und folglich zur Substanzerhaltung beitragen. Dies kann durch die Verwendung von Abschreibungen auf Wiederbeschaffungszeitwerten am ehesten sichergestellt werden, da hierdurch der Preis abgebildet wird, der zum Bewertungszeitpunkt für die Erneuerung eines vorhanden Vermögensgegenstandes durch einen solchen gleicher Art und Güte bezahlt werden müsste. Der Wiederbeschaffungswert hingegen legt immer den Preis zugrunde, der am Ende also bei der Ersatzbeschaffung fällig ist. Das Problem bei dem Ansatz des Wiederbeschaffungswertes ist, dass die Nutzer eine Einrichtung finanzieren würden, die sie zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch gar nicht in Anspruch nehmen. Deshalb ist dieses Vorgehen nach dem SächsKAG auch nicht zulässig.¹¹

Des Weiteren können die Abschreibungen auch auf Basis der Anschaffungs- und Herstellkosten erfolgen. Die Basis der Abschreibung ist durch den Gesetzgeber bundeslandspezifisch geregelt, wobei die Methode auf Wiederbeschaffungszeitwerten für die Substanzerhaltung und für den Verbraucher am dienlichsten ist. Bei Abschreibungen auf Wiederbeschaffungszeitwerten müssen laut SächsKAG die Mehrerträge gegenüber einer Abschreibung auf Anschaffungs- bzw. Herstellkosten in einem Sonderposten verbucht werden und für die Finanzierung von Erneuerungen zur Verfügung stehen. Relevant wird

¹⁰Für eine genauere und detaillierte Betrachtung der Berechnung und Verteilung der Anschlussbeiträge siehe hierzu (Eeckhoff *et al.*, 2006, S.16 ff.)

¹¹ Hinweis: Das BVG schließt ein generelles Verbot auf Wiederbeschaffungswerten nicht aus, da ein bundesrechtlicher Kostenbegriff fehlt. Vielmehr unterliegt es den Oberverwaltungsgerichten, ob eine Ansatz auf Wiederbeschaffungswerten, in Kombination mit dem Kostenbegriff, nach dem jeweiligen Kommunalabgabengesetz, zulässig ist. Das BVG äußert jedoch Bedenken, da es eine Abweichung vom Verursacherprinzip darstellt. Vgl. BVG 09.9.1997 8 B 185/97.

die Abschreibungsmethode im Hintergrund des demografischen Wandels. Wenn die Abschreibungsbasis der Wiederbeschaffungszeitwert ist, wird davon ausgegangen, dass die Anlage in der gleichen Art und Güte erneut benötigt wird. Hier stellt sich jedoch die Frage, ob dies tatsächlich nötig ist, wenn in Zukunft kleinere Anlagen genügen. Nach Ansicht des Verfassers ist es daher durchaus plausibel, dass vorausgesetzt, die Neuinvestitionen sind kleiner als die Ursprungsinvestition, die Abschreibungsbasis auf Anschaffungs- und Herstellkosten ausreichend ist. Weiterhin wird von einigen Kommunalabgabengesetzen direkt festgelegt, dass eine lineare Abschreibungsmethode angewandt werden muss. Im Gegensatz zu der progressiven oder degressiven Abschreibung wird der Leistungsverzehr somit gleichmäßig auf die Zeit aufgeteilt und das Gleichheitsprinzip berücksichtigt. Für die Höhe der Abschreibungen ist nicht nur die Abschreibungsmethode sowie Bemessungsgrundlage entscheidend, sondern auch der Abschreibungszeitraum. Daher ist es empfehlenswert den kalkulatorischen Abschreibungszeitraum nach der realen Nutzungsdauer auszulegen.

Streitgegenstand der Fachliteratur ist ferner die Verzinsung des aufgewandten Kapitals. Die Verzinsung des Eigenkapitals wird damit begründet, dass die Kommune dieses gebundene Kapital theoretisch gegen Zinsen verleihen könnte und ihr dadurch ein Zinsgewinn entgeht. Das Problem ist jedoch, dass die Gemeinde gar keine Wahlfreiheit besitzt und der Daseinsvorsorge genügen muss. Andererseits würden bei Nichtbeachtung der Eigenkapitalverzinsung, der Kommune erhöhte Aufwendungen für Zinsen aus Darlehen entstehen. Da die Berücksichtigung der Darlehenszinsen in den Kosten dagegen unumstritten ist, ist eine Eigenkapitalverzinsung nach den Kommunalabgabengesetzen bewusst erlaubt. Strittig ist auch, ob ein nach Fremd- und Eigenkapital getrennter Zinssatz (für Eigenkapital ein fiktiver und für das Fremdkapital ein effektiver Zinssatz) verwendet werden sollte oder nur ein Durchschnittszinssatz (kalkulatorisch). Die Finanzierungsmethode ist als unerheblich anzusehen, so dass nach mehrheitlicher Meinung, ein gemeinsamer Zinssatz für das eigen- und fremdfinanzierte Anlagevermögen anzusetzen ist. Einigkeit besteht hingegen in der Tatsache, dass die Verzinsung des Anlagevermögens nicht auf der Basis von Wiederbeschaffungszeitwerten erfolgen darf. Dies ist daher begründet, dass durch Zinsen auf einen fiktiven Wert, eine Doppelbelastung der Gebührenzahler und damit ein versteckter Gewinn der Entsorgungsbetriebe realisiert wird. Der Substanzerhaltung ist in der Verwendung der Abschreibungen auf Wiederbeschaffungszeitwerten bereits genüge getan. Folglich macht nur eine Kombination von Abschreibungen auf Wiederbeschaffungszeitwerten mit realem Zinssatz oder eine Kombination aus Abschreibungen auf Herstellungs- bzw. Anschaffungskosten mit nominalem Zinssatz Sinn.¹² Weiterhin ist bei der Verzinsung zu beachten, dass die Ausgangswerte um die Beiträge und Zuschüsse Dritter zu kürzen sind und die Zinsen auf der Basis der Restwertmethode oder der Durchschnittswertmethode berechnet werden können. Für die Kosten, welche auf den Gebührenzahler umgelegt werden dürfen, ergibt sich nach dem SächsKAG die Tabelle 6.1.

6.2.2 Wie können die Kosten erfasst werden?

Im letzten Abschnitt wurde geklärt, welche Kosten ansatzfähig im Sinne des Gesetzgebers sind. Der nächste Schritt besteht darin, diese Kosten nach Möglichkeit zu prognostizieren. Dies erfordert zunächst eine allgemeine Übersicht über die Kostenarten und Kostenstellen. Je weiter eine Untergliederung in Kostenstellen und Kostenarten in einem Unternehmen stattfinden kann, desto einfacher lassen sich variable Kosten identifizieren und für die Zukunft in Abhängigkeit von Kennzahlen berechnen und/oder als

¹²Beim Realzinssatz wird die Inflationsrate mit in Abzug gebracht, wohingegen beim Nominalzinssatz diese mit berücksichtigt wird.

Tabelle 6.1: Kosten i. S. v. SächsKAG (In Anlehnung an: SächsKAG)

Ausgleich	–	Kostenüberdeckung aus der Kalkulation der Vorperiode
	+	Kostenüberdeckung aus der gleichen Kalkulationsperiode
Abwasserabgabe	+	Abwasserabgabekosten
Aufgabenbezogene Leistungen	+	alle Aufwendungen für die wahrgenommenen abfallwirtschaftlichen Aufgaben einschließlich Verweidung und Verwertung
	+	Kosten der Beratung der Abfallbesitzer
	+	Erfassung von Abfällen außerhalb der regelmäßigen Grundstücksentsorgung
Rekultivierung	+	Barwerte des später anfallenden Nachsorge- und Rekultivierungsaufwandes für Anlagen der Ver- und Entsorgung
	+	Aufwand, welcher im Jahr des Anfalls nicht durch Rückstellungen gedeckt sind
Abschreibungen (Anlagevermögen einschließlich Sachen und Rechte, welches von der Gemeinde und Landkreis bereitgestellt wurde + vom Personal erbrachte Werk- und Dienstleistungen + Vorfinanzierungskosten)		Wiederbeschaffungszeitwert
	–	Beiträge, Zuweisungen und Zuschüsse Dritter
	–	jährlich passive Ertragszuschüsse deren auflösungsraten um einen amtlichen, einschlägigen vergleichbaren Baukostenindex erhöht werden müssen
		oder Anschaffungs- und Herstellungskosten
	–	Beiträge, Zuweisungen und Zuschüsse Dritter
	–	jährlich passive Ertragszuschüsse deren auflösungsraten um einen amtlichen, einschlägigen vergleichbaren Baukostenindex erhöht werden müssen
Zinsen (Verzinsung des Anlagevermögens)	+	Durchschnittswertmethode ((Anschaffungs- und Herstellungskosten) - (Beiträge, Zuweisungen und Zuschüsse Dritter))/2 oder Restwertmethode
	+	Anschaffungs- und Herstellungskosten
	–	Abschreibung auf Nominalwert
	–	Beiträge, Zuweisungen und Zuschüsse Dritter
	–	Restbuchwert der Ertragszuschüsse
Zinsen für Kostenüberdeckung	–	angemessene Zinsen für Kostenüberdeckung
Sonderposten	+	Zinsen für Sonderposten
Sondervermögen (Anstelle der kalkulatorischen Verzinsung)	+	Zinsen für Kredite
	–	Habenzinsen
	+	angemessene Verzinsung des von der Gemeinde oder Landkreis aufgewendeten Eigenkapitals
Straßenentwässerungskosten	–	Teilaufwand der auf die Anschlüssen von öffentlichen Straßen, Wegen und Plätzen entfällt

Tabelle 6.2: Kostenartengliederung und Benchmarkingvergleich (In Anlehnung an: Beier (2003); Heiss und Pilz (2007))

Kostenart	Kostenstelle			Summe	Bautzen
	Kanal	Kläranlage	Hilfskostenstellen (Verwaltung)		
	53,2%	40,1%	6,7%		
Betriebskosten	Material und Hilfsstoffe		0,2%	0,2%	
	Material und Stoffkosten	0,1%	3,4%	3,5%	3,9%
	Personalkosten	2,7%	5,2%	7,9%	16,0%
	Leitungen Dritter	3,9%	2,0%	5,9%	6,5%
	Abwasserabgabe				
	Energiekosten	1,9%	4,0%	5,8%	4,8%
	Reststoffentsorgung	0,0%	4,4%	4,4%	3,1%
	Sonstige betriebliche Kosten	0,4%	0,5%	0,9%	25,3%
	Summe Betriebskosten	8,9%	19,6%	1,6%	30%
Kapitalkosten	kalkulatorische Abschreibung				
	kalkulatorische Zinsen				
	geringwertige Wirtschaftsgüter				
Summe Kapitalkosten	44,4%	20,7%	5,1%	70%	38,1%

Vergleichswerte für Benchmarkingprojekte verwenden.¹³ Die Kostenstellen werden jeweils in Haupt-, Neben- und Hilfskostenstellen eingeteilt. Die Tiefe und Anzahl der jeweiligen Kostenstellen ist von der Größe, den anfallenden Aufgaben sowie von den gewünschten Auswertungen abhängig. Wichtig für eine Gliederung der Kostenstellen ist eine gute Übersichtlichkeit, Kontrollfähigkeit und Wirtschaftlichkeit. Eine zu starke Untergliederung der Kostenstellen und Kostenarten verursacht wiederum einen erhöhten Verwaltungsaufwand. Laut Beier (2003) gliedert sich eine geeignete Datenstruktur in den Anlagentyp, wie z. B. Kläranlage oder Kanal; den Anlagenbereich, wie z. B. dem Pumpwerk oder der Feststoffabtrennung und die Anlagenteile, wie z. B. dem Grobrechen oder Feinrechen. Diese Gliederung lehnt sich dem Prozess der Abwasserklärung an. Eine Gliederung auf Ebene der Anlagentypen ist jedoch zu grob und die Ebene der Anlagenteile zu fein, um als Prozesskostenrechnungsebene zu dienen. Eine Grobgliederung nach Heiss und Pilz (2007) sowie der Kostenstellengliederung nach Beier (2003) würde zu der Kostenstruktur nach Tabelle 6.2 führen. Je nach Anlagengröße müssen bei der Feingliederung einzelne Prozesse zusammengefasst werden, da manche Verfahrensschritte nicht vorhanden sind bzw. die erforderliche Datendichte nicht gegeben ist.

Zu unterscheiden sind jeweils Betriebskosten, welche direkt einer Kostenstelle zugeordnet werden können (z. B. Stromkosten über einen extra Stromzähler) und Kosten, welche indirekt umgelegt werden müssen. Diese indirekte Verteilung muß für jeden Betrieb individuell festgelegt werden. Liegen z. B. keine Stundenzettel für die Aufteilung der Personalkosten vor, können diese mit Hilfe der Summierung des Zeitbedarfes nach ATV auf die Kostenstellen erfolgen. Diese Kostenstruktur kann aufgrund der Annäherung zur Prozesskostenkalkulation als Grundlage für verschiedene Analysen und Prognosen dienen. Als Beispiel dient hier ein Benchmarking-Projekt des ÖWAV-WORKSHOPS. Das Benchmarking

¹³ In der Siedlungsentwässerung gibt es zahlreiche Benchmarkingprojekte bzw. Projekte welchen einen Vergleich über Kennzahlen ermöglichen sollen (Kroiß, 2002) (Reicherter, 2003, S. 1 ff.) (Beier, 2003, S.1 ff.) (Haneke, 2001, S.1 ff.).

der ÖWAV für die Gruppe, in der sich der EAB befindet, kann als Vergleichswert mit den Abwasserbetrieben Bautzen ebenfalls der Tabelle 15 entnommen werden. Dargestellt sind die prozentualen Bestandteile auf die Gesamtsumme der Kosten. Der Vergleich kann als Anhaltspunkt dienen, sollte jedoch im Hintergrund der individuellen, örtlichen Rahmenbedingungen nicht zu vorschnellen Rückschlüssen führen. Des Weiteren sind für Bautzen nur die gebührenfähigen Kosten dargestellt. Dies verdeutlicht den Unterschied zwischen tatsächlichen Kosten und gebührenfähigen Kosten, bei welchen unter anderem die Subventionen von den Abschreibungen abgezogen werden müssen. Aus dem Benchmark geht deutlich hervor, dass die Kapitalkosten sowohl bei der Kläranlage als auch bei der Kanalisation den größten Anteil besitzen. Aus diesem Grund ist es besonders wichtig, bei der Bewertung auf die Höhe der Abwassergebühren diesen Kostenblock gezielt zu ermitteln. Dieser ist im Regelfall langfristig vorhersagbar, weshalb eine Beschränkung auf die Prognose der Betriebskosten erfolgen kann. Bei den Betriebskosten in der Kanalisation sind vorwiegend die Personalkosten und die Leistungen Dritter (meist Instandhaltung und Wartung) zu schätzen, wohingegen bei den Kläranlagen vornehmlich die Energie-, Personal, Entsorgungs- und Chemikalienkosten zu prognostizieren sind.

Um eine geeignete Abschätzung der Kosten vorzunehmen ist es zweckmäßig zuerst zu analysieren, ob die Kosten langfristig in Abhängigkeit einer Bezugsgröße stehen (variabel) oder fix sind. Dies ist bei der Prognose zu berücksichtigen und kann mit Hilfe einer Kennzahlenbildung bzw. durch Erfahrungen und Fachwissen erleichtert werden.

6.2.3 Ausblick: Prognosen auf Basis von Kennzahlen

Für eine Prognose der Kosten, aber auch für ein Benchmarkingprojekt, kann auch auf Kennzahlen zurückgegriffen werden, welche aussagekräftig sowie mit vertretbarem Aufwand und Kosten messbar sind. Der DWA stellt mögliche Kennzahlen für die Bereiche Struktur/Technik, Sicherheit, Qualität, Kundenservice, Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit auf, welche sich im wirtschaftlichen Bereich hauptsächlich auf die Bezugsgrößen Einwohnerwert, Einwohnerzahl und Länge des Kanalnetzes stützen. Das Problem der derzeitigen Kennzahlenbildung im Bereich der Abwasserentsorgung besteht jedoch laut Beier (2003) darin, dass Festlegungen relevanter Kennzahlen fehlen. Auch die Kombination mit der Betriebswissenschaft ist laut Beier (2003) noch ungenügend gelöst. Häufig scheitert es an der Semantik und Ordnung der Daten für einen geeigneten Datenaustausch. Daher ist es im ersten Schritt durchaus sinnvoll, die Daten klar in das oben genannte Schema der Kostenarten und Kostenstellen zu integrieren. Anschließend können die Betriebskosten den Kostenträger Schmutzwassermenge (Q_s in m^3), biologischer Sauerstoffbedarf (BSB_5 in kg), N_{ges} -Elimination (N_{ges} in kg) und P_{ges} -Elimination (P_{ges} in kg) zugerechnet werden und die Kennzahl €/Kostenträger bestimmt werden. Ziel ist es, die Prognose der Kosten auf die Faktoren Schmutzwassermenge und Abwasserzusammensetzung zu beschränken. Im Folgenden ergeben sich zwei Varianten die Kennzahlenbildung für zukünftige Kalkulationen zu verwenden. Zum einen ist es möglich die gesamten Kosten einer Kostenstelle auf die jeweiligen Kostenträger umzulegen, z. B. 100 Prozent für den Kostenträger Phosphor in der chemisch/physikalischen Reinigung. Dieses Vorgehen wird von Beier (2003) aufgezeigt und erfolgt über alle Kostenstellen, so dass am Ende mit vier oder mehr Kennzahlen (€/Q_s; €/BSB₅; €/N; €/P; etc.) alle Betriebskosten abgedeckt werden können. Nachteil ist, dass angenommen wird, dass alle Kosten einen Kostenträgerbezug aufweisen. Daher ist es nach Ansicht des Autors sinnvoll, diese Kennzahlen nur bei nachgewiesener Abhängigkeit anzuwenden und die restlichen Kosten als fixe Kosten unter Beachtung der jeweiligen natürlichen Kostensteigerungsrate fortzuschreiben. Lindtner (2004) weist statistisch nach, dass der beste Kostenträger hierbei der

EW_{CSB} -Wert ist, da die anderen Kostenträger (mit Ausnahme von Q_s bei den Energiekosten der Pumpen) keinen besseren statistischen Zusammenhang mit den Kosten aufweisen konnten. Zudem kommt die Schwierigkeit einer Stickstoff- und Phosphorkonzentrationsmessung hinzu. In diesem Fall könnte eine vereinfachte Kostenprognose mit Hilfe von nur einer Kennzahl durchgeführt werden. Ungeachtet dessen sollte eine Vorhersage der Personalkosten anhand von Kopffzahlen erfolgen. Eine Unterstützung der Analyse und Prognose mittels einer geeigneten Software ist empfehlenswert, so dass ohne großen Rechenaufwand jederzeit aktuelle Kennzahlen und Prognosen zur Verfügung stehen. Diese Vorgehensweise sollte anhand einer empirischen Untersuchung eines Abwasserentsorgungsbetriebes, der eine ähnliche Kostenstruktur aufweist, überprüft und Verbesserungsmaßnahmen getroffen werden. Im hier vorgestellten Gebührenprognoseverfahren wird diesbezüglich nur eine mengenmäßige Betrachtungsweise des Schmutzwassers durchgeführt und der qualitative Aspekt der Abwasserzusammensetzung fallen gelassen.

6.3 Fallbeispiel - Gebührenprognose (Gladbeck, Bautzen, AZV Spreequellen)

6.3.1 Hintergrund und Fragestellung

Ziel des Beitrags ist, die Auswirkungen des demografischen Wandels als Treiber der Gebührenbelastung der Haushalte zu analysieren und von anderen Gebührentreibern zu differenzieren und mit diesen zu vergleichen. Als weitere Gebührentreiber werden der rückläufige häusliche Abwasseranfall (Spareffekt), eine Veränderung des industriellen Schmutzwasseranfalls (Industrieeffekt) sowie Änderungen der Betriebs- (Betriebskosteneffekt) und Kapitalkosten (Kapitalkosteneffekt) untersucht. Dazu wurde ein Gebührenprognoseverfahren entwickelt, das eine Gebührenprognose für einen Zeitraum von 10 bis 15 Jahren ermöglicht. Das Gebührenprognoseverfahren wurde in drei Fallstudien in Gladbeck, Bautzen und beim Abwasserzweckverband (AZV) Spreequellen getestet.

6.3.2 Daten und Methode

Die drei Forschungsfragen wurden mithilfe des entwickelten Gebührenprognoseverfahrens für die drei Betreiber beantwortet. Die Ergebnisse aus den drei Fallstudien werden in diesem Artikel vorgestellt. Die Analyse besteht aus drei Schritten.

Die Beantwortung der ersten Forschungsfrage „Um wie viel Prozent steigen die Abwassergebühren bis zum Jahr 2020 insgesamt?“ ist Ziel der Bruttoprognose. In diesem ersten Analyseschritt ist, eine möglichst realistische Prognose der Abwassergebührenbelastung der Haushalte des Jahres 2020 zu erstellen. Dazu werden in der Bruttoprognose die Ausgangsdaten gemeinsam mit dem Abwasserentsorger in ein Datenerfassungsblatt eingetragen und entsprechend individuelle Annahmen zu den zukünftigen Entwicklungen der einzelnen Parameter getroffen. Als Eingangsparameter werden neben den demografischen Daten sowohl der häusliche als auch der industrielle Schmutzwasseranfall sowie die Betriebs- und Kapitalkosten und das Gebührenerhebungsverfahren berücksichtigt.

Für die Bevölkerungsprognosen werden Daten der Bertelsmann-Stiftung, der statistischen Ämter oder individuelle Bevölkerungsprognosen der jeweiligen Städte bzw. Betreiber verwendet. Der industrielle und häusliche Schmutzwasseranfall ergibt sich aus den Jahresverbrauchsabrechnungen. Die Betriebskosten werden mithilfe der jeweiligen Betreiber in das Datenerfassungsblatt eingetragen. Hierbei wird

die zukünftige Kostenentwicklung für jede Kostenart (z.B. Materialien, Personal, Energie, Leistungen Dritter, Abwasserabgabe, Reststoffentsorgung) individuell auf Basis der Erfahrungswerte der Betreiber prognostiziert. Die Analyse basiert dabei auf noch detaillierteren Angaben zu den einzelnen Kostenarten, diese können hier jedoch nicht im Einzelnen dargestellt werden. Die Prognose der Materialien wurde zum Beispiel auf Betreiberebene in weitere Unterposten (Kraftstoff, Chemikalien, andere Verbrauchsgüter) aufgegliedert. In der Prognoserechnung wird jeweils für jeden Unterposten der Kostenanteil spezifiziert, der bezüglich der Abwassermenge variabel ist. Aus Gründen der Darstellbarkeit werden hier sämtliche Betriebskosten unter einer Kategorie zusammengefasst. Siehe dazu auch Abschnitt 6.2 auf S. 138. Die Kapitalkosten sind ebenfalls zusammengefasst und bestehen aus den kalkulatorischen Zinsen und den kalkulatorischen Abschreibungen. Die Datengrundlage für die Prognose der beiden Kostenarten basiert auf den jährlich veranschlagten kalkulatorischen Zinsen und Abschreibungen sowie auf individuellen Annahmen bezüglich ihrer zukünftigen Entwicklung. Die Prognose der Kapitalkosten wird ebenfalls mithilfe der Betreiber vor Ort prognostiziert, somit können individuelle Investitionsstrategien und Erfahrungen implizit berücksichtigt werden. Sowohl die Betriebs- als auch die Kapitalkosten abzüglich nicht gebührenfähiger Posten werden daraufhin mithilfe der prognostizierten Abwassermenge sowie eines für jede Kostenart individuell festlegbaren jährlichen Preissteigerungsniveaus prognostiziert.

In der Gebührenprognose wird nach den Vorgaben des Kommunalabgabengesetzes (KAG) vorgegangen und die umlagefähigen Kosten direkt auf die Gebühren umgelegt. Von Änderungen des KAG oder sich ändernden Rahmenbedingungen wird abstrahiert. Einen Überblick über die Eingangsdaten und den Berechnungsablauf gibt Bild 6.1.

Im zweiten Schritt, der Nettoprognose, werden die einzelnen ursächlichen Effekte des in der Bruttoprognose nachgewiesenen Gebührenanstiegs isoliert voneinander betrachtet, um die zweite Forschungsfrage zu beantworten: Welchen Anteil haben der demografische Wandel bzw. andere Effekte an den Anstiegen der Gebührenbelastungen pro Haushalt? In der Nettoprognose wird zwischen den Auswirkungen der sinkenden Bevölkerungsanzahl (demografischer Effekt), des rückläufigen häuslichen Abwasseranfalls (Spareffekt), des rückläufigen industriellen Abwasseranfalls (Industrieeffekt), der Entwicklung

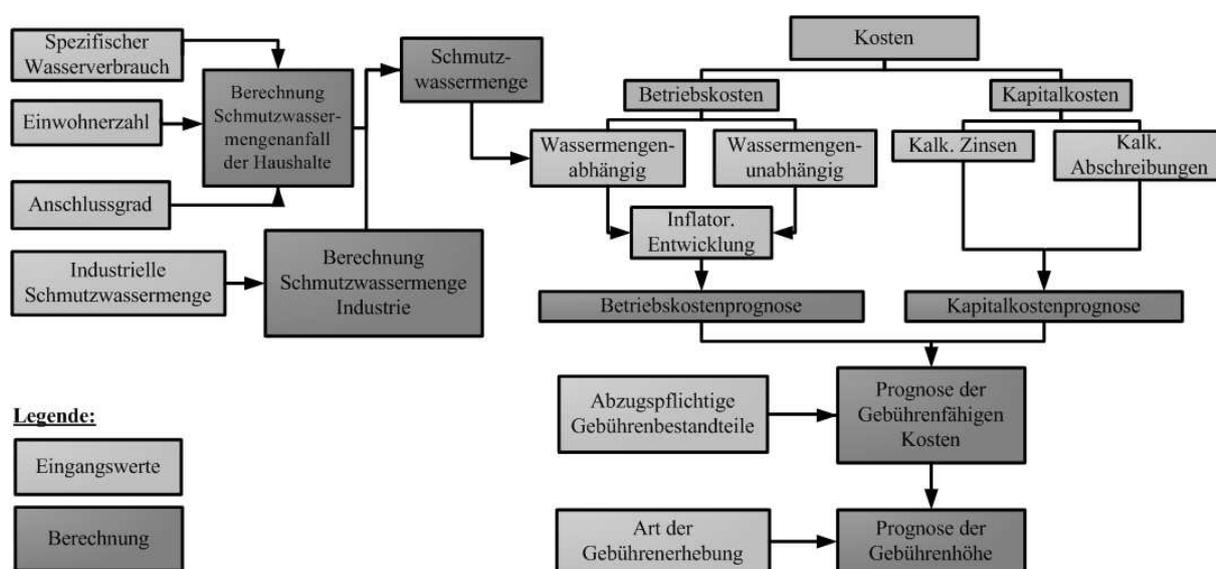


Abbildung 6.1: Berechnungsablauf zur Gebührenprognose

der Betriebskosten (Betriebskosteneffekt) sowie der Kapitalkosten (Kapitalkosteneffekt) auf die Gebührenbelastung der Haushalte differenziert. Für die Nettoprognose werden *ceteris paribus* jeweils nur die zu analysierenden Parameter berücksichtigt und zwar in Höhe der getroffenen Annahme der Betreiber. Beispielsweise hat zur Untersuchung des Demografieeffektes in Bautzen nur die Annahme zum Bevölkerungsrückgang in Bautzen von 3,2 % einen Einfluss auf das Endergebnis, alle anderen Parameter, wie die Entwicklung der Kapital- oder Betriebskosten oder die Veränderung der spezifischen Abwassermenge, werden auf dem Niveau von 2009 fortgeschrieben. Für die Untersuchung des Demografieeffektes im AZV Spreequellen und in Gladbeck wurden entsprechend die spezifischen Annahmen zur Bevölkerungsentwicklung aus Gladbeck (-7,3 %) und dem AZV Spreequellen (-7,6 %) verwendet. Da nur die bedeutendsten Effekte betrachtet wurden und sich die Effekte zum Teil gegenseitig beeinflussen, können die einzelnen Nettoeffekte nicht zu den Ergebnissen der Bruttonprognose aufsummiert werden. Zudem werden in der Bruttonprognose noch weitere Effekte berücksichtigt, wie zum Beispiel die Veränderung der Haushaltsgröße und der Anschlussgrad, die dämpfend auf die Gebührenbelastung der Haushalte wirken. Die Ergebnisse illustrieren jedoch die Richtung und Stärke der einzelnen Effekte sehr gut.

Für die Beantwortung der dritten Forschungsfrage wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Im Rahmen dieser Analyse werden mögliche Änderungen in den Annahmen der Fallstudienpartner variiert, um dem hohen Grad an Unsicherheit solcher Prognosen gerecht zu werden und die Auswirkungen möglicher Variationen in den Annahmen sichtbar zu machen. Ebenso wie in der Nettoprognose, werden die übrigen Parameter auf dem Niveau von 2009 fortgeschrieben. Zum Beispiel geht der AZV Spreequellen von keiner weiteren Reduzierung des spezifischen Abwasseranfalls (Spareffekt) aus. In der Sensitivitätsanalyse wird untersucht, um wie viel Prozent sich die Gebührenbelastung der Haushalte ändert, wenn der spezifische Abwasseranfall sich um +/- 1 % bis +/- 20 % ändert. In der Sensitivitätsanalyse werden neben den Annahmen bzgl. des spezifischen Schmutzwasseranfalls (Spareffekt) weiterhin die Annahmen bzgl. des industriellen Schmutzwasseranfalls (Industrieeffekt) sowie des demografischen Wandels (Demografieeffekt), der Kapitalkosten (Kapitalkosteneffekt) und der Betriebskosten (Betriebskosteneffekt)¹⁴ variiert. Die Sensitivitätsanalyse ist somit der Nettoprognose ähnlich, allerdings arbeitet sie mit festen prozentualen Veränderungen.

Die Ergebnisse der Prognose werden sowohl in Gebühren pro Kubikmeter (siehe Gleichung 6.1) als auch in Form der durchschnittlichen Gebührenbelastung pro Haushalt (Gleichung 6.2) dargestellt. Häufig werden Gebührenvergleiche ausschließlich auf Basis der Kubikmeterpreise oder anhand eines bundesdeutschen Musterhaushaltes durchgeführt (BdSt, 2009; Lichblau, 2008). Dabei werden jedoch die unterschiedlichen Gebührenerhebungsverfahren (Grund- und Regenwassergebühr) nicht berücksichtigt und unterschiedliche Pro-Kopf- Wasserverbräuche ignoriert.

$$\text{Abwassergebühr pro m}^3 = \frac{\text{Schmutzwasserkosten} - \text{Grundgebühreneinnahmen}}{\text{Schmutzwassermenge}} \quad (6.1)$$

$$\begin{aligned} \text{Gebührenbelastung pro HH} &= \left(\text{Abwassergebühr pro m}^3 \right. & (6.2) \\ &\times \text{spez. Schmutzwassermenge} + \frac{\text{Grundgebühreneinnahmen}}{\text{Einwohnerzahl}} \\ &\times \text{Haushaltsgröße} \end{aligned}$$

¹⁴ Im Gegensatz zur Nettoprognose wird in der Sensitivitätsanalyse aus technischen Gründen von einer für alle Kostenarten (Energie, Personal etc.) einheitlichen Veränderungsrate ausgegangen.

6.3.3 Ergebnis

6.3.3.1 Annahmen und Eingangsparameter für die Prognose

Grundvoraussetzung für die Auswahl der Fallstudien war die Betroffenheit vom demografischen Wandel. Alle drei Fallstudienpartner sind vom demografischen Wandel im Prognosezeitraum 2009-2020 betroffen. Gladbeck muss sich auf einen Bevölkerungsrückgang von 7,3% einstellen. Der AZV Spreequellen rechnet mit einem Rückgang von 7,6%, Bautzen mit einem Rückgang von 3,2%. Leicht abgedämpft werden kann der Bevölkerungsrückgang durch eine Erhöhung des Anschlussgrades. Im AZV Spreequellen wird eine Erhöhung des Anschlussgrades von 93% auf 94,5% und in Bautzen von 98% auf 99% angestrebt, während in Gladbeck keine weitere Erhöhung des Anschlussgrades geplant ist, (siehe Tabelle 6.3)

Die zuvor beschriebenen Ost-West-Unterschiede im Wasserverbrauch spiegeln sich auch in den drei Fallstudien wider. Während Bautzen und der AZV Spreequellen von ca. 24 bzw. 32 m³ pro Einwohner und Jahr an Schmutzwasseranfall ausgehen, fallen in Gladbeck 45 m³ pro Einwohner an. In Bautzen wird davon ausgegangen, dass der ohnehin niedrige Schmutzwasseranfall sich nur um weitere 1,3% bis 2020 reduziert. Im AZV Spreequellen wird mit keinem weiteren Rückgang gerechnet. In Gladbeck hingegen stellt man sich auf einen Rückgang von 16,3% ein. Bezüglich des industriellen Schmutzwasseranfalls wurde für den AZV Spreequellen die Annahme getroffen, dass dieser sich in Zukunft nicht verändern wird. In Bautzen wird mit einer leichten Abnahme des industriellen Schmutzwasseranfalls von 3,8% im Prognosezeitraum 2009 - 2020 gerechnet. In Gladbeck wird aufgrund des Strukturwandels von einem Rückgang des industriellen Schmutzwasseranfalls von 9,8% ausgegangen.

Der sich aus den getroffenen Annahmen zu den Betriebskosten ergebende Anteil der Fixkosten beläuft sich auf 95% in Gladbeck und im AZV Spreequellen und auf 89% in Bautzen. Die Kapitalkosten entwickeln sich in Abhängigkeit von der gewählten Investitionsstrategie. Die hier betrachteten Betreiber verfolgen unterschiedliche Investitionsstrategien. In Gladbeck steigen die Kapitalkosten im Prognosezeitraum um fast 40%. In Bautzen wird von einem konstanten Verlauf der Kapitalkosten ausgegangen und im AZV Spreequellen von einem leichten Anstieg von etwas mehr als 5% bis zum Jahr 2020.

Die Gebührenerhebungsverfahren der drei Fallstudienpartner weisen folgende Unterschiede auf: Bautzen erhebt ausschließlich eine verbrauchsabhängige Gebühr. Gladbeck stellt sowohl eine verbrauchsabhängige Gebühr als auch Regenwassergebühren in Rechnung. Der AZV Spreequellen wendet ebenfalls den Splittingmaßstab an und erhebt zusätzlich eine Grundgebühr in Abhängigkeit von der Anschlussgröße.

6.3.3.2 Ergebnisse der Bruttoprognose

Basierend auf den betreiberspezifischen Annahmen wurde die Bruttoprognose durchgeführt, d. h. eine möglichst realistische Prognose unter Berücksichtigung sämtlicher Einflussfaktoren inkl. der Entwicklung der Betriebs- und Kapitalkosten, um eine Antwort auf die erste Forschungsfrage geben zu können: Um wie viel Prozent steigen die Abwassergebühren bis zum Jahr 2020? In Bild 6.2 sind die Ergebnisse dieser Bruttoprognose dargestellt.

Die Bruttoprognose zeigt, dass tatsächlich mit empfindlichen Gebührenanstiegen bei allen drei Betreibern zu rechnen ist. Die Gebührenbelastung der Haushalte steigt im Zeitraum 2009 - 2020 in Gladbeck um 50%, in Bautzen um 20% und im AZV Spreequellen um 18%. Die Gebühren pro Kubikmeter steigen in Gladbeck um 73% und im AZV Spreequellen um 32% und in Bautzen um 24% an. Auffällig ist die hohe Differenz zwischen der Entwicklung der Haushaltsbelastung einerseits und den Gebühren pro Kubikmeter andererseits bei den beiden Betreibern in Gladbeck und im AZV Spreequellen. In Bautzen hingegen fällt im Vergleich zu den beiden anderen Betreibern die Differenz auffällig gering aus. Ursache hierfür sind die unterschiedlichen Gebührenerhebungsverfahren und unterschiedliche Haushaltsgrößen. In Bautzen wird ausschließlich eine mengenabhängige Abwassergebühr erhoben, das bedeutet, dass Änderungen 1:1 in die Abwassergebühr pro Kubikmeter einfließen, wohingegen in Gladbeck und im AZV Spreequellen noch zusätzliche, vom Wasserverbrauch unabhängige, Gebührenbestandteile hinzukommen. In Gladbeck werden neben den Kubikmetergebühren auch Gebühren für die versiegelten Flächen (gesplitteter Gebührenmaßstab) erhoben und in Zittau werden zusätzlich Grundgebühren erhoben. Fraglich ist nun, was die Ursachen für die empfindlichen Gebührenerhöhungen im Einzelnen sind. Dazu wird im nächsten Schritt die Nettoprognose durchgeführt.

6.3.3.3 Ergebnisse der Nettoprognose

Die Nettoprognose untersucht den Einfluss des demografischen Wandels bzw. anderer Effekte auf die steigende Gebührenbelastung der Haushalte. Als weitere Gebühren beeinflussende Effekte werden neben dem reinen Bevölkerungsrückgang (Demografieeffekt) und dem Rückgang des häuslichen Ab-

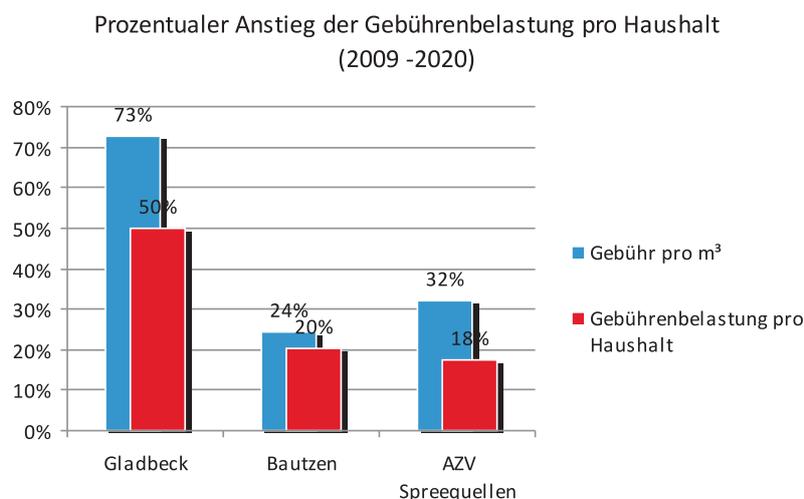


Abbildung 6.2: Ergebnis der Bruttoprognose

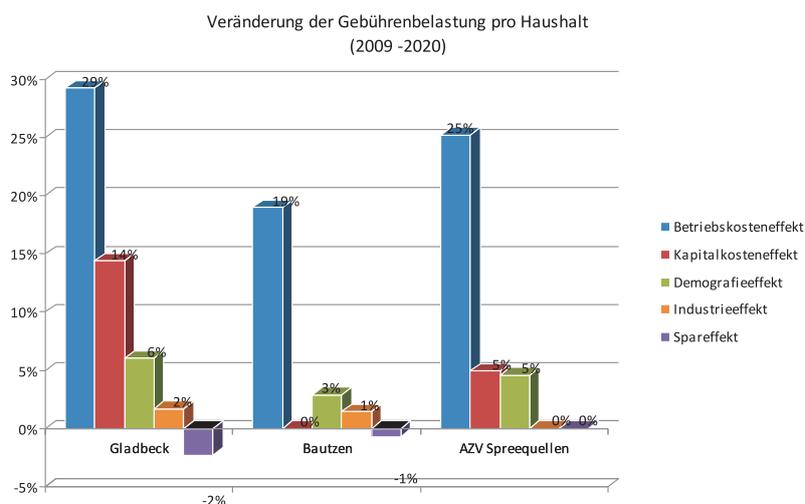


Abbildung 6.3: Ergebnis der Nettoprognose

wasseranfalls (Spareffekt) auch die Entwicklung der Betriebskosten (Betriebskosteneffekt) und die Entwicklung der Kapitalkosten (Kapitalkosteneffekt) betrachtet. Die Ergebnisse für alle Effekte im Überblick sind in Bild 6.3 dargestellt. In der Abbildung ist neben den Einzeleffekten auch noch einmal der Gesamteffekt (Ergebnis der Bruttoprognose) dargestellt. Im Folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Effekte kurz diskutiert.

