

SCHRIFTENREIHE

**des Bauhaus-Instituts für
zukunftsweisende
Infrastruktursysteme (b.is)**

37

Herausgeber

Bauhaus-Universität Weimar

Fakultät Bauingenieurwesen

Bauhaus-Institut für zukunftsweisende Infrastruktursysteme (b.is)

Coudraystraße 7, D-99423 Weimar

RHOMBOS-VERLAG • BERLIN

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

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

© 2018 RHOMBOS-VERLAG, Berlin

Alle Rechte vorbehalten

Das Werk ist in allen seinen Teilen urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Verlages unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeisung und Verarbeitung in elektronischen Systemen. Die Wiedergabe von Gebrauchsnamen, Handelsnamen, Warenbezeichnungen usw. in diesem Werk berechtigt auch ohne besondere Kennzeichnung nicht zu der Annahme, dass solche Namen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutzgesetzgebung als frei zu betrachten wären und daher von jedermann benutzt werden dürfen.

Impressum

Schriftenreihe des Bauhaus-Instituts für zukunftsweisende
Infrastruktursysteme an der Bauhaus-Universität Weimar (b.is)
19. Jahrgang 2018

Herausgeber der Schriftenreihe

Bauhaus-Universität Weimar, Fakultät Bauingenieurwesen,
Bauhaus-Institut für zukunftsweisende Infrastruktursysteme (b.is)
Coudraystraße 7, D-99423 Weimar

Verlag

RHOMBOS-VERLAG

Fachverlag für Forschung, Wissenschaft und Politik
Kurfürstenstr. 15/16, 10785 Berlin
Internet: www.rhombos.de
eMail: verlag@rhombos.de
VK-Nr. 13597

Druck

PRINT GROUP Sp. z o.o.
Printed in Poland

Papier: Munken Print White ist alterungsbeständig, mit dem EU Ecolabel ausgezeichnet und FSC™ sowie PEFC zertifiziert.

ISBN 978-3-941216-95-2

ISSN 1862-1406

**Bauhaus-Institut für
zukunftsweisende Infrastruktursysteme
(b.is)**



Das Bauhaus-Institut für zukunftsweisende Infrastruktursysteme (b.is) verfolgt das Ziel, die Kooperation der derzeit beteiligten Professuren Siedlungswasserwirtschaft, Biotechnologie in der Ressourcenwirtschaft und Urban Energy Systems zu intensivieren sowie die Honorarprofessur Urbanes Infrastrukturmanagement, um Lehr-, Forschungs- und Beratungsaufgaben auszubauen. So werden beispielsweise die Weiterentwicklung von Studiengängen, gemeinsame Doktorandenkolloquien oder gemeinsame Forschungs- und Entwicklungsaufgaben durchgeführt.

Das b.is will sich deutlich sichtbar im Bereich der Infrastrukturforschung aufstellen. Die Forschung und Lehre in diesem Bereich orientiert sich am medienübergreifenden Modell der nachhaltigen Gestaltung von Stoff- und Energieflüssen sowie ressourcenökonomisch ausgerichteten Systemen, die verbindendes Konzept der Kernprofessuren des Instituts sind. Die Professur Betriebswirtschaftslehre im Bauwesen ist mit dem b.is assoziiert.

**Bauhaus-Institute for
Infrastructure Solutions
(b.is)**



The Bauhaus-Institute for Infrastructure Solutions (b.is) aims to strengthen the cooperation of the university's research teams in Urban Water Management and Sanitation, Biotechnology in Resources Management and Urban Energy Systems in the areas of teaching, research and consultancy work. This encompasses the further development of degree programmes, joint doctorate colloquia and joint research and development activities.

Currently the chair of urban water management and sanitation, the chair of biotechnology in resources management and the chair of urban energy systems as well as the honorary professorship for urban infrastructure management are members of the institute. The chair of construction economics is associated with the institute.

The b.is will increase its visibility in infrastructure research. Education and research are geared to the comprehensive model of sustainable material and energy flows and resource economy oriented systems, which are the linkage of the institute's chairs.

Charakterisierung von Grauwasser

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)

an der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar

vorgelegt von

Dipl.- Ing. Jan Christian Sievers

aus Braunschweig

Gutachter:

1. Univ.-Prof. Dr.-Ing Jörg Londong, Weimar
2. Prof. Dr.-Ing. Martin Oldenburg, Höxter
3. Univ. Prof. Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch, Berlin

Tag der Disputation 19.01.2018

Was man lernen muss, um es zu tun, das lernt man, indem man es tut.