Demografieeffekt Die Auswirkungen des demografischen Wandels auf die Abwassergebühren führen in Form eines reinen Bevölkerungsrückganges bei einer Fortschreibung der übrigen Annahmen auf dem Niveau von 2009 zu einem leichten Anstieg der Abwassergebühren pro Kubikmeter. Die durch den Bevölkerungsrückgang verursachte Abnahme der Abwassermenge und durch den damit verbundenden Rückgang der variablen Kosten kommt es teilweise sogar zu minimalen Einsparungen (<1%) bei den Betriebskosten. Dieses Ergebnis beruht auf den Annahmen der Betreiber, dass mögliche technische Probleme aufgrund des demografischen Wandels wie eine Zunahme der Spülintervalle etc. im Rahmen der üblichen Wartungsarbeiten behoben werden können und damit keine steigenden Betriebskosten verursachen. Insgesamt führt die kleiner werdende Bevölkerungszahl (-7,3%) in Gladbeck zu einem Anstieg der Gebührenbelastung der Haushalte um 6%. In Bautzen rechnet man mit einem Rückgang der Bevölkerung von 3,2%, der für einen Anstieg der Haushaltsbelastung von 3% verantwortlich ist. Der Bevölkerungsrückgang im AZV Spreequellen von 7,6% führt zu einer steigenden Belastung der Haushalte von 5%. Der demografische Effekt schlägt nicht ganz 1:1 auf die Haushaltsbelastung durch, da die variablen Betriebskosten vom Demografieeffekt beeinflusst werden und leicht sinken.

Spareffekt Der Spareffekt berücksichtigt ausschließlich die Annahmen der Betreiber zum spezifischen Abwasseranfall. Im AZV Spreequellen wurde die Annahme getroffen, dass es zu keinem weiteren Rückgang des spezifischen Abwasseranfalls kommt. Entsprechend hat der Spareffekt im AZV Spreequellen keine Auswirkungen. Der rückläufige spezifische Wasserverbrauch in Gladbeck (-9,8%) und in Bautzen (-1,3%) führt bei Konstanz aller übrigen Annahmen zwar zu steigenden Kubikmetergebühren von jeweils 8,3% bzw. 0,7%, die Gebührenbelastung pro Haushalt nimmt jedoch um 2% in Gladbeck bzw. 1% in Bautzen ab. Dieses Ergebnis differenziert bisherige Aussagen, z. B. von Leist (2007, S. 174), dass Was-

sersparen auch zu höheren Haushaltsbelastungen führt. Ursächlich für die hier nachgewiesene sinkende Haushaltsbelastung ist, dass der Schmutzwasseranteil der Industrie laut Annahme konstant bleibt. Bei steigenden Kubikmetergebühren führt dies dazu, dass die Industrie einen entsprechend größeren Teil der Gebührenbelastung zu tragen hat, während die Haushalte durch eine Reduzierung der verbrauchten Menge ihre Gesamtbelastung reduzieren können. Nur wenn das industrielle Schmutzwasser in einem stärkeren Verhältnis als das häusliche Schmutzwasser abnimmt, kommt es auch zu steigenden Haushaltsbelastungen durch Wassersparen. In den bisherigen veröffentlichten Modellrechnungen wurde der industrielle Schmutzwasseranteil nicht berücksichtigt.

Industrieeffekt Im Gegensatz zum zuvor beschriebenen Spareffekt, in dem Veränderungen des häuslichen Abwasseranfalls untersucht werden, beschreibt der Industrieeffekt die Auswirkungen eines veränderten industriellen Abwasseranfalls. In Gladbeck reduziert sich der industrielle Abwasseranfall um 9,8% und verursacht damit einen Anstieg der Gebührenbelastung der Haushalte im Jahr 2020 von 2% im Vergleich zum Jahr 2009. In Bautzen wird mit einer Abnahme des industriellen Schmutzwasseranfalls von 767.000 m³ auf 738.000 m³ um 3,8% gerechnet. Dies führt zu einem Anstieg der Haushaltsbelastung in Bautzen von ca. 1%. Im AZV Spreequellen wird mit keiner Veränderung des industriellen Schmutzwasseranfalls gerechnet, entsprechend kommt es zu keinen Veränderungen der Haushaltsbelastungen.

Betriebskosteneffekt Bei Fortschreibung sämtlicher Annahmen, bis auf die Entwicklung der Betriebskosten, auf dem Niveau von 2009 zeigt sich, dass der Anstieg der Betriebskosten zu einem Anstieg der Gebührenbelastung der Haushalte um 29% in Gladbeck, um 19% in Bautzen und um 26% beim AZV Spreequellen führt. Damit ist die Entwicklung der Betriebskosten der bedeutendste Gebührentreiber in allen drei Fallstudien. Im Vergleich zum Bevölkerungsrückgang fließt der Betriebskosteneffekt mit jährlich ca. 0,5% - 3% pro Jahr je nach Kostenart in die Gebührenberechnung ein, wohingegen der demografische Wandel mit -0,29% bzw. - 0,69% pro Jahr ein vergleichsweise moderater Gebührentreiber ist. Insbesondere die Steigerung der Personalkosten trägt mit einem bedeutenden Anteil zum Anstieg der Betriebskosten bei. Die Energiekosten weisen ebenfalls eine deutliche Steigerung auf. Die Energiekostenanteile an den Gesamtkosten sind jedoch bei den drei Betreibern relativ gering.

Kapitalkosteneffekt In der Nettoprognose werden die Auswirkungen der unterschiedlichen Investitionsstrategien bzw. Bewertungsverfahren der drei Betreiber deutlich. In Bautzen wird ein budgetärer Ansatz verfolgt und die Kapitalkosten in Zukunft auf konstantem Niveau gehalten. In Gladbeck wird mit einem jährlichen Anstieg der Kapitalkosten (kalk. Abschreibungen und Zinsen) von 2,5% gerechnet.¹⁵ Im AZV Spreequellen wird von einem Anstieg der Kapitalkosten von 0,49% pro Jahr ausgegangen. Da Kapitalkosten bei den drei Betreibern ca. 30% - 40% der gebührenfähigen Kosten ausmachen, hat deren Entwicklung einen entsprechend großen Einfluss auf die Entwicklung der Gebühren. Dementsprechend kommt es bei der Nettoprognose des Kapitalkosteneffektes zu einem leichten Anstieg der Gebührenbelastung der Haushalte von 5% im AZV Spreequellen und zu einem Anstieg von 18% in Gladbeck. In Gladbeck steigt damit der Anteil der Kapitalkosten an den Gesamtkosten von 42% auf 48% bis zum Jahr 2020. In Bautzen und im AZV Spreequellen bleibt der Anteil an den Gesamtkosten nahezu konstant.

¹⁵ In Gladbeck werden die Abschreibungen (3,5% jährlicher Anstieg) auf Basis von Wiederbeschaffungszeitwerten kalkuliert. Damit werden implizit erwartete Preissteigerungen z. B. bei Sanierungsarbeiten berücksichtigt, um in Zukunft real genügend Finanzmittel zur Instandhaltung der Infrastruktur zur Verfügung zu haben. Vor dem Hintergrund eines nicht ausgeglichenen Haushaltes ist Gladbeck verpflichtet, seine Beiträge und Gebühren nach den höchstmöglichen zulässigen Ansätzen des KAG NRW zu erheben.

6.3.3.4 Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Um zu untersuchen, welche Annahmen bei möglichen Fehleinschätzungen zu den größten Abweichungen führen würden, wurden für die drei Betreiber Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Die Ergebnisse werden exemplarisch am Fallbeispiel Gladbeck illustriert, da sich bei allen drei Fallstudien gleiche Verläufe ergaben. Die Steigung der Kurvenverläufe gibt Aufschluss über den Grad der Sensitivität. Je sensibler die Gebührenbelastungen der Haushalte auf Veränderungen der Annahmen reagieren, desto steiler verläuft die Kurve. Eine nahezu waagrecht verlaufende Kurve würde auf den sehr geringen Einfluss des Effektes auf das Endergebnis hinweisen. Wie in Bild 6.4 dargestellt, ergibt die Variation der Annahmen des Betriebskosteneffektes die steilste Kurve. Eine Variation der Annahmen des Kapitalkosteneffektes führt ebenfalls zu sehr starken Änderungen der Gebührenbelastung der Haushalte bis zum Jahr 2020. Die Annahmen bzgl. des Spareffektes und des Industrieeffektes weisen einen etwas flacheren Verlauf auf. Alle fünf untersuchten Effekte reagieren damit sehr sensibel auf mögliche Variationen der Annahmen.

6.3.4 Schlussfolgerung

Wie sich in den hier vorgestellten Fallstudien gezeigt hat, droht es in Zukunft bei allen drei Betreibern zu einem empfindlichen Anstieg der Gebührenbelastungen der Haushalte zu kommen. Die durchschnittlichen jährlichen Anstiege der Gebührenbelastungen der Haushalte im AZV Spreequellen und Bautzen bleiben jedoch noch unterhalb von 1,9% und in Gladbeck unter 4,2%. Im Vergleich zu anderen Infrastrukturdienstleistungen, wie z. B. der Energieversorgung, können die Anstiege im AZV Spreequellen und Bautzen als moderat bezeichnet werden. Wie in der Nettoprognose gezeigt wurde, ist die in Gladbeck in Zukunft vergleichsweise hohe Gebührenbelastung vor allem auf die geplante Investitionstätigkeit und der Bewertung nach Wiederbeschaffungszeitwerten zurückzuführen. Gladbeck berücksichtigt damit zu erwartende Preissteigerungen, die auch die zukünftige Investitionstätigkeit betreffen wird. Die Entscheidung, ob nach Wiederbeschaffungszeitwert oder Anschaffungswert bewertet wird, ist somit eine

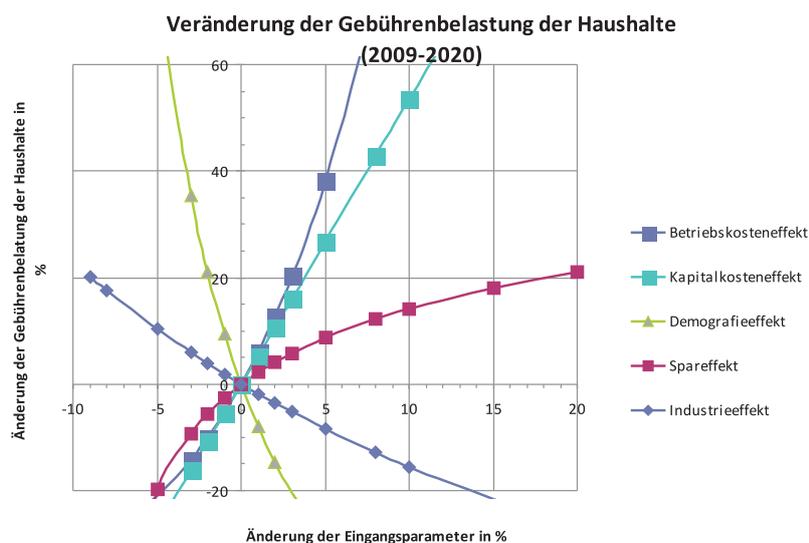


Abbildung 6.4: Ergebnis Sensitivitäts-Analyse

strategisch-politische Entscheidung, ob die Gebührenstabilität oder die technische Instandhaltung im Vordergrund stehen soll.

In der Nettoprognose wurden die Auswirkungen des demografischen Wandels auf die Abwassergebühren, isoliert von anderen Einflussgrößen, analysiert und mit diesen verglichen. Wie sich gezeigt hat, führt der Rückgang der Bevölkerung zu einem Anstieg der Gebühren fast im Verhältnis 1:1. Als der wesentliche Treiber der Gebührenbelastung der Haushalte hat sich die Entwicklung der Betriebskosten (insbesondere bei Personal und Energie) herausgestellt. In diesem Zusammenhang ist der Begriff der Fixkostenproblematik zu hinterfragen. Vielmehr müsste von einem Fixkostenvorteil gesprochen werden, da der hohe Fixkostenanteil dämpfend auf die stark Gebühren treibenden Betriebskosten wirkt. Wie sich in den drei Fallstudien gezeigt hat, ist jedoch der Demografieeffekt, in dessen Zusammenhang der Begriff hauptsächlich genutzt wird, beinahe zu vernachlässigen. Die Entwicklung der Betriebskosten und die Investitionsstrategie haben einen signifikant stärkeren Einfluss auf die Haushaltsbelastungen als der Demografieeffekt.

Positiv auf die Gebührenbelastung der Haushalte wirkt sich unter den getroffenen Annahmen das Wassersparen der Haushalte aus. Eine Reduzierung des spezifischen Abwasseranfalls erhöht zwar die Kubikmeterpreise, die Gebührenbelastung der Haushalte kann jedoch zulasten der Industrie gesenkt werden. Die Gefahr von möglichen Teufelskreisen, die primär durch den demografischen Wandel verursacht werden, und zu einer nicht mehr steuerbaren Kostenspirale führen, konnte in den drei Fallstudien nicht festgestellt werden. Dies liegt zum einen an dem sich hier positiv auswirkenden Spareffekt und zum anderen an der Tatsache, dass alle drei Betreiber mögliche technische Beeinträchtigungen, die durch den demografischen Wandel verursacht wurden, im Rahmen der üblichen Instandhaltungsarbeiten bewältigen konnten. Angesichts der hohen Relevanz der Kapitalkosten bzw. der zukünftigen Investitionsstrategie ist es ratsam, die vorhandenen Anlagegüter und deren zukünftige Instandhaltung und den Ausbau entsprechend zu steuern, z. B. in Form einer entsprechenden Sanierungsstrategie.

Die mit den getroffenen Annahmen verbundene Unsicherheit wurde mithilfe der Sensitivitätsanalyse herausgearbeitet. Diese hat gezeigt, dass insbesondere Änderungen in den Annahmen bezüglich der Betriebs- und Kapitalkosten sowie zur Entwicklung der Einwohneranzahl (Demografieeffekt) zu sehr starken Änderungen des Endergebnisses führen würden. Daher ist es ratsam, die in der Prognose getroffenen Annahmen regelmäßig zu hinterfragen und zu aktualisieren. Insbesondere vor dem Hintergrund, dass sich in den kommenden Dekaden der demografische Wandel weiter verstärken wird, ist ein ständiges Controlling der entsprechenden Größen, z. B. auf Basis des Gebührenprognoseverfahrens, zu empfehlen.

6.4 Zusammenfassung

Für eine Analyse der Abwassergebühren ist der Rechtsrahmen zwischen Gemeinde und Bürger, hier im Besonderen die Kommunalabgabengesetze, maßgeblich. Mittels einer Untersuchung der aktuellen Gesetze und Rechtsprechungen konnten Kosten definiert werden, welche in die Gebührenberechnung einfließen dürfen bzw. müssen. Ansatzfähig sind demgemäß, neben den Betriebskosten, alle Kosten, welche den wertmäßigen Kostenbegriff zugrunde liegen. Damit sind eine Kapitalverzinsung und eine lineare Abschreibung auf Wiederbeschaffungszeitwerten oder auf Anschaffungs- und Herstellkosten erlaubt und ausdrücklich erwünscht. Die Identifikation eines geeigneten Vorgehens der Betriebskostenprognose gestaltet sich indes schwieriger. Als zielführend wird eine Prognose mittels Kennzahlen angesehen, welche sich zum einen auf die Schmutzwassermenge und zum anderen auf die Abwasserzusammen-

setzung beziehen. Hierzu fehlen allerdings Studien, welche eine explizite Vorgehensweise vorschlagen. Aufgrund der Datenstrukturierung des EAB und der Länge der Arbeit, die für eine statistische Analyse einer geeigneten Kostenprognose nicht ausreicht, wird nachfolgend eine Kostenprognose für die einzelnen Szenarien anhand der Schmutzwassermenge getroffen und die Abwasserzusammensetzung außen vor gelassen.

7 Entwässerung im ländlichen Raum

7.1 Grundsätzliche Zusammenhänge

Die Verbesserung der Umwelt- und Lebensqualität im ländlichen Raum hängt zu einem wesentlichen Teil von der Qualität der Abwasserreinigung und der damit zu erzielenden Güte der natürlichen Gewässer und des Bodens ab. Deshalb haben sich die nationalen Regierungen verpflichtet, die vom Europäischen Parlament verabschiedete Wasserrahmenrichtlinie vom 23. Oktober 2000 in ihrem Verantwortungsbereich umzusetzen.

Als Konsequenz besteht für vielen Gemeinden in ländlichen Gebieten bis zum Jahr 2015 die Aufgabe, zahlreiche Abwasserbeseitigungsanlagen zu schaffen oder zu ertüchtigen.

So lag der Anschlussgrad der sächsischen Bevölkerung im ländlichen Raum in Gemeinden mit weniger als 5.000 Einwohnern im Jahr 2006 bei unter 60 %¹. Dies erfordert die Sanierung und Schaffung von Abwasserbehandlungsanlagen nach dem Stand der Technik für rund 600.000 Einwohner.

Die Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum stellt deshalb eine Besonderheit dar, weil in der Regel die geringe Einwohnerzahl pro Flächeneinheit ein unvorteilhaftes Verhältnis zwischen den Investitionskosten für Abwasserbehandlung und Ableitung verursacht, und somit zentral organisierte Entsorgungslösungen in den meisten Fällen nicht finanzierbar sind.

Die mögliche Vorteilhaftigkeit von ländlichen Abwasserbeseitigungslösungen wird neben den örtlichen Bedingungen und den zuvor genannten hohen Investitionskosten zu einem großen Teil von der politischen Rahmensetzung mittels Genehmigungsinstrumentarium und Bezuschussung durch Fördermittel beeinflusst.

Durch das Verschneiden von konkreten örtlichen Bedingungen der abwassertechnischen Erschließungsplanung und den objektiven politisch-wirtschaftlichen Rahmenbedingungen kann unter Anwendung geeigneter Verfahren die Ausweisung der aktuell vorteilhaftesten Investitionslösung für ländliche Siedlungsformen sicher vorgenommen werden.

Die Entscheidung für eine Variante ist neben der rechtlichen Zulassungsfähigkeit also wesentlich vom Kostenvorteil abhängig. Das bedeutet, dass die Wahl der Vorzugsvariante in erheblichem Maße von monetären Kriterien beeinflusst wird SMUL (2004).

Bild 7.1 zeigt einen Überblick der in Betracht zu ziehenden Aspekte bei der Variantenbewertung von Abwasserentsorgungslösungen im ländlichen Raum.

7.2 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die europäische Gemeinschaft misst dem Umweltschutz und damit auch der Sicherheit der Abwasserentsorgung einen hohen Stellenwert zu und strebt dabei gemeinschaftsweit ein hohes Schutzniveau an. Um diese Ziele erreichen, bedient sie sich im Bereich des Wasserrechts der Aufstellung von Richtlinien, welche für jeden Mitgliedstaat verbindlich sind und innerhalb einer entsprechenden Frist in nationales Recht umgesetzt werden müssen (Cosack, 2003).

¹ SMUL, Lagebericht zur kommunalen Abwasserbeseitigung, 2007

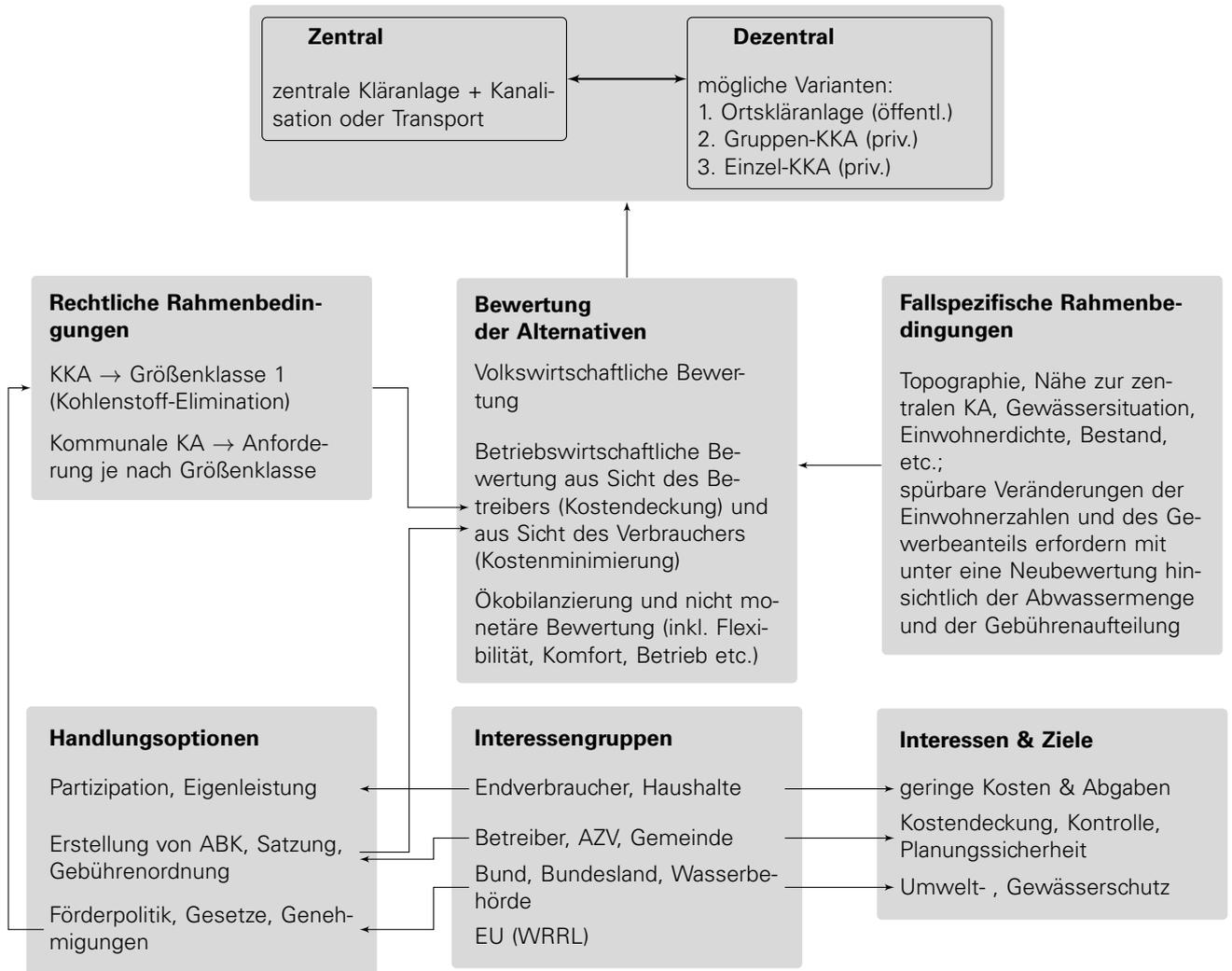


Abbildung 7.1: Einflussfaktoren auf die Wahl zwischen Zentraler und Dezentraler Abwasserentsorgung

In der Richtlinie über die Behandlung kommunaler Abwässer (Richtlinie des Rates 91/271/EWG vom 21. Mai. 1991) werden Anforderungen an das Einleiten von kommunalen Abwasser gestellt. Mit dieser Richtlinie verfolgte die Europäische Union das Ziel, die Oberflächengewässer durch entsprechende Behandlungsanlagen sowie das Grundwasser durch den Ausbau der Kanalisation vor Belastungen aus dem kommunalen Abwasser zu schützen. Mit der sächsischen Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser (VOKom Abw) in der aktuellen Fassung vom 01.08.2000 sollte die o. g. Richtlinie bis Dezember 2005 in nationales (sächsisches) Recht umgesetzt werden.

Im Dezember 2000 ist die Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie - WRRL) in Kraft getreten. Die WRRL fordert für alle Gewässer bis 2015 u. a. einen guten chemischen und ökologischen Zustand. Während die EG-Kommunalabwasserrichtlinie regelmäßig die Errichtung von Kanalisationen in den Verdichtungsgebieten erfordert, schreibt die WRRL keine zusätzliche Errichtung von Kanalisationen in Nichtverdichtungsgebieten vor.

Auf Bundesebene werden die Richtlinien der EU durch das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG, Stand 2005), ein sogenanntes Rahmengesetz, umgesetzt und auf Ebene der Länder durch die jeweiligen Landeswassergesetze konkretisiert. Es enthält aber auch selbst unmittelbar anzuwendendes Gesetzesrecht, welches grundsätzlich über den landesrechtlichen Bestimmungen steht (Cosack, 2003). Die Pflicht zur Abwasserbeseitigung wird im § 18a Abs. 2 WHG grundsätzlich Körperschaften des öffentlichen Rechts zugewiesen.

Ein weiteres für die Abwasserbeseitigung wichtiges Bundesgesetz, ist das Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz - AbwAG, Stand 18.01.05), welches ebenfalls durch eigene Gesetze der Länder näher ausgestaltet wird. Das ABwAG richtet sich an die Abwasserdirekteinleiter und legt die Voraussetzungen und Bemessungsgrundlagen der Abgaben fest, die für das Einleiten in Gewässer an die Länder zu entrichten sind. Ziel der Abgabenerhebung soll die Verbesserung der Gewässergüte sein. Die Höhe der Abgaben richtet sich nach der Schädlichkeit des eingeleiteten Abwassers, gemessen in definierten Schadeinheiten.

Generell gilt, dass der Einsatz einer Kleinkläranlage einer wasserrechtlichen Erlaubnis durch die Untere Wasserbehörde bedarf, sowie einer aktuellen bauaufsichtlichen Zulassung der Kleinkläranlage durch das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt) und einer CE-Kennzeichnung (nach EU Recht) MUGV (2010, S. 7).

7.3 Bewertungsansätze

7.3.1 Einleitung

Jeder Bauträger, ob privaten oder öffentlichen Rechtes, sollte nur dann seine Investitionsentscheidung treffen, wenn er weiß, ob, wie und wann er sich die beabsichtigte Investitionsmaßnahme zur bestimmungsgemäßen Aufgabenerfüllung leisten kann. Darüber hinaus ist die öffentliche Hand gesetzlich verpflichtet, im Zuge ihrer Daseinsvorsorge mit den Ressourcen sparsam und vorausschauend umzugehen. Daher ist es im Vorfeld der Realisierung von kostenträchtigen Investitionsmaßnahmen erforderlich, ausreichend Vergleiche anzustellen, um die dauerhaft kostengünstigste Variante für alle Beteiligten zu verwirklichen.

Wie bereits in Bild 7.1 aufgezeigt, bestehen mehrere Möglichkeiten der Variantenbewertung. Vereinfacht

lassen sich diese in monetäre und nicht monetäre untergliedern.

In der Praxis der Wirtschaftlichkeitsberechnung wird je nach Art des finanzmathematischen Instrumentariums zwischen statischen und dynamischen Investitionsrechnungen unterschieden. Die dynamischen Investitionsrechnungen versuchen im Gegensatz zu den statischen Verfahren die Vorteilhaftigkeit von Investitionsobjekten über den gesamten Nutzungszeitraum zu erfassen, d.h. die Kostengrößen werden je nach Zeitpunkt ihres Auftretens durch Anwendung finanzmathematischer Faktoren gewichtet.

Dabei ist zu beachten, dass die dynamische Kostenvergleichsrechnung nach der KVR-Leitlinie die gesamtwirtschaftliche Kostenvorteilhaftigkeit einer Variante ermittelt. Das bedeutet, dass im Gegensatz zur betriebswirtschaftlichen Kostenrechnung die kalkulatorischen Kosten (Abschreibung, Zinsen usw.) nicht berücksichtigt werden, da sie anderen Rechnungsarten entstammen und somit bei einer Vermischung zu unzutreffenden Ergebnissen führen würden. In Variantenvergleichen sollten deshalb grundsätzlich nur die Ansätze der Kostenentstehung und nicht die betriebswirtschaftlich kalkulierten Ansätze für die Kostendeckung enthalten sein. Durch die genannten Einschränkungen kann anhand der dynamischen KVR lediglich die relative Vorteilhaftigkeit der untersuchten Varianten ermittelt werden. Einen Überblick zur KVR gibt Abschnitt 7.3.2, sowie das Fallbeispiel in Abschnitt 7.4 (ab S. 187).

Als weitere Möglichkeit zur Wirtschaftlichkeitsberechnung existiert die Methode der Berechnung der Lebenszykluskosten, die entstehende Kosten von der Herstellung bis hin zur Deinstallation von Anlagen einbezieht. In Abschnitt 7.3.3 (ab S. 165) wird die Berechnung der Lebenszykluskosten zum Vergleich zentraler und dezentraler Abwasserentsorgungslösungen angewendet.

Neben der Absicherung einer positiven Wirtschaftlichkeit für den Aufgabenträger, soll jedoch auch der Mehrheit der Anlagennutzer die kostengünstigste Art der Aufgabenerledigung ermöglicht werden. Um bei der Abwasserbeseitigung beiden Beteiligten (Abwasserbeseitigungspflichtiger und Grundstückseigentümer) gerecht zu werden, ist eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung notwendig, die umfassend die unterschiedlichen Ausgangslagen und Interessen beider Seiten berücksichtigt (Mauer, 2004).

Einen fundierten Überblick zur Kostenbewertung von Anpassungsoptionen unter Berücksichtigung des Demographischen Wandels findet sich in der Arbeit von Schiller (2010).

Für die Entscheidung vor Ort sind jedoch oftmals auch Aspekte von Bedeutung, die nicht in Geldeinheiten bewertet werden können (nicht monetäre Kriterien). Sie bleiben in einfachen Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen außer Betracht. Da ihre Berücksichtigung jedoch Einfluss auf die Akzeptanz der Entscheidung hat, sollten sie im Variantenvergleich zusätzlich berücksichtigt werden. Dafür bietet sich vor allem die Nutzwertanalyse (NWA) als Entscheidungshilfe an. Die Bewertung von nicht-monetären Kriterien wird im Gegensatz zur Bewertung monetärer Kriterien von subjektiven Empfindungen bestimmt, so dass oftmals von weichen Bewertungskriterien gesprochen wird (SMUL, 2004). Abschnitt 7.3.4 (ab S. 184) gibt einen Überblick zu nicht-monetären Aspekten bei der Planung von Abwasserentsorgungslösungen im ländlichen Raum.

Ein weitere Methode zum nicht-monetären Variantenvergleich stellt die Ökobilanzierung dar. Zur Anwendung der Ökobilanzierung von zentralen und dezentralen Abwasserbehandlungslösungen sei an dieser Stelle auf die Arbeiten von Müller *et al.* (2010); Schubert (2011) verwiesen.

Um einen belastbaren Variantenvergleich zu gewährleisten ist es wichtig, die verschiedenen Bewertungsmethoden in einem iterativen Planungsablauf zu integrieren, siehe Bild 7.2. Durch einen solchen Planungsablauf wird sichergestellt, dass eine letztendliche Vorzugsvariante nicht nur kostendeckend aus Sicht des Betreibers ist sondern auch zumutbare Belastungen für die angeschlossenen Bürger darstellt.

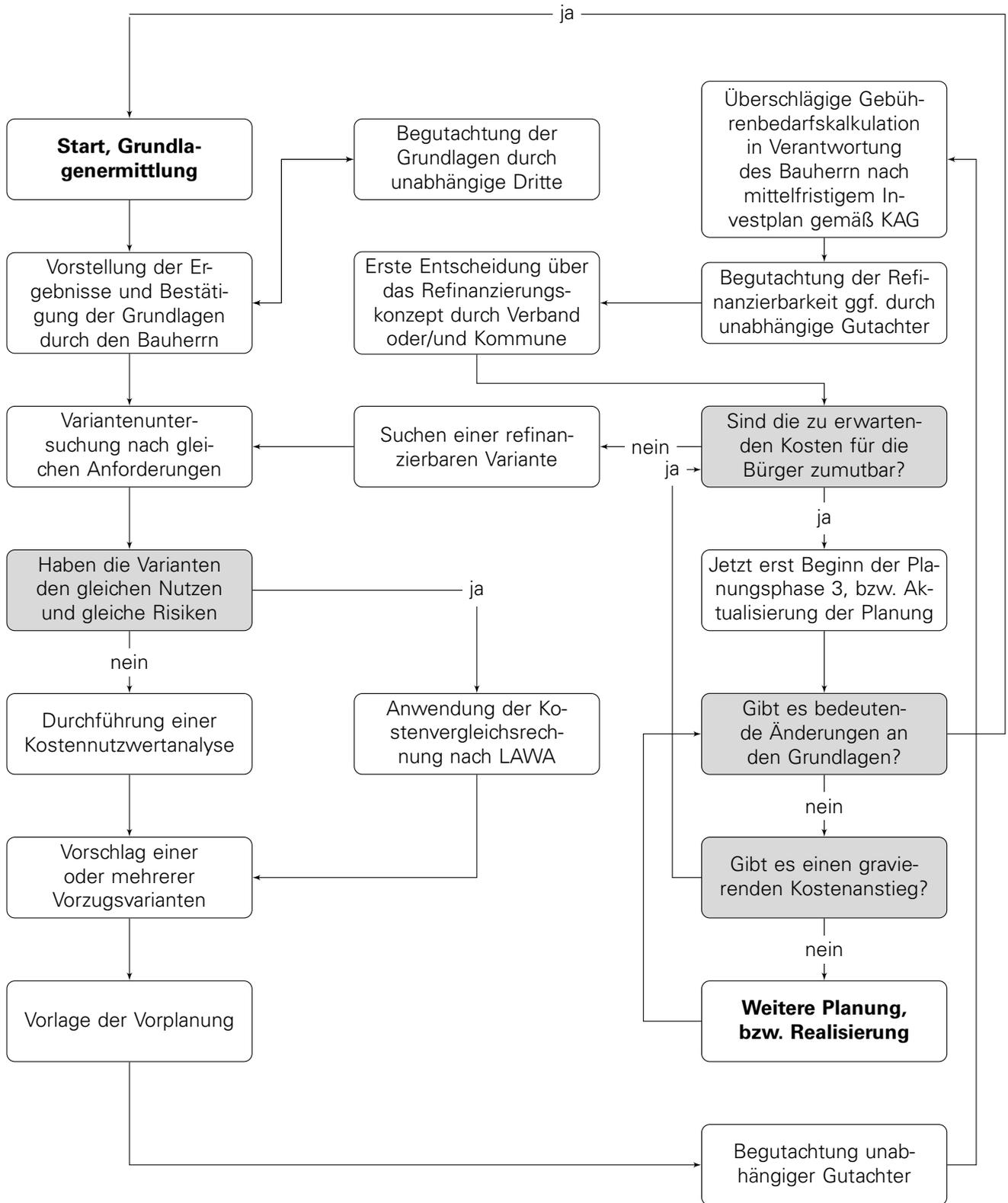


Abbildung 7.2: Planungsweise mit Reduzierung des Refinanzierungsrisikos einer Investition (MUNR, 1999, S. 49)

7.3.2 Dynamische Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie

7.3.2.1 Grundsätzliche Überlegungen

Zur Entscheidungsfindung bei Abwasserinvestitionen wird regelmäßig die Projektkostenbarwertmethode nach KVR-Leitlinie der LAWA herangezogen. Die Anwendung dieser Methode diente bisher als Voraussetzung für den Erhalt von Fördermitteln und ist als Berechnungsgrundlage z.B. in der Förderrichtlinie SWW 2007 verankert. Bei dieser Kostenvergleichsrechnung werden die zeitlichen Kostenentwicklungen verschiedener nutzensgleicher Lösungsalternativen gegenübergestellt. Dabei werden die kumulierten Kosten (Barwerte) unterschiedlicher Kostenstrukturen über die entsprechenden Nutzungsdauern von Anlagen bzw. Entsorgungsalternativen verglichen. Die Kostengegenüberstellung erfolgt zum Teil über sehr lange Laufzeiten und geht von einer langfristigen Transparenz bezüglich der künftigen Entwicklung bestimmter Parameter aus z. B. Zins, Preisniveau. Diese Berechnungsmethode liefert somit vielfache und langfristige Aussagen über die kostenmäßige Vorteilhaftigkeit von nutzensgleichen Varianten (LAWA, 2005), dient aber nach eigener Definition nicht der Beurteilung naheliegender, kurzfristiger wirtschaftlicher Folgen beim Aufgabenträger.

Die Kostenvorteilhaftigkeit der untersuchten Varianten wird auf Grundlage der Projektkostenbarwerte (PKBW) ermittelt. Alle aufgestellten Varianten sind als nutzensgleich zu betrachten, im Hinblick auf die ordnungsgemäße Abwasserbeseitigung je eines abgegrenzten Entsorgungsgebietes. Damit ist gemäß KVR-Leitlinie die Voraussetzung für die Anwendung der dynamischen Kostenvergleichsrechnung mittels Barwertmethode erfüllt.

Um eine gesamtwirtschaftliche Betrachtungsweise zu gewährleisten, sind auch die Kosten, die von privaten Grundstückseigentümern zu tragen sind, wie zum Beispiel Grundstücksleitungen, Hauspumpwerke u.ä., bei allen im Kostenvergleich untersuchten Varianten mit anzusetzen, da sie bei der Errichtung von neuen Entwässerungssystemen zur funktionellen Einheit gehören.

Für den Neubau von bestehenden Bürgermeisterkanälen werden keine kalkulatorischen Kosten bei den Variantenvergleichen mit einbezogen.

7.3.2.2 Kostenermittlung

Als Verfahren, mit dessen Hilfe die Kosten ermittelt werden können, wurde die Kostenschätzung angewendet. Diese dient als Teil der Vorplanung zur überschlägigen Ermittlung der Gesamtkosten (LAWA, 2005) und basiert auf den Ergebnissen der in der technischen Variantenaufstellung ermittelten Bedarfsangaben, z. B. Ausbaulängen, Mengen usw..

Invesonskosten Investitionskosten sind die zur Erstellung, zum Erwerb oder zur Erneuerung von Anlagen erforderlichen einmalig aufzuwendenden Kosten (LAWA, 2005).

Laufende Kosten Die für den Betrieb, Wartung, Instandhaltung und Überwachung von Anlagen erforderlichen finanziellen Aufwendungen werden als laufende Kosten bezeichnet. Dabei sind Personal-, Sach-, Energie-, und sonstige Kosten (z.B. Schlamm Entsorgung) mit einbezogen. Zu den laufenden Kosten bei der zentralen Entsorgungslösung und Ortskläranlagen gehören die Kosten für Personal, Energie, Instandhaltung inklusive Fremdleistungen, Material- und Sachkosten, Schlamm Entsorgung, Abwasserabgabe und Überwachung.

Nutzungsdauer Die Festlegung der Nutzungsdauer für die Anlagen befindet sich in Übereinstimmung mit den empfohlenen Werten der LAWA in der KVR-Richtlinie. Für die Kleinkläranlagen wurde die

durchschnittliche Nutzungsdauer abweichend von den Empfehlungen der LAWA (10 bis 15 Jahre) in dieser Untersuchung mit 18 Jahren angesetzt, um eine verbesserte Vergleichbarkeit mit den Anlagennutzungsdauern zu erreichen. Die Modifizierung wird als zulässig und zielführend angesehen, weil sie nach Meinung des Autors noch im üblichen Toleranzbereich der praktischen Nutzungsdauern der Anlagen liegt.

7.3.2.3 Aufbereitung der Kosten

Untersuchungszeitraum Der Untersuchungszeitraum ist der Zeitraum, für den die Kostenvergleichsrechnung durchgeführt wird und innerhalb dessen die Varianten auszuführen sind. Er soll in der Regel zwischen 30 und 60 Jahren liegen. Der Basisuntersuchungszeitraum für Anlagen der Abwasserableitung beträgt nach Angaben der LAWA 60 Jahre. Der individuelle Untersuchungszeitraum einer Alternative entspricht in etwa der durchschnittlichen Nutzungsdauer der Anlagen.

Zinssatz Als Standardwert für die Basisberechnung wird i.d.R. ein Zinssatz von 3 % p.a. angesetzt. Der vorstehend genannte Zinssatz ist als Realgröße angegeben, da das Prinzip der Realbewertung zu beachten ist (LAWA, 2005). Das heißt, dass die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Kosten aufgrund der Geldwertänderung (in der Regel Inflation) nicht unmittelbar vergleichbar sind. Vielmehr müssen alle Kostengrößen auf die Kaufkraftverhältnisse eines Basisjahres bezogen werden (einheitlicher Preisstand).

Zeitliche Gewichtung von Kostengrößen Prinzipiell sind laut LAWA der Vergleich der Projektkostenbarwerte und derjenige der Jahreskosten gleichwertig. Für den vorliegenden Fall war der Vergleich äquivalenter Projektkostenbarwerte am zweckmäßigsten, da die Alternativen zwar den gleichen Betriebsbeginn, aber unterschiedlich lange Nutzungsdauern besitzen, wodurch die Einbeziehung von Reinvestitionen der Alternativen notwendig war. Damit erhält man äquivalente Projektkostenbarwerte - die an die 72-jährige Nutzungsdauer der Entsorgungsalternativen 1 und 2 angepassten Projektkostenbarwerte. Das Problem der Verrechnung von Restwerten wird somit umgangen, was sonst laut KVR-Leitlinie zu unzutreffenden Ergebnissen führen würde.

Im Hinblick auf die Anwendung der finanzmathematischen Formeln zur zeitlichen Gewichtung von Kostengrößen wurde unterschieden in:

Laufende Kosten mit und ohne Berücksichtigung von Preissteigerungen Der Barwert für die nach dem Bezugszeitpunkt über n Jahre (Jahre 1 bis n) jährlich wiederkehrenden laufenden Kosten wird durch Multiplikation mit dem Diskontierungsfaktor für gleichförmige Kostenreihen (DFAKR) ermittelt.

Wenn die Kostenreihe durch jährlich konstante Steigerungsraten, wie das in der vorliegenden Arbeit in Form von Betriebskostensteigerungen im Rahmen der Empfindlichkeitsprüfung der Fall ist, charakterisiert wird, so spricht man von einer progressiv steigenden Reihe. Der Barwert für diese Kostenreihen ergibt sich durch Multiplikation der Ursprungskostengröße (mit dem Preisstand zu diesem Zeitpunkt) mit dem Diskontierungsfaktor für Reihenprogression (DFAKRP).

$$\text{DFAKRP}_{rLK,i,n} = (1 + rLK) \cdot \frac{(1 + i)^n - (1 + rLK)^n}{(1 + i)^n \cdot (i - rLK)} \quad (7.1)$$

In Gleichung 7.1 ist i der absolute Zinssatz, n der Zeitraum in Jahren und rLK die absolute Betriebskostensteigerungsrate. Bei den durchgeführten Berechnungen wurden die laufenden Kosten zur Ermittlung der

Barwerte generell mit dem Diskontierungsfaktor für progressiv steigende Kostenreihen (DFAKRP) multipliziert, da im Fall einer Preissteigerungsrate $r_{LK} = 0 \%$ der DFAKRP identisch mit dem DFAKR ist.

Reinvestitionskosten mit und ohne Berücksichtigung von Preissteigerungen (Baukosten) Um den Barwert der nach n Jahren (unter Berücksichtigung der jeweiligen Nutzungsdauer der Anlagen) nach dem Bezugszeitpunkt anfallenden Kostengröße der Reinvestitionen zu ermitteln, erfolgte die Multiplikation mit dem Diskontierungsfaktor für eine Einzelzahlung (DFAKE).

$$DFAKE_{i,n} = \frac{1}{(1+i)^n} \quad (7.2)$$

$$AFAKE_{r_{LK},n} = (1+r_{LK})^n \quad (7.3)$$

In den Gleichungen 7.2 und 7.3 ist i der Zinssatz, n der Zinszeitraum in Jahren und r_{LK} die absolute Baukostensteigerung. Um in der Empfindlichkeitsprüfung die Barwerte unter Ansatz von Preissteigerungsraten (in der vorliegenden Arbeit in Form von Baukostensteigerungen) ermitteln zu können, erfolgte die Hochrechnung der Reinvestitionskosten mit dem Akkumulationsfaktor für Einzelzahlungen (AFAKE). Jedoch fungiert die Preissteigerungsrate (hier Baukostensteigerung r_{LK}) mathematisch gesehen wie ein realer Zinssatz. In der Formel wurde demzufolge mit der absoluten Baukostensteigerung r_{LK} statt mit dem absolutem Zinssatz gerechnet.

Die zum Bezugszeitpunkt äquivalenten Barwerte der finanzmathematisch umgerechneten laufenden Kosten wurden zu den Investitionskosten addiert, ebenso wie die Barwerte der umgerechneten Reinvestitionskosten. Auf diese Weise erhält man für jedes Jahr des Untersuchungszeitraumes den entsprechenden Barwert und am Ende des Untersuchungszeitraumes den Projektkostenbarwert als Summe der Barwerte.

Empfindlichkeitsprüfung & Szenarienaufstellung Empfindlichkeitsuntersuchungen können wesentlich zur Risikominimierung und Erhöhung der Entscheidungssicherheit beitragen und sind laut LAWA zwingend in der dynamischen Kostenvergleichsrechnung durchzuführen, weil den Betrachtungen letztlich nur eine Vielzahl von Annahmen zu Grunde liegen. Daher ist die Auswirkung von Abweichungen wichtiger Einflussgrößen auf den Projektkostenbarwert und infolgedessen die Wahl der Vorzugsvariante zu überprüfen.

In Empfindlichkeitsprüfungen werden die Parameter Zinssatz, Preissteigerungen, Kostenansätze und Nutzungsdauer variiert. Darüber hinaus können die Auswirkungen auf die Barwerte bei Bevölkerungsrückgang untersucht werden.

Sinnvollerweise werden die einzelnen Parameter in den durchgeführten Empfindlichkeitsprüfungen zusätzlich miteinander kombiniert. Tabelle 7.1 verschafft einen Überblick über die - analog für beide Modellorte - durchgeführten Berechnungen und Parameter.

Ein Eigenleistungsanteil könnte in der Regel nur bei Erdarbeiten wirksam werden, welche in allen vier Entsorgungsvarianten anfallen. Somit ergibt sich rein rechnerisch keine Änderung in der Rangfolge der Kostenvorteilhaftigkeit. Des Weiteren darf nicht generell davon ausgegangen werden, dass jeder Grundstückseigentümer gleichermaßen in der Lage ist, Eigenleistungen tatsächlich zu erbringen.

Tabelle 7.1: Mögliche Parameterwerte für die Empfindlichkeitsprüfung (i =Zinssatz, rK =jährliche Baukostensteigerung, rLK =jährliche Betriebskostensteigerung), siehe Schäfer (2009)

Parameter	
0	$i=3\%$ (Basisszenario)
1	$i=5\%$
2	$i=3\%$, Fördermittel
3	$i=5\%$, Fördermittel
4	$i=3\%$, Bevölkerungsrückgang bis 2020 um 10% (ohne unterstellten Wohnungsleerstand)
5	$i=5\%$, Bevölkerungsrückgang bis 2020 um 10% (ohne unterstellten Wohnungsleerstand)
6	$i=3\%$, Fördermittel, Bevölkerungsrückgang wie unter 5
7	$i=5\%$, Fördermittel, Bevölkerungsrückgang wie unter 5
8	$i=3\%$, $rK=2\%$, $rLK = 3\%$
9	$i=5\%$, $rK=2\%$, $rLK = 3\%$
10	$i=3\%$, Nutzungsdauer
11	$i=5\%$, Nutzungsdauer
12	$i=3\%$, Kostenansätze
13	$i=5\%$, Kostenansätze
14	$i=3\%$, $rK=2\%$, $rLK = 3\%$, Fördermittel, Bevölkerungsrückgang wie 5
15	$i=5\%$, $rK=2\%$, $rLK = 3\%$, Fördermittel, Bevölkerungsrückgang wie 5
16	$i=3\%$, $rK=2\%$, $rLK = 3\%$, Kostensätze, Nutzungsdauer
17	$i=5\%$, $rK=2\%$, $rLK = 3\%$, Kostensätze, Nutzungsdauer
18	$i=3\%$, $rK=2\%$, $rLK = 3\%$, Kostensätze, Nutzungsdauer, Fördermittel, Bevölkerungsrückgang
19	$i=5\%$, $rK=2\%$, $rLK = 3\%$, Kostensätze, Nutzungsdauer, Fördermittel, Bevölkerungsrückgang

7.3.2.4 Zusammenfassung

Die Kostenvergleichsrechnungen nach KVR-Leitlinie zeigen die veränderliche Wirtschaftlichkeitsentwicklung über mittelfristige bis langfristige Zeiträume auf. Dabei handelt es sich um fiktive Prognoserechnungen mit relativem Bezug zwischen den nutzensgleichen technischen Varianten. Im Ergebnis werden die Verschiebungen der Vorteilhaftigkeit über die zukünftigen Jahrzehnte deutlich gemacht, die den Entscheidungsträgern aufzeigen, ob zeitnah vorteilhaft erscheinende Erstinvestitionen auch langfristig wirtschaftlich bleiben werden.

Die Anwendung der KVR wird im Fallbeispiel siehe Abschnitt 7.4 (ab S. 187) detaillierter aufgeführt.

7.3.3 Vergleich der Lebenszykluskosten für zentrale und dezentrale Systeme

7.3.3.1 Einleitung

Die Kostenvergleichsrechnung nach LAWA stellt eine sehr stark standardisierte Form der Lebenszykluskostenrechnung dar. Dadurch ist ein Vergleichsmaßstab gegeben, der auch durch Dritte (Behörde) gut reproduziert und überprüft werden kann. Die feste Struktur hat jedoch auch Nachteile, wenn für eine fall-spezifische Situation Randbedingungen einfließen sollen, die sich mit der vorgegebenen KVR-Struktur nicht beschreiben lassen. In solchen Fällen kann alternativ eine differenzierte Berechnung von Lebenszykluskosten zur Bewertung von Entwässerungsalternativen herangezogen werden. Nachfolgend wird eine differenzierte Lebenszyklusberechnung für eine Kostenanalyse zentraler und dezentraler Abwasserbehandlungskonzepte im ländlichen Raum entwickelt und angewandt. Die in diesem Abschnitt erläuterte Berechnung von Lebenszykluskosten basiert auf der Arbeit von Bergheim *et al.* (2010).

Die Lebensdauer von Abwassersystembestandteilen reicht von wenigen Jahren bis zu mehreren Jahr-

zehnten. Neben hohen Installationskosten fallen bei vielen Anlagen auch nicht zu vernachlässigbare Kosten durch Betrieb, Wartung, Sanierung und Deinstallation an. Es ist demzufolge zielführend bei einer Auswahl aus verschiedenen Investitionsalternativen nicht nur die Anschaffungskosten zu betrachten, sondern auch die Kosten, die über den gesamten Lebenszyklus anfallen. Eine leistungsfähige Lebenszykluskostenrechnung, die alle Kosten über den Lebenszyklus integriert, kann somit für Investitionsentscheidungen in der Abwasserwirtschaft angewendet werden.

Das Konzept der, auch Life Cycle Costing (LCC) genannt, ist ein Verfahren zur Beurteilung und zum Vergleich von Investitionsalternativen sowie zur Analyse der Wirtschaftlichkeit von Systemen und Produkten. Die Lebenszykluskosten ergeben sich aus der Diskontierung der jährlichen Zahlungsströme, wobei Kosten und Erlöse betrachtet werden. Kosten der Kapitalbindung sowie Abschreibungen finden keine Berücksichtigung, da nur zahlungswirksame Kosten berücksichtigt werden. Ausführliche Darstellungen zur LCC finden sich u.a. bei Hunkeler *et al.* (2008); Rebitzer *et al.* (2003).

In der nachfolgenden Analyse werden Zentrale und Dezentrale Systeme mit einer Anschlussgröße bis 50 EW verglichen. Dezentrale Systeme dieser Größe bestehen i.d.R. immer aus einer mechanischen Behandlung (Vorklärung) und einer biologischen Reinigungsstufe. Die mechanische Vorklärung erfolgt meist in einer Mehrkammergrube. Der Einsatz von Rechen und Sandfang ist im Gegensatz zu zentralen Systemen nicht notwendig. In Abhängigkeit vom Aufbau des biologischen Behandlungsteils kann eine Nachklärung erforderlich sein.

Kleinkläranlagen (KKA) müssen, bedingt durch unterschiedliche Anforderungen an die Ablaufkonzentrationen, unterschiedliche Reinigungsleistungen erbringen. Dabei kann zwischen fünf Reinigungsklassen unterschieden werden, wobei nachfolgend lediglich Anlagen der niedrigsten Klasse (Kohlenstoffelimination) näher betrachtet werden.

Es existieren unterschiedliche Typen von Kleinkläranlagen, die sich in der Umsetzung der biologischen Abwasserreinigung und den Strömungsverläufen in den Anlagenteilen unterscheiden. Klassische Verfahren sind Anlagen mit Tropfkörpern und Belebungsbecken, des Weiteren kommen Tauchkörper-, Festbett- und Schwebebettanlagen zum Einsatz.

Vergleichbare Reinigungsleistungen erreichen auch Pflanzenkläranlagen (PKA), die den Bodenfiltern zugeordnet werden. In der vorliegenden Arbeit sollen die Konzepte der Tropfkörperanlagen (TKA), Belebungsverfahren und Pflanzenkläranlagen näher betrachtet werden. Dabei sind die Spezialtypen Stromlose Tropfkörperanlage und SBR-Anlage sowie eine vertikal durchströmte Pflanzenkläranlage Gegenstand der Untersuchungen.

7.3.3.2 Hintergrund Reinigungsanlagen

Tropfkörperanlage und Stromlose Tropfkörperanlage Tropfkörperanlagen benötigen eine mechanische Vorklärung. In der biologischen Reinigungsstufe wird das Abwasser über einem geeigneten Tropfkörper (meist Lavaschlacke oder Kunststoffkörper) verrieselt. Auf diesem befindet sich ein sessiler Biofilm, bestehend aus Mikroorganismen, die organisches Material abbauen. Um die Reinigungsleistung der Anlage zu erhöhen, wird das Abwasser mehrfach über dem Tropfkörper verrieselt. Entsprechende Rücklaufverhältnisse sind in der DIN 4261 Teil 2 (1996) geregelt. Hohlräume im Tropfkörper führen zu einem Kamineffekt, der die ausreichende Versorgung der Organismen mit Sauerstoff gewährleistet.

Da sich aufgrund des Wachstums des Biofilms Teile lösen können und mit dem gereinigten Abwasser ins Gewässer eingeleitet oder versickert werden könnten, ist eine Nachklärung notwendig. Die Stromlose Tropfkörperanlage stellt einen Sondertyp dar, der sich insofern auszeichnet, als dass die gesamte Reinigung des Abwassers ohne Aufwendung elektrischer Energie abläuft. Mechanische und elektroni-

sche Komponenten sind nicht Bestandteil der Kleinkläranlage. Der Wassertransport in der Anlage erfolgt durch den Kamineffekt oder die Schwerkraft. Belüftet wird das Abwasser im Tropfkörper durch eine Belüftungsschicht, die diesen in zwei Etagen teilt. Das Filtermaterial ist kompostierbare Steinwolle, die ca. alle sechs Jahre erneuert werden muss.

Anlage mit Belebungsverfahren und Sequencing batch reactor (SBR-Anlage) Das Belebungsverfahren zeichnet sich dadurch aus, dass sich die sessilen Mikroorganismen nicht als Biofilm auf einem Anlagenteil befinden, sondern frei im Abwasser suspendieren. Dem sog. Belebungsbecken, das die biologische Stufe darstellt, ist eine mech. Vorklärung vorgeschaltet. Das Abwasser vermischt sich im Belebungsbecken mit den Mikroorganismen. Der Abbau der organischen Inhaltsstoffe setzt eine ausreichende Versorgung mit Sauerstoff voraus, die durch Druckbelüfter gewährleistet wird.

Belebtschlamm und gereinigtes Abwasser werden in das Nachklärbecken gepumpt, in dem die wässrige Phase und der Belebtschlamm durch Beruhigung getrennt werden. Der Belebtschlamm wird gesammelt und ein Großteil in das Belebungsbecken zurückgepumpt. Der überschüssige Schlamm wird in einem Schlamm-speicher gesammelt und kann weiteren Behandlungen zugeführt werden.

SBR-Anlagen sind neuartige Reinigungssysteme, die sich von herkömmlichen in der Weise unterscheiden, als dass keine Nachklärung benötigt wird. Die Bauweise ermöglicht eine Steuerung der Abwasserflüsse in der Anlage in Zyklen, wodurch das Ausschwemmen von Mikroorganismen verhindert wird. Das Abwasser wird im Vorklärbecken gesammelt und portionsweise in die biologische Stufe abgegeben. In dieser erfolgt die Reinigung analog zu einer Anlage mit Belebungsverfahren. Bevor das gereinigte Wasser aus dem oberen Bereich des Klärbeckens abgepumpt wird, sedimentiert der Belebtschlamm im unteren Bereich.

Pflanzenkläranlage Pflanzenkläranlagen (auch als Pflanzenbeete bezeichnet) können in vertikal und horizontal durchströmte Anlagen unterschieden werden. Horizontal durchströmte zeichnen sich dadurch

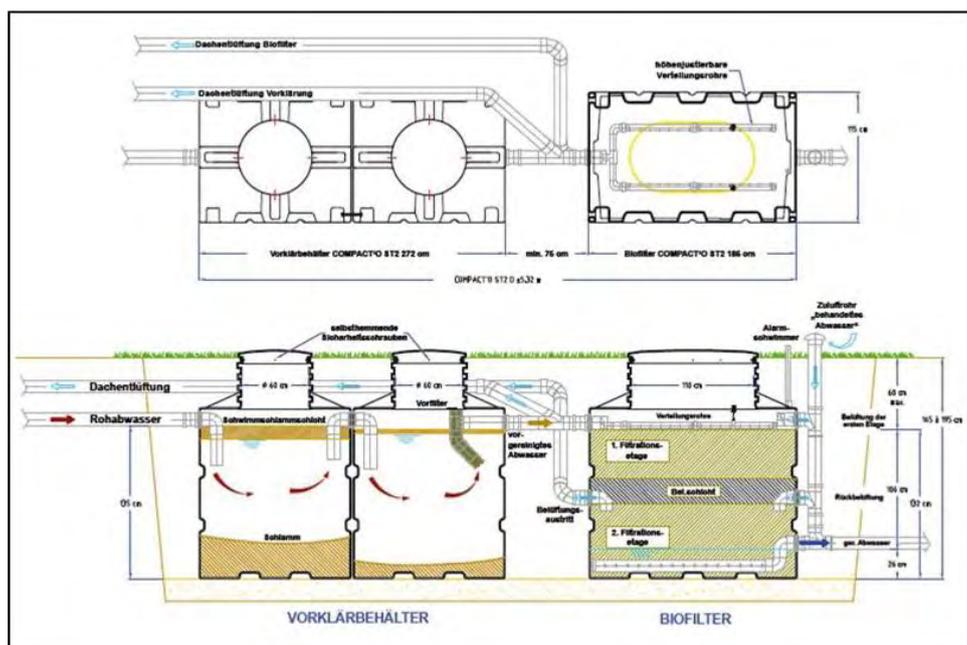


Abbildung 7.3: Funktionsprinzip einer Stromlosen Tropfkörperanlage

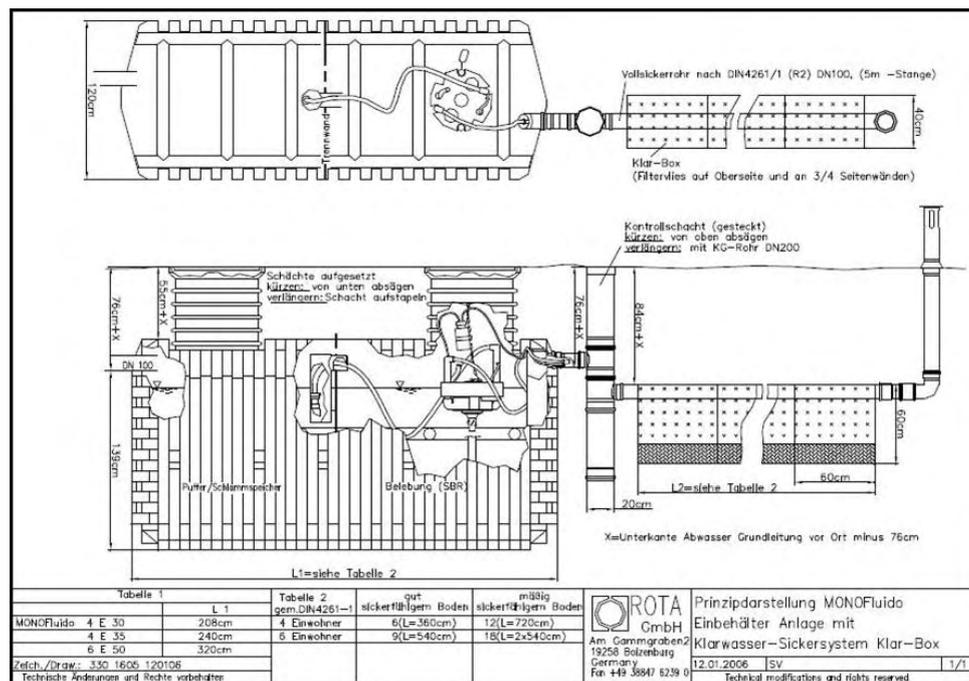


Abbildung 7.4: Prinzipdarstellung einer Ein-Behälter-SBR-Anlage mit angeschlossenerm Sickersystem

aus, dass das Abwasser beim Durchfließen der Anlage dem natürlichen Sickerweg folgt und die Sickerlinie nahezu horizontal verläuft. Bei vertikal durchströmten PKAs hingegen wird die gesamte Oberfläche mit dem Abwasser beschickt und dieses versickert vertikal bis zum Boden. Die Beaufschlagung der Oberfläche erfolgt phasenweise, wodurch der Porenraum der Anlage immer wieder belüftet wird. Ein Biofilm aus sessilen Mikroorganismen bildet sich sowohl auf dem eingebrachten Sand und Kies als auch auf den Wurzeln der eingesetzten Pflanzen (meist Schilf). Die Wurzeln wirken weiterhin einer Verstopfung des Porenraums entgegen. Das ATV-Regelwerk Arbeitsblatt A 262 enthält grundsätzliche Richtlinien bezüglich Bau und Betrieb dieser Anlagen. Vor der Reinigung der häuslichen Abwässer in einer PKA bedarf es einer mech. Vorklä rung in einer Mehrkammer-Absetzgrube. Pflanzenbeete sollten aufgrund möglicher Geruchsbelästigungen 15 bis 20 m entfernt von bewohnten Gebäuden angelegt und mit einer ca. 0,2 m hohen Umwallung gegen Eintritt von Oberflächenwasser versehen werden. Der Einsatz von PKAs ist bis 450 m NN problemlos möglich, bei höheren Lagen ist eine Prüfung der Sonneneinstrahlung notwendig. Maximal ist ein Betrieb bis 800 m NN realisierbar.

7.3.3.3 Hintergrund Kanalisation

Die Kanäle sind die umfangreichsten Bauwerke der Siedlungsentswässerung. Gewöhnlich wachsen Kanalnetze über lange Zeit und können kaum als Ganzes neu gestaltet werden. In diesem Fallbeispiel wird jedoch von einer Neuerschließung und damit einem vollständigen Neubau Kanalnetzes ausgegangen. Die Investitionskosten für die Abwasserableitung können in Grundkosten und Zuschläge untergliedert werden. Die Grundkosten erfassen die grundsätzlich anfallenden Kosten des Abwasserkanalbaus und sind für einfache Bauverhältnisse berechnet. Kostenbeeinflussende Randbedingungen, wie z. B. Wasserhaltung, werden in den Zuschlägen erfasst. Unterschiedliche örtliche Bauverhältnisse können so berücksichtigt werden. Grundkosten und Zuschläge werden i. d. R. in €/m und z. T. in €/m angegeben. Für detaillierte Kostenschätzungen werden je nach örtlichen Verhältnissen die entsprechenden Zuschläge

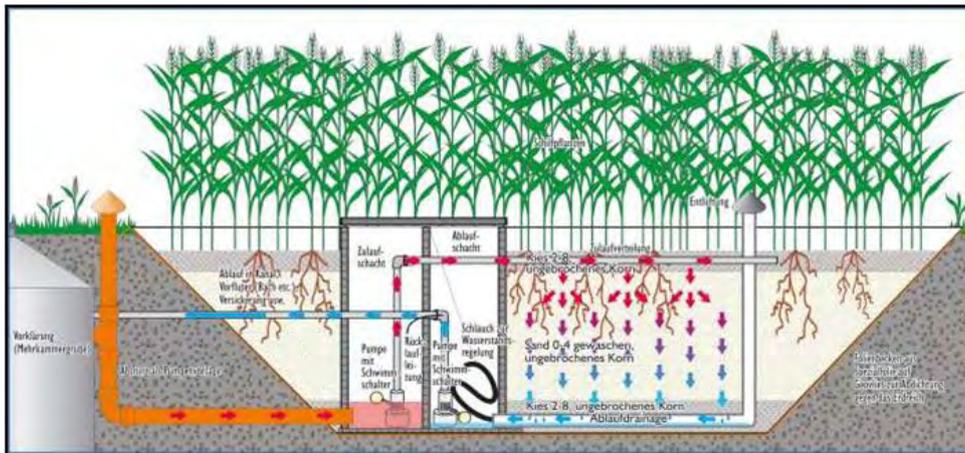


Abbildung 7.5: Modell einer vertikal durchströmten Pflanzenkläranlage mit Rücklauf

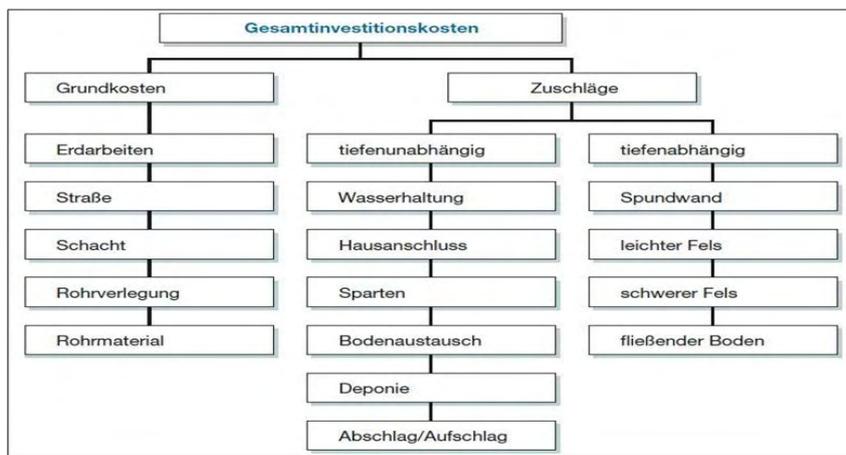


Abbildung 7.6: Zusammensetzung der Investitionskosten einer Kanalbaumaßnahme

zu den Grundkosten addiert.

Die Grundkosten enthalten die Kosten für Rohr (Material und Verlegung), Erdaushub, Schacht und Straße. Der Kostenpunkt Straße erfasst die Kosten für den Straßenunterbau und Bitumendeckschicht. Bei abweichender Deckschicht wird dies, wie auch sonstige Abweichungen von den Randbedingungen der Grundkosten, mittels Zuschläge berücksichtigt. Gewöhnlich ist mit steigendem Rohrdurchmesser ein Anstieg der Grundkosten verbunden. Die Zuschläge lassen sich in tiefenunabhängige und tiefenabhängige Zuschläge unterteilen. Zu den tiefenunabhängigen zählen Zuschläge für Wasserhaltung, Hausanschluss, Sparten (Kreuzungen von Versorgungsleitungen), Abschlag bzw. Aufschlag für Kies-/ Schotterstraßen bzw. Pflaster gegenüber Straßenunterbau mit Bitumen sowie Sonstiges. Die tiefenabhängigen Zuschläge umfassen Spundwände, leichter Fels, schwerer Fels und fließender Boden. Auch hier steigen die Kosten für Zuschläge mit steigendem Rohrdurchmesser. Die Kosten für den Betrieb des Kanalnetzes bestehen im Wesentlichen aus den Aufwendungen für Personal, Material und Instandhaltung. Umso länger ein Kanalnetz ist, desto höhere Betriebskosten für die Abwasserleitung fallen an. Bezieht man die Betriebskosten auf die Anzahl der angeschlossenen Einwohner, kann es aufgrund unterschiedlicher Siedlungsdichten zu starken Schwankungen kommen. Untersuchungen von Reicherter (2003) haben ergeben, dass pro 200 km Kanallänge die Betriebskosten ca. eine Mio. Euro betragen.

Personalaufwendungen umfassen sämtliche Kosten für Personal, welches für den Betrieb des Kanalnetzes benötigt wird. Im Durchschnitt werden 4,5 Personen pro 100 km Netzlänge benötigt, wobei die Werte zwischen 1,5 und 10 Personen schwanken. Die Materialkosten beinhalten Kosten für Energie, Hilfs- und Schmierstoffe, Ersatzteile, Fahrzeuge, Schutzkleidung und sonstige Geräte. Die Instandhaltung bezeichnet alle Maßnahmen zur Bewahrung und Wiederherstellung des Sollzustandes sowie zur Feststellung und Beurteilung des Ist-Zustandes des Kanalnetzes. Entsprechend gehören dazu die Wartung, Inspektion und Schadensbehebung. Diese Arbeiten werden nach Reicherter (2003) zu über 50 Prozent in Eigenleistung durchgeführt. Die Kosten für die Instandhaltung sind dabei stark abhängig vom Alter des Kanalnetzes.

7.3.3.4 Hintergrund Pumpen

Pumpen dienen dazu, auch bei ungünstigem Gefälle den Abwassertransport zu ermöglichen. Im Regelfall kommen Kreiselpumpen zur Anwendung. Sie Um verstopfungsfreien und zuverlässigen Betrieb zu gewährleisten, ist eine Ausrüstung mit Notstrom sowie einem freien Kugeldurchgang von mindestens 100 mm (besser 150 mm) empfohlen. Ein ausreichend dimensionierter Pumpensumpf soll zudem genügend kleine Schaltfrequenzen garantieren. Außerdem muss die Förderwassermenge auf die verschiedenen Situationen des Abwasseranfalls abgestimmt sein. Nicht nur ein möglicher Rückstau bei Regenwetter, sondern auch eine schwallweise Beschickung der Kläranlage bei Trockenwetter soll vermieden werden. I. d. R. sind Pumpwerke redundant, mit mindestens zwei Pumpen ausgerüstet. Investitions- sowie Betriebskosten einer Pumpstation innerhalb eines Kanalnetzes werden wesentlich von den Kostenfaktoren Aufstellungsart, Förderhöhe und Fördermenge beeinflusst. Weitere Kostenfaktoren sind Standort, Tiefenlage sowie Abwasserbeschaffenheit. Da in dieser Arbeit ein stark vereinfachtes Rechenmodell bzgl. der Pumpe verwendet wird, spielen für die Kostenberechnung lediglich Förderhöhe und Fördermenge eine Rolle.

Die Investitionskosten einer Pumpe bzw. eines Pumpwerkes können in Anschaffungs- und Installationskosten unterschieden werden. Zu den Anschaffungskosten zählen die Einkaufskosten, die vor Inbetriebnahme des Systems anfallen. Diese umfassen die Einkaufskosten der einzelnen Komponenten, eine mögliche Erstausrüstung an Ersatzteilen, die Planungskosten, die Kosten des Einkaufsprozesses und eventuell notwendige Qualifizierungsmaßnahmen für das Personal. Zu den Installationskosten zählen Kosten für Montage und Inbetriebnahme des Systems. Die Betriebskosten umfassen Energie-, Bedienungs-, Instandhaltungs- und Betriebsausfallkosten.

Die Energiekosten ergeben sich aus Energieverbrauch und -preis. Der Verbrauch ist dabei abhängig von Förderaufgabe und Wirkungsgrad des Gesamtsystems. Der Energiepreis entspricht i. d. R. dem Strompreis. Oftmals sind die Energiekosten der größte Ausgabenposten eines Pumpensystems. Zu den Bedienungskosten werden die Personalkosten für den normalen, ungestörten Betrieb gezählt. Sie sind stark abhängig vom Überwachungsaufwand, der für das Pumpensystem benötigt wird. Unter Umständen kann eine Zusammenfassung der Bedienungs- und Instandhaltungskosten sinnvoll sein. Die Instandhaltungskosten umfassen die normalen Wartungsarbeiten, wie das Reinigen und Schmieren, die geplante vorbeugende Instandhaltung und die korrektive Instandsetzung bei Pumpendefekten. Die Kosten sind das Produkt von Instandhaltungsfrequenz bzw. Schadenshäufigkeit und der Summe aus Material- und Personalaufwand pro Instandhaltung.

Die Betriebsausfallkosten können bei Ausfall des Pumpensystems entstehen. Besonders im Abwassertransport können erhebliche Schäden aufgrund nicht abtransportierten und zurückgestautem Abwassers resultieren und so erhebliche Kosten verursachen. Eine hohe Verfügbarkeit des Pumpensystems hat da-

her für viele Betreiber höchste Priorität.

Die Berechnungen der LCC erfolgen anhand einer zentralen Abwasserreinigungsanlage mit Belebungsverfahren sowie anhand Kleinkläranlagen der Typen SBR-Anlage, vertikal durchströmte Pflanzenkläranlage und Stromlose Tropfkörperanlage und wurden mit einem für diese Arbeit erstellten Excel-Tool durchgeführt. Der Großteil der Daten zu zentralen Abwasserreinigungsanlagen beruhen auf den Arbeiten von Günthert und Reicherter (2001); Reicherter (2003) zusammengefasst. Es wird jeweils der Median als Ausgangsgröße gewählt.

Ausführungen zu Investitions- und Betriebskosten klärtechnischer Bestandteile beziehen sich in diesen Arbeiten auf das Jahr 1999 bzw. 1998. Um belastbare und vergleichbare Kostensätze zu erhalten, wurde eine Inflationsbereinigung durchgeführt. Allerdings muss einschränkend gesagt werden, dass lediglich Preissteigerungsraten, die sich auf den Verbraucherpreisindex beziehen, verwendet wurden. Es müsste jedoch auch der Einfluss der Konjunktur auf die Preisindizes in Form eines Korrekturfaktors berücksichtigt werden, da ansonsten Abweichungen von bis zu 40 Prozent auftreten können. Die notwendige Analyse würde jedoch über den Rahmen dieser Arbeit hinausgehen. Die spezifischen Investitionskosten in der Arbeit von Günthert und Reicherter (2001) beziehen sich auf Bayern. Für die hier vorliegende Arbeit wurde vereinfachend von einer räumlichen Übertragbarkeit der Werte ausgegangen.

Nachfolgende Berechnungen wurden unter der Annahme durchgeführt, dass die zentrale Kläranlage eine Größe von 20.000 EW (Größenklasse 4) hat und als biologische Reinigungsstufe ein Belebungsverfahren besitzt. Es wird weiter davon ausgegangen, dass die entsprechende Kläranlage bereits vorhanden ist und Kapazität zur Aufnahme weiterer Abwässer zur Verfügung steht. Da spezifische Investitions- und Betriebskostensätze pro EW zur Verfügung stehen, soll angenommen werden, dass in die Berechnung der LCC pro EW die zuvor getätigten Investitionskosten mit einbezogen werden.