(Aristoteles, 384 – 322 A.C.)

Danksagung

Auf dem langen Weg bis zur Vollendung meiner Dissertation möchte ich an dieser Stelle den vielen Menschen danken, die mich in dieser Zeit unterstützt haben.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr.-Ing Jörg Londong, der mir das Teilprojekt „Charakterisierung von Grauwasser“ im Rahmen des Forschungsverbundprojektes „KREIS“ anvertraut hat und mir damit diese Promotion ermöglichte. Mit seiner offenen Persönlichkeit und seiner fachlichen Unterstützung hat er einen großen Anteil am Entstehen dieser Dissertationsschrift. Seine Betreuung in wesentlichen Fragen war richtungsweisend für die vorliegende Arbeit und seine Hilfestellung bzgl. der organisatorischen Ebene von größtem Wert.

Ich bedanke mich herzlich bei Herrn Prof. Dr.-Ing. Martin Oldenburg für seine fachlichen Anregungen und konstruktiven Diskussionen sowie für die Bereitschaft als Gutachter in diesem Verfahren mitzuwirken. Mein Dank gilt weiterhin Herrn Prof. Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch für die Erstellung seines Gutachtens.

Für die vielen hilfreichen und konstruktiven Diskussionen, den fachlichen Austausch, ihren Anregungen und Ratschlägen sowie ihren herzlichen Empfang an der Bauhaus-Universität Weimar und den Spaß bei der Arbeit danke ich meinen ehemaligen Kollegen an der Professur Siedlungswasserwirtschaft der Bauhaus-Universität Weimar. Stellvertretend für sie seien an dieser Stelle Dr. Ing. Ralf Englert, Tobias Wätzel M.Sc., Dipl.-Ing. Matthias Hartmann und Dr.-Ing Jürgen Stäudel genannt.

Mein besonderer Dank gilt auch Herrn Dipl.-Ing. Erwin Nolde, Frau Dipl.-Ing. Andrea Albold sowie Herrn Hartmuth Kluth, die es mir ermöglicht haben an den Standorten „Block 6“ in Berlin, „Flintenbreite“ in Lübeck sowie „Kieler Scholle e.G. – Ökologische Siedlung am Moorwiesengraben“ in Kiel meine Messkampagnen durchzuführen. Auch den Bewohnern der oben genannten Siedlungsflächen gilt mein Dank für ihre Kooperationsbereitschaft und ihre Geduld, meine Fragen zu beantworten. Herrn Erwin Nolde möchte ich explizit für die vielen nützlichen Tipps und Hinweise danken, die er mir während meiner Messkampagnen in Berlin gegeben hat.

Ein Riesendankeschön geht an meine ehemaligen, wissenschaftlichen Hilfskräfte Andreas Aicher, Julian Ried, Enzo Meßner, Philipp Lorber, Robert Conrad und Dennis Theel, ohne deren Hilfe die Umsetzung dieser Forschungsarbeit nicht möglich gewesen wäre. Die Messkampagnen gingen zwar zeitweilig bis an

die Grenzen der körperlichen Belastbarkeit, dennoch hatten wir auch viel Spaß bei der Arbeit. With respect to „Rodeo Döner“, Lübeck.

Ich danke ferner Andreas Aicher und meinen Eltern für ihre hervorragende Korrekturarbeit. Meiner Familie, meinen Freunden und insbesondere Katrin Schamun danke ich für ihre Motivation, emotionale Unterstützung und ihr Vertrauen in mich.

Gewidmet

Carl & Ante

Kurzfassung

Die gewachsene Struktur der Siedlungswasserwirtschaft genügt nicht den Kriterien der Nachhaltigkeit und Ressourceneffizienz, da sie systemimmanente ökologische und ökonomische Defizite aufweist. Als Alternative bzw. Ergänzung zur bestehenden (Ab-) Wasserinfrastruktur kommen Neuartige Sanitärsysteme (NASS) in Betracht, die auf dem Leitgedanken des Stoffstrommanagements basieren. Damit NASS ihre Potentiale vollständig entfalten können, setzt die Separation von Schwarz- und Grauwasser qualifizierte Behandlungsoptionen voraus.