Damit der Zufluss zu der Kläranlage nicht von geografischen und örtlichen Gegebenheiten beeinflusst wird, soll davon ausgegangen werden, dass die angeschlossenen Einwohner über ein Trennsystem entwässert werden. Somit wird der Abwasseranfall von keinem Regenereignis beeinflusst und ein Schmutzwasseranfall von $0,10 \text{ m}^3/(\text{EW} \cdot \text{d})$ kann als Dimensionierungsgröße angenommen werden. Wie oben bereits erwähnt, liegen den Berechnungen verschiedene Annahmen zu Grunde, deshalb können die Werte nur begrenzt auf andere Anlagen übertragen werden. Es ist vielmehr sinnvoll die konkreten Werte der betrachteten Anlage zu verwenden, da die Kosten stark von kurzfristigen Schwankungen der Baumaterialkosten und den örtlichen Gegebenheiten abhängen. Die Daten bezüglich der drei Kleinkläranlagensysteme beruhen auf Angeboten deutscher, privatwirtschaftlicher Unternehmen.

Beispielhaft für eine SBR-Anlage wird das Modell MONOfuido 4 E-35 der Firma REWATEC betrachtet. Die vertikal durchströmte Pflanzenkläranlage stammt von der Firma AQUANT und heißt Aquant-dsm 4. Das Modell Klärchen der ALLES KLAR GmbH repräsentiert eine Stromlose Tropfkörperanlage. Es wird davon ausgegangen, dass keine Klärgrube oder Kleinkläranlage bereits vorhanden ist, in die eine neue Anlage eingesetzt werden kann. Somit werden in die Berechnung der LCC anfallende Kosten für Kauf, Installation, Betrieb und Wartung einbezogen. Ebenso wie bei der zentralen Anlage wird ein Betrachtungshorizont von 25 Jahren vorausgesetzt. Dieser stimmt zum Großteil mit der Gewährleistungszeit für die Behälter überein.

Da Pumpen und Belüfter kürzere Lebensdauern aufweisen, wird angenommen, dass diese elektromechanischen Geräte nach Ablauf der Gewährleistungszeit ausgetauscht werden müssen. Gleiches gilt analog für alle anderen Teile mit einer geringeren Gewährleistungsdauer von 25 Jahren. Dadurch anfallende Kosten werden den LCC anteilig, entsprechend der Verwendungsdauer der Bestandteile, zugerechnet. In vielen Regionen Deutschlands werden Fördermittel beim Bau von Kleinkläranlagen ge-

währt, diese sollen jedoch bei den Berechnungen unberücksichtigt bleiben, da regionale Unterschiede bestehen.

7.3.3.5 Berechnung der Lebenszykluskosten

Wie oben bereits erwähnt, werden die spezifischen LCC der zentralen KA und der drei KKA mit einem für diese Arbeit erstellten Excel-Tool errechnet².

Bei der Berechnung der LCC werden Typ-spezifische Investitions- und Betriebskostenstellen berücksichtigt (vgl. Tabelle 7.2). Es erfolgt eine Diskontierung der Betriebskosten über den Betrachtungszeitraum. Um Anwendern des Tools die Arbeit, besonders die aufwendige Datenrecherche, zu erleichtern und eine gewisse Vergleichsbasis zu bieten, wurden die für die drei KKAs ermittelten Daten als Beispieldaten hinterlegt. Zeitpunkte für gewisse Erneuerungen von Teilen der Anlagen ergeben sich aus den Gewährleistungszeiten bzw. aus der entsprechenden AfA-Tabelle. Dabei wird davon ausgegangen, dass alle Bestandteile der KA neu sind, d.h. die Abschreibungsdauer noch voll vorhanden ist. Um jedoch auch längere technische Nutzungsdauern berücksichtigen zu können, wurden die LCC in unterschiedlichen Varianten berechnet. In Variante 1 entsprechen die technischen Nutzungsdauern den Gewährleistungszeiten. In den Varianten 2 bis 4 werden technische Nutzungsdauern von PE-Behältern von 25 Jahren mit entsprechenden von Pumpen und Belüftern von zehn Jahren kombiniert.

Des Weiteren wird in Variante 1 der Diskontsatz variiert. Neben einem Satz von 3,00 Prozent (Variante 1), der auch für die Varianten 2 bis 4 Anwendung findet, werden Diskontsätze von 0,00 Prozent (Variante 1-1) und -3,00 Prozent (Variante 1-2) den Berechnungen zugrunde gelegt. Bei Variante 1-1 wird davon ausgegangen, dass sich die Inflationsrate und der angenommene Diskontsatz aufheben und bei Variante 1-2 wird ein negativer Diskontsatz gewählt, um die „Interessen zukünftiger Generationen“ stärker berücksichtigen zu können. Bei der Berechnung der LCC der KA wird keine Variation der Diskontsätze

²siehe <http://www.demowas.de/>

Tabelle 7.2: Investitions- und Betriebskostenstellen der Lebenszykluskostenrechnung

dezentrales System		zentrales System	
Investitionskosten	Betriebskosten	Investitionskosten	Betriebskosten
<ul style="list-style-type: none"> • Anschaffung KKA-Behälter • Anschaffung zusätzliche Mehrkammergrube • Tiefbauarbeiten • Transport • Abdichtungsarbeiten • Zusätzliche Baustoffe • Ablaufdrainage • Inbetriebnahme 	<ul style="list-style-type: none"> • Wartung • Schlamm-entsorgung • Filtermaterial • Pumpe • Belüfter • Stromverbrauch 	<ul style="list-style-type: none"> • Rechnen • Sandfang • Belebungsbecken, Bau & Maschinen • Vorklärbecken, Bau & Maschinen • Nachklärbecken, Bau & Maschinen • Betriebsgebäude • MSR 	<ul style="list-style-type: none"> • Energie und Wasser • Löhne und Gehälter • Material und Stoffe • Reststoffentsorgung • Fremdleistungen • Sonstige Kosten

vorgenommen. Es wird davon ausgegangen, dass sich der Diskontsatz aus dem WACC der entsprechenden Firma ergibt. Da die Berechnungen für kein konkretes Unternehmen durchgeführt werden, wird beispielhaft der WACC der ENERGIE AG OBERÖSTERREICH verwendet. Dieser beträgt für das Jahr 2008 7,0 Prozent (Variante 1). Um vergleichbare Daten zu erhalten werden die LCC der KA ebenfalls mit einem Diskontsatz von 3,00 Prozent berechnet (Variante 1-1).

Die verwendeten Daten zum Kanalnetz basieren auf der Arbeit von Reicherter (2003). Die für die Pumpensysteme herangezogenen Daten beruhen auf dem Handbuch von Halbach (2003).

Die Daten von Reicherter (2003) sind im Originaldokument ersichtlich. Dabei handelt es sich zum Großteil um Kennzahlen zu Investitions- und Betriebskosten der Abwasserableitung, welche zur Bewertung, Steuerung und Optimierung von Bau und Betrieb erforderlich sind. Grundlage dieser Kennzahlen sind im Wesentlichen Erhebungen aus den Forschungsprojekten „Spezifische Investitionskosten bei kommunalen Kläranlagen- und Kanalbauteilen“ und „Benchmarking in der Abwasserbeseitigung auf der Basis technisch-wirtschaftlicher Kennzahlensysteme“. In die über Schlussrechnungen ermittelten Kennzahlen für Investitionskosten gingen Daten von 350 Projekten ein. Die Betriebskosten entstammen dem Rechnungswesen von 30 Unternehmen. Sowohl Investitions- als auch Betriebskosten sind spez. Größen und werden in Euro pro laufendem Meter (€/m) bzw. Euro pro laufendem Meter und Jahr (€/m · a) oder in Euro pro Tiefenmeter (€/m) bzw. in Euro pro Kubikmeter (€/m³) angegeben. Die Kostendaten für Investitionen basieren auf Nettowerten aus dem Jahr 2000; die der Betriebskosten auf dem Jahr 1998. Zwecks belastbarer und vergleichbarer Kostensätze wurde mithilfe von Preissteigerungsraten, welche sich auf den Verbraucherpreisindex beziehen, eine Inflationsbereinigung durchgeführt. Einschränkend muss erwähnt werden, dass der Einfluss der Konjunktur auf die Kostenentwicklung, durch den sich Differenzen von bis zu 40 Prozent ergeben können, nicht berücksichtigt wird, da dies über den Rahmen dieser Arbeit hinausgehen würde. Neben den Kostendaten wurden zudem von Reicherter (2003) Kennwerte zur Nutzungsdauer von Kanalnetzen sowie zur Kanallänge pro angeschlossenen Einwohner herangezogen.

Bei den Kostendaten vom Halbach (2003) handelt es sich bei Investitions- sowie Betriebskosten um Normativkosten, also unterdurchschnittliche Kostenangaben, die jedoch grundsätzlich erzielbar sind. In mehreren Bundesländern, darunter auch Sachsen, wird diese Normative angewandt. Die von der Förderleistung abhängigen Investitionskosten für das Pumpensystem beziehen sich auf Abwasserpumpwerke mit einer Förderleistung von bis zu 80 l/s, einer Ausstattung von zwei Pumpen (eine Reserve) und dem entsprechenden max. 4 m tiefen Pumpenschacht. Dabei sind die Aufwendungen für Bau, Ausrüstung, notwendiges Zubehör und Elektroanschlüsse enthalten. Die Betriebskosten enthalten Aufwendungen für eine jährliche Wartung und Instandhaltung. Investitions- und Betriebskosten basieren auf dem Jahr 2003 und wurden inflationsbereinigt.

In die Ermittlung der LCC des Abwassertransports fließen die LCC von Kanalnetz und Pumpensystem mit ein. Für die Berechnung der LCC wurde ein Excel Tool entwickelt, welches für nachfolgende Analysen verwendet wird.

Das Excel Tool umfasst neben dem Abwassertransport zudem Berechnungshilfen zu Abwasserreinigungsanlagen, worauf in dieser Beschreibung jedoch nicht näher eingegangen werden soll. Die Berechnung des Abwassertransports berücksichtigt die verschiedenen Kostenstellen für Investition und Betrieb. Die Betriebskosten werden über den Betrachtungszeitraum diskontiert. Die Investitionskosten des Kanalnetzes untergliedern sich in Grundkosten und Zuschläge, welche durch spez. Kosten, wie auch die Betriebskosten von Kanalnetz und Pumpe, definiert werden. Sämtliche Kostenstellen können vom Anwender editiert werden. Neben den Kostenberechnungen sind zudem Tabellen und Berechnungshilfen

Tabelle 7.3: Varianten der LCC Berechnung

Variante	Einwohnerzahl	Transportlänge in m
L1.1	100	1.000
L1.2	100	3.000
L1.3	100	10.000
L2.1	50	3.000
L2.2	500	-
L2.3	1.000	-

für die Dimensionierung des Kanalnetzes sowie des Pumpsystems integriert. Hier sei jedoch darauf hingewiesen, dass die technischen Berechnungen bzgl. des Pumpsystems stark vereinfacht und lediglich durch den Förderstrom und die Förderhöhe charakterisiert sind. Der Wirkungsgrad wird als konstant angenommen und die Förderleistung der Pumpe richtet sich nach dem doppelten max. Trockenwetteranfall.

Für die Berechnung der LCC des Abwassertransports wird von einer Nutzungsdauer des Pumpsystems bzw. des Kanalnetzes von 20 bzw. 80 Jahren ausgegangen. Damit ist die Nutzungsdauer des Kanalnetzes relativ hoch angesetzt, da vom Einsatz langlebiger Materialien ausgegangen wird. Der Diskontsatz soll bei 3 Prozent liegen und der Betrachtungszeitraum erstreckt sich über 25 Jahre. Es wird von einem spez. Abwassermenge von 100 Litern am Tag je Einwohner und einem Strompreis von 0,22 €/kWh ausgegangen. Der Wirkungsgrad der Pumpe bzw. des Motors soll 0,75 bzw. 0,85 betragen. Die Förderhöhe ist auf 15 m festgelegt. Zudem sei erwähnt, dass das Tool zwar Kostenkennwerte zu unterschiedlichen Durchmessern beinhaltet, jedoch werden aufgrund des Forschungsziels dieser Untersuchung die Berechnungen und Analysen mit relativ geringen Abwassermengen durchgeführt, sodass lediglich ein Kanal mit 200 mm zur Anwendung kommt. Die Instandhaltungskosten für das Kanalnetz wurden niedriger angesetzt, da es sich hier um einen Neubau der Kanalisation handelt und dementsprechend die Kosten für Instandhaltung im Betrachtungszeitraum geringer zu erwarten sind. Zudem werden weder tiefenabhängige Zuschläge noch Zuschläge für Pflaster- bzw. Schotterstraßen erhoben. Zur Berechnung der LCC des Abwassertransports werden unter Berücksichtigung der Forschungsfrage unterschiedliche Varianten bzgl. angeschlossener Einwohnerzahl und Transportlänge genutzt. Diese sind aus Tabelle 7.3 zu entnehmen.

7.3.3.6 Ergebnisse Abwasserreinigungssystemen

Dieser Abschnitt beschäftigt sich mit den Ergebnissen der Lebenszykluskostenrechnung der zentralen und dezentralen Abwasserreinigungssysteme. Die Analyse erfolgt mittels einer Sensitivitätsanalyse. Die Ergebnisse der Berechnungen der LCC der drei KKA sind in Tabelle 7.4 aufgeführt. Die LCC schwanken zwischen € 8.989,67 und € 46.325,33, wobei eine Zunahme der LCC mit sinkendem Diskontsatz beobachtet werden kann. Bei einem Diskontsatz von 3,00 Prozent weist die PKA die geringsten LCC auf, ebenso bei einem Diskontsatz 0,00 Prozent. Gleiches gilt für den Fall, dass davon ausgegangen wird, dass alle PE-Behälter eine technische Nutzungsdauer von 25 Jahren haben. Dann hat auch die Stromlose Tropfkörperanlage geringere LCC als die SBR-Anlage. Bei einer Betrachtung unter der Annahme einer technischen Nutzungsdauer der Pumpen und Belüfter von 10 Jahren (Variante 3) und in Variante 4 ergibt sich hingegen folgendes Bild. Die PKA weist die geringsten LCC aus, gefolgt von der SBR-Anlage und der Stromlosen TKA. Wird von einem negativen Diskontsatz von -3,00 Prozent ausgegangen, können

Tabelle 7.4: Lebenszykluskosten der drei KKA-Systeme und der KA in den unterschiedlichen Varianten (Angaben in Euro)

Variante	SBR-Anlage	Pflanzenkläranlage	„Stromlose Tropfkörperanlage“	zentrales System
1	16.295,13 €	14.320,60 €	21.350,80 €	750,62 €
1-1	20.691,33 €	19.932,19 €	30.058,92 €	891,42 €
1-2	28.328,21 €	31.970,59 €	46.325,33 €	
2	16.295,13 €	10.262,40 €	13.821,56 €	
3	13.437,92 €	13.047,87 €	21.359,80 €	
4	13.437,92 €	8.989,67 €	13.821,56 €	

für die SBR-Anlage die niedrigsten LCC ermittelt werden. Die Stromlose TKA weist die höchsten LCC auf.

Die Ergebnisse der Berechnungen der LCC des zentralen Systems sind ebenfalls in Tabelle 8 zusammengefasst. Bei einem Diskontsatz von 7,00 Prozent liegen die LCC bei 750,62 € und bei einem Diskontsatz von 3,00 Prozent bei 891,42 €.

Die Berechnungen der LCC der drei KKAs und der KA zeigen, dass die Aufbereitung von häuslichem Abwasser in einer zentralen Anlage deutlich niedrigere LCC verursacht. So ergeben sich bei gleichen Diskontsätzen für die KKAs 10,1- bis 24-mal so hohe LCC.

Wird der Transport des Abwassers vom Ort des Anfalls in die zentrale ARA bei der Berechnung der LCC nicht berücksichtigt, so ist die zentrale Aufbereitung dem Einsatz einer KAA in jedem Fall vorzuziehen. Da durch den Transport erhebliche, weitere Kosten anfallen können, ist eine Einbeziehung dieses in die vollständige LCC-Betrachtung unabdingbar. Es wird weiter deutlich, dass sich die „Stromlose TKA“ in Varianten 1, 1-1, 1-2 und 3 im Vergleich zu den anderen KKAs als unwirtschaftlich erweist, da bei diesen Berechnungen von einer Erneuerung der PE-Behälter im 10-Jahresrhythmus, bedingt durch die Gewährleistungszeit, ausgegangen wird. Wird jedoch die Haltbarkeit des Behälters auf 25 Jahre erhöht (Variante 2), was der durchschnittlichen technischen Nutzungsdauer eines PE-Behälters entspricht, liegen die LCC der „Stromlosen TKA“ unter denen der SBR-Anlage.

Der Vergleich der Ergebnisse der Berechnungen unter Variante 2 und 3 zeigen, dass eine Verlängerung der Haltbarkeit der Behälter zu größeren LCC-Senkungen führt, als eine Verlängerung der Haltbarkeit der Pumpen und Belüfter. Bei der Auswahl von Kleinkläranlagen sollte dementsprechend auf robuste und langlebige PE-Behälter geachtet werden.

Die Sensitivitätsanalyse untersucht nicht nur die Schwankungsbreite des Endergebnisses, sondern betrachtet auch die Einflussstärke der einzelnen Parameter (Inputfaktoren) bei Unsicherheit. Es soll der Einfluss eines Parameters analysiert werden, während alle anderen als konstant angenommen werden. Die Sensitivitätsanalyse soll sich dabei lediglich auf die LCC-Berechnungen zu den drei KKAs unter Variante 4 beziehen.

Die Betrachtung der Ergebnisse bezüglich der PKA zeigt (Bild 7.7), dass die Anschaffungskosten, gefolgt von Wartungs- und Schlammentsorgungskosten, den größten Einfluss, auf die LCC haben. Auswirkungen in der Veränderung der Kosten für Pumpe und Stromkosten sind hingegen gering.

Die Analyse der LCC der SBR-Anlage zeigt ein ähnliches Bild (Bild 7.8), wobei der Einfluss der Wartungs- und Schlammentsorgungskosten größer ist. Bemerkenswert ist, dass Kostenveränderungen bei Belüfter, Pumpe oder Strom nur einen geringen Einfluss haben.

Die Sensitivitätsanalyse der Einflussgrößen auf die LCC der „Stromlosen TKA“ verdeutlichen (Bild 7.9),

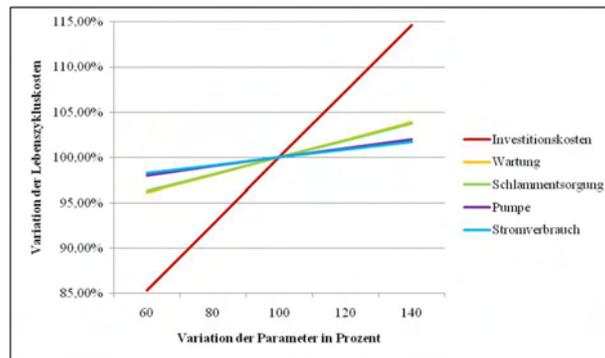


Abbildung 7.7: Sensitivitätsanalyse der Parameter der LCC der Pflanzenkläranlage (basierend auf Variante 4)

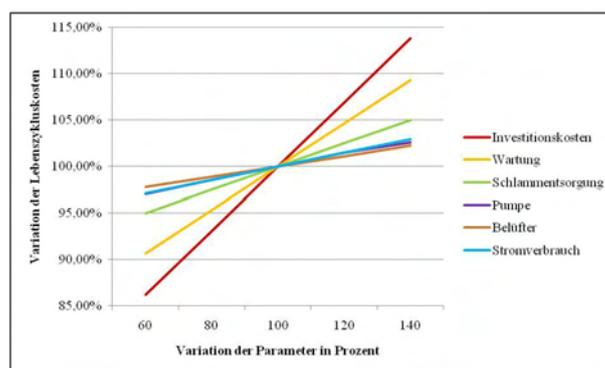


Abbildung 7.8: Sensitivitätsanalyse der Parameter der LCC der SBR-Anlage (basierend auf Variante 4)

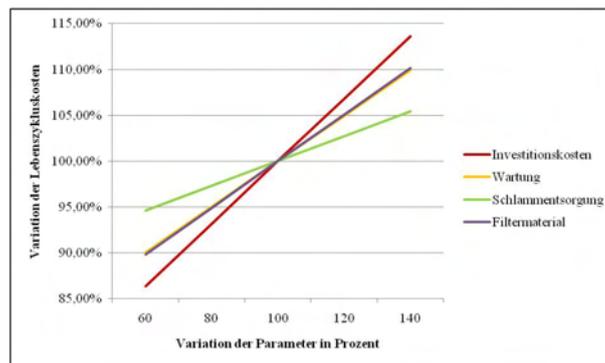


Abbildung 7.9: Sensitivitätsanalyse der Parameter der LCC der „Stromlosen Tropfkörperanlage“ (basierend auf Variante 4)

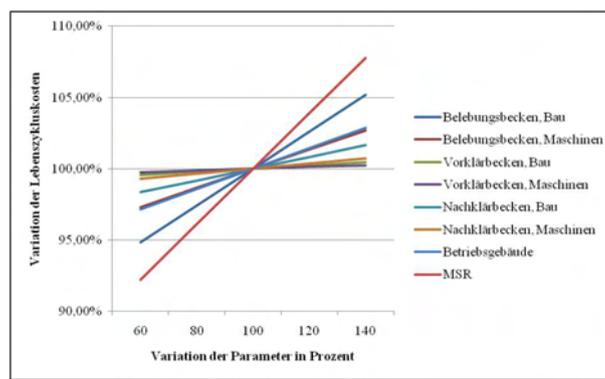


Abbildung 7.10: Sensitivitätsanalyse der Parameter der Anschaffung der LCC der zentralen Anlage (Diskontsatz 3,00 Prozent)

dass das Filtermaterial die zweitgrößten Auswirkungen hat, gefolgt von Wartungskosten. Bemerkenswert ist, dass die Erneuerung des Filtermaterials nur einen geringfügig größeren Einfluss auf die LCC im Vergleich zu den jährlichen Wartungskosten hat. Da diese Anlage ohne elektro-mechanische Teile betrieben wird, entfallen die Parameter Pumpe, Belüfter und Stromverbrauch.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass bei allen drei KKA die Anschaffungskosten den größten Einfluss auf die LCC haben, obwohl, wie oben festgestellt, diese lediglich maximal 40,00 Prozent der gesamten LCC ausmachen. Als entscheidende Betriebskostenstellen konnten Wartung und Schlammensorgung identifiziert werden. Anlagen, die Filtermaterial benötigen, verursachen durch die Erneuerung dieses, weitere einflusswirksame Betriebskosten.

Bei der Analyse der Einflussgrößen der zentralen Anlage zeigt sich, dass die Ausgaben für MSR den größten Einfluss haben (Bild 7.10). Ebenfalls die Kosten für den Bau des Belebungs- und Nachklärbeckens wirken sich verhältnismäßig stark auf die LCC aus. Ein Vergleich der Betriebskosten offenbart, dass die Reststoffentsorgung, unter die auch die Schlammensorgung fällt, ebenso wie bei KKA einen großen Einfluss hat.

Der Einfluss von Fremdleistungen und Abwasserabgabe ist in dem hier gewählten Beispiel gleich groß, da die entsprechenden Ausgangswerte identisch sind (Bild 7.11). Veränderungen der Anschaffungskosten, bei zentralen sowie dezentralen Systemen, haben wesentlich größere Auswirkungen auf die LCC als analoge bei den Betriebskosten.

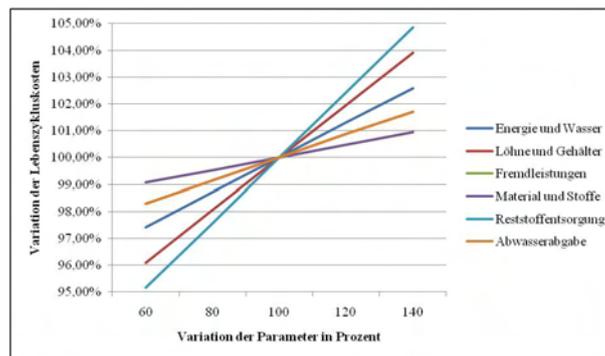


Abbildung 7.11: Sensitivitätsanalyse der Parameter des Betriebs der LCC der zentralen Anlage (Diskontsatz 3,00 Prozent)

Tabelle 7.5: Ergebnisse der LCC

Variante	Lebenszykluskosten [€]	Spez. Lebenszykluskosten [€/E*a]	Anteil BK an LCC [Prozent]
L 1.1	396.477,55	146,11	65,83
L 1.2	842.056,58	324,34	67,80
L 1.3	2.401.583,18	948,15	68,94
L 2.1	770.728,09	591,69	68,03
L 2.2	1.412.755,98	110,46	66,79
L 2.3	2.126.202,25	83,73	66,29

7.3.3.7 Ergebnisse Abwassertransportanlagen

Betrachtet man die Varianten L 1.1 bis L1.3 ist wie zu erwarten ein deutlicher Anstieg der LCC mit zunehmender Transportlänge zu beobachten (Tabelle 7.5). Dies ist dadurch zu erklären, dass Investitions- und Betriebskosten stark von der Länge des Kanalnetzes abhängen. Die im Berechnungsmodell verwendeten Kostendaten beziehen sich größtenteils auf den laufenden Meter Kanalnetz, was die starke Abhängigkeit der Kosten von der Kanalnetzlänge erklärt. Es ist jedoch zu erkennen, dass die Kosten nicht proportional zur Transportnetzlänge steigen. Dies liegt daran, dass zum einen nicht alle Kostenstellen wie z. B. die Pumpkosten längenbezogen sind. Zum anderen wird im Berechnungsmodell zwischen dem Transportkanal, welcher hier in der Länge variiert wird, und dem örtlichen Kanalnetz unterschieden. Die Kosten für das örtliche Netz werden hauptsächlich durch die Anzahl der angeschlossenen Einwohner bestimmt, sowie durch die Siedlungsdichte. In den betrachteten Varianten L 1.1 bis L 1.3 betragen die Kosten für die örtliche Kanalisation etwa 142.500 €. Der Kostenanteil des lokalen Netzes an den gesamten Kosten sinkt entsprechend mit zunehmender Transportnetzlänge von ca. 39 Prozent (L 1.1) auf 6 Prozent (L 1.3).

Bei den Varianten L 2.1 bis L2.3 wird die Transportkanallänge auf 3.000 m festgesetzt und die Anzahl der angeschlossenen Einwohner variiert. Wie bereits zuvor erwähnt, vergrößert sich mit zunehmender Zahl an Anschlüssen der Umfang der örtlichen Kanalisation und damit auch die Investitions- und Betriebskosten. Zwar steigen auch durch den zunehmenden Wasseranfall die Betriebskosten des Pumpsystems, jedoch besitzen diese einen sehr geringen Anteil. Außerdem ist zu beobachten, dass die spez. LCC mit steigender Anzahl an Anschlüssen sinken, da sich die Kosten auf mehr Personen verteilen.

Auffällig ist zudem bei allen Varianten der hohe Anteil der Betriebskosten an den LCC. Dies liegt an den für Kanalnetze mit 25 Jahren relativ gering gewählten Betrachtungszeitraum. Die Investitionskosten

Tabelle 7.6: Übersicht Break-Even-Analyse

Variante	Einwohnerzahl [E]	Transportlänge [m]
B 1.1	50 - 150	1.000
B 1.2	100 - 400	3.000
B 2.1	500	3.000 – 10.000
B 2.2	0 – 1.000	0 – 10.000

sten fließen im Modell dadurch nur anteilig in die LCC. Setzt man den Betrachtungszeitraum mit der Nutzungsdauer gleich, so machen die Betriebskosten zwischen 50 und 55 Prozent der LCC aus.

7.3.3.8 Analyse der Ergebnisse der Abwasserreinigung und des Abwassertransports

Die Break-Even-Analyse dient dazu, die Vorteilhaftigkeit einer Investition gegenüber anderen Investitionen in Abhängigkeit bestimmter Einflussgrößen zu ermitteln.

In dieser Untersuchung werden vier unterschiedliche Investitionen in Form von Abwasserentsorgungssystemen gegenübergestellt. Drei dieser Investitionen zählen als KKA zum dezentralen Entsorgungskonzept, die vierte Investition stellt den Anschluss des Betrachtungsraumes an eine zentrale KA dar. Es wird davon ausgegangen, dass die zentrale KA bereits besteht und zudem ausreichend Kapazitäten für den Anschluss des Betrachtungsraumes besitzt. Die Anschaffung und der Betrieb der KKA bzw. des Kanalnetzes und zugehörige Pumpwerke sind die LCC bestimmenden Faktoren.

Hierbei steht der Vergleich von zentralen und dezentralen Entsorgungssystemen im Vordergrund. Entsprechend der Forschungsfrage sind Transportlänge und Anzahl der angeschlossenen Einwohner die interessierenden Einflussgrößen. Die Break-Even-Analyse ist damit die wesentliche Methode zur Klärung der Forschungsfrage.

Die Werte für Transportlänge und Anzahl angeschlossener Einwohner werden getrennt voneinander in drei Analysen zur Ermittlung der Break-Even-Punkte schrittweise gesteigert. Die übrigen verwendeten Werte bleiben dabei konstant. Analog zur LCC-Berechnung werden auch hier die Median- bzw. Mittelwerte genutzt. Tiefenabhängige sowie Straßen-Zuschläge werden nicht erhoben und die Instandhaltungskosten werden unterhalb des Mittelwertes angesetzt. Kosten für die Reinigungsleistung der KA werden mittels spez. Kostenwerte mit einbezogen. Die Lebenszykluskosten der KKA werden über den gleichen Betrachtungszeitraum mit derselben Diskontierung berechnet. Alle weiteren Kennwerte der KKA entsprechen den jeweiligen Herstellerangaben.

Insgesamt sollen vier Break-Even-Analysen durchgeführt werden. In der ersten und zweiten Analyse wird die Transportlänge konstant gehalten bei 1.000 m bzw. 3.000 m. Die Anzahl wird dabei schrittweise von 50 auf 150 bzw. von 100 auf 400 angeschlossenen Einwohnern gesteigert. Die dritte Analyse setzt die Anzahl der angeschlossenen Einwohner auf 500 fest. Die Transportlänge wird dabei schrittweise von 3.000 m auf 10.000 m erhöht. Die vorgestellten Varianten sind in Tabelle 7.6 dargestellt. In der vierten Analyse wird sowohl die Transportlänge als auch die Anzahl der anzuschließenden Einwohner variiert.

Break-Even-Analyse - Variante B 1.1 Die Bild 7.12 zeigt die Ergebnisse der Break-Even-Analyse von Variante B 1.1. Dargestellt sind die Lebenszykluskosten der verschiedenen Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von der Anzahl der angeschlossenen Einwohner bei einer konstanten Transportlänge von 1.000 m. Mit steigender Anzahl der angeschlossenen Einwohner und dem damit verbundenem erhöhten Abwasseranfall steigen die Kosten aller betrachteten Abwasserentsorgungssysteme. Es ist

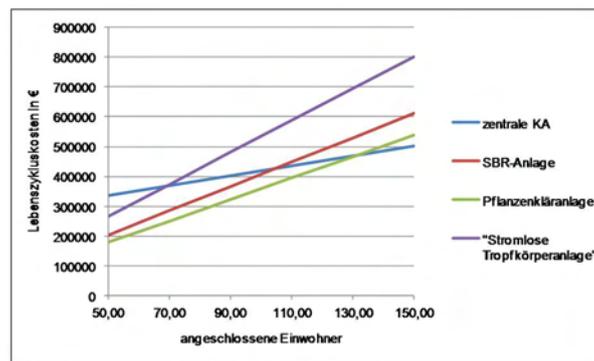


Abbildung 7.12: Variante B 1.1 Lebenszykluskosten der Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von der Anzahl der angeschlossenen Einwohner (1.000 m)

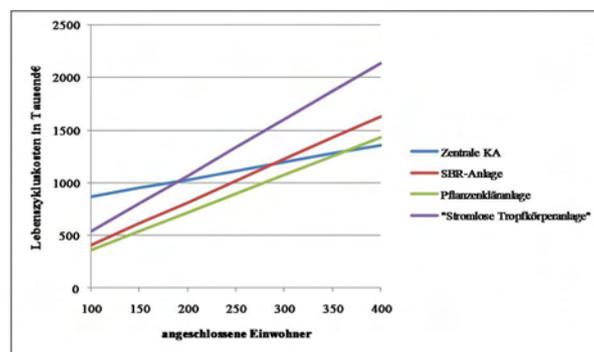


Abbildung 7.13: Variante B 1.2 Lebenszykluskosten der Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von der Anzahl der angeschlossenen Einwohner (3.000 m)

deutlich zu erkennen, dass der Kostenanstieg der zentralen KA wesentlich geringer ist als der der KKA und damit der dezentralen Lösung.

Wie bereits in der Auswertung der LCC erwähnt, ist die Erweiterung des örtlichen Kanalnetzes Hauptkostentreiber des Transportes bei zunehmender Zahl von Anschlüssen. Zu der LCC kommen zudem aufgrund der Einbeziehung des Reinigungsprozesses die Kosten für die anteilige Nutzung einer zentralen KA. Die Kosten für die Reinigung betragen 3,3 Prozent bei 50 EW und steigen auf knapp 6,7 Prozent bei 150 EW. Der Anteil der Kosten für den Transport zur KA sinkt hingegen mit zunehmender Anzahl angeschlossener Einwohner.

Stellt die zentrale Lösung bei einem Anschlusswert von 50 EW mit Kosten von ca. 340.000 € noch die teuerste Alternative dar, so ist sie schon bei etwa 70 EW der „Stromlosen Tropfkörperanlage“ vorzuziehen. Ab 135 EW ist die zentrale Abwasserentsorgung die günstigste Alternative. Aufgrund der linearen Kostenverläufe ist anzunehmen, dass mit weiter zunehmender Anschlusszahl der Kostenvorteil der zentralen Lösung weiter zunimmt.

Break-Even-Analyse - Variante B 1.2 Die Bild 7.13 zeigt die Ergebnisse der Break-Even-Analyse von Variante B 1.2. Dargestellt sind die Lebenszykluskosten der verschiedenen Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von der Anzahl der angeschlossenen Einwohner bei einer konstanten Transportlänge von 3.000 m.

Bei dieser Variante ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei der vorangegangenen. Mit zunehmender Anzahl

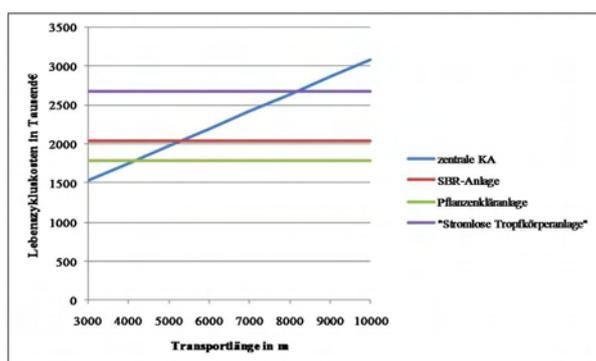


Abbildung 7.14: Variante B 2.1 Lebenszykluskosten der Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von der Entfernung zur KA (500 EW)

angeschlossener Einwohner wird die zentrale Abwasserentsorgung wirtschaftlich attraktiver und die Gebührenbelastung des einzelnen sinkt.

Es zeigt sich jedoch, dass die gegenüber der Variante B 1.1 verlängerte Transportstrecke die Schwellen der Vorteilhaftigkeit der zentralen Abwasserentsorgung verschiebt. Bei einer Anzahl von 150 EW weisen die KKA Kostenvorteile gegenüber der zentralen KA von ca. 146.000 € bis zu 410.000 € auf. Ab 180 EW ist die „Stromlose Tropfkörperanlage“, welche die höchsten Kosten der KKA aufweist, das kostenintensivste Abwassersystem. Der Anschluss an eine zentrale KA ist ab ca. 370 EW die wirtschaftlichste Alternative.

Break-Even-Analyse - Variante B 2.1 Die Bild 7.14 zeigt die Ergebnisse der Break-Even-Analyse von Variante B 2.1. Dargestellt sind die Lebenszykluskosten der verschiedenen Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von der Entfernung zur KA bei einer konstanten Anschlussanzahl von 500 Einwohnern.

Da die Entfernung der betrachteten Kommune keinen Einfluss auf die LCC der dezentralen Entsorgungssysteme hat, sind die LCC dieser konstant. Die SBR-Anlage weist dabei Kosten von etwa 2 Mio. € auf, die LCC der „Stromlosen Tropfkörperanlage“ betragen ca. 2,7 Mio. €. Die niedrigsten LCC der KKA verursacht die Pflanzenkläranlage mit ca. 1,8 Mio. €. Die Kosten für eine zentrale Abwasserentsorgung steigen mit zunehmender Transportstrecke. Bis zu einer Entfernung von etwa 4 km zur KA ist die zentrale Abwasserentsorgung die wirtschaftlichste Lösung. Bei größeren Distanzen ist die dezentrale Entsorgung in Form von Pflanzenkläranlagen der zentralen vorzuziehen. Ab ca. 8,2 km Transportlänge betragen die spez. Kosten der zentralen Abwasserentsorgung 5365 €/EW und liegen damit über denen der „Stromlosen Tropfkörperanlage“. Die LCC steigen pro km Entfernung zur KA um ca. 223.000 €. Der Anteil des Reinigungsaufwandes an den LCC halbiert sich bei konstantem Kostenwert (111.400 €) von 7,4 Prozent (3 km) auf 3,6 Prozent (10 km).

Die Variante B 2.1 zeigt deutlich den starken Einfluss der Entfernung zur KA auf die LCC der zentralen Abwasserentsorgung. Die Wirtschaftlichkeit dieser nimmt mit zunehmender Transportstrecke stark ab.

Break-Even-Analyse - Variante B 2.2 Die Bild 7.15 zeigt die Ergebnisse der Break-Even-Analyse der Variante B 2.2. Dargestellt sind hier die Anzahl der anzuschließenden Einwohner, die Transportlänge sowie die zugehörigen Lebenszykluskosten. Es wurden verschiedene Kombinationen der beiden Parameter Anzahl der anzuschließenden Einwohner sowie Transportlänge realisiert, sodass sich eine Matrix ergibt. Aus dieser ist auf Grundlage der LCC der unterschiedlichen Kombinationen zu entnehmen, ob

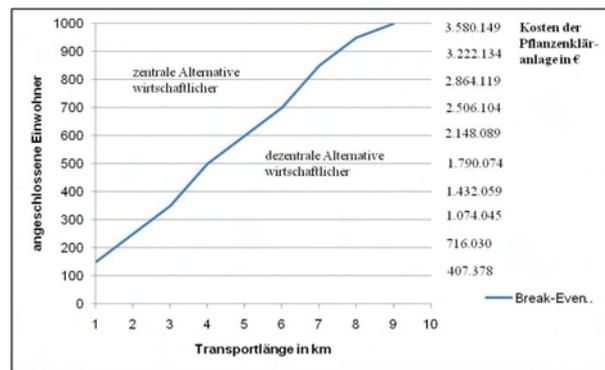


Abbildung 7.15: Variante B 2.2 Lebenszykluskosten der Abwasserentsorgungssysteme in Abhängigkeit von Entfernung und Einwohner

zentrale oder dezentrale Abwasserentsorgung die wirtschaftlichste Alternative ist. Die Pflanzenkläranlage stellt hierbei das dezentrale Abwassersystem dar, da es sich hierbei um die KKA mit den geringsten LCC handelt.

Die Bild 7.15, welche sowohl die Transportlänge als auch die Anzahl der angeschlossenen Einwohner einbezieht, verdeutlicht die Ergebnisse der vorigen Varianten. Mit zunehmender Transportlänge ist die dezentrale Alternative die wirtschaftlichere. Eine Zunahme der Anzahl der angeschlossenen Einwohner bewirkt eine Verschiebung der Wirtschaftlichkeit zugunsten der zentralen Abwasserbeseitigung.

Aufgrund der dargestellten Break-Even-Grenze ist die Wirtschaftlichkeit der unterschiedlichen Alternativen unter verschiedenen Kombinationen bezüglich Anzahl angeschlossener Einwohner und Transportlänge zur KA ablesbar. So ist ersichtlich, dass ein Anschluss an eine zentrale KA bei einer Entfernung von einem Kilometer erst ab ca. 150 Einwohner wirtschaftlich sinnvoll ist.

Break-Even-Analyse-Auswertung Die LCC-Berechnung als auch die Break-Even-Analyse bestätigen die Vermutung, dass die Entfernung zur KA sowie die Anzahl der angeschlossenen Einwohner die wesentlichen Einflussfaktoren bzgl. der Lebenszykluskosten von zentralen Abwasserentsorgungssystemen sind.

Dementsprechend beeinflussen diese Faktoren auch maßgeblich die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit von zentralen und dezentralen Konzepten der Abwasserentsorgung. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Break-Even-Analyse kann generell festgestellt werden, dass je größer die Entfernung zu einer KA (mit ausreichend Kapazitäten) und umso geringer die Anzahl der anzuschließenden Haushalte ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit einer dezentralen Lösung aus wirtschaftlichen Gründen den Vorzug zu geben. Der Umkehrschluss ist entsprechend möglich.

Der Grund für diesen Zusammenhang liegt in den Kostenstellen der Abwasserentsorgung. Die spez. Kosten der Abwasserbehandlung in KA wesentlich geringer gegenüber denen der KKA. Negativ auf die LCC der zentralen Abwasserentsorgung wirken sich jedoch die Kosten für die Infrastruktur des Abwassertransportes aus. Mit zunehmendem Umfang dieser Infrastruktur in Kombination mit einer geringen Anzahl angeschlossener Haushalte sinkt die wirtschaftliche Attraktivität einer zentralen Lösung. Grundsätzlich macht eine Überlegung ob zentrales oder dezentrales System sicherlich nur in einem begrenzten Rahmen bzgl. der Anzahl anzuschließender Haushalte Sinn. Ab einer gewissen Kommunengröße ist die Anschaffung einer eigenen zentralen KA vermutlich die wirtschaftlichste Alternative. Im Rahmen dieser Arbeit konnte zudem festgestellt werden, dass die Betriebskosten einen wesentlichen Anteil an den

LCC des Abwassertransportes haben. In Abhängigkeit vom Betrachtungszeitraum können mind. 50 Prozent der LCC den Betriebskosten zugerechnet werden. Ein relativ geringer Anteil entfällt dabei auf das Pumpensystem.

7.3.3.9 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird das Konzept der konservativen Lebenszykluskostenrechnung für Systeme mit langer Lebenszeit am Beispiel von zentralen und dezentralen Abwasserreinigungssystemen betrachtet. Ziel der Untersuchung ist die wirtschaftliche Bewertung von zentralen und dezentralen Abwasserentsorgungssystemen in Abhängigkeit vom Abwasserreinigungssystem, der Kanalnetzlänge und der Anzahl angeschlossener Einwohner. Zur Berechnung der LCC sowie für die durchgeführten Analysen wird ein für diese Arbeit entwickeltes Excel-Tool verwendet.

Das Abwasserentsorgungssystem wird dabei in Abwasserreinigung sowie Abwassertransport untergliedert und zunächst getrennt voneinander betrachtet. Bei der Abwasserreinigung wird eine zweistufige, zentrale Anlage mit einer Größe von 20.000 EW untersucht, von der ausgegangen wird, dass sie bereits existiert und ausreichend Kapazität zur Verfügung steht, um weiteres Abwasser aufzunehmen. Bei der biologischen Stufe handelt es sich um ein Belebungsverfahren. Dieser Anlage werden drei Kleinkläranlagen als Vertreter dezentraler Systeme gegenübergestellt: eine SBR-Anlage, eine Pflanzenkläranlage und eine „Stromlose Tropfkörperanlage“. Die dezentralen Anlagen haben eine Größe von vier EW.

Daten zu der zentralen Anlage basieren auf Ausführungen von Günthert und Reicherter (2001) sowie Reicherter (2003). Die Grundlage zu den Berechnungen der LCC der KKAs bilden Angebote deutscher Unternehmen.

Die Berechnung der LCC der KKAs wurde variiert, d. h. es wurden der Diskontsatz und die Nutzungsdauer der PE-Behälter sowie die der Pumpen und Belüfter verändert. Die Verlängerung der Nutzungsdauer der oben genannten Bestandteile führt zu niedrigeren LCC. Dies konnte durch die Sensitivitätsanalyse bestätigt werden, durch die als Parameter mit dem größten Einfluss die Anschaffungskosten, gefolgt von den Wartungs- und Schlammentsorgungskosten, ermittelt wurden. Veränderungen der Anschaffungskosten, bei zentralen sowie dezentralen Systemen, haben wesentlich größere Auswirkungen auf die LCC als analoge bei den Betriebskosten. In fünf von sechs Varianten der LCC-Berechnung ergeben sich für die Pflanzenkläranlage die niedrigsten LCC.

Ohne Berücksichtigung des Abwassertransport bei der Berechnung der LCC vom Ort des Anfalls in die zentrale ARA ist die zentrale Aufbereitung dem Einsatz einer KAA in jedem Fall vorzuziehen, da bei gleichen Diskontsätzen die LCC der KKAs 10,1- bis 24-mal höher sind.

Der Fokus der Untersuchung des Abwassertransportsystems liegt auf den beiden wesentlichen Elementen des Abwassertransports Kanalnetz und Pumpensysteme. Es wird von einem Neubau der Kanalisation als Trennsystem ausgegangen, bestehend aus Freispiegelkanälen. Zudem wird eine dezentrale Versickerung des Regenwassers angenommen, so dass lediglich die Schmutzwasserkanäle betrachtet werden. Für die Pumpensysteme wird ein stark vereinfachtes Modell genutzt.

Die verwendeten Daten basieren auf Reicherter (2003) sowie Halbach (2003) und bestehen aus Kennzahlen bzw. Normative. Bei den Berechnungen werden Transportstrecke sowie Anzahl der angeschlossenen Einwohner variiert. Zudem werden die Ergebnisse der Untersuchung der Abwasserreinigung in die Analysen miteinbezogen, um Schlussfolgerungen für das gesamte Abwasserentsorgungssystem treffen zu können.

Die Untersuchung unter Einbeziehung der Abwasserreinigung ergeben, dass Entfernung zur KA sowie die Anzahl der angeschlossenen Haushalte als wesentliche Einflussgrößen ausgemacht werden können. Es kann festgestellt werden, dass dezentrale Anlagen am wirtschaftlichsten in Kommunen mit geringer Einwohnerzahl und großer Entfernung zu zentralen KA sind.

7.3.4 Nichtmonetäre Aspekte zur Beurteilung der Entsorgungsvarianten

7.3.4.1 Einleitung

Die modellierten unterschiedlichen Varianten zur Abwasserentsorgung mussten der Prämisse einer weitestgehenden Nutzengleichheit unterliegen, d.h. mit verschiedenen technischen Lösungen ist im Endeffekt der gleiche qualitative Nutzen, nämlich die vollständige Erfassung und Behandlung des häuslichen Abwassers mit dem Ziel der Gewässer Reinhaltung zu erreichen. Unterscheiden durften sich die Varianten hinsichtlich des Baukostenbedarfes, der Betriebskosten und der finanztechnischen Langzeitvorteilhaftigkeit.

Die monetären Faktoren konnten in der Wirtschaftlichkeitsuntersuchung definiert, aufbereitet und ausgewertet werden. Dagegen sind die nicht-monetären Aspekte der gewählten Entsorgungsvarianten vordergründig nur einer verbalen Beurteilung und praktischen Befolgung durch den Entscheidungsträger zugänglich. Diese Feststellung gilt im Grundsatz für alle bekannten Nutzwert-Kosten-Analysen (NKA), die bezüglich ihrer Nutzwertansätze und Wichtungformeln stets einer subjektiven Zielstellungen verhaftet bleiben.

Auch bei den als nutzengleich postulierten Entsorgungsvarianten dieser Wirtschaftlichkeitsuntersuchung müssen wichtige Nebenbedingungen, die nicht durch belastbares Zahlenmaterial oder Vorhersagen quantitativ fassbar sind, berücksichtigt werden. Die nicht-monetären Faktoren wurden in drei Kategorien geordnet und beurteilt:

- Beziehungen zum Gewässerschutz
- Anpassungsfähigkeit an demografische Veränderungen
- Rechtsfragen und kommunalpolitische Aspekte

7.3.4.2 Beziehungen zum Gewässerschutz

Die Anforderungen an die Qualität des in Gewässer eingeleiteten Abwassers richtet sich nach dem Anhang 1 der Abwerverordnung (AbwV), welche mit der 5. Änderung auch für Kleinkläranlagen Mindestanforderungen an die Reinigungsleistung stellt. Die Anforderungen steigen mit der Größenklasse, d. h. mit der Ausbaugröße der Kläranlage. Je größer also eine Kläranlage, desto weitergehend muss das Abwasser gereinigt werden. Die Abweichung der Mindestanforderungen zwischen den Größenklassen (laut Anhang 1 AbwV) kann dabei bis über 100 Prozent betragen.

Aus dieser Prämisse heraus kann festgehalten werden, dass die zentrale Abwasserentsorgung durch eine mittlere bis große Gemeinschaftskläranlage für mehrere ländliche Siedlungen den umfassendsten Schutz der lokalen Gewässer vor Belastungen durch häusliches Schmutzwasser und Restablaufwässer gewährleistet. Die Stoffmengen werden hier restlos vom Entstehungsort entfernt und an zentraler Stelle nach strengeren Einleitkriterien im Vergleich zu Kleinkläranlagen behandelt.

Des Weiteren ist aufgrund des Reife- und Technisierungsgrades einer zentralen Kläranlage die vollständige Kontrolle und Einflussnahme auf den Reinigungsprozess möglich, ebenso die permanente Überwachung der Gewässereinleitung.

Dagegen belasten Ortskläranlagen, die wegen des zugehörigen vollerschließenden Kanalnetzes manchmal fälschlich noch zu den zentralen Abwasserentsorgungslösungen gezählt werden, bereits ständig den örtlichen Vorfluter. Eventuelle Betriebsstörungen oder Minderfunktionen schlagen sich direkt auf die Gewässerqualität nieder. Bei mehreren Gruppenkläranlagen bis hin zu vielen Einzelkläranlagen in einer Siedlung vermehrt sich die Gewässerbelastung bzw. -gefährdung nicht nur durch die Anzahl, sondern noch zusätzlich dadurch, dass die Störungsempfindlichkeit umso größer wird, je kleiner die Dimensionierung der Abwasserbehandlungsanlage ausfällt.

Somit kann neben dem oben angeführten Unterschied bezüglich der Mindestanforderungen an die Reinigungsleistung, als weiterer grundlegender Nachteil jeder dezentralen Abwasserbehandlung, eine andauernde Gefährdung der lokalen Gewässerökologie angeführt werden. Auch bei sorgfältigstem Betrieb und vorschriftsmäßiger zyklischer Überwachung der Kleinkläranlagen, können durch technische Ausfälle (Stromausfall, Steuerungsversagen) und durch subjektive menschliche Fehler oder Nachlässigkeiten (Fehlbedienung, Fehleinleitungen Haushaltschemie) in der Praxis tage- bis wochenlange Verschlechterungen der Wasserablaufqualität die Folge sein oder gar zu einem zeitweise völligen Versagen der biologischen Reinigungsstufe führen. Viele Kleinkläranlagen-Systeme haben für diese Fälle, zumindest was die biologische Behandlungsstufe betrifft, kein wirksames Puffervermögen und belasten das Grundwasser bzw. das Vorflutgewässer im Störfall unverzögert.

Auf ein noch wenig beachtetes, jedoch wichtig erscheinendes Problem wird von Koch und Schlesinger (2003) hingewiesen: Der Abbau von pathogenen Keimen und menschlichen Arzneimittelausscheidungen kann von den heute im breiten Markt verfügbaren Kleinkläranlagen nicht ausreichend bewältigt werden. Untersuchungen von Al Jiroudi (2005) bestätigen dies und zeigen, dass die Anzahl der pathogenen Keime sowohl von technischen als auch von naturnahen Kleinkläranlagen zwar verringert werden kann, jedoch keine gezielte Hygienisierung möglich ist.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass durch die künftig zu erwartende rasante Vermehrung des Einsatzes von vollbiologischen Kleinkläranlagen bestimmungsgemäß die Gewässerqualität gegenüber dem heutigen Ist-Zustand mit seinen mechanischen Kleinkläranlagen oder Sickergruben deutlich verbessert wird. Andererseits bleiben die lokalen Kleingewässer bei einem flächenhaften Einsatz von dezentralen KKA - im Gegensatz zu zentralen Lösungen - dauerhaft gefährdet. Als Folge daraus könnte die Umweltpolitik in Zukunft gezwungen sein, die Grenzwerte für Kleineinleitungen zu verschärfen. Die heute hervortretende Kostenvorteilhaftigkeit der dezentralen Abwasserbehandlungsanlagen für ländliche Siedlungen würde sich verringern, wenn höhere technische Anforderungen an die biologisch-chemische Reinigungsleistung verwirklicht werden müssten.

7.3.4.3 Anpassungsfähigkeit an demografische Veränderungen

Die Anpassungsfähigkeit der verschiedenen Entsorgungslösungen an demografische Veränderungen muss differenziert betrachtet werden: Dezentrale Lösungen erweisen sich im Hinblick auf eine negative Bevölkerungsentwicklung nur dann als flexibel, wenn Wohngrundstücke durch Tod oder Wegzug der Nutzer auf einmal leerfallen, und die Anlagen problemlos stillgelegt werden können. Bei einer allmählichen, vereinzelt stattfindenden Abnahme der Anzahl der Nutzer von Kleinkläranlagen und einem damit einhergehenden Unterlastbetrieb, muss ein Nachlassen der Reinigungsleistung bei der Abwasserbehandlung befürchtet werden. Dies kann in Verbindung mit den oft von vornherein vorhandenen Überka-

pazitäten der KKA (bedingt durch die geforderte Mindestbemessung von vier EW pro Grundstück) zu erheblichen Störungen des Reinigungsbetriebes mit erhöhter Belastung für die Gewässer führen. Ein Unterlastbetrieb kann von größeren Kläranlagen bei zentralen Entsorgungslösungen ausgeglichen werden, durch Umnutzung oder Anpassung von Anlagenteilen. Unvermeidbar werden aber Betriebsprobleme in den Kanalnetzen, wie verstärkte Ablagerungen, Faulprozesse und erhöhter Unterhaltungsaufwand zunehmen. Alle Entsorgungslösungen mit größerem Kanalnetzanteil sind als starre Systeme weniger anpassungsfähig an demografische Entwicklungen. Als Fazit bleibt die Feststellung, dass sowohl große zentrale und semizentrale, als auch kleine dezentrale Abwasserentsorgungslösungen Anpassungsprobleme haben werden, wenn es tatsächlich zum prognostizierten spürbaren Rückgang der ländlichen Bevölkerung kommen sollte.

7.3.4.4 Rechtsfragen und kommunalpolitische Aspekte

Grundrechtliche Probleme bei der Erschließung durch öffentliche Abwasserentsorgungsanlagen treten in verdichteten Siedlungsgebieten und Städten nur in geringem Umfang auf, weil der öffentliche Bauträger in der Regel die Bauwerke auf öffentlichen Verkehrsflächen und Nebenflächen plant. Anders verhält es sich in ländlichen Siedlungen, wo für zentrale Entsorgungslösungen wegen des geringeren öffentlichen Grundeigentumes nicht selten private Grundstücke für Leitungsverlegungen oder bauliche Anlagen beansprucht werden müssen. Hier kommt in der Praxis ein Teilflächenerwerb oder die Eintragung von Leitungsrechten im Grundbuch in Frage. Bei den öffentlichen (zentralen oder semizentralen) Entsorgungslösungen sind die Rechtsverhältnisse durch das Bürgerliche Gesetzbuch, die Ortssatzungen und durch das Sächsische Nachbarrechtsgesetz (SächsNRG) umfassend geregelt und sicher eingeführt.

Wenn sich eine oder wenige große Gruppenkläranlagen für einen Ortsteil als monetär vorteilhaft ausweisen, wird die alleinige Baurägerschaft und Betriebsführung durch den öffentlichen Abwasserbeseitigungspflichtigen unzweifelhaft zweckmäßig sein. Die Organisationsform gleicht dann der zentralen Abwasserentsorgung.

Wenn kleine Gruppenentsorgungen und/oder Einzelkläranlagen am wirtschaftlich vorteilhaftesten für die Abwasserentsorgung eines Ortsteils erscheinen, wird die Errichtung der Anlagen auf privaten Grundstücken durch Einzelpersonen oder Gemeinschaften von Personen in Betracht kommen. Auch weil Bauwerkseigentum nach bürgerlichem Gesetzbuch grundsätzlich an das Grundstückseigentum gebunden ist, kommt die Gemeinde oder der Abwasserzweckverband als Bauräger für die kleinteiligen Abwasserbehandlungsanlagen voraussichtlich nur in Ausnahmefällen in Frage.

Vor der Planung privater Gemeinschafts-Kleinkläranlagen muss zwingend geklärt werden, in welcher Rechtsform die beteiligten Grundstückseigentümer ihre Anlage errichten und betreiben. Bei kleinen Gruppen mit wenigen Beteiligten kann ein privatrechtlicher Vertrag, der von einem fachlich spezialisierten Notar ausgearbeitet werden sollte, die dauerhafte Rechtssicherheit innerhalb der Gruppe und gegenüber Dritten gewährleisten. Als Alternative bieten sich für die Zusammenschlüsse auch gesetzliche Rahmenrechtsformen an, wie Verein (ab sieben Mitglieder), oder Gesellschaft. Die rechtlichen Möglichkeiten sollen hier nicht weiter ausgeführt werden.

Des Weiteren sind vor Errichtung einer Gruppen-KKA u. a. die Leitungsführung, die Wahl des Grundstücks, auf welchem die Abwasserbehandlungsanlage errichtet werden soll und die Betriebskostenumlage zu klären und durch vertragliche Vereinbarungen festzuhalten. Es soll aber auf ein praktisches Problem der privat in Gemeinschaft errichteten Abwasseranlagen aufmerksam gemacht werden: Das Bewusstsein jedes Einzelnen hinsichtlich ordnungsgemäßer Behandlung des Gemeinschaftseigentumes, hier vorrangig das Schmutzwassereinleitverhalten betreffend, schwindet mit der Zahl der Gemein-

schaftsteilnehmer. Bei Betriebsstörungen, erhöhtem Unterhaltungsaufwand, steigenden Kosten, Wegzug oder Tod von Mitgliedern und vielen anderen alltäglichen Problemen kann der nachbarschaftliche Frieden schnell beeinträchtigt sein. Das kann durchschlagen bis zu einer erhöhten Belastung des Vorflutgewässers und kann vermehrten Überwachungsbedarf und erhöhten Verwaltungsaufwand für die Gemeinde bedeuten.

Die vorgenannten Probleme und Rechtsfragen entstehen beim Betrieb von einzelnen dezentralen Kleinkläranlagen nicht. Der Eigentümer ist investierender Bauherr und muss alle Kosten, Pflichten und Aufgaben selbst übernehmen. Den Anlagenbetrieb kann er in der Durchführung einem Dienstleister übertragen, was fachlich und ökologisch zu empfehlen wäre. Die Überwachung des Anlagenbetriebes und die Entsorgung der Abwasserrestmengen (Klärschlamm) obliegt grundsätzlich der Gemeinde und wird von einem durchführungsbeauftragten Unternehmen wahrgenommen.

7.4 Fallbeispiel - Variantenvergleich zur Abwasserentsorgung (Gemeinde Göda Sachsen)

7.4.1 Einleitung

³Die Gemeinde Göda gehört zum Landkreis Bautzen und grenzt an die Westseite der Stadt Bautzen an. Die Gemeinde vergrößerte sich in den vergangenen Jahrzehnten durch Eingemeindungen und Zusammenschlüsse. Sie besteht in jetziger Form seit 1994 und setzt sich aus 30 Ortsteilen zusammen, die sich im Umkreis von acht Kilometern um Göda verteilen und verwaltungstechnisch in sieben Ortschaften organisiert sind.

Die Siedlungsverteilung ist als homogen zu bezeichnen. Die größte Ortschaft ist Göda mit 965 Einwohnern. Sie übernimmt entsprechend der Regionalplanung 2002 die Funktion eines Kleinzentrums und deckt damit die Aufgaben der Versorgung und Bereitstellung von Infrastruktur für den Nahbereich ab. Insgesamt beträgt die Einwohnerzahl 3.422 (Stand 31.12.2007). Die Gesamtfläche nimmt ca. 4.328 ha ein. Der ausschließlich ländliche Charakter wird durch typische Streusiedlungen geprägt. Auf das gesamte Gebiet bezogen, ist die Besiedlungsdichte mit 0,8 Einwohnern je Hektar als dünn zu bezeichnen. Die demografische Situation in der Gemeinde wird als relativ konstant festgestellt; auch in den kleineren Dörfern wurde bislang kein relevanter Bevölkerungsrückgang verzeichnet. Das Gemeindegebiet befindet sich auf einem ca. 20 km breiten Streifen, welcher zum sächsischen Lösshügelland gerechnet wird, zwischen der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft und dem Oberlausitzer Bergland und fällt von Süd nach Nord ab. Die tiefste Stelle liegt bei Dreikretscham mit etwa 160 m ü.NN. Die beiden Hauptvorfluter sind die Gewässer „Schwarzwasser“, das zum Einzugsgebiet der Elbe gehört und das „Lange Wasser“. In diese binden viele kleinere Vorfluter, Gräben und Bäche ein. Der Baugrund ist als sehr vielfältig, rasch wechselnd und kompliziert anzusehen. Das überwiegende Tiefengestein ist der Oberlausitzer Granit, der in Kuppen von Basalt durchstoßen sein kann. Die gewachsenen Felsen sind in der Regel von einer mehrere Meter dicken Deckschicht überzogen, die aus schluffigen und sandigen, zum Teil kiesigen Erdstoffen besteht. In den Auenstandorten an den Wasserläufen findet sich meist ein schwach bindiger Schluff mit verschiedenen Sand- oder Feinsandanteilen. Die Hang- und Höhenlagen sind überwiegend mit schluffigem oder sandigem Geschiebelehm bedeckt. Vereinzelt können aber auch reine Sand- beziehungsweise Kiesvorkommen auftreten.

³Die in diesem Abschnitt vorgestellte Fallstudie ist der Arbeit von Schäfer (2009) entnommen.

7.4.2 Daten und Methode

Als vorhandene Arbeitsgrundlagen konnten folgende Daten der Kommunalverwaltung mit aktuellem Stand 2008 ohne eigene Verifizierung benutzt werden:

- Einwohnerverzeichnisse für die Ortsteile Storchau und Semmichau.
- Grundverzeichnisse (Katastrerauszüge bezüglich Gemarkung, Flurstücksnummer, Flurstücksgröße und Hausnummern).
- Erfassung vorhandener kommunaler und privater Abwasserentsorgungsanlagen in den Ortsteilen Storchau und Semmichau.

Weiterhin lagen bei der Gemeindeverwaltung Göda mehrere konzeptionelle Ausarbeitungen über die geplante Ausrichtung der abwassertechnischen Erschließung für das Gemeindegebiet vor. Es handelt sich dabei um den Generalentwässerungsplan, den Regionalen Abwasserbeseitigungsplan und die Abwasserbeseitigungskonzeption (ABK) mit mehreren Fortschreibungen, die der Verwaltung als Auftragsarbeiten von verschiedenen Ingenieurbüros geliefert worden waren. Allen vorgenannten Unterlagen ist gemeinsam, dass sie - zumindest was die Modellortsteile Storchau und Semmichau betrifft - bisher nicht über das konzeptionelle Stadium hinausgehen.

Wegen ihres konzeptionellen Charakters sind sie bestimmungsgemäß nicht bis zur qualitativen Stufe einer abwassertechnischen Vorplanung ausgeführt. Außerdem wurden die letzten Überarbeitungen der

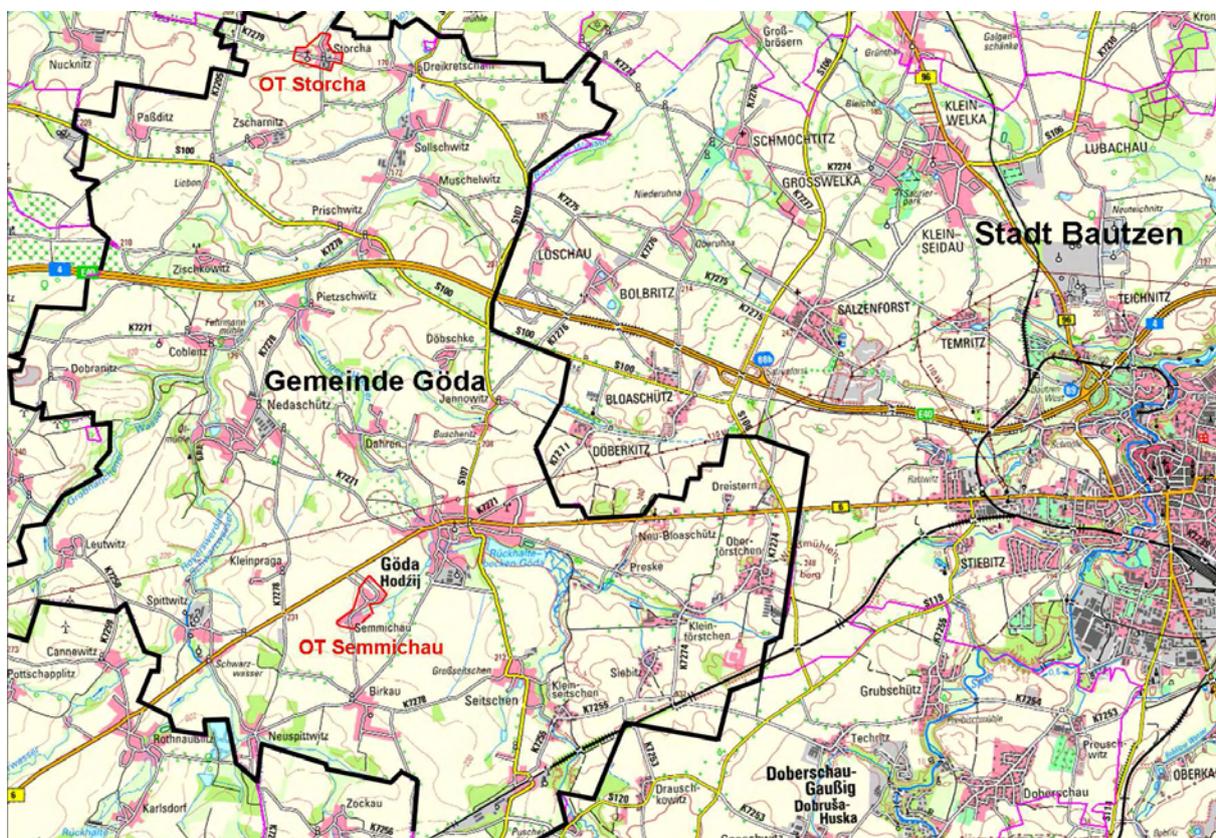


Abbildung 7.16: Lage der Gemeinde Göda und der Modell-Orte

Abwasserbeseitigungskonzeption hauptsächlich hinsichtlich der geänderten förderpolitischen Rahmenbedingungen angepasst. Der Ortsteil Storcha wurde bei letzter Überarbeitung der ABK sogar vollständig ausgeklammert.

Der Inhalt der vorhandenen abwassertechnischen Konzepte lieferte deshalb keine ausreichenden Arbeitsunterlagen für die anzustellenden Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen. Stattdessen mussten für die Modell-Ortsteile eigene einheitliche und vergleichbare technische Plangrundlagen, die der Qualitätsstufe Vorplanung entsprechen, erarbeitet werden. Auf die Vorplanungen für die verschiedenen Entsorgungsvarianten aufbauend, konnten dann alle nötigen Kostengrößen nach den Regeln normierter Kostenansätze zusammengestellt werden, um als Basis für die Wirtschaftlichkeitsberechnungen zu dienen. Auch für die Ermittlung der Fördermittelerwartung nach derzeit geltender Landesregelung und für Bezifferbarkeit der Refinanzierung über Anschlussbeiträge bzw. deren Aufbringung durch die Grundstücksbesitzer mussten eigene Arbeitsunterlagen neu geschaffen werden, weil die vorhandenen kommunalen Unterlagen (ABK), wie oben beschrieben, zu gering vertiefte oder nicht mehr aktuelle Daten beinhalteten.

In einem erstem Schritt erfolgte die grundstücksgenaue Zusammenstellung der aktuellen Entwässerungssituation für die Ortsteile, basierend auf dem Datenmaterial der vorhandenen Erhebungen und Dokumente der Gemeindeverwaltung Göda, sowie weiterer mündlicher Nachfragen daselbst. Anschließend wurden die zur Verfügung gestellten Bestandszeichnungen privater Abwasseranlagen, die aus dem GIS-System der Verwaltung stammen, zeichnerisch mittels Grafikprogramm maßstäblich aufbereitet. Dabei musste die Darstellung der Infrastruktur (Bestandsveränderungen, bewohnte Gebäude, Gewässer) ergänzt und aktualisiert werden.

Näheren Aufschluss über die ortsspezifischen Situationen hinsichtlich Topografie, Grundstückslagen, Entwässerungsverhältnisse u.ä. brachten durchgeführte Ortsbegehungen und die Auswertung topografischer Karten. Diese Kenntnisse sind ausschlaggebend für die Wahl der Entwässerungssysteme, z.B. Freigefällekanalisation oder Drucksystem.

Tabelle 7.7: Auswahlkriterien der Modellorte

Auswahlkriterium	Modellort 1 Storcha	Modellort 2 Semmichau
Ähnlichkeit		
Bevölkerungszahl (Ist)	95 E	89 E
Grundstückszahl (bewohnt)	23	27
Entfernung zu vorhandenem Hauptsammler bzw. Kanalnetz	ca. 500 m	ca. 600 m
Anzahl vorhandener privater vollbiolog. KKA	4	4
Anzahl außenliegender Einzelgrundstücke	1	1
Unterschiede		
Siedlungsform	Wohngrundstücke an Straßen gereiht	Wohngrundstücke in lockerer Struktur
Grundstücksgrößen	mehr als 50% der Grundstücke kleiner als 2.000m ²	mehr als 50% der Grundstücke kleiner als 1.500m ²
topographische Lage	Hügellage	Tallage
Vorfluter	ohne Vorfluter	mit lokalem Vorfluter (Gew. 2.Ordn.)
Teilortskanalisation (BMK)	keine	teilweise vorhanden

Die Ausarbeitung der Varianten der technischen Abwasserentsorgungslösungen konnte dann mit den CAD-Werkzeugen in Vorplanungsreife maßstäblich auf den Ortslageplänen erfolgen. Durch Ausmessung der Längen und Stückzahlen konnten genaue Bedarfsangaben für jede Entsorgungsvariante und jedes zu erschließende Wohngrundstück gemacht werden. Damit wurden die Voraussetzung für die Schätzung der Investitionskosten, der laufenden Kosten, der Fördermittelerwartung und der voraussichtlichen Höhe der Anschlussbaubeiträge grundstücksgenau geschaffen.

7.4.2.1 Prinzipien der Variantengestaltung

Zum Anstellen von ergebnisorientierten Vergleichen mussten Abwasserentsorgungsvarianten gewählt werden, die unterschiedliche technische Merkmale (zentrale Abwasserentsorgung, Einzelabwasserbehandlung), verschiedene Organisationsformen (öffentliche Trägerschaft, private Bauherrenschaft) und Fördereigenschaften nach RL Sww 2007 aufweisen. Es wurden nur klassische, d.h. erprobte Entsorgungslösungen ins Kalkül gezogen. Das sind die Freigefällekanalisation, die Druckentwässerung mittels Abwassertauchpumpstationen, die Reinigung in zentraler Kläranlage oder in vollbiologischen Kleinkläranlagen nach konventioneller Bauart. Letztere wurden generell als Neubau geplant, auch wenn eine Nachrüstung bestehender Mehrkammergruben mit einer biologischen Stufe prinzipiell möglich ist. Später eventuell einzeln in Praxis verwirklichte Sonderlösungen, wie beispielsweise Pflanzenbeetstufen hinter Kleinkläranlagen sind für Vergleichsbetrachtungen über die Gesamtwirtschaftlichkeit innerhalb eines Ortsteiles im Augenblick nicht erheblich.

Aus den genannten Erwägungen wurden vier Varianten analog für jeden untersuchten Modellortsteil gewählt:

Variante 1: Zentrale Schmutzwasserentsorgung Hier wird das gesamte in der Ortslage anfallende Schmutzwasser mittels Freispiegelkanälen auf öffentlichem Grund gesammelt und in den Nachbarort übergeleitet, wo jeweils der zur vorhandenen zentralen KA Dreikreischam führende Hauptsammler anliegt. Wo erforderlich, übernimmt ein Unterflur-Ortspumpwerk die Überleitung bis zum Hauptsammler.

Variante 2: Semizentrale öffentliche Schmutzwasserentsorgung Sie beschreibt die Sammlung des Schmutzwassers im Ort mit Schaffung eines ähnlichen öffentlichen Kanalnetzes wie bei Variante 1, jedoch ohne Überleitung in eine zentrale Kläranlage. Stattdessen wird die Abwasserbehandlung und Klarwasserableitung mittels mehrerer örtlicher Gruppen-Kleinkläranlagen bis zur Größe von maximal rund 50 EW vorgenommen. Die Finanzierung und Betreuung liegt wie bei Variante 1 vollständig in öffentlicher Hand, was zu größeren Gruppenlösungen führt.

Variante 3: Semizentrale private Schmutzwasserentsorgung (Hybridlösung) Das Schmutzwasser wird nicht durch öffentliche Kanäle gesammelt, sondern die Erfassung und Behandlung des Abwassers erfolgt ausschließlich durch private Hand auf privatem Grund. Dies führt zu kleinen Gruppenlösungen mit vollbiologischen Kleinkläranlagen ohne öffentliche Bauträgerschaft bzw. Betriebsführung. Die Klarwasserableitung erfolgt in der Regel durch Versickerungen im privaten Bereich oder Ableitung in ein Gewässer.

Variante 4: Dezentrale private Schmutzwasserentsorgung Jeder Grundstückseigentümer errichtet und betreibt eine eigene vollbiologische Kleinkläranlage unterschiedlicher, jedoch zugelassener Bauart. Lediglich die Entsorgung des Klärschlammes bleibt Durchführungspflicht der Kommune.

7.4.2.2 Technische Planungsgrundsätze der Varianten

Ausgeführte abwassertechnische Erschließungen im ländlichen Siedlungsgebiet lassen oft erhebliche Toleranzen bezüglich der Interpretation und Tiefe der Durchsetzung des Satzungsrechtes und der technischen Standards erkennen. Individuelle Planungen sind zum einen ein Ausdruck der vielfältigen örtlichen Rahmenbedingungen im dörflichen Umfeld, die kaum mit städtischen Abwasserentsorgungslösungen vergleichbar sind, und zum anderen eine Folge der auf dem Lande stärker ausgeprägten Zusammenarbeit zwischen den kommunalen Verwaltungen (besonders der Bürgermeister) mit ihren Einwohnern.

Bei der Erarbeitung der technischen Planungsvarianten wurde soweit wie möglich auf die örtlichen Bedingungen eingegangen, um wirklich reale Modelle zu erhalten, die in der Praxis tatsächlich umsetzbar sind. Die derzeit vorhandenen abwassertechnischen Anlagen (z.B. vollbiologische KKA) wurden berücksichtigt und, wo möglich, in die Planvarianten mit einbezogen, wenn dies wirtschaftlich sinnvoll und satzungskonform erschien.

Die aufgestellten Entsorgungsvarianten erfassen alle tatsächlich bewohnten Wohngrundstücke und weisen für diese jeweils Abwasserentsorgungslösungen nach dem Stand der Technik aus. Unbewohnte und unbebaute Grundstücke wurden - obwohl vom Satzungsrecht her möglich - nicht einbezogen, da auf Grund der demografischen und wirtschaftlichen Entwicklung in Sachsen ein Wiederbezug nicht allgemein angenommen werden darf.

Bei den Varianten der öffentlichen Abwassererschließung (zentrale und semizentrale Abwasserbehandlung) unterliegen laut geltender Satzung alle Eigentümer von Grundstücken dem Anschlusszwang an die öffentliche Entsorgungsanlage sowie der Benutzungspflicht. Danach sind auch die Besitzer von bestehenden vollbiologischen Kleinkläranlagen (nach dem Stand der Technik) vom Anschlusszwang betroffen. Befristete Übergangsregelungen sind in der Praxis möglich, ändern jedoch nichts am Grundsatz, weil ein Verzicht auf Ausübung des Anschlusszwanges zu rechtswidriger Ungleichbehandlung und zur Unterfinanzierung der öffentlichen Abwasserentsorgung (Kalkulation Globalberechnung) führen würde.

Die laut geltender Satzung vom Grundstückseigentümer zu realisierenden Grundstücksleitungen bei Varianten 1 und 2 mit der Regelnennweite DN 150 schaffen die Verbindung zwischen dem jeweiligen Hausinstallationsnetz und dem an der Grundstücksgrenze außen heranzuführenden öffentlichen Kanal. Dabei wurde angestrebt, die Schnittstelle so zu legen, dass der Grundstückseigentümer Teile seiner bereits vorhandenen Grundstücksleitungen der alten Abwasserbeseitigung weiter nutzen oder modifizieren kann, um den privaten Bauaufwand gering zu halten.