Geeignete Lösungsansätze für Grauwasser fehlen indes, obwohl die Vorteile dieses Teilstroms, wie eine geringere organische Belastung und große Volumenströme mit einem relativ hohen Temperaturniveau, evident sind. Im Rahmen der Arbeit wurde daher eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt und die erhobenen Literaturdaten bezüglich ihrer Qualität bewertet und statistisch ausgewertet. Um den mangelnden Kenntnisstand hinsichtlich der Grauwassercharakteristik zu ergänzen, wurden die Quantität und chemisch-physikalische Zusammensetzung von häuslichem Grauwasser an vier Standorten untersucht. Die umfangreichen Messreihen führten zu einer maßgeblichen Verbreiterung der Datengrundlage hinsichtlich Grauwasserquantität und -charakteristik. Während der 56 Messtage wurde eine spezielle Probenahmekonstruktion eingesetzt, die eine volumenproportionale Probenahme mit vorgesetzter Feststoffentnahme ermöglichte. Mit dieser Probenahmetechnik konnte eine vollumfängliche Erfassung und Bilanzierung des Grauwassers inklusive aller Feststoffe gewährleistet werden.

Im Rahmen der Messkampagnen konnte eine Vielzahl neuer Erkenntnisse zu Grauwassermenge und -zusammensetzung gewonnen und einwohnerspezifische Frachten hinsichtlich der relevanten Abwasserparameter CSB, BSB₅, TN, TP und TS ermittelt werden. Es wurde festgestellt, dass hinsichtlich der organischen Frachten von Grauwasser ein CSB : BSB₅-Verhältnis < 2 angenommen werden darf. Die BSB₅-Frachten waren höher, als die Literaturwerte und der Orientierungswert des DWA-A 272 (2014) vermuten ließen. Das CSB-Frachtmittel entspricht gut 45 % der Fracht häuslichen Rohabwassers. Für die Makronährstoffe Stickstoff und Phosphor wurden Frachten ermittelt, die in ähnlichen Größenordnungen wie die Literaturdaten liegen. Die Stickstoff- und Phosphorfrachten von Grauwasser sind aufgrund des Fehlens von Urin und Fäzes deutlich geringer als in häuslichem Abwasser. Das BSB₅ : TN : TP-Verhältnis von Grauwasser belief sich auf 100 : 3,2 : 1,2 und wies eine theoretische Stickstofflimitation und folglich eine suboptimale Nährstoffverteilung für eine biologische Abwasserbehandlung auf. Grundsätzlich konnten die Hauptan-

teile von CSB, BSB₅, TN und TP in der Flüssigphase des Grauwassers nachgewiesen werden. Der Beitrag der Grauwasserfeststoffe mit Partikelgrößen > 200 µm an der Gesamtfracht lag, bezogen auf die Parameter CSB, TN und TP, zwischen 3 – 8 %. Neben den Parametern hinsichtlich der Organik- bzw. Nährstofffrachten wurden die Grauwasservolumenströme und -temperaturen ermittelt. Mit rd. 21 °C besitzt Grauwasser eine höhere Durchschnittstemperatur als kommunales Abwasser. Zwischen der Temperatur und dem Volumenstrom konnte ein mittlere bis starke positive Korrelation nachgewiesen werden.

Insgesamt ermöglichen die aus den Messkampagnen abgeleiteten Zulauffrachten eine genauere Bemessung von Grauwasserbehandlungsanlagen sowie eine bessere Abschätzung des Nutzungspotentials von Grauwasser und sind daher von praktischer Relevanz.

Abstract

The present infrastructure for water supply and wastewater disposal does not meet the criteria of sustainability and resource efficiency because of its systemic ecological and economic deficits. Sustainable ecological sanitation systems, based on the concept of the material flow management, are considered as an alternative and enhancement to conventional water infrastructure. The separation of black- and greywater requires appropriate treatment options, so that these ecological sanitation systems can develop to their full potential.

Appropriate solutions for greywater are often lacking, although the benefits of greywater like lower organic pollution and high volume flow rates with a relatively high temperaturelevel are known. For this reason, an extensive literature research was conducted and the collected data were evaluated in terms of their quality and then statistically analyzed.