Für die Varianten der zentralen Abwasserentsorgung, die für beide Modell-Orte mit Überleitung des Schmutzwassers in das jeweils benachbarte Ortskanalnetz ausgewiesen sind, wird die Abwassermitbehandlung in der vorhandenen zentralen Kläranlage Dreikretscham vorgesehen. Nach Auskunft vom Betreiber Eigenbetrieb Abwasserbeseitigung Bautzen ist dies möglich, da die Ortsteile Storch und Semmichau in den aktuellen Ausbaustudien für die 2. Ausbaustufe berücksichtigt sind. Aber auch die derzeitige erste Ausbaustufe besäße noch die Kapazität für die Mitbehandlung von zusätzlichen 180 EW häuslichen Abwassers. Bei den anteiligen Kosten wird davon ausgegangen, dass sich der jetzt gültige Mitbehandlungspreis auch nach Bau der zweiten Ausbaustufe nicht ändert, weil sich die Wirtschaftlichkeit der zentralen Kläranlage durch den Ausbau nicht verschlechtern darf, sondern sich möglichst verbessern sollte.

Bei den Entsorgungslösungen in privater Baurägerschaft (Varianten 3 und 4) soll die Sammlung und Abwasserbehandlung grundsätzlich auf privatem Grund erfolgen, um die rechtlichen Rahmenbedingungen zu beachten (Verbundenheit von Bauwerk und Grundstück) und zur Vermeidung der Inanspruchnahme

von grundrechtlichen Dienstbarkeiten bei Dritten.

Im Gegensatz zu den großen Gruppenlösungen (Variante 2), wo das Schmutzwasser mittels längerer Kanalstrecken im Straßenbereich gesammelt wird, erfolgt die Sammlung des Schmutzwasser bei den kleinteiligeren Gruppenlösungen - nach Variante 3 - somit ausschließlich auf privatem Grund. Dieser Umstand wirkt sich beschränkend auf die realisierbare Größe der privaten Gruppen-KKA bzw. auf die Anzahl der anzuschließenden Grundstücke aus. Nur Grundstücke, deren Häuser sich durch eine günstige räumliche Lage zueinander befinden, können vorteilhaft zu privaten Gruppenlösungen zusammengehen. Bei der Planung der kleinen Gruppen-KKA wurde neben topografischen Gegebenheiten auf eine möglichst zentralisierte Lage innerhalb der zu entsorgenden Häusergruppen geachtet, um die Ausbaulängen der erforderlichen Grundstücksleitungen für die betroffenen Grundstückseigentümer möglichst gering zu halten.

Bei den Varianten der semizentralen und dezentralen Abwasserentsorgung sind die nötigen Klarwasserableitungen mit ihrem baulichen Aufwand zu berücksichtigen. Hier wurden nach Recherche der örtlichen Bestandsverhältnisse folgende Planungsannahmen getroffen: Für größere Gruppenkläranlagen in öffentlicher Bauträgerschaft (Variante 2) müssen grundsätzlich neue Klarwasserableitungen geschaffen werden. Wo keine oder keine ständig wasserführenden Vorfluter vorhanden sind, kommt für die relativ großen Abflussmengen nach hygiene- und wasserrechtlichen Vorschriften nur eine Kanalableitung des Klarwassers bis zu einem geeigneten Gewässer in Frage, z.B. das Dreikretschamer Schwarzwasser für den Modell-Ortsteil Storcha. Dabei wird auch die vorgeschriebene hygienische Sicherheit für Havariefälle, d.h. bei zeitweiser Minderung oder Ausfall der Reinigungsleistung der Gruppenkläranlage, sichergestellt.

Bei den kleinen privaten Gruppen-KKA (Variante 3) und einzelnen KKA (Variante 4), wird vorausgesetzt, dass die Klarwasserableitung - wo kein Vorfluter zur Verfügung steht - mittels der bereits vorhandenen Rohrversickerungen bzw. -ableitungen erfolgt. Die besonders im Ortsteil Storcha bei den meisten Grundstücken hinter den Mehrkammerklärgruben vorhandenen Sickerleitungsstrecken oder Rohrleitungen, auch gemeinsamer Nutzung, sind beim Bau von vollbiologischen Kläranlagen weiter zu nutzen, solange kein Grund für Neuverlegungen besteht. Das hat auch den wichtigen Vorteil, dass der Bestandschutz hinsichtlich des Wasserrechtes und eventueller Grundstücksbenutzungen weiter in Anspruch genommen werden kann.

Im Modell-Ort Semmichau wird bei den Varianten 3 und 4 die Weiternutzung von Abschnitten vorhandener Bürgermeisterkanäle für die Klarwasserableitung vorausgesetzt. Ein möglicher Neubau wurde nicht berücksichtigt, weil nicht begründet werden kann, ob und in welchem Umfang die teilweise Mitbenutzung zur Klarwasserableitung die sofortige und grundhafte Erneuerung bestehender kommunaler Teilortskanalisationen überhaupt rechtfertigen würde. Vor der Planung von neuen Teilortskanalisationen sind zudem die Nutzensanteile zwischen der hauptsächlichen Regenentwässerungsfunktion und der geringfügigen Mitbenutzung durch KKA-Ableitungen zu klären, die sich in entsprechenden Finanzierungsanteilen niederschlagen müssten.

Allgemein befolgen alle Planungsvarianten hinsichtlich der Flächeninanspruchnahmen für die baulichen Anlagen folgende Grundsätze: Bauwerke in öffentlicher Trägerschaft nutzen ausschließlich öffentliche Grundstücke. Wenn im Ausnahmefall private Grundstücke für Bauwerke benutzt werden müssen, so muss hierfür das vorherige Einverständnis des Eigentümers und die dingliche Sicherung durch grundbuchliche Eintragung eines Leitungsrechtes erfolgen.

Private abwassertechnische Baulichkeiten, auch wenn es sich um private Gruppenlösungen handelt, sind grundsätzlich und vorzugsweise auf eigenem Grundstück bzw. Grundstück eines privaten Mitbe-

treibers zu errichten. Wenn Ableitungen oder sonstige Mitbenutzungen auf fremden Grundstücken erforderlich sind, muss unter notarieller Mitwirkung ein grundbuchliches Leitungsrecht erlangt werden. Bei Durchleitungen zum Anschluss an öffentliche (zentrale, semizentrale) Abwasseranlagen kann das Durchleitungsrecht für Hinterlieger nach geltender Abwassersatzung und auch sächsischem Nachbarrechtsgesetz (SächsNRG § 19) in Anspruch genommen werden. Jedoch ist auch dabei eine grundbuchliche Absicherung nach bürgerlichem Gesetz nachzuholen.

7.4.3 Ergebnis

Die Ermittlung der Investitionskosten erfolgte für die Modell-Orte Storcha und Semmichau getrennt nach Kosten für die öffentliche Hand und für die einzelnen Grundstückseigentümer auf der Grundlage der zeichnerisch ermittelten Bedarfsangaben und den spezifischen Kostenansätzen.

Für alle Entsorgungsvarianten 1 bis 4 war so für die Modell-Ortsteile Storcha und Semmichau die Gesamthöhe der Investitionskosten erfasst und für die wirtschaftlichen Vergleichsrechnungen verwendbar. Die Zusammenstellung der Investitionskosten zeigen die Tabellen 7.17(a) und 7.18(a).

In analoger Vorgehensweise wurde auf Grundlage der technischen Varianten und der statistischen Angaben der Kommunalverwaltung für jede Entsorgungsvariante der jährlich entstehende Gesamtbetrag an laufenden Kosten berechnet. In den Tabellen 7.17(b) und 7.18(b) sind die Summen für beide Orte verzeichnet. Die laufenden Kosten setzen sich aus den Teilkosten zusammen, die für einzelnen Anlagen/teile unter Berücksichtigung der spezifischen Kostenansätze und den Aufwandsmengen ermittelt wurden, sowie unter Berücksichtigung der anteiligen laufenden Kosten bei der Überleitungsvariante 1.

Die Ergebnisse der Kostenermittlung sowie die Angaben zur Nutzungsdauer wurden der Basisberechnung zugrunde gelegt und sind in den Tabellen 7.17(c) und 7.18(c) zusammengefasst.

Das Fazit der Basisberechnungen nach dem Vergleichsverfahren der LAWA ist, dass die Entsorgungsvariante 3, d.h. die semizentralen kleinen Abwasserbehandlungsanlagen in privater Trägerschaft, sich als deutliche Vorzugsvariante gegenüber den anderen Lösungen sowohl kurzfristig als auch langfristig erweist (siehe Bilder 7.21(a) und 7.22(a)).

Die Basisberechnungen müssen jedoch mittels Empfindlichkeitsprüfung darauf hin untersucht werden, welche Auswirkungen auf die Projektkostenbarwerte eintreten, wenn wichtige Eingangsparameter von der ersten Modellannahme (Basisberechnung) abweichen, wie es für einen langen Voraussagezeitraum auf jeden Fall angenommen werden muss.

Zur Prüfung der Belastbarkeit der Basisberechnung wurden insgesamt 19 Empfindlichkeitsprüfungen (siehe Tabelle 7.1, S.165) durchgeführt. Beispielhaft sind die Ergebnisse der Variante 19 in den Abbildungen 7.21(b) und 7.22(b) dargestellt.

Die zeitliche Entwicklung der Projektkostenbarwerte wurde sowohl für die Basisberechnung, als auch für die Empfindlichkeitsprüfungen grafisch ausgewertet. Die ermittelten Projektkostenbarwerte der Basisberechnung und der Sensitivitätsanalyse wurden jeweils nach einem Zeitraum von 25, 50 bzw. 72 Jahren aufgestellt.

Anschließend wurde die Kostenvorteilhaftigkeit aller vier Untersuchungsvarianten anhand der ermittelten PKBW jeweils nach den genannten Zeiträumen beurteilt, wobei eine maximale Abweichung von 10 % zum jeweils günstigsten PKBW als Limit zugelassen wurde. Für jede Empfindlichkeitsprüfung erfolgte eine Einstufung der Varianten nach dem Rang ihrer Kostenvorteilhaftigkeit.

Im Ergebnis der durchgeführten Sensitivitätsanalyse ist festzustellen, dass die in der Basisberechnung als vorteilhafteste Abwasserlösung ermittelte Variante 3 (semizentrale private Gruppenlösungen), bei

Variante 1 Zentrale Entsorgung (öffentl.)		Variante 2 Semizentrale öfftl. Entsorgung		Variante 3 Semizentrale private Entsorgung		Variante 4 Dezentrale private Entsorgung	
öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)
[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]
317.890	48.650	429.500	48.650		136.820		153.970
366.540		478.150		136.820		153.970	

(a) Investitionskosten

Variante 1 Zentrale Entsorgung (öffentl.)		Variante 2 Semizentrale öfftl. Entsorgung		Variante 3 Semizentrale private Entsorgung		Variante 4 Dezentrale private Entsorgung	
öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)
[€/a]	[€/a]	[€/a]	[€/a]	[€/a]	[€/a]	[€/a]	[€/a]
4.757	500	8.134	500		9.050		10.300
5.257		8.634		9.050		10.300	

(b) laufende Kosten

Variante 1: Zentral öfftl. Variante 2: Semizentral öfftl. Variante 3: Semizentral priv. Variante 4: Dezentral priv.

	ND				
	Jahre	Euro	Euro	Euro	Euro
Investkosten Kanäle	72	296.250	346.400	0	0
Investkosten Grundleitungen	72	48.650	48.650	42.420	32.970
Investkosten Druckleitungen	36	14.640	0	0	0
Investkosten Pumpw./ KKA	18	7.000	83.100	94.400	121.000
Investkosten gesamt		366.540	478.150	136.820	153.970
Lauf. Kosten Kanäle		1.155	1.434	0	0
Lauf. Kosten Druckleitungen		85	0	0	0
Lauf. Kosten Pumpwerke/ KKA		1.100	7.200	9.050	10.300
AW-Behandlungskosten KA Dreikreischam		2.917	0	0	0
Laufende Kosten gesamt		5.257	8.634	9.050	10.300

(c) Überblick Kosten

Abbildung 7.17: Kosten OT Storcha (Schäfer, 2009)

Variante 1 Zentrale Entsorgung (öffentl.)		Variante 2 Semizentrale öfftl. Entsorgung		Variante 3 Semizentrale private Entsorgung		Variante 4 Dezentrale private Entsorgung	
öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)
[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]
384.320	62.320	319.860	59.050		150.670		190.670
446.640		378.910		150.670		190.670	

(a) Investitionskosten

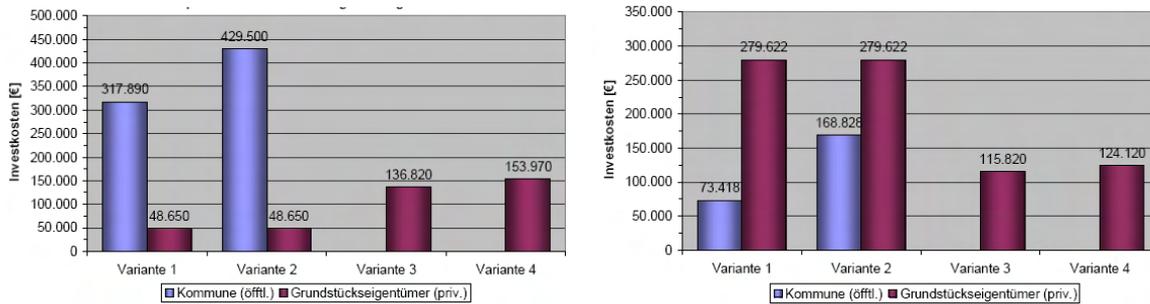
Variante 1 Zentrale Entsorgung (öffentl.)		Variante 2 Semizentrale öfftl. Entsorgung		Variante 3 Semizentrale private Entsorgung		Variante 4 Dezentrale private Entsorgung	
öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)	öffentlich	privat (in Summe)
[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]	[Euro]
10.686	900	6.582	800		9.400		12.300
11.586		7.382		9.400		12.300	

(b) laufende Kosten

	ND	Variante 1: Zentral öffentl.	Variante 2: Semizentral öffentl.	Variante 3: Semizentrale priv.	Variante 4: Dezentral priv.
	Jahre	Euro	Euro	Euro	Euro
Investkosten Kanäle	72	231.600	250.660	0	0
Investkosten Grundleitungen	72	31.080	32.970	40.670	33.670
Investkosten Druckleitungen	36	95.960	6.080	0	0
Investkosten Pumpwerke / KKA / Sickerleitung	18	88.000	89.200	110.000	157.000
Investkosten gesamt		446.640	378.910	150.670	190.670
Lfd. Kosten Kanäle		905	982	0	0
Lfd. Kosten Druckleitungen		762	0	0	0
Lfd. Kosten Pumpwerke/KKA		7.100	6.500	9.400	12.300
AW-Behandlungskosten in KA Dreikretscham		2.820	0	0	0
Laufende Kosten gesamt		11.587	7.482	9.400	12.300

(c) Überblick Kosten

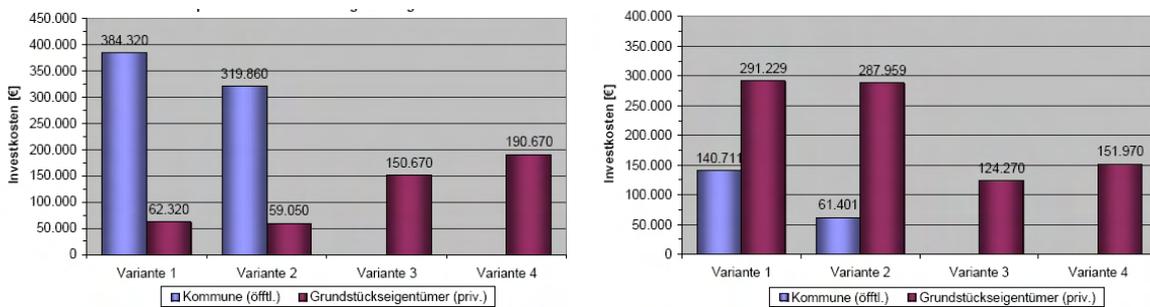
Abbildung 7.18: Kosten OT Semmichau (Schäfer, 2009)



(a) Investitionskostenbedarf ohne Berücksichtigung von Fördermitteln und privater Anschlusszahlungen

(b) Investitionskostenbedarf nach Erhalt von Fördermitteln und Berücksichtigung privater Anschlussbeitragszahlungen

Abbildung 7.19: Investitionskosten OT Storcha (Schäfer, 2009)



(a) Investitionskostenbedarf ohne Berücksichtigung von Fördermitteln und privater Anschlusszahlungen

(b) Investitionskostenbedarf nach Erhalt von Fördermitteln und Berücksichtigung privater Anschlussbeitragszahlungen

Abbildung 7.20: Investitionskosten OT Semmichau (Schäfer, 2009)

Betrachtung des nach Richtlinie SWW 2007 maßgeblichen Zeitraumes von 25 Jahren, in allen 19 durchgeführten Empfindlichkeitsprüfungen als kostengünstigste Variante bestehen bleibt.

Nach allen vorliegenden Ergebnissen der dynamischen Kostenvergleichsrechnung für den Modell-Ort Storcha ist festzustellen, dass die vom SMUL empfohlene zeitnahe Vorteilhaftigkeit innerhalb von 25 Jahren nach Erstinvestition von der Variante 3 (semizentrale kleine Gruppenlösungen) sowohl durch die Basisberechnung, als auch in allen Empfindlichkeitsprüfungen ausgewiesen wird. Die Variante 4 (private Einzelkleinkläranlagen) bleibt die „zweitbeste“ Lösung, zumindest im kurz- bis mittelfristigen Betrachtungszeitraum bis 50 Jahre. Der Unterschied der monetären Vorteilhaftigkeit zwischen der (Vorzugs-)Variante 3 und der Variante 4 liegt hauptsächlich in den höheren grundstücksbezogenen Investitionskosten bei Variante 4 begründet, da bei der Erstwahl der Ausbaugröße der Einzel-KKA unabhängig von der tatsächlich vorhandenen Einwohnerzahl, mindestens vier Personen zugrunde gelegt werden müssen und so eine feste Mindestinvestitionshöhe je Grundstück anfällt. Bei Variante 3 (Gruppen-KKA) kann und muss die tatsächliche Zahl der angeschlossenen Einwohnerwerte angesetzt werden, was sich auf die Investitionskosten insgesamt - und durchaus beabsichtigt- bessernd auswirkt. Bei Betrachtung der langfristigen Vorteilhaftigkeiten über 50 Jahre kommt es zu Verschiebungen in der Rangfolge der Varianten zugunsten der Variante 1 (zentrale Entsorgung des Ortes mit Überleitung zur KA Dreikretscham), welche mit fortschreitendem Untersuchungszeitraum immer deutlicher wird. Bei der gesamtwirtschaftlich für Abwasseranlagen gebotenen langfristigen Berechnung über 72 Jahre stellt sich die Variante 1 in der Mehrzahl der Empfindlichkeitsprüfungen und ebenso in der Basisberechnung als als monetär gleich

vorteilhaft dar. (Hier sei aber wieder auf die neuen Grundsatzempfehlungen der sächsischen Landesregierung verwiesen, die den Zeitraum bis 25 Jahre als Vorteilskriterium setzt.) Nur für die Variante 2 (semizentrale Gruppen-Kleinkläranlagen in öffentlicher Trägerschaft) muss eine monetäre Unvorteilhaftigkeit sowohl nach Basisberechnung als auch bei allen Empfindlichkeitsprüfungen über den gesamten Kurz- bis Langfristzeitraum festgestellt werden. Wieder ist hierfür der Hauptkostenfaktor, die Investitionskosten, verantwortlich: Der Neubau von öffentlichen Gruppen-Kleinkläranlagen in erforderlicher Kombination mit dem Bau öffentlicher Schmutzwasserkanäle und Klarwasserableitungen führt zu den Kostennachteilen. Bei der Ergebnisschau der dynamischen Kostenvergleichsrechnung für den Modell-Ort Semmichau ist festzustellen, dass die vom SMUL empfohlene zeitnahe Vorteilhaftigkeit innerhalb von 25 Jahren nach der Erstinvestition von der Variante 3 (semizentrale kleine Gruppenlösungen) sowohl durch die Basisberechnung, als auch in allen Empfindlichkeitsprüfungen nachweisbar ist. Die Variante 4 (dezentrale private Einzelkläranlagen) bleibt zumindest im kurz- bis mittelfristigen Betrachtungszeitraum bis 50 Jahre eine weitere, jedoch nur zweitrangige Alternative. Der Unterschied der monetären Vorteilhaftigkeit zwischen Vorzugsvariante 3 und der Variante 4 liegt, analog zum Modell-Ort Storcha, hauptsächlich in den höheren grundstücksbezogenen Investitionskosten für Variante 4 begründet, da bei der Erstplanung der Ausbaugröße der Einzel-KKA, unabhängig von der tatsächlich vorhandenen Einwohnerzahl, mindestens vier Personen zugrunde gelegt werden müssen und so eine feste Mindestinvestitionshöhe je Grundstück anfällt. Bei Variante 3 (Gruppen-KKA) kann und muss die tatsächliche Zahl der angeschlossenen Einwohnerwerte angesetzt werden, was sich auf die Investitionskosten günstig auswirkt. Bei mittel- bis langfristiger Betrachtung der Barwertentwicklungen (ab etwa 30 Jahren), gibt es Verschiebungen innerhalb der Rangfolgeeinstufungen und die Variante 2 stellt sich nach 50 Jahren in knapp der Hälfte der Prüfungen als „zweitbeste“ Alternative dar. Mit fortschreitendem Untersuchungszeitraum wird dies immer deutlicher, so dass Variante 2 nach 72 Jahren neben der Vorzugsvariante 3 in vier Fällen ebenfalls noch als noch kostenvorteilhaft beurteilt werden kann und sich zusätzlich in über der Hälfte der Empfindlichkeitsprüfungen kostengünstiger als Variante 4 erweist. Nur bei der Variante 1 (zentrale Entsorgung des Ortes mit Überleitung) in öffentlicher Trägerschaft) muss eine monetäre Nachteiligkeit sowohl nach Basisberechnung als auch bei allen Empfindlichkeitsprüfungen über den gesamten Kurz- bis Langfristzeitraum festgestellt werden. Hierfür ist wieder der Hauptkostenfaktor, die Investitionskosten, verantwortlich: Der Neubau von öffentlichen Schmutzwasserkanälen und weiteren aufwendigen Anlagen, wie Pumpwerken und Druckleitungen, führt zu den relativen Kostennachteilen.

7.4.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die in dieser Untersuchung angestellten wirtschaftlichen Vergleiche an Hand von zwei abwassertechnisch noch unerschlossenen Ortsteilen der sächsischen Gemeinde Göda erfolgten zwischen annähernd nutzensgleich konzipierten technischen Lösungen zur vollständigen Entsorgung des häuslichen Abwassers nach dem Stand der Technik und unter Voraussetzung des Einsatzes konventioneller Abwasserbehandlungstechnologien aus der Breitenanwendung.

Durch die Benutzung von zwei unterschiedlichen Vergleichsmethoden, zum einen der dynamischen Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie für die zeitlich determinierte Langzeitbeurteilung, und zum anderen der einfachen Gegenüberstellung der Erstinvestitionskosten und voraussichtlichen jährlichen Betriebskosten, konnte die Untersuchungsbreite und damit die Erwartung an die Ergebnisgenauigkeit vergrößert werden. Wo es geboten war, wurde die mengenmäßige und monetäre Untersuchung bis auf die einzelnen anschlusspflichtigen Grundstücke vertieft, zum Beispiel für die Darstellung der varian-

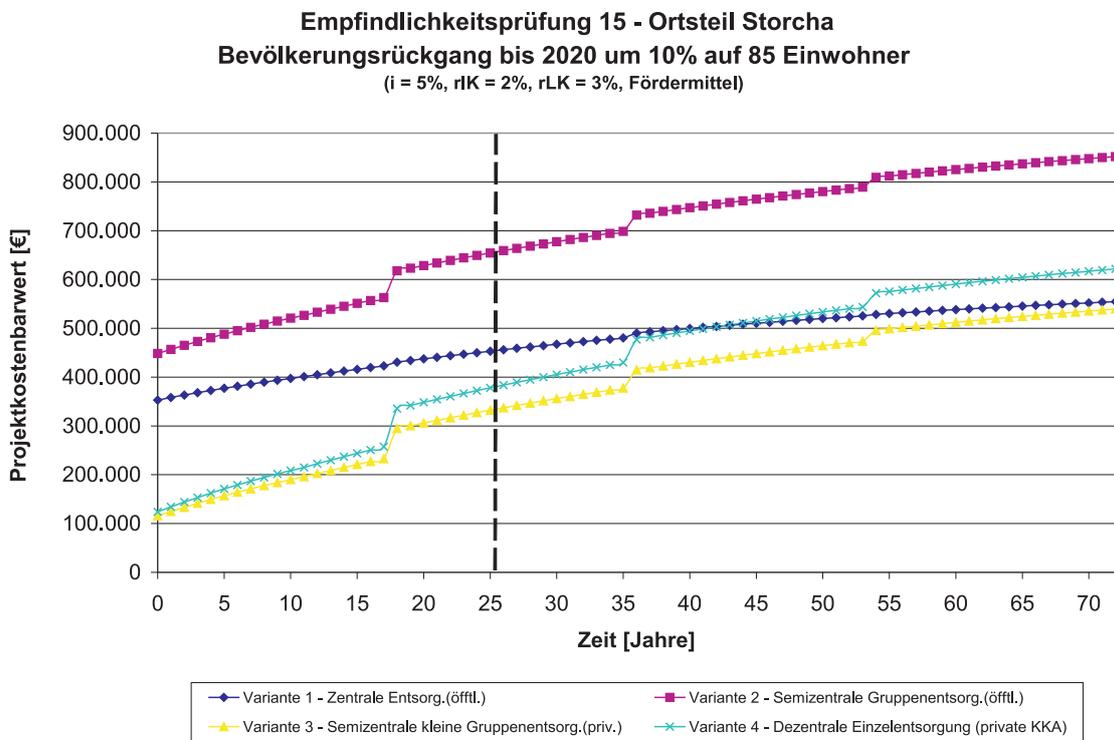
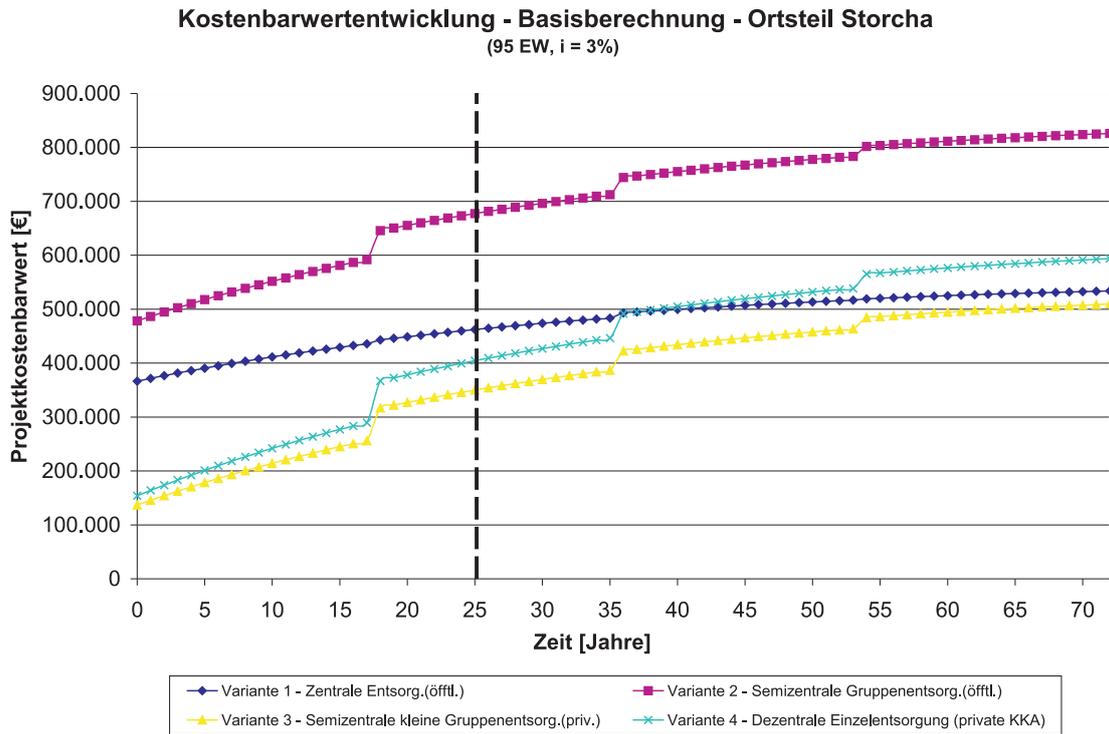
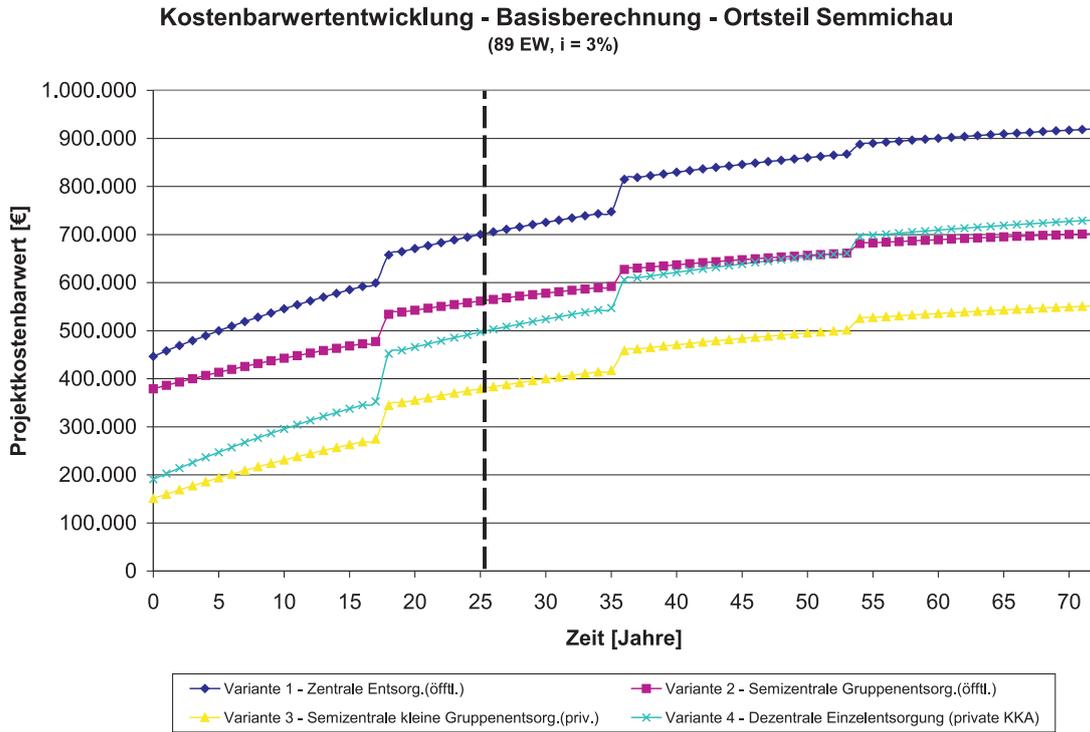
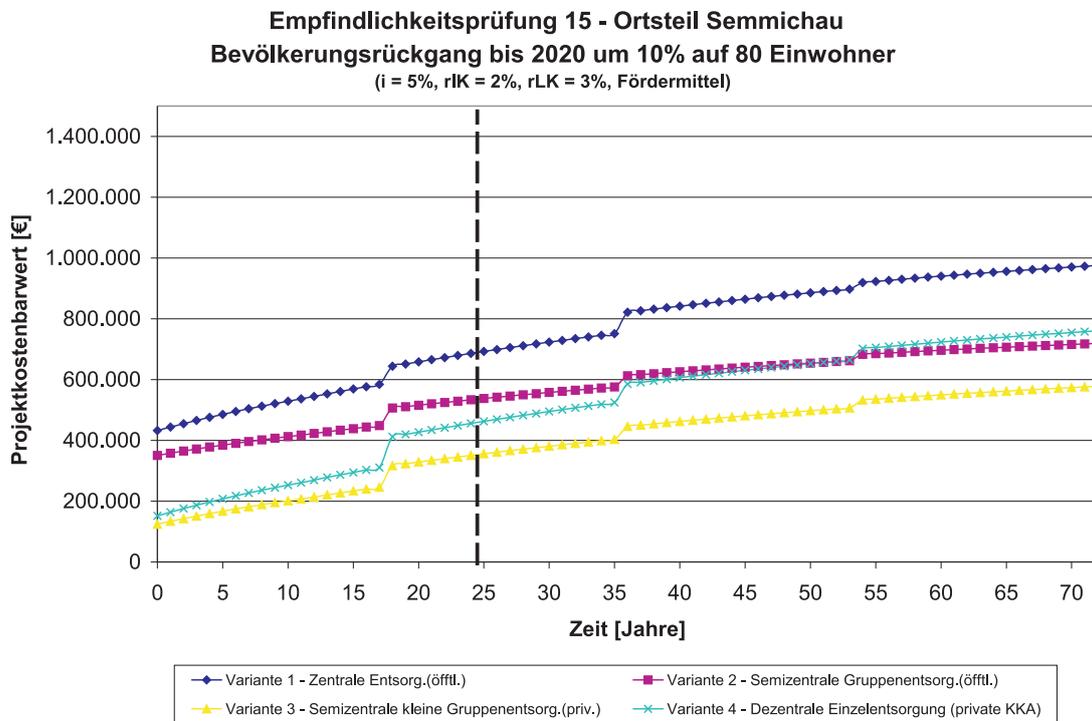


Abbildung 7.21: Projektkostenbarwertentwicklung OT Storcha (Schäfer, 2009)



(a) Basisberechnung



(b) Variante 19 (Siehe Tabelle 7.1 auf S. 165)

Abbildung 7.22: Projektkostenbarwertentwicklung OT Semmichau (Schäfer, 2009)

tenspezifischen Kosten für jeden Grundstückseigentümer.

Aus dieser Untersuchungsmethodik entstand ein Spektrum von Ergebnissen, welches es zulässt, sowohl für die Gemeinde Göda, als auch für vergleichbare ländliche Siedlungsräume in Sachsen, allgemeine Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen abzuleiten.

Als Ergebnis aller angestellten Wirtschaftlichkeitsvergleiche kann zusammenfassend festgestellt werden, dass sich im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen und Empfindlichkeitsprüfungen mit mehrfach variierten Eingangswerten, eine übergreifende Tendenz der Vorteilhaftigkeit einer bestimmten Variante der abwassertechnischen Entsorgung hervorhebt: Das ist die semizentrale Abwasserentsorgung durch kleine Gruppenkläranlagen in privater Trägerschaft.

Die monetäre Vorteilhaftigkeit dieser Variante der Abwasserentsorgung in den kleinen ländlichen Siedlungen entsteht aus mehreren Bedingungen. Erstens aus dem Hauptkostenfaktor, den Investitionskosten. Diese sind in der Mehrzahl aller Fälle je angeschlossenem Grundstück am geringsten, weil keine kostenintensiven Kanalbauten erforderlich werden und weil bei kleinen privaten Gruppen benachbarter Wohngrundstücke meist nur geringe Kosten für die Leitungsverbindungen entstehen. Zweitens ist das Verhältnis der Investitionskosten für kleine Gruppenkläranlagen je angeschlossenem Grundstück gegenüber den anderen Varianten, d.h. den großen Gruppenlösungen bzw. den Einzel-Kleinkläranlagen am günstigsten. Nicht zu unterschätzen ist für den Grundstücksbesitzer dabei auch der individuelle monetäre Vorteil, dass bei Verzicht auf den Bau öffentlicher Abwasseranlagen keine - den Bürgern oft abstrakt erscheinende - Anschlussbeiträge eingefordert werden.

Die angestellten Vergleiche der Projektkostenbarwertentwicklungen über lange Zeiträume zeigen auch, dass die Variante der zentralen Abwasserentsorgung mit öffentlichem Kanalnetz und Überleitung zur zentralen Kläranlage über Jahrzehnte ihre Vorteilhaftigkeit verbessern kann. Das ist durch die allgemein höhere Lebensdauer von öffentlichen Schmutzwasserkanalnetzen in Verbindung mit den längeren Reinvestitionszyklen gegenüber allen Kleinkläranlagensystemen zu erklären. Allerdings muss eine verallgemeinernde Vorteilhaftigkeit unter realen Rahmenbedingungen unter Vorbehalt gestellt werden. Die wirtschaftliche zentrale Abwasserentsorgung von ländlichen Siedlungen setzt immer auch eine bestimmte territoriale Nähe zu bereits vorhandenen Kanalnetzen, Hauptsammlern bzw. einen günstig gelegenen Standort der zentralen Kläranlage voraus. Bei den beiden untersuchten Ortsteilen lag diese Voraussetzung mit einer Entfernung von jeweils maximal 600 Metern vor und legitimierte so die Einbeziehung der Varianten der zentralen Entsorgungslösung einschließlich Abwasserüberleitung in die wirtschaftlichen Vergleiche. Die Kosten für die Abwasserbehandlung in der vorhandenen zentralen Kläranlage wurden dabei einkalkuliert.

Bei den vergleichenden Untersuchungen wurde aber auch deutlich, dass trotz der oben genannten territorialen Nähe zum Hauptsammler, lokale topografische Bedingungen eine zentrale Überleitungslösung soweit verteuern können (im speziellen Fall war Überleitung nur mit Druckleitungssystem möglich), dass stattdessen die Variante der semizentralen öffentlichen Gruppen-KKA ihre Vorteilhaftigkeit über lange Zeiträume verbessern kann. Beim Neubau von langlebigen öffentlichen Kanalnetzen ist die prognostizierte Bevölkerungsabnahme zu bedenken. Die bisher bei zentralen Entsorgungslösungen errichteten Kanalrohrnetze haben systembedingt meist erhebliche Kapazitätsreserven. Sie können jedoch kaum an langfristig sinkende Auslastungsgrade angepasst werden. Aus diesen Bedenken heraus hat die sächsische Landesregierung die Empfehlung gegeben, dass sich neue abwassertechnische Entsorgungslösungen in der Zeitspanne der ersten 25 Jahre bei Variantenvergleichen als monetär vorteilhaft erweisen sollen.

Die bei den Modellberechnungen festgestellte gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit von Gruppen-Klein-

kläranlagen durch jeweils wenige private Grundstückseigentümer kann für vergleichbare ländliche Siedlungen in Sachsen unter den derzeit gültigen staatlichen Förderbedingungen verallgemeinert werden. Erst wenn sich die staatliche Förderpolitik oder relevante Rechtsgrundlagen für die Abwasserbeseitigung, zum Beispiel das kommunale Satzungsrecht über die Abwasserbeseitigung oder die Wassergesetzgebung insgesamt ändern würden, müssten die allgemeinen Schlussfolgerungen der vorliegenden Untersuchung überprüft werden.