To improve the current state of knowledge with regard to greywater characteristics, the quantity and chemical and physical composition of greywater were investigated at four experimental sites with domestic greywater. The extensive measurement campaigns have led to a significant improvement of the data basis for greywater quantity and characteristic. During the 56 sampling-days a new sampling technique was used, which allows a flow-proportional sampling with an upstream solid-separation unit.

In these sampling-campaigns new knowledge about greywater quantity and composition could be gained and the inhabitant specific loads for the wastewater parameters COD, BOD₅, TN, TP and TSS could be determined. For the organic greywater parameters a COD : BOD₅-ratio < 2 was found. However, the BOD₅ load was significantly higher than given literature for instance in comparison to the orientation value of DWA-A 272 (2014). The average COD load is corresponding to over 45% of the average COD-load of domestic wastewater. The loads of the macronutrients nitrogen and phosphorus were in a similar range like values given by literature. Due to the lack of urine and faeces the nitrogen and phosphorus loads of greywater are substantially lower compared to domestic wastewater. The BOD₅: TN : TP-ratio was about 100: 3.2: 1.2 and has a theoretical nitrogen deficiency and therefore a sub-optimal nutrient distribution. All in all, the majority of the COD, BOD₅, TN and TP can be detected in the liquid phase of the greywater. The contribution of the greywater solids with particle sizes over 200 microns in relation to the total inhabitant-specific load was approximately 3 – 8% depending on the parameter. In addition to the organic- and nutrient-loads, the greywater volume flows and temperatures were determined. With about 21 °C greywater has higher

average temperatures than domestic sewage. Furthermore, a moderate to strong positive correlation could be found between the parameters temperature and volume flow.

Overall, the design-values derived from the sampling-campaigns allow a more accurate dimensioning of greywater treatment systems, as well as a better assessment of possible uses of greywater.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	V
Kurzfassung.....	VII
Abstract.....	IX
Inhaltsverzeichnis.....	XI
Tabellenverzeichnis	XVI
Abbildungsverzeichnis.....	XXI
Abkürzungen und Symbole	XXX
1 Einleitung.....	1
1.1 Verlassung und Untersuchungsgegenstand	1
1.2 Hintergrund und Problemstellung	4
1.3 Zielsetzung und Schwerpunkte.....	5
1.4 Struktur der Arbeit	6
2 Grundlagen – Grauwasser und Probenahme	7
2.1 Trinkwasserverbrauch und Grauwassermenge	7
2.2 Definitionen von Grauwasser.....	8
2.3 Inhaltsstoffe und Herkunftsquellen von Grauwasser.....	9
2.3.1 Grauwasser aus dem Sanitärbereich	10
2.3.2 Waschmaschinengrauwasser	11
2.3.3 Grauwasser aus dem Küchenbereich	13
2.4 Technisches Regelwerk zu Grauwasser.....	15
2.5 Probenahme.....	18
2.5.1 Technisches Regelwerk zur Probenahme	19
2.5.2 Probenarten	19
2.5.3 Fehler bei der Probenahme	21
2.6 Zusammenfassung.....	22
3 Literaturstudie zur Charakterisierung von Grauwasser	24
3.1 Anlass der Literaturdatenerhebung	24
3.2 Datenerhebung	24
3.3 Datenquellen	25
3.4 Strukturierung des Datenbestandes	26
3.5 Beschreibung des Datenbestandes.....	27