7.5 Schlussfolgerungen für die ländliche Infrastrukturplanung

Die Untersuchungsergebnisse zeigen in Übereinstimmung mit zahlreichen neueren Veröffentlichungen, dass unter den kurz- bis mittelfristigen gesellschaftlichen Rahmenbedingungen (Demografieproblem, Finanznot und Zeitdruck bis 2015) der Ausbau zentraler Abwasserentsorgungsnetze in ländlichen Siedlungen nur noch in Ausnahmefällen legitim sein wird. Diese Annahme gilt für das Bundesland Sachsen wie für ganz Deutschland. Aus diesen Zwängen heraus wird hauptsächlich die kleinteilige dezentrale Abwasserbehandlung mittels Gruppen- und Einzel-Kleinkläranlagen zur Verbesserung des Anschlussgrades im europäischen ländlichen Raum beitragen müssen. Ernstzunehmende Prognosen besagen, dass in Europa bis zum Jahr 2015 vermutlich mehrere Millionen von Kleinkläranlagen hergestellt und installiert werden.

Die Kommunalpolitik im ländlichen Raum wird sich darauf einstellen müssen, dass die Errichtung von dezentralen und kleinen semizentralen Abwasserentsorgungslösungen sowohl aus Sicht der abwasserbeseitigungspflichtigen Körperschaft, als auch für den privaten Grundstückseigentümer künftig regelmäßig die Vorzugslösung darstellen wird. Die öffentliche Hand, d.h. die Kommune kann dabei eigenen finanziellen und personellen Aufwand sparen, wenn sie ihre Kontroll- und Überwachungspflichten organisiert bzw. Dritten überträgt. Die Erstbelastung der Grundstückseigentümer, besonders bei den im ländlichen Raum oft großflächigen Wohngrundstücken, durch Einforderung von Anschlussbeiträgen entfällt bei privater Bauträgerschaft. Für die privaten Grundstückseigentümer konzentriert sich der finanzielle Erstaufwand dann allein auf die Investition für die eigene Einzelkläranlage oder eine gemeinschaftliche Gruppen-Kleinkläranlage. Für den ordnungsgemäßen Betrieb privater dezentralen und kleinen semizentralen Abwasserentsorgungslösungen scheint es sehr sinnvoll neue Betreiberformen zu entwickeln, die den Endverbrauchern betriebstechnische Wartungs- und Reinigungsaufgaben abnehmen (Becker *et al.*, 2007).

Eine deutliche Verschiebung der Kostenbelastung findet auch im Bereich der öffentlichen Körperschaft statt, wenn die bisher unerschlossenen ländlichen Gebiete in Zukunft von dezentralen privaten Abwasserbehandlungsanlagen entsorgt werden. Damit wird im Rahmen der Entscheidungsfindung das Risiko von Fehlinvestitionen bei großen öffentlichen Abwasserentsorgungslösungen und auch das Gebundensein an langfristige Betriebs- und Verwaltungsaufwendungen vermieden. Wenn es bei dezentraler Abwasserentsorgung zur Aufgabe von einzelnen Wohngrundstücken aus demografischen oder sozialen Gründen kommt, können kleine Abwasserbehandlungsanlagen ohne Folgekosten und ohne Abschreibungsnachteile stillgelegt werden.

Abschließend sei noch auf einen Nebeneffekt bei der Wahl dezentraler Abwasserbeseitigungsanlagen hingewiesen: Da öffentliche Kanalbauten in größerem Umfang nur noch selten ausgeführt werden, wird bei der Realisierung von Infrastrukturvorhaben in ländlichen Siedlungen der bisher oft genutzte volkswirtschaftliche Synergieeffekt beim gemeinsamen Neubau von Versorgungsleitungen, Abwasserkanälen und kommunaler Straßenerneuerung nicht mehr erzielbar sein.

8 Mittel- und langfristige Anpassungsstrategien

Schwerpunkt dieses Berichtes ist die Erarbeitung und exemplarische Anwendung von Methoden zur Bewertung betrieblicher Probleme in bestehenden Ableitungssystemen aufgrund demographisch bedingter rückläufiger Schmutzwassermengen, sowie das Aufzeigen reaktiver betrieblicher und technischer Anpassungsoptionen.

Eine strategische Anpassung der Entwässerungssysteme ist explizit nicht Gegenstand dieser Arbeit. Mittel- bis langfristig sind hierbei auch ohne den häufig propagierten Systemwechsel enorme Kostensenkungspotentiale, insbesondere bei Neu- und Umbaumaßnahmen sowie der Sanierungsplanung vorhanden.

Die Anwendung von computergestützten Verfahren zur strategischen netzoptimalen Sanierungs- und Finanzierungsplanung ist inzwischen Stand der Technik. Diese optimieren das technische Sanierungskonzept insbesondere mit Schwerpunkt auf die Wirtschaftlichkeit. Ein besonderes Spannungsfeld ist hier durch das Auseinanderklaffen von technischer und wirtschaftlicher Nutzungsdauer gegeben. Wertet man die absoluten Zahlen der aktuellen DWA Umfrage zum Zustand der Kanalisationen in Deutschland (Berger und Falk, 2011) aus, so sollen im Zeitraum 2008-2013 ca. 7,5% der Netzlänge renoviert bzw. erneuert werden. Dies entspricht einer mittleren technischen Nutzungsdauer von 133 Jahren. Demgegenüber empfiehlt die DWA-Arbeitsgruppe AG WI-3.2 gerade in Hinblick auf die demografische Entwicklung betriebswirtschaftliche Abschreibungsdauern für Sammler von durchschnittlich 40 Jahren. In der Konsequenz werden dadurch künftig immer größere Anteile des Kanalnetzes technisch weiterbetrieben, ohne gebührenwirksam zu sein. Dies führt bereits heute zu einem Anstieg von technisch zweifelhaften Reparaturen, da Sanierungen an buchhalterisch nicht vorhandenen Netzabschnitten betriebswirtschaftlich nicht aktivierbar sind. Angesichts der demographischen Entwicklung stellt sich damit auch die bisher noch provokative Frage, ob das Prinzip des Substanzerhalts überhaupt im Interesse der verbleibenden Bevölkerung sein kann. Heutige Sanierungsplanungen müssen deshalb neben den technischen und wirtschaftlichen Aspekten auch den Unsicherheiten durch demographische, klimatische aber rechtliche Veränderungen Rechnung tragen.

Eine kosteneffiziente Sanierungsplanung auf städtischer Ebene muss deshalb in Zusammenarbeit mit der Stadtplanung eine infrastrukturelle Risikoanalyse durchführen. Für die Ableitung von Handlungsstrategien empfiehlt Winkler (2010) folgende Vorgehensweise:

- Abgleich des Kanalzustandes sowie der Sanierungserfordernisse mit den städtebaulichen Entwicklungsrisiken/ -perspektiven,
- Ausweisung von Gebieten mit besonders guten Prognosen für die städtebauliche Entwicklung und damit für die langfristige Nutzung der zu sanierenden Kanäle. Ausweisung möglicher Vorranggebiete für die Anwendung einer gebietsbezogenen Kanalsanierungsstrategie.
- Ermittlung von Gebieten mit besonders kritischen städtebaulichen Perspektiven und damit erhöhten Risiken für die Kanalsanierung. Durchführung von spezifischen Sensibilitätsbetrachtungen für die einzelnen Sanierungsalternativen mit verkürzten Nutzungsdauern. Überprüfung der ermittelten Vorzugslösungen für die Kanalsanierung,

- gezielter Einsatz von Verfahren mit verkürzter Nutzungsdauer (ND) in Gebieten mit besonders kritischen städtebaulichen Perspektiven (z. B. Reparatur mit 15 Jahren ND, Schlauchliner mit 40 Jahren ND) entgegen den Ergebnissen der Wirtschaftlichkeitsberechnungen zur Schaffung eines zeitnäheren zweiten Entscheidungshorizontes.

Außerdem wird empfohlen, gerade in den Transformationsgebieten die Sanierungserfordernisse „Stand-sicherheit“, „Undichtigkeit“ und „Betrieb“ differenziert zu bewerten. Insbesondere in Gebieten mit gezielter Auflockerung der Bebauung ergeben sich daneben Möglichkeiten des dezentralen Regenwasser-rückhalts und damit der Dimensionsreduzierung von Misch- und Regenwasserkanälen. Dahingehende Planungen erfordern aber eine langfristige und belastbare Stadtentwicklungsplanung. Positive Beispiele dafür gibt es (Bode, 2010; Winkler, 2010) und sollten Schule machen.

9 Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Auswirkungen des demographischen Wandels als auch anderer sich ändernder Rahmenbedingungen auf den Betrieb siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme untersucht. Der zukünftige Wasserbedarf wird unmittelbar durch den demographischen Wandel, konkret durch Änderung der angeschlossenen Verbraucher, beeinflusst. Untersuchungen für das Versorgungsgebiet Dresden zeigten, dass sich hinsichtlich der Altersstruktur keine wesentlichen Einflüsse auf den Pro-Kopf Verbrauch nachweisen lassen.

Neben der mengenmäßigen Änderung von Trockenwetterabflüssen wurden zusätzlich Veränderungen bei der Abwasserzusammensetzung untersucht. Im Rahmen dieser Arbeit wurde zu diesem Zweck ein Prognosemodell entwickelt und angewendet mit dessen Hilfe Wirkstoffemissionen im Schmutzwasser als Folge einer zunehmend alternden Gesellschaft abgeschätzt werden können. Das Modell basiert auf mehrheitlich frei verfügbaren Daten zur Altersstruktur, sowie Veröffentlichungen zu verabreichten Arzneiwirkstoffen. Nötige Annahmen wurden durch Angaben aus der Literatur entnommen. Mit Hilfe des entwickelten Modells konnte aufgezeigt werden, dass es sehr wohl deutliche Unterschiede hinsichtlich der Wirkstofffrachten zwischen Gemeinden mit hohem und niedrigem Anteil an älteren Menschen gibt. Weiterhin lässt sich ein deutlicher Unterschied zwischen verdichteten Räumen und offenen Räumen erkennen. Demographische Effekte zeigten im betrachteten Prognosehorizont kaum Änderungen. Vereinfacht lässt sich schlussfolgern, dass das Gefährdungspotential durch Wirkstoffemissionen im Wesentlichen durch Randbedingungen wie Einwohnerdichte, Trinkwasserverbrauch als auch durch wirkstoffspezifische Eigenschaften, wie Ausscheidungsgrad und Eliminationsgrad, bestimmt ist.

Für das technische System zur Abwasserableitung und -behandlung steht vor allem der Einfluss der demographischen Entwicklung auf den Trockenwetterabfluss und die Abwasserfracht im Vordergrund. Gefährdungen bei der Abwasserableitung ergeben sich durch rückläufige Trockenwetterabflüsse, abhängig vom Fremdwasseranteil im Entwässerungsnetz. Zur Bewertung von Ablagerungsrisiken wurde eine Bewertungsmethode basierend auf dem Spülfrachtansatz von Macke (1982) vorgeschlagen und in Fallbeispielen angewendet.

Neben der Bewertung des Ablagerungspotentials wurden Bewertungsansätze zur biogenen Schwefelwasserstoffkorrosion verglichen und bewertet. Für Freispiegelleitungen kann das Korrosionsrisiko mit dem modifizierten Z-Wert abgeschätzt werden. Für die Prognose von H_2S -Bildung in Druckleitungen bestehen zahlreiche Bildungsformeln mit denen aber keine belastbaren Absolutwerte, jedoch aber Trends abgeschätzt werden können. Im behandelten Fallbeispiel konnte gezeigt werden, dass H_2S vorrangig systembedingt sind und nicht primär auf demographische Effekte zurückzuführen sind. In einem solchen Fall sind langfristig angelegte Sanierungsmaßnahmen unausweichlich.

Beeinflusst durch die demographische Entwicklung ergeben sich Auswirkungen für den Betrieb von Kläranlagen durch rückläufige Trockenwetterabflüsse und rückläufige Frachten. Zur Bewertung der einzelnen Komponenten hinsichtlich ihrer Kosten- und Wirk-Effizienz wurde sowohl ein statischer Ansatz als auch die dynamische Simulation angewendet.

Im Vergleich verschiedener Grundtypen von Kläranlagen erwies sich die aerobe Schlammstabilisierung verfahrenstechnisch und kostenseitig als weitgehend unempfindlich gegenüber rückläufigen Anschlussgraden. Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung sind energetisch besonders betroffen, da durch

die zunehmende Stabilisierung des Überschussschlamm weniger Biogas anfällt. Ob die Anpassung des TS-Gehalts an die rückläufige Belastung, energetisch immer sinnvoll ist, muss fallweise geprüft werden. Die Berechnungen zeigen, dass den Einsparungen im Bereich der Belüftung und dem Mehrertrag an Biogas ein nicht zu vernachlässigender energetischer Mehraufwand im Bereich der Schlammbehandlung gegenübersteht. Bei sehr geringen Anschlussgraden kann sogar der Betrieb der anaeroben Schlammstabilisierung energetisch nachteilig werden.

An Hand eines Fallbeispiels mit einem derzeitigen Auslastungsgrad von 50% wurden verschiedene Anpassungsoptionen in Zusammenarbeit mit dem Betreiber erarbeitet. Im untersuchten Fallbeispiel erwies sich die Annahme von Co-Substrat in Kombination mit der intermittierenden Belüftung als mit Abstand wirtschaftlichste Anpassungsmaßnahme. Allerdings lassen sich auch mit sehr umfassenden Anpassungsmaßnahmen die Betriebskosten nicht proportional zur Bevölkerungsentwicklung senken. Die Betreiber stehen damit vor der Aufgabe die Anlagen intelligent auf das notwendige Maß zu schrumpfen. Dies ist im Bereich der Anlagentechnik leichter als bei den Betonbauwerken.

Neben den Auswirkungen des demographischen Wandels auf die technisch-infrastrukturellen Teilgebiete wurden ebenso Auswirkungen auf die zukünftige Gebührenentwicklung und somit auf die Finanzierung dieser Systeme untersucht. Mittels einer Untersuchung der aktuellen Gesetze und Rechtsprechungen konnten Kosten definiert werden, welche in die Gebührenberechnung einfließen dürfen bzw. müssen. Ansatzfähig sind demgemäß, neben den Betriebskosten, alle Kosten, welche den wertmäßigen Kostenbegriff zugrunde liegen. Damit sind eine Kapitalverzinsung und eine lineare Abschreibung auf Wiederbeschaffungszeitwerten oder auf Anschaffungs- und Herstellkosten erlaubt und ausdrücklich erwünscht. Die Identifikation eines geeigneten Vorgehens der Betriebskostenprognose gestaltet sich indes schwieriger. Als zielführend wird eine Prognose mittels Kennzahlen angesehen, welche sich zum einen auf die Schmutzwassermenge und zum anderen auf die Abwasserzusammensetzung beziehen. Für drei Entsorgungsgebiete wurde eine detaillierte Fallstudie zur Gebührenentwicklung durchgeführt. Dabei konnten moderate bis empfindliche Anstiege der Gebühren prognostiziert werden. Wie sich gezeigt hat, führt der Rückgang der Bevölkerung zu einem Anstieg der Gebühren fast im Verhältnis 1:1. Als der wesentliche Treiber der Gebührenbelastung der Haushalte hat sich die Entwicklung der Betriebskosten (insbesondere bei Personal und Energie) herausgestellt. In diesem Zusammenhang ist der Begriff der Fixkostenproblematik zu hinterfragen. Vielmehr müsste von einem Fixkostenvorteil gesprochen werden, da der hohe Fixkostenanteil dämpfend auf die stark Gebühren treibenden Betriebskosten wirkt. Wie sich in den drei Fallstudien gezeigt hat, ist jedoch der Demografieeffekt, in dessen Zusammenhang der Begriff hauptsächlich genutzt wird, beinahe zu vernachlässigen. Die Entwicklung der Betriebskosten und die Investitionsstrategie haben einen signifikant stärkeren Einfluss auf die Haushaltsbelastungen als der Demografieeffekt.

Die Untersuchungsergebnisse hinsichtlich der Entwässerung im ländlichen Raum zeigen in Übereinstimmung mit zahlreichen neueren Veröffentlichungen, dass unter den kurz- bis mittelfristigen gesellschaftlichen Rahmenbedingungen (Demografieproblem, Finanznot und Zeitdruck bis 2015) der Ausbau zentraler Abwasserentsorgungsnetze in ländlichen Siedlungen nur noch in Ausnahmefällen legitim sein wird. Aus diesen Zwängen heraus wird hauptsächlich die kleinteilige dezentrale Abwasserbehandlung mittels Gruppen- und Einzel-Kleinkläranlagen zur Verbesserung des Anschlussgrades im europäischen ländlichen Raum beitragen müssen. Die Kommunalpolitik im ländlichen Raum wird sich darauf einstellen müssen, dass die Errichtung von dezentralen und kleinen semizentralen Abwasserentsorgungslösungen sowohl aus Sicht der abwasserbeseitigungspflichtigen Körperschaft, als auch für den privaten Grundstückseigentümer künftig regelmäßig die Vorzugslösung darstellen wird. Die öffentliche Hand, d.h. die

Kommune kann dabei eigenen finanziellen und personellen Aufwand sparen, wenn sie ihre Kontroll- und Überwachungspflichten organisiert bzw. Dritten überträgt. Die Erstbelastung der Grundstückseigentümer, besonders bei den im ländlichen Raum oft großflächigen Wohngrundstücken, durch Einforderung von Anschlussbeiträgen entfällt bei privater Bauträgerschaft. Abschließend sei noch auf einen Nebeneffekt bei der Wahl dezentraler Abwasserbeseitigungsanlagen hingewiesen: Da öffentliche Kanalbauten in größerem Umfang nur noch selten ausgeführt werden, wird bei der Realisierung von Infrastrukturvorhaben in ländlichen Siedlungen der bisher oft genutzte volkswirtschaftliche Synergieeffekt beim gemeinsamen Neubau von Versorgungsleitungen, Abwasserkanälen und kommunaler Straßenerneuerung nicht mehr erzielbar sein.

Symbolverzeichnis

Römische Symbole

\dot{m}	Massestrom, Fracht (kg/d)
A	Fläche (m ²)
CR	Korrosionsrate (mm/a)
D	Durchmesser (m)
Fr	Froudesche Zahl (-)
g	Erdbeschleunigung (m/s ²)
h	Höhe (m)
I _E	Energieliniengefälle (%)
I _s	Sohlgefälle (%)
l	Länge (m)
OV	Sauerstoffverbrauch (kg/d)
P	Leistung (W)
Q	Durchfluss (m ³ /s)
R	Hydraulischer Radius (m)
Re	Reynolds-Zahl (-)
T	Temperatur (°C)
t	Aufenthaltszeit (h)
V	Volumen (m ³)
v	Fließgeschwindigkeit (m/s)
Z	Korrosionskennwert nach Pomeroy (1974)
Z'	erweiterter Korrosionskennwert nach CARE-S (2005)

Griechische Symbole

η	Wirkungsgrad (%)
ν	kinematische Viskosität (m ² /s)

ρ	Dichte (g/m ³)
τ_0	Minimale Wandschubspannung (N/m ²)
θ	hydraulische Aufenthaltszeit (h)
ζ	Reibungsverluste (-)

Subscripts

DL	Druckleitung
el	elektrisch
geo	geodätisch
M	Motor
P	Pumpe
r	Reibung
S	Sink, Sediment
T	Trockenwetter
V	Vollfüllung
BB	Belebungsbecken
C	Kohlenstoff
D	Denitrifikation
FW	Fremdwasser
ges	gesamt
RS	Rohschlamm
RW	Regenwasser
SW	Schmutzwasser

Abkürzungen

ABK	Abwasserbeseitigungskonzept
ABwAG	Abwasserabgabengesetz
AFAKE	Akkumulationsfaktor für Einzelzahlungen
APW	Abwasserpumpstation
ASM	Activated Sludge Model
AZV	Abwasserzweckverband
BBR	Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung

BHKW	Blockheizkraftwerk	PEC	Predicted Environmental Concentration
BMK	Bürgermeisterkanal	PKBW	Projektkostenbarwerte
BSK	Biogene Schwefelsäure-Korrosion	PNEC	Predicted Non-Effect Concentration
DDD	Daily Defined Dosis	PS	Primärschlamm
DFAKE	Diskontierungsfaktor für eine Einzelzahlung	STM	Sedimenttransportmodell
DFAKR	Diskontierungsfaktor	SWMM	Storm Water Management Model
DFAKRP	Diskontierungsfaktor für Reihenprogression	SächsGemO	Sächsische Gemeindeordnung
		SächsKAG	Sächsisches Kommunalabgabengesetz
DIBt	Deutsches Institut für Bautechnik	TKA	Tropfkörperanlage
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches	TS	Trockensubstanz
		UBA	Umweltbundesamt
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser u. Abfall	WHG	Wasserhaushaltsgesetz
		WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
EAB	Eigenbetrieb Abwasserbeseitigung Bautzen	WS	Wirksubstanz
ETP	potentieller Evapotranspiration	ZKA	Zentrale Kläranlage
EW	Einwohner	ÜSS	Überschussschlamm
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations		
HH	Haushalt		
ISI	Institut für Siedlungs- und Industrieresourcennutzung, TU Dresden		
KA	Kläranlage		
KAG	Kommunalabgabengesetz		
KKA	Kleinkläranlage		
KVR	Kostenvergleichsrechnung		
LCC	Life Cycle Costing		
MÜSE	maschinelle Überschussschlammverdickung		
NA-Modell	Niederschlags-Abfluss Modell		
ND	Nutzungsdauer		

Literaturverzeichnis

- C. Abegglen, R. Rosenstiel, C. Ort, und M. Schärer (2009). Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen- Varianten und Kosten. *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, **6(56)**:584–592.
- J.C. Ackers, D. Butler, und R.W.P. May (1996). Design of sewers to control sediment problems. Bericht, CIRIA-Report 141.
- D. Al Jiroudi (2005). *Vor-Ort-Vergleich von technischen und naturnahen Kleinkläranlagen bei gleichen Untersuchungsbedingungen*. Dissertation, Fakultät Agrar- und Umweltwissenschaften, Universität Rostock.
- J. Alex (2008). HSG-Toolkit, Baukasten zur Anwendung der Empfehlungen der Hochschulgruppe Simulation. Bericht, HSG.
- J. Alex (2010). Regelungstechnische Anpassung von Kläranlagen an Über- und Unterlast. *Dresdner Berichte*, **33**.
- F. Arbués, M.A. Garcia-Valiñas, und R. Martínez-Espiñeira (2003). Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review. *Journal of Socio-Economics*, **32**:81–102.
- R. M. Ashley, J.-L. Bertrand-Krajewski, T. Hvitved-Jacobsen, und M. Verbanck (2004). *Solids in Sewers, IWA Scientific and Technical Report No. 14.*. IWA Publishing, London (UK).
- ATV (1993). Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Kläranlagen nach dem Belebungsverfahren mit gemeinsamer Schlammstabilisierung bei Anschlußwerten zwischen 500 und 5000 Einwohnerwerten. Bericht, ATV.
- ATV (1996). *ATV-Handbuch Klärschlamm*, volume 4. Auflage. Ernst & Sohn Verlag, Berlin.
- ATV (1998). Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen. Bericht, ATV.
- ATV-DVWK (1992). ATV-A 128 Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Bericht, ATV-DVWK, Hennef.
- ATV-DVWK (2000). A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Bericht ISBN: 3-933707-41-2, ATV-DVWK, Hennef, ISBN: 3-933707-41-2.
- ATV-DVWK-AG GB-5.1 (2004). Vom Sinn des Wassersparens. Arbeitsbericht. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, **51**:1381–1385.
- A. Bächle (1998). Prognose zur Trinkwasserbedarfsermittlung im Versorgungsgebiet der MVV Mannheim. *GWF Wasser/Abwasser*, **139(2)**:70 – 78.
- T. Backhaus und L. Grimme (1999). The toxicity of antibiotic agents to bioluminescent vibrio fischeri. *Chemosphere*, **38(14)**:3291–3301.
- BAFU (2008). *Maßnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen- Kostenstudie*. Bundesamt für Umwelt BAFU, Winterthur.
- M. Bajrenbruch und K. Dohse (2004). Bewertung von Maßnahmen zur Verringerung von Geruchs- und Korrosionserscheinungen im Kanalnetz des ländlichen Raumes (Abschlussbericht LAWA-Forschungsprojekt NR AA 1.01). Bericht Projektnummer: LAWA AA 1.01, Institut für Umweltingenieurwesen, Universität Rostock.
- M. Barjenbruch (2009). Erfassung des Energieverbrauchs auf Kläranlagen – Nutzung des Einsparpotentials. In *DWA LV Sachsen/Thüringen Lehrer- und Obleitag, Jena, 24.03.2009*.

- P. Baumann (2003). *Phosphatelimination aus Abwasser*. Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München.
- BayLfU (2004). Biogashandbuch, Materialienband, Kap. 1.1-1.5. Bericht, Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- BBR (2004). Raumordnungsprognose 2020. Bericht, BBR.
- A. Bächle und H. Wingrich (2004). Gasaustausch. Bericht, ISI, München, Wien.
- BDEW (2011). Wasserfakten im Überblick. Bericht 23.02.2011, BDEW Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.
- N. R. W. BdSt (2009). Die Abwassergebühren 2009. Bericht, Bund der Steuerzahler Nordrhein-Westfalen.
- M. Becker, S. Geisler, M. Hetschel, und H. Hiessl (2007). Dezentrale Abwasserentsorgung mit Kleinkläranlagen in Verantwortung eines Wasserwirtschaftsverbandes. *Wasser Abwasser GWF*, **148**(6):426–330.
- M. Beier (2003). *Kennzahlen und Gebührenermittlung in der Siedlungswasserwirtschaft auf Basis einer systematischen Kostengliederung*, volume 123. Universität Hannover; Inst. f. Siedlungswasserwirtsch. u. Abfalltechn.; Auflage: 1., Aufl., Hannover. ISBN 3921421535. ID: 64; XIII, 208, VII S. : graph. Darst.
- K. Bellefontaine (2008). *Auswirkungen der demografischen Entwicklung auf die Gebührenkalkulation und die Gebührenentwicklung*, Seiten 121 – 134. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) Hennef.
- C. Berger und C. Falk (2011). Zustand der Kanalisation in Deutschland. *Korrespondenz Abwasser*, **58**.
- C. Berger, J. Lohaus, A. Wittner, und R. Schäfer (2002). Zustand der Kanalisation in Deutschland, Ergebnisse der ATV-DVWK-Umfrage. *Korrespondenz Abwasser*, **49**:302 – 311.
- H. Berger (1998). Struktur und Entwicklung des Wasserverbrauchs in Wiesbaden. *GWF Wasser/Abwasser*, **139**(9):566 – 574.
- K. Bergheim, D. Alexander, und J. Reif (2010). Ökonomische Bewertung der Auswirkung des demografischen Wandels auf die Siedlungsentwässerung – mit Hilfe der Lebenszykluskosten. Bericht, Lehrstuhl für betriebliche Umweltökonomie, TU Dresden.
- M. Bergheim, A. Günther, C. Hädrich, C. Trautwein, K. Kümmerer, und A. Längin (2008). *Arzneimittel in der aquatischen Umwelt - Identifizierung und Bewertung von Quellen und Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge für den Schutz des Trinkwassers am Beispiel der Region Freiburg*. Universitätsklinikum Freiburg i. Brsg., DVGW- Technologiezentrum Wasser (TZW), Freiburg, Karlsruhe.
- S. Besgen (2005). *Energie- und Stoffumsetzung in Biogasanlagen, Ergebnisse messtechnischer Untersuchungen an landwirtschaftlichen Biogasanlagen im Rheinland*. Dissertation, Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelm-Universität zu Bonn.
- M. Beyer, A. Chudy, und B. Hoffmann (1989). *DDR-Futterbewertungssystem*. VEB Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- E. Böhm, H. Hiessl, und T. Hillenbrand (1999). Auswahl und Bewertung von Techniken zum nachhaltigen Umgang mit Wasser in Neubaugebieten - Arbeitsstudie in Zusammenarbeit mit dem Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen. Bericht, Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovation (ISI).
- R. Bielecki und H. Schremmer (1987). Biogene Schwefelsäurekorrosion in teilgefüllten Abwasserkanälen. Bericht, Sonderdruck aus Heft 94/1987 der Mitteilungen des Leichtweißinstitutes.
- R.B. Billings und C.V. Jones (1996). *Forecasting Urban Water Demand*. American Water Works Asso-

- ciation.
- T. Birkholz und T. Pfeiffer (2006). Auswirkungen der demographischen Veränderungen auf die Ver- und Entsorgungsunternehmen in Mecklenburg-Vorpommern. *GWF Wasser/Abwasser*, **147**(9):576 – 584.
- BLAC (2003). *Arzneimittel in der Umwelt - Auswertung der Untersuchungsergebnisse*. Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC), Hamburg.
- H.-H. Bode (2010). *Demografischer Wandel, Stadtbau und die technische Infrastruktur: Erfahrungen und Fragen aus Sicht der Stadtplanung*, Seiten 107–125. DWA, Hennef.
- A. G. Boon und A. R. Lister (1975). Formation of sulphide in rising main sewers and its prevention by injection of oxygen. *Prog. Water Technol.*, **2**:289–300.
- K. Borkmann (2009). *Arzneimittelwirkstoffe im kommunalen Abwasser - Auswirkung demografischer Einflüsse*. Diplomarbeit, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Dresden.
- B. Bosseler und M. Schlüter (2004). Kanalreinigung - Düsen, Drücke, Hochdruckstrahlen. Bericht, IKT - Institut für Unterirdische Infrastruktur.
- G. Brendel, M. Edenhofner, H. Gaschler, K.H. Köhler, und R. Preininger, E. Weigelt (2002). *Taschenbuch der Wasserversorgung (13. Auflage)*. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH. Mutschmann, J. AND Stimmelmayer, F.
- H. Brombach (1982). Zwei Experimente zum Stofftransport im Mischwasserkanal. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, **29**(5):284–291.
- K. Buchauer (1996). *Biologische Hydrolyse zur Optimierung von Bio-P*. Dissertation, Institut für Umwelttechnik der Univ. Innsbruck.
- Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.) (2006). Raumordnungsprognose 2020/2050 - Bevölkerung, private Haushalte, Erwerbspersonen, Wohnungsmarkt (Bericht - Band 23). Bericht, Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung.
- A.M. Buswell und H.F. Mueller (1952). Mechanism of Methane Fermentation. *Industrial and Engineering Chemistry*, **44**(3):550–552.
- J. Cantner (1997). *Die Kostenrechnung als Instrument der staatlichen Preisregulierung in der Abfallwirtschaft*, volume 23. Physica. ISBN 3790810339.
- CARE-S (2005). WP2-Structural condition, Report D6: Model testing and evaluation. Bericht, SINTEF.
- CD4WC (2006). Evaluation of Operation of Sewer Sediments. Bericht 02.03.2010, Institut für Siedlungswasserwirtschaft.
- CIRIA (1996). Design of sewers to control sediment problems (CIRIA Report 141). Bericht, CIRIA.
- M. Clara, N. Kreuzinger, B. Strenn, O. Gans, und H. Kroiss (2005). The solids retention time - a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. *Water Research*, **39**:97–106.
- V. Coca, K. Nink, und H. Schröder (2008). GKV - Arzneimittelindex - Arzneiverbrauch nach Altersgruppen 2007 - Verordnungen Umsätze, Definierte Tagesdosen aufgegliedert nach Alters- und Geschlechtsstruktur der gesetzlichen Krankenversicherung. Bericht, WIDO - Wissenschaftliches Institut der AOK, Bonn.
- V. Corral-Verdugo und J.Q. Pinherio (2006). Sustainability, future orientation and water conservation. *Revue européenne de psychologie appliquée*, **56**:191–198.
- T. Cosack (2003). *Kommunale Abwasserbeseitigung und Abgabenerhebung: Risikomanagement aus rechtlicher Sicht*. Erich Schmidt Verlag GmbH, Berlin.
- R.W. Crabtree, R. Ashley, und R. Gent (1995). Mousetrap - Modeling of Real Sewer Sediment Charac-

- teristics and Attached Pollutants. *Water Science & Technology*, **31(7)**:43–50.
- T. Deutschländer (2007). Projekt ZWEK (Zusammenstellung von Wirkmodell-Eingangsdatensätzen für die Klimafolgenabschätzung); ein Projekt des Deutschen Wetterdienstes. Bericht, DWD.
- DIN4046 (1983). Wasserversorgung - Begriffe. Bericht, Deutsches Institut für Normung e.V.
- DVGW (2008). Technische Regel: Arbeitsblatt W410. Bericht, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
- DWA (2005a). *Indirekteinleitung nicht häuslichen Abwassers, Teil 2: Anforderungen (ISBN: 3-937758-82-8)*. DWA, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DWA (2005b). Wirtschaftsdaten der Abwasserbeseitigung - Ergebnisse einer gemeinsamen Umfrage der Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall und des deutschen Städtetages sowie des deutschen Städte- und Gemeindebundes. Bericht, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- DWA (2006a). Arbeitsblatt DWA-A 118: Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen. Bericht ISBN: 978-3-939057-15-4, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- DWA (2006b). ATV-DVWK-A 110 - Hydraulische Dimensionierung und Leistungsnachweis von Abwasserleitungen und -kanälen. Bericht ISBN 978-3-939057-16-1, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- DWA (2008). *Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf - Arzneistoffe*. DWA-Themen.
- EC (2009). TGD for EQS, Chemicals and the water framework directive: Technical guidance for deriving environmental quality standards, Draft (25/11/2009). Bericht, European Commission.
- J. Eeckhoff, I. Böschen, J. Laasch, und B. Weber (2006). *Gute Beispiele zur Stabilisierung der Wohnnebenkosten in der kommunalen Praxis - Trinkwasser, Abwasser und Abfall*. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung -BMVBS-, Berlin (Herausgeber). ISBN 3-87994-939-5. ID: 29.
- EEG (2004). Gesetz zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich. Bericht, BMU.
- B. Ellis und J.-L. Bertrand-Krajewski (2010). *Assessing Infiltration and Exfiltration on the Performance of Urban Sewer Systems*. IWA-Publishing.
- D.U. Engelmann, S. Rohde, M. Heidenreich, und K. Ziegler (2007). *Arzneistoffbericht 2007 Arzneimittelwirkstoffe, Antibiotika und Röntgenkontrastmittel in Abwassereinleitungen und Oberflächengewässern in Sachsen*. Landesamt für Umwelt und Geologie Freistaat Sachsen, Dresden.
- J. Franke und C. Bernhofer (2009). A method for deriving a future temporal spectrum of heavy precipitation on the basis of weather patterns in low mountain ranges. *Meteorol. Appl.*, **16**(513-522).
- V. Gebhard (2008). *Interaktionen bei der Modellierung von Stofftransport, Sedimenthaushalt und Abfluss in der Siedlungsentwässerung (Schriftenreihe, Band 32)*. TU Dresden, Insitut für Siedlungswasserwirtschaft.
- F.W. Günthert und E. Reicherter (2001). *Investitionskosten der Abwasserentsorgung*. Oldenbourg Industrieverlag. München.
- J. Grossmann und H. Hofmann (2008). Integrierte Wasserbedarfsprognose, Teil 1: Erstellung eines innovativen Prognosemodells Für Hamburg Wasser. *GWF Wasser/Abwasser*, **149**(10):758 – 763.
- M. Grottker (1987). *Regenwasserbehandlung in Trennsystemen*, volume 66. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Band 66. ISBN ISSN: 0343-8090.

- C. W. Götz, C. Abegglen, C. S. McArdell, M. Koller, H. Siegrist, J. Hollender, und M. Schärer (2010a). Mikroverunreinigungen - Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand von Indikatorsubstanzen. *GWA Gas, Wasser, Abwasser*, **4**:325–333. 06068 2010 UCHEM, ENG 12072010 NR Journal Article.
- C. W. Götz, R. Kase, C. Kienle, und J. Hollender (2010b). Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. *GWA Gas, Wasser, Abwasser*, **7**:575–585.
- H. Hadjianghelou, A. Hadjianghelou, und E. Papachristou (1984). Über die Berechnung der zu erwartenden Sulfidbildung in Abwasserdruckleitungen. *Vom Wasser*, **62**:267–278.
- U. Halbach, editor (2003). *Kommunale Abwasserbeseitigung – Normative Kosten und Risikoabbau*. Institut für Abwasserwirtschaft Halbach, Eigenverlag.
- C. Haneke (2001). *Definition und exemplarische Anwendung von Kennzahlen zur Beschreibung und Optimierung des Klärwerkbetriebes*, volume 26. Inst. für Umwelttechnik und Management an d. Univ., Witten/Herdecke. ISBN 3934898297. ID: 134; Carsten Haneke.; 271, [14] S : graph. Darst; Univ., Diss.–Witten, 2001.; 26 (DE-601)320412148.
- R. Heiss und D. Pilz (2007). Kosten- und Leistungsrechnung - ABA - Kostenartengruppe Betriebskosten. *Schriftenreihe Rechts- und Finanzierungspraxis der Gemeinden (RFG)*. Herausgeber: Hink, R.; Platzer, R.; Mödlhammer, H.;
- W. Herber (2007). Die demografische Entwicklung als Grundlage für den regionalen Wasserbedarfsnachweis der Hessenwasser GmbH & Co. KG. *GWF Wasser/Abwasser*, **148**(10):684 – 690.
- W. Herber, H. Wagner, und U. Roth (2008). Die Wasserbedarfsprognose als Grundlage für den Regionalen Wasserbedarfsnachweis der Hessenwasser GmbH & Co. KG. *GWF Wasser Abwasser*, **5**:426–434.
- R. Herz (2002). Erfordernisse und Finanzierung der Anpassung der stadttechnischen Infrastruktur im Zuge des Stadtumbaus. Bericht, Fakultät Bauingenieurwesen, Lehrstuhl für Stadtbauwesen, Institut für Stadtbauwesen und Straßenbau, Technische Universität Dresden.
- T. Hillenbrand und E. Böhm (2008). Entwicklungstrends des industriellen Wassereinsatzes in Deutschland. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, **8**:872–882.
- T. Hillenbrand und H. Hiessl (2006). Sich ändernde Planungsgrundlagen für Wasserinfrastruktursysteme - Teil 1: Klimawandel, demographischer Wandel, neue ökologische Anforderungen. *Korrespondenz Abwasser*, **53 (12)**:1265–1271.
- S. Hoefft, J. Tränckner, und P. Krebs (2009). Design of experiments to optimise sedimentation survey in sewer networks. In *8th International Conference on Urban Drainage Modelling (7.-11.9.2009)*. Universität Hohenheim (1997). *DLG-Futterwerttabellen Wiederkäuer*. DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
- T. Hothorn, K. Hornik, und A. Zeileis (2005). Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics 2006*, **15**(3): 651–674.
- M. M. Huber, A. Gobel, A. Joss, N. Hermann, D. Löffler, C. S. McArdell, A. Ried, H. Siegrist, T. A. Ternes, und U. von Gunten (2005). Oxidation of pharmaceuticals during ozonation of municipal wastewater effluents: a pilot study. *Environmental Science & Technology*, **39**(11):4290–4299.
- J. L. Huismann (2001). *Transport and transformation processes in combined sewers - PhD*. Dissertation, Technische Wissenschaften ETH Zürich.
- D. Hunkeler, K. Lichtenvort, und G. Rebitzer (2008). *Environmental Life Cycle Costing*. CRC Press; SETAC, Pensacola, Florida. ID: 6367.
- T. Hvitved-Jacobsen (2002). *Sewer Processes*. CRC-Press.
- P. Ivashechkin (2006). *Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser*. Dissertation,

- RWTH Aachen, 03 Fakultät für Bauingenieurwesen.
- N. Jardin und H.J. Pöpel (1996). Influence of the enhanced biological phosphorus removal on the waste activated sludge production. *Water Science & Technology*, **34(1-2)**:17–23.
- A. Jelinek, S. Grabs, und (Hrsgb.) (2005). *Arzneimittel, Lehrbuch für Pflegeberufe*. Elsevier, München.
- S. Jessen (2001). *Die Privatisierung der Abwasserbeseitigung aus gebührenrechtlicher Sicht*. Schmidt, Erich. ISBN 3503060103. Univ., Diss.–Hamburg, 2000.
- A. Joss, M. Carballa, N. Kreuzinger, H. Siegrist, und S. Zabczynski (2006). *Wastewater Treatment*, Kapitel Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances, The challenge of micropollutants in urban water management. IWA Publishing.
- A. Joss, E. Keller, A. C. Alder, A. Goebel, C. S. McArdell, T. Ternes, und H. Siegrist (2005). Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Research*, **39(14)**:3139–3152.
- T. Just (2004). Demografische Entwicklung verschont öffentliche Infrastruktur nicht. Bericht, Deutsche Bank Research. Frankfurt am Main.
- A. Karner, M. Birlinger, R. Benz, und M. Jordy (2003). Leistungssteigerung auf Großkläranlagen durch intermittierende Betriebsweise. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, **50(7)**:901–907.
- C. Karpf, S. Hoefft, und P. Krebs (2009). Hydrodynamic sewer network modelling in consideration of the dynamic of groundwater and surface water. In *Conference on Urban Drainage Tokyo*.
- A. Kaufmann, H. Knerr, T.G. Schmitt, und H. Steinmetz (2008). Auswirkungen der Integration neuartiger Abwasserentsorgungskonzepte in bestehende Infrastruktursysteme. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, **55(10)**:1074–1084.
- R. Kayser (1989). Möglichkeiten und Grenzen der Flexibilisierung von Kläranlagen durch Prozessregulierung. *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft TU Braunschweig*, **47**:111–137.
- KfW Bankengruppe (2006). Auswirkungen des demographischen Wandels auf die Ver- und Entsorgungsnetze für Trinkwasser und Abwasser in den Kommunen. *Der Wirtschaftsobserver*, **3**.
- V. Kühn (2000). *Die Einordnung der Stickstoffrückbelastung aus der anaeroben Schlammstabilisierung in den Bilanzrahmen einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage*, volume Band 15. Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, TU Dresden, Dresdner Berichte Band 15.
- C.-P. Kist und C. Nauroth (2007). Energie und Wasserabgabe gespart. *DWA-Mitgliederrundbrief DWA Landesverband Bayern*, **02/2007**:50–51.
- D. Klein, T. Dockhorn, N. Dichtl, und B. Teiser (2009). Abwasserwertung in Braunschweig - Nachhaltige Optimierungsstrategien für ein bewährtes Konzept. *Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig*, **Heft 77**:167 – 182.
- T. Kluge (2008). Integrierte Wasserbedarfsprognose, Teil 2: Grundlagen und Methodik. *GWF Wasser/-Abwasser*, **149(10)**:764 – 772.
- M. Koch und R. Schlesinger (2003). Dezentrale Abwasserentsorgung – neue Erkenntnisse, hygienische Aspekt. In *Tagungsband „Wasser, Abwasser – Wertstoffe für die Lausitz?“; Lauta (05.12.2003)*.
- T. Koegst, J. Tränckner, T. Franz, und P. Krebs (2008). Multi-Regression analysis in forecasting water demand based on population age structure. In *11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008*, volume proceedings.
- M. Koziol, A. Veit, J. Walther, und K. Pietzsch (2006). Stehen wir vor einem Systemwechsel in der Wasserver- und Abwasserentsorgung? Sektorale Randbedingungen und Optionen im stadttechnischen Transformationsprozess (Heft 22). Bericht, Forschungsverbund netWORKS - Deutsches

- Institut für Urbanistik.
- H.-J. Kretzschmar (2010). *Stoffwertsammlung Technische Thermodynamik, Wärme- und Stoffübertragung*. 10.12.2010. (FH) - University of Applied Sciences, FACHBEREICH MASCHINENWESEN. Fachgebiet Technische Thermodynamik.
- H.-J. Kretzschmar und I. Kraft (2009). *Kleine Formelsammlung Technische Thermodynamik, 3. Auflage*. Fachbuchverlag Leipzig im Carl Hanser Verlag.
- A. Krieg und T. Fischer (2011). Energie aus Gras. Bericht 02.02.2011, Krieg & Fischer Ingenieure.
- H. Kroiß (2002). Benchmarking in der Abwasserentsorgung. In *ÖWAV-Workshop Wien 2002, Technische Universität Wien, 25. - 26. Februar 2002*. ISBN 3852340675.
- A. Kuchenbecker, G. Bischoff, J. Ziegler, K. Krieger, und H.-R. Verworn (2010). Auswirkungen des Klimawandels auf das Hamburger Kanalnetz. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, **57**(9):874–881.
- Landeshauptstadt Dresden (2007). Stadtteilkatalog 2006. Bericht, Landesregierung Dresden.
- G. Langergraber, J. Alex, N. Weissenbacher, D. Woerner, M. Ahnert, T. Frehmann, N. Halft, I. Hobus, M. Plattes, V. Spering, und S. Winkler (2008). Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation. *Water Science & Technology*, **57**(9):1483–1486.
- LANUV (2007). *Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt - Literaturstudie*. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NordrheinWestfalen, Recklinghausen.
- LAWA (2005). *KVR-Leitlinien (Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen)*. Kulturbuchverlag Berlin GmbH.
- H. J. Leist (2007). *Wasserversorgung in Deutschland: Kritik und Lösungsansätze*. München: oekom-Verlag.
- E. W. Lemmon, R. T. Jacobsen, S. G. Penoncello, und D. G. Friend (2000). Thermodynamic properties of air and mixtures of nitrogen, argon, and oxygen from 60 to 2000 K at pressures to 2000 MPa. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, **29**(3):331–385. Times Cited: 64.
- LfU (1998). Stromverbrauch auf kommunalen Kläranlagen.
- LfU (2007). Biogashandbuch Bayern - Materialienband - Kap. 1.1 - 1.5, Stand Juli 2007. Bericht, LfU.
- K. Lichblau (2008). INSM Abwassermonitor 2008 - Abwassergebühren im Vergleich - Die 100 größten deutschen Städte - Bericht der IW Consult GmbH Köln. Bericht, Institut der deutschen Wirtschaft Köln Consult GmbH, Köln.
- M. Lindenberg, M. Brodien, U. Zimmermann, J. Franke, C. Bernhofer, und J. Tränckner (2010). Überstau- und Überflutungsnachweis unter Berücksichtigung des Klimawandels. *Dresdner Berichte*, **Band 33**:89–108.
- S. Lindtner (2004). *Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen*, volume 189. Öwav, Wien. ISBN 3852340802. ID: 137; Stefan Lindtner.; VI, 131, 32 S : graph. Darst ; 21 cm; Techn. Univ., Diss.–Wien, 2004.; 189 (DE-601)130649384.
- K. Lütznier und V. Gebhard (1998). *Gemeinsame Betrachtung von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der Gesamtemissionen - Kanalnetz, in Stoffströme in der Urbanhydrologie - Emission/Immision, Band IV*, volume 88. Insitut für Siedlungswasserwirtschaft, Oldenbourg Verlag München, ISBN 3-486-26455-99. ISBN ISBN 3-486-26455-99.
- W. Lutz und H. Gühler (2001). Entwicklung eines Verfahrens zum gebremsten Abfluss mittels sogenannter "HydrOstyxArmaturen, Schlussbericht. Bericht, Deutsche Bundesstiftung Umwelt.
- A. Lux (2009). *Wasserversorgung im Umbruch: Der Bevölkerungsrückgang und seine Folgen für die öffentliche Wasserwirtschaft*. Campus-Verl.

- R.A. Lyman (1992). Peak and off-peak residential water demand. *Water Resources Research*, **28** (9):2159–2167.
- E. Macke (1982). *Über den Feststofftransport bei niedrigen Konzentrationen in teilgefüllten Rohrleitungen*. Dissertation, Fachbereich Bauingenieurwesen, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Technische Universität Braunschweig.
- J. Martens, M. Helmer, S. Heckeroth, und G. Langanki (2005). Intelligent geregelt. *WLB Wasser, Luft und Boden*, **6/2005**:21–23.
- P. Mauer (2004). Zentraler Abwasseranschluss versus dezentrale Abwasserbeseitigung, Wirtschaftlichkeitsberechnung aus Sicht des Verbandes und aus Sicht des Bürgers. In *5. Rostocker Abwassertage am 4. und 5. Oktober 2004*, Institut für Umweltingenieurwesen an der Universität Rostock.
- L.W. Mays (2002). *Urban Water Supply Handbook*. McGraw-Hill Books.
- I. W. Merkel (2008). *Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen-Gütebetrachtungen und Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Kostenbetrachtungen*. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen, Müllheim an der Ruhr.
- C. Meyer (2008). Rechtsprobleme der Co-Vergärung in Abwasserbehandlungsanlagen. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, **55**(3):261–264.
- S. Michelbach und C. Wöhrle (1992). Settleable Solids in a combined sewer system measurement, quantity, characteristics. *Water Science & Technology*, **25**(8):181–188.
- E. A. Müller, R. Thommen, und P. Stähli (1994). *Handbuch Energie in ARA, Energiesparmaßnahmen in Abwasserreinigungsanlagen*. Bundesamt für Konjunkturfragen, Bern.
- J. Müller, R. Schubert, und M. Woite (2010). Ökologische Bewertung der Auswirkung des demographischen Wandels auf die Siedlungsentwässerung. Bericht, Lehrstuhl für Betriebliche Umweltökonomie, TU Dresden.
- MUFV (2007). Ökoeffizienz in der Wasserwirtschaft - Steigerung der Energieeffizienz von Abwasseranlagen.
- MUGV (2010). Wegweiser für den Einsatz von Kleinkläranlagen und Sammelgruben - Dezentrale Lösungen von der Planung bis zum dauerhaften Betrieb. Bericht, Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg.
- MUNLV (1999). *Handbuch Energie in Kläranlagen*.
- MUNR (1999). Abwasserentsorgung in Brandenburg - Orientierungswerte Jahr 2000 - Aufwand für die Abwasserableitung und Abwasserbehandlung. Bericht, Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MUNR).
- E. Mutschler, G. Geisslinger, und H. Kroemer (2008). *Arzneimittelwirkungen Lehrbuch der Pharmakologie und Toxikologie, 9. Aufl.*. Wiss. Verl.-Ges. mbH, Stuttgart.
- C. Nauges und A. Thomas (2000). Privately-operated water utilities, municipal price negotiation, and estimation of residential water demand: the case of France. *Land Economics*, **71**(1):68–85.
- W. Nelk (2010). Diskussionsbeitrag auf der DWA-Tagung "Demografischer Wandel. Herausforderungen und Chancen", 22.6.2010.
- A. H. Nielsen, C. Yongsiri, T. Hvitved-Jacobsen, und J. Vollertsen (2005). Simulation of sulfide buildup in wastewater and atmosphere of sewer networks. *Water Science And Technology*, **52**(3):201–208. 0273-1223.
- P. H. Nielsen, K. Raunkjaer, und T. Hvitved-Jacobsen (1998). Sulfide production and wastewater quality

- in pressure mains. *Water Science And Technology*, **37**(1):97–104. 0273-1223.
- M. Novack, S. John, J. Tränckner, und E. Günther (2010). Abwasserbehandlung Der demografische Wandel als Gebährentreiber in der Siedlungsentwässerung—Ein Vergleich des Demografieeffektes mit Spar-, Betriebskosten-, Kapitalkosten- und Industrieeffekten. *Das Gas- und Wasserfach. Wasser, Abwasser*, **151**(11):1076.
- H. Oechsner und A. Grosch (1998). Vergärbare Stoffe (KTBL-Arbeitspapier Kofermentation). Bericht, KTBL Darmstadt.
- OGewV (2011). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV). Bericht, OGewV.
- M. Ogurek, J. Alex, U. Moshage, T. Dockhorn, und K. Niemann (2004). Gesamtheitliche Prozessführung und Energieoptimierung von Abwasserreinigung und Schlammbehandlung mit Hilfe der Simulation. Bericht, Abschlussbericht, Deutsche Bundestiftung Umwelt, Az 18478.
- R. Otterpohl (1995). *Dynamische Simulation zur Unterstützung der Planung und des Betriebs kommunaler Kläranlagen*, volume Band 151. Schriftenreihe GWA.
- L. Pernecker und H.-J. Vollmers (1965). Neue Betrachtungsmöglichkeiten des Feststofftransportes in offenen Gerinnen. *Die Wasserwirtschaft*, **55**:386–391.
- J. Pinnekamp, H. Bode, J. Dettmar, und P. Stauffer (2005). Untersuchung eines neu Entwickelten Reinigungssystems für den Einsatz in Stauraumkanälen, (Abschlussbericht, F&E Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen). Bericht, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Aachen.
- R.D. Pomeroy (1974). Process Design Manual for Sulfide Control in Sanitary Sewerage Systems. Bericht, U.S. Environmental Protection Agency.
- R.D. Pomeroy (1976). The problem of hydrogen sulphide in sewers. Bericht, Clay Pipe Development Association Ltd.
- J. Prager (2002). *Nachhaltige Umgestaltung der kommunalen Abwasserentsorgung : eine ökonomische Analyse innovativer Entsorgungskonzepte*, volume 2002,3. ISL-Verl., Hagen. ISBN 3933842646. ID: 28; CIP02N460279; von Jens Prager.; XXVIII, 518 S : graph. Darst., Ill ; 21 cm.
- W. Püttmann, F. Keil, J. Oehlmann, und U. Schulte-Oehlmann (2008). Wassertechnische Strategien zur Reduzierung der Trinkwasserbelastung durch Arzneimittelwirkstoffe. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, **20**(3):209–226.
- B. Rabinowitz (1994). Criteria for Effective Primary Sludge Fermenter Design. *67. annual WEF Conf., Session: Use of Fermentation to Enhance Biological Nutrient removal, Proceedings,, 15.10.1994, Chicago*.
- C.W. Randall (1994). Why use fermentation? *67. annual WEF Conf., Session: Use of Fermentation to Enhance Biological Nutrient removal, Proceedings,, 15.10.1994, Chicago*.
- I. Rüdener, C.-O. Gensch, und D. Quack (2005). Eco-Efficiency Analysis of Washing machines – Life Cycle Assessment and determination of optimal life span –. Bericht, Oeko-Institut e.V.
- G. Rebitzer, D. Hunkeler, und O. Jolliet (2003). LCC - The economic pillar of sustainability: Methodology and application to wastewater treatment. *Environmental Progress*, **22**(4):241–249. PT: J; NR: 24; TC: 3; J9: ENVIRON PROG; PG: 9; GA: 771XN.
- T. Rechenbach (2005). Trends bei Waschmitteln und der Haushaltswäsche. In *75. DEK- Jahrestagung*.
- E. Reicherter (2003). *Untersuchungen zu Kennzahlen als Grundlage für Kostenbetrachtungen in der Abwasserentsorgung*. Mitteilungen - Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr Mün-

- chen, Oldenbourg Industrieverlag. ISBN 3486265539. ID: 109.
- L. Rieger, G. Koch, M. Kuhni, W. Gujer, und H. Siegrist (2001). The EAWAG Bio-P module for activated sludge model No. 3. *Water Research*, **35**(16):3887–3903. Times Cited: 58.
- E. Ristenpart (1995). Sediment Properties and Their Changes in a Sewer. *Water Science & Technology*, **31**(7):77–83.
- H. J. Roos (2008). Perspektiven der Co-Vergärung auf Kläranlagen. *GWF - Wasser/ Abwasser*, **149**(4):364–368.
- M. Roth und P. Baumann (2008). Praxisleitfaden Senkung des Stromverbrauchs auf Kläranlagen - Systematisches Vorgehen zur Steigerung der Energieeffizienz durch Nutzung des Einsparpotenzials (Heft 4, 2. Auflage ISBN 978-3-940173-47-8). Bericht, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Landesverband Baden-Württemberg.
- U. Roth (1998). Bestimmungsfaktoren für Wasserbedarfsprognosen. *GWF Wasser/Abwasser*, **139**(2):63 – 69.
- R. Sander (1999). Compilation of Henry's Law Constants for Inorganic and Organic Species of Potential Importance in Environmental Chemistry (Version 3). Bericht 29.03.2011, Max-Planck Institute of Chemistry, Air Chemistry Dept.
- E. Saračević (2009). *Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und -Vermeidung in Abwasserdruckleitungen*. TU Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft (Herausgeber). ISBN ISSN 0279-5349.
- H. Scheer und S. Schlegel (2008). Betriebliche Optimierung unterbelasteter Kläranlagen. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, **55**(12):1314–1322.
- C. Schäfer (2009). *Vergleichende Untersuchung der Wirtschaftlichkeit verschiedener Abwasserbeseitigungskonzepte im ländlichen Raum am Beispiel zweier Ortsteile der Gemeinde Göda (Sachsen)*. Diplomarbeit, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, TU Dresden.
- G. Schiller (2010). *Kostenbewertung der Anpassung zentraler Abwasserentsorgungssysteme bei Bevölkerungsrückgang (IÖR Schriften Band 51)*. Rhomos-Verlag Berlin.
- J. Schleich und T. Hillenbrand (2007). Determinants of Residential Water Demand in Germany - Working Paper Sustainability and Innovation No. S 3/2007. Bericht, Fraunhofer Institute Systems and Innovation Research.
- J. Schleich und T. Hillenbrand (2009). Determinants of Residential Water Demand in Germany. *Ecological Economics*, **68**(6):1756 – 1769.
- H. Schlör, J.-F. Hake, und W. Kuckshinrichs (2009). Demographics as a new challenge for sustainable development in the German wastewater sector. *International Journal of Environmental Technology and Management*, **10**(3 - 4):327 – 352.
- K.-G. Schmelz (2007). Erfahrungen bei der Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, **50**(6):765–773.
- F. Schmitt und C.F. Seyfried (1992). Sulphate Reduction in Sewer Sediments. *Water Science & Technology*, **25**(8):187–193.
- T. G. Schmitt, M. Illgen, und I. Kaufmann (2006). Klimawandel - Konsequenzen für die Siedlungsentwässerung. *Korrespondenz Abwasser*, **8**:756–779.
- T.G. Schmitt (2006). Neue Entwicklungen und Bewertungen zum Umgang mit Regenwasser. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, **56**(2):124–130.
- C. Schrader (2007). *Verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Entfernung von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser*. Oldenbourg Industrieverlag, München.

- M. Schütze, J. Alex, und T. Oguer (2005). A general algorithm for the development of control algorithms for RTC of sewer system. In *10th International Conference on Urban Drainage, 21.-26.08.2005, Kopenhagen, Dänemark*.
- R. Schubert (2011). *Ökologische Bewertung von zentralen und dezentralen Abwasserentsorgungssystemen*. Diplomarbeit, Lehrstuhl für Betriebliche Umweltökonomie, TU Dresden.
- U. Schwabe und D. Paffrath (2007). *Arzneiverordnungsreport 2007: Aktuelle Daten, Kosten, Trends und Kommentare*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- H. Seitz (2002). Kommunalfinanzen bei schnell schrumpfender Bevölkerung in Ostdeutschland: Eine politikorientierte deskriptive Analyse. Bericht, Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre, TU Dresden.
- H. Siegrist, D. Vogt, und D. Wild (1995). Erzeugung von organischen Substraten durch Frischschlammversäuerung auf Abwasserbehandlungsanlagen. *Schriftenreihe WAR der TH Darmstadt*, **85**:107–140.
- SMUL (2004). Abwasserinvestitionen im ländlichen Raum - Entscheidungsfindung am Beispiel des Ortsteils Putzkau der Gemeinde Schmölln-Putzkau. Bericht, Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Freistaat Sachsen.
- A. Spekat, W. Enke, und F. Kreienkamp (2007). Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2 (Klimaauswirkungen und Anpassungen in Deutschland - Phase I: Erstellung regionaler Klimaszenarios für Deutschland). Bericht, Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- V. Spring (2010). *Entwicklung von Modellen und Methoden zur Abbildung gekoppelter Abwasserreinigungsprozesse -Plant Wide Modelling*, volume Band 146. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover. ISBN ISBN 978-3-921-421-77-2.
- R. Stamminger (2004). Beitrag der Waschmaschinen zum nachhaltigen Waschen (Vortrag beim Forum Waschen für die Zukunft). Bericht 15.01.2008, Universität Bonn, Institut für Landtechnik.
- Statistisches Bundesamt (2009). Fachserie 19 / Reihe 2.1 - Umwelt - Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Bericht, Statistisches Bundesamt.
- P. Stauer (2010). *Ein probabilistisches Verfahren für die Bestimmung ablagerungskritischer Teilbereiche einer Mischkanalisation*. Dissertation, RWTH Aachen, Fakultät für Bauingenieurwesen.
- H. Steinmetz und J. Wiese (2006). Instrumentation, Control and Automation for full-scale Sequencing Batch Reactor Plants. *Water Practice & Technology*, **1**(4).
- K. Stroh (2008). UmweltWissen - Arzneistoffe in der Umwelt. Bericht, Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- G. Tchobanoglous, F.L. Burton, Metcalf & Eddy, und H.D. Stensel (2004). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw-Hill series in civil and environmental engineering. McGraw-Hill. ISBN 9780071241403.
- Teichgräber, A. Becker, und L. Frei (1995). Versäuerung von Primärschlamm zur Unterstützung der vermehrten Phosphorelimination und der Denitrifikation. *gwf Abwasser Special I*, **136**(13):36–43.
- T. Ternes (2000). *Abbau und Verhalten von Pharmaka in aquatischen Systemen*, Seite Berlin. Wasserforschung e.V. Interdisziplinärer Forschungsverbund.
- T. Ternes, M. Janex-Habibi, T. Knacker, N. Kreuzinger, und H. Siegrist (2004). Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products in sewage and drinking

- water facilities to improve the indirect potable water reuse. Bericht, POSEIDON-Detailed Report Related to the Overall Duration (1 January 2001-30 June 2004).
- T. A. Ternes und A. Joss (2006). *Human pharmaceuticals, hormones and fragrances: the challenge of micropollutants in urban water management*. IWA, London.
- T. A. Ternes, J. Stüber, N. Herrmann, D. McDowell, A. Ried, M. Kampmann, und B. Teiser (2003). Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? *Water Research*, **37(8)**:1976–1982.
- D. K. B. Thistlethwayte, editor (1972). *The Control of Sulfides in Sewerage Systems*. Butterworths, Sydney.
- J. Tränckner (1999). *Berechnung und Optimierung des Energieverbrauches einer Kläranlage mit dynamischer Simulation*. Dissertation, Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Institut für Umweltingenieurwesen.
- J. Tränckner (2010). Anpassung der Ableitungssysteme an den demografischen Wandel. *Dresdner Berichte*, **33**:57–88.
- W. Trösch und P. Weiland (1998). Verfahrenstechnik der Kofermentation. Bericht, Fraunhofer IGB.
- UBA (2003a). Bewertung der Anwesenheit teil- oder nicht bewerteter Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht, Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, **46**:249–251.
- UBA (2003b). Reduzierung der Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr - Materialienband. Bericht, UBA.
- UBA (2004). Hintergrundpapier: Flächenverbrauch, ein Umweltproblem mit wirtschaftlichen Folgen, Umweltbundesamt, Juli 2004. Bericht 07.03.2011, UBA.
- UBA (2008). Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Bericht, Umweltbundesamt.
- UBA (2010a). Calculation of Emissions into Rivers in Germany using the MONERIS Model - Nutrients, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. Bericht Report No. (UBA-FB) 001410/E, UBA.
- UBA (2010b). Demografischer Wandel als Herausforderung für die Sicherung und Entwicklung einer kosten- und ressourceneffizienten Abwasserinfrastruktur. Bericht, UBA.
- UBA (Hrsg.) (2005a). Berechnung der Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Extremereignissen durch Klimaänderungen - Schwerpunkt Deutschland (Heft 07/05). Bericht, Umweltbundesamt.
- UBA (Hrsg.) (2005b). Klimawandel in Deutschland - Vulnerabilität und Anpassungsstrategien Klimasensitiver Systeme (Heft 08/05). Bericht, Umweltbundesamt.
- UBA (Hrsg.) (2007). Soziodemographischer Wandel in Städten und Regionen - Entwicklungsstrategien aus Umweltsicht (Texte 18/07). Bericht, Umweltbundesamt.
- UBA (Hrsg.) (2010). Demographischer Wandel als Herausforderung für die Sicherung und Entwicklung einer kosten- und ressourceneffizienten Abwasserinfrastruktur (Texte 36/2010). Bericht, Umweltbundesamt. Hillenbrand, T. AND Niederste-Hollenberg, J. AND Menger-Krug, E. AND Klug, S.
- W. Urban und M. Zimmermann (2009). Demographischer Wandel als Chance für neue Entwicklungen in der Siedlungswasserwirtschaft. In *1. Darmstädter Ingenieurkongress – Bau und Umwelt, 15. September 2009, Darmstadtium, Technische Universität Darmstadt.*. TU Darmstadt- Fachgebiet Wasserversorgung und Grundwasserschutz.
- F. Valentin (2003). Beeinflussung der Leistungsfähigkeit von Kanalstrecken durch konstruktive Veränderungen im Bereich der Schächte, Schlussbericht. Bericht, Deutsche Bundesstiftung Umwelt.
- VDI (2006). VDI-Richtlinien 4630, Vergärung organischer Stoffe Substratcharakterisierung, Probenahme,

- Stoffdatenerhebung, Gärversuche. Bericht, VDI.
- U. von Wangenheim und J. Kern (1997). Anwendung dynamischer Kalkulationsmethoden zur Ermittlung und Prognose kostendeckender Abwasserentgelte. *Korrespondenz Abwasser*, **44**(2):266 – 277.
- D. Weismann und M. Lohse (2007). *Sulfid- Praxishandbuch der Abwassertechnik*. Vulkan-Verlag.
- S. Wiegel, H. Harms, B. Stachel, R. Brockmeyer, R. Schmidt, H. R. Udseth, A. Aulinger, W. von Tümpling, und H. Reincke (2003). *Arzneistoffe in Elbe und Saale*. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe.
- U. Winkler (2010). *Berücksichtigung von demografischen und strukturellen Unsicherheiten bei der strategischen Kanalsanierungsplanung*, Seiten 159–169. DWA, Hennef.
- M. Wolf und N. Milojević (2006). Entwicklung von nachhaltigen Kanalsanierungsstrategien. *bbr - Fachmagazin für Brunnen- und Leitungsbau*, **6**(6):22 – 33.
- C. Yongsiri (2003). Introducing the emission process of hydrogen sulfide to a sewer process model (WATS). *Water Science and Technology*, **47**(4):85–92.
- U. Zanke (1982). *Grundlagen der Sedimentbewegung*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.

A Sozio-ökonomischen Merkmale Stadt Dresden

Tabelle A.1: Relativierte Merkmale aus dem Stadtteilkatalog (Landeshauptstadt Dresden, 2007)

Gruppen	Merkm.	Beschreibung	Einheit	
Allgemein	M ₁	Bevölkerungsdichte	EW/km ²	
Einwohner	M ₂	Kinder	% EW	
	M ₃	Studenten	% EW	
	M ₄	Arbeiter	% EW	
	M ₅	Rentner	% EW	
	M ₆	Ausländer	Alle Personen, die nicht Deutsche im Sinne des Art. 116 Abs. 1 (GG) sind.	% EW
	M ₇	zweite Staatsbürgerschaft		% EW
	M ₈	ledig		% EW
	M ₉	verheiratet		% EW
	M ₁₀	geschieden		% EW
	M ₁₁	verwitwet		% EW
	M ₁₂	Durchschnittsalter		aller EW
	M ₁₃	Beschäftigte	Sozialversicherungspflichtig beschäftigte Arbeitnehmer	pro 1000 EW
	M ₁₄	Arbeitslose		pro 1000 EW
	M ₁₅	Sozialhilfeempfänger	Arbeitslosengeld II Empfänger	pro 1000 EW
	Haushalte	M ₁₆	1 Person	% Haushalte
M ₁₇		2 Personen	% Haushalte	
M ₁₈		3 Personen	% Haushalte	
M ₁₉		4 Personen	% Haushalte	
M ₂₀		5 und mehr Personen	% Haushalte	
M ₂₁		durchschnittliche Haushaltsgröße		
M ₂₂		Wohndauer		a
Wohnungen	M ₂₃	Eigenheime	% Wohngebäude	
	M ₂₄	große Wohngebäude	mehr als 7 Wohnungen	% Wohngebäude
	M ₂₅	Leerstand		% Wohnungen
	M ₂₆	Wohnungen pro Wohngebäude		
	M ₂₇	durchschnittliche Wohnfläche	Die Wohnfläche ist die Summe der Flächen von Wohn- und Schlafräumen, Küchen und Nebenräumen (Dielen, Abstellräume, Bäder).	m ²
	M ₂₈	durchschnittliche Raumanzahl	Als Räume werden die Wohn- und Schlafräume bezeichnet. Küchen werden nicht zu den Räumen gezählt.	
Gewerbe	M ₂₉	Betriebe	pro Einwohner	
	M ₃₀	verarb. Gewerbe	% Betriebe	
	M ₃₁	Baugewerbe	% Betriebe	
	M ₃₂	Gastgewerbe	% Betriebe	
	M ₃₃	Einzelhandel	% Betriebe	
	M ₃₄	0 bis 24 Mitarbeiter	% Betriebe	
	M ₃₅	25 bis 99 Mitarbeiter	% Betriebe	
	M ₃₆	über 100 Mitarbeiter	% Betriebe	

B Daten zur Berechnung von Wirkstoffemissionen

Tabelle B.1: AOK Report zu verschriebenen Tagesdosen nach Altersgruppen, (n=49)

Merkmal	Bemerkung
Wirkstoffgruppe	Name der Wirkstoffgruppe
G_0_20	DDD in Mio. innerhalb der Altersgruppe unter 20 Jahren
G_20_60	DDD in Mio. innerhalb der Altersgruppe zwischen 20 und 60 Jahren
G_60_mehr	DDD in Mio. innerhalb der Altersgruppe über 60 Jahren

Tabelle B.2: Altersspezifische Verwendung von Wirkstoffgruppen (Grau markierte Wirkstoffgruppen wurden in der Analyse verwendet)

Wirkstoffgruppe	unter 20	20 bis 60	60 und älter
Antidementiva(Nootropika)	0.001	0.056	0.941
Kardiaka	0.004	0.072	0.923
Koronarmittel	0.001	0.083	0.916
Osteoporosemittel/Ca-Stoffw.reg.	0.002	0.131	0.866
Urologika	0.010	0.145	0.845
Antiarrhythmika	0.002	0.156	0.844
Parkinsonmittelusw.	0.004	0.163	0.832
DurchblutungsförderndeMittel	0.002	0.184	0.810
Thrombozytenaggregationshemmer	0.002	0.204	0.793
Antikoagulantia	0.006	0.213	0.781
Mineralstoffpräparate	0.014	0.206	0.780
Gichtmittel	0.002	0.246	0.752
Antiemetika/Antivertiginosa	0.066	0.195	0.738
Antihypertonika	0.001	0.264	0.734
Beta-,Ca-Bl.,Angiotensin-Hemmst.	0.002	0.265	0.734
Lipidsenker	0.001	0.270	0.729
Zytostatikausw.	0.005	0.274	0.720
Hypnotika/Sedativa	0.022	0.260	0.719
Ophthalmika	0.086	0.211	0.704
Antidiabetika	0.008	0.308	0.683
GesamterFertigarzneimittelmarkt	0.061	0.298	0.641
Laxantia	0.137	0.228	0.640
Magen-Darm-Mittel	0.016	0.345	0.640
Gynäkologika	0.032	0.346	0.622
Neuropathiepräparateusw.	0.003	0.383	0.611
Analgetika/Antirheumatika	0.044	0.364	0.591
Antianämika	0.044	0.378	0.578
Corticoide(Interna)	0.027	0.433	0.540
Hämorrhoidenmittel	0.022	0.462	0.527
Broncholytika/Antiasthmatika	0.087	0.407	0.506
Schilddrüsentherapeutika	0.024	0.501	0.475
Psychopharmaka	0.041	0.505	0.454
Wundbehandlungsmittel	0.462	0.099	0.442
Muskelrelaxanzien	0.062	0.508	0.430
Antimykotika	0.224	0.365	0.412
Infusionslösungenusw.	0.417	0.190	0.405
Antiepileptika	0.067	0.559	0.373
Vitamine	0.523	0.115	0.362
Dermatika	0.251	0.395	0.354
Sera,Immunglobuline,Impfstoffe	0.222	0.444	0.333
Antibiotika/Antiinfektiva	0.224	0.522	0.254
Antitussiva/Expektorantia	0.543	0.205	0.252
Immunmodulatoren	0.080	0.678	0.243
Otologika	0.480	0.309	0.214
Sexualhormone	0.435	0.368	0.197
Migränemittel	0.019	0.807	0.179
Antiallergika	0.301	0.552	0.147
Mund-und Rachentherapeutika	0.747	0.117	0.136
Rhinologika/Sinusitismittel	0.754	0.170	0.076

C Beispiel zur Berechnung des PEC Wertes

Berechnung der PEC für *Bezafibrat* für KS Gera (16052000) im Jahr 2010. Pro-Kopf Wasserverbrauch (V_{2004}) mit 107,7 L/(EW · d) angenommen. Die prognostizierten Einwohnerzahlen BEVGR für 2010 für die drei Altersgruppen (unter 20, 20 bis 60, über 60 Jahre) sind [11500;52700;31400]. Die gesamte Einwohnerzahl (P_{2010}) ist somit 95600.

Bezafibrat gehört zur Wirkstoffgruppe der *Lipidsenker*. Eine Tagesdosis (DOSIS) *Bezafibrat* wird mit 0,6 g angenommen. Die Gesamtmenge an Tagesdosen (DDD) im Jahr 2007 betrug 18 Mio. Die maximale und minimale Ausscheidung ($AUSS_{\min, \text{mean}, \text{max}}$) wird mit 50 und 47 Prozent angenommen. Die minimale, mittlere und maximale Elimination durch die Abwasserbehandlung ($R_{\min, \text{mean}, \text{max}}$) wird mit [9,0;63,8;99,0] Prozent angenommen.

Zur Berechnung der Pro-Kopf-Tagesdosen wurden folgenden Annahmen getroffen: (i) Anzahl der Versicherten (VER): 50 Mio.; (ii) Verteilung der Altersgruppen innerhalb der Versicherten entspricht der allgemeinen Altersverteilung in Deutschland (ALTVER), für 2005 ist diese in Prozent [20;55,1;24,9]. Mit den getroffenen Annahmen werden die Anteile der Einnahmemengen pro Altersgruppe i pro Wirkstoffgruppe berechnet, für die Wirkstoffgruppe *Lipidsenker* ergibt sich folgende Verteilung [0,00097;0,270,72], berechnet mit nachfolgender Gleichung:

$$T_{\text{WG},i} = \frac{\text{DDD}_i[\text{Mio}]}{\sum \text{DDD}_i[\text{Mio}]}$$

Für die Berechnung des Pro-Kopf Wirkstoffverbrauches gilt die Annahme, dass die Verteilung der Wirkstoffe der Verteilung der Wirkstoffgruppe gleicht. Der Jahres Pro-Kopf-Wirkstoff-Verbrauch pro Altersgruppe errechnet sich durch nachfolgende Gleichung:

$$T_{\text{WS},i} = \frac{T_{\text{WG},i}[\text{Prozent}] \cdot \text{DDD}[\text{Mio}] \cdot \text{DOSIS}[\text{g}/\text{DDD}] \cdot 10^6}{\text{VER} \cdot \text{ALTVER}_i[\text{Prozent}]}$$

Für *Bezafibrat* ergibt sich ein Altersgruppen-spezifischer Pro-Kopf-Verbrauch in Gramm pro Jahr von [0,001;0,106;0,632]. Die jährliche verabreichte Menge pro Kreis j und Jahr k errechnet sich durch folgende Gleichung:

$$E_{j,k} = T_{\text{WS},1}[\text{g}/\text{Kopf}/\text{a}] \cdot \text{BEVGR}_{1,j,k}[\text{Anzahl}] + T_{2,2} \cdot \text{BEVGR}_2 + T_{2,3} \cdot \text{BEVGR}_{3,j,k}$$

Die minimale und maximale Ausscheidung, und somit die Menge die zur Kläranlage gelangt, errechnet sich durch folgende Gleichung:

$$A_{\text{max},j,k} = \text{AUSS}_{\text{max}}[\text{Prozent}] \cdot E_{j,k}[\text{g}/\text{a}] \cdot 10^{-3}$$

Die prognostizierte maximale und minimale ausgeschiedene Menge an *Bezafibrat* für Gera beträgt im Jahr 2010 12,7 und 11,9 kg. Der unverdünnte PEC Wert ($D = 1$) in μg ergibt sich durch nachfolgende Gleichung:

$$\text{PEC}_{\text{max},j,k} = \frac{A_{\text{max},j,k}[\text{kg}/\text{a}](100 - R_{\min}[\text{Prozent}]) \cdot 10^6}{365 \cdot P_{j,k}[\text{Anzahl}] \cdot V_{2004,j}[\text{m}^3/\text{Kopf}/\text{d}] \cdot D \cdot 100}$$

Der prognostizierte PEC Wert von *Bezafibrat* für Gera im Jahr 2010 liegt bei 3,08 μg . Der PNEC Wert wird mit 6,0 μg angegeben.