3.6 Bewertung von Literaturdaten.....	29
3.6.1 Ansätze zur Literaturdatenbewertung	29
3.6.1.1 Klassische Gütekriterien bei der Datenerhebung	29
3.6.1.2 General Assessment Factors der USEPA.....	30
3.6.1.3 Bewertungsansatz nach Tielemanns et al. (2002)	31
3.6.2 Diskussion und Übertragbarkeit der Ansätze zur Datenbewertung	32
3.6.3 Herausforderungen bei der Datenbewertung und -analyse	34
3.6.4 Bewertungsmethode für die erhobenen Literaturdaten.....	37
3.6.4.1 Selektionskriterien	39
3.6.4.2 Operationalisierung der Bewertungskriterien	39
3.6.4.3 Gewichtung der Bewertungskriterien	41
3.6.4.4 Einteilung in Qualitätslevel.....	44
3.7 Literaturdatenauswertung.....	45
3.7.1 Selektion der Daten	46
3.7.2 Tests auf Normalverteilung und Ausreißer	47
3.7.3 Darstellung der Ergebnisse.....	49
3.7.4 Ergebnisse und Diskussion der Literaturdatenauswertung.....	49
3.7.4.1 Grauwasservolumenstrom	50
3.7.4.2 Chemisch-physikalische Parameter und Inhaltsstoffe	51
3.7.5 Diskussion der Bewertungsmethode	58
3.8 Zusammenfassung der Literaturdatenanalyse.....	60
4 Auswahl geeigneter Probenahmestandorte	62
4.1 Methodik zur Auswahl der Untersuchungsstandorte	62
4.2 Bestandsanalyse und Auswahl der Untersuchungsstandorte	62
4.3 Beschreibung der Untersuchungsstandorte	66
4.3.1 Berlin „Block 6“	67
4.3.2 Lübeck ökologische Siedlung „Flintenbreite“	69
4.3.3 Kieler Scholle e.G. – Ökologische Siedlung am Moorwiesengraben	70
4.3.4 Einfamilienhaus in Weimar	71
5 Probenahme und Analytik.....	72
5.1 Probenahmekonstruktion	72
5.1.1 Probenahmekonstruktion BB6 I.....	72
5.1.2 Probenahmekonstruktion BB6 II	75
5.1.3 Direkte volumenproportionale Probenahme	75
5.1.4 Probenahmetechnik im Weimarer Einfamilienhaus	80
5.2 Probenahmeregime (Probenahmestrategie)	81
5.3 Probenvorbehandlung und Analytik	82
5.3.1 Vereinigung der Laborproben	82
5.3.2 Probenlagerung, -konservierung und -vorbehandlung	83
5.3.3 Laborgeräte, Analyseparameter und -methoden	84
5.3.4 Ablaufschema – Probenahme und Analytik	86
5.4 Fehleranalyse der Probenahme und Analytik	88
5.4.1 Fehleranalyse Probenahme	89
5.4.2 Imperfektionen bei der Probenvereinigung	96
5.4.3 Unzulänglichkeiten bei der Probenvorbereitung	97

5.4.4 Analytikfehler	98
5.4.5 Kombinierte Fehleranalyse – Worst-Case-Szenario.....	99
5.5 Zusammenfassung.....	103
6 Ergebnisse und Diskussion	105
6.1 Darstellung der Ergebnisse	105
6.2 Mathematisch-statistische Vorgehensweise	105
6.3 Grauwasservolumenstrom	106
6.3.1 Berlin „Block 6“	106
6.3.2 Lübeck „Flintenbreite“.....	111
6.3.3 Kieler Scholle e.G.....	116
6.3.4 Einfamilienhaus Weimar	119
6.3.5 Aggrierter Grauwasservolumenstrom	123
6.3.6 Grauwasservolumenstrom – Zusammenfassung und Diskussion	127
6.4 Physikalische und chemisch-physikalische Kenngrößen.....	132
6.4.1 Grauwassertemperatur.....	132
6.4.1.1 Berlin „Block 6“	132
6.4.1.2 Lübeck „Flintenbreite“.....	136
6.4.1.3 Kieler Scholle e.G.....	139
6.4.1.4 Einfamilienhaus Weimar	140
6.4.1.5 Aggrierte Grauwassertemperaturen.....	142
6.4.1.6 Grauwassertemperatur –Zusammenfassung und Diskussion...	144
6.4.2 pH-Wert	148
6.4.2.1 Berlin „Block 6.....	148
6.4.2.2 Lübeck „Flintenbreite“.....	149
6.4.2.3 Kieler Scholle e.G.....	151
6.4.2.4 Einfamilienhaus Weimar	152
6.4.2.5 Aggrierte pH-Werte	153
6.4.2.6 pH-Wert – Zusammenfassung und Diskussion	154
6.5 Grauwasserinhaltsstoffe	156
6.5.1 Systematik der Bilanzierung	156
6.5.2 Trockensubstanzgehalt und Glühverlust.....	158
6.5.2.1 Berlin „Block 6.....	158
6.5.2.2 Lübeck „Flintenbreite“.....	161
6.5.2.3 Kieler Scholle e.G.....	162
6.5.2.4 Einfamilienhaus Weimar	163
6.5.2.5 Aggrierte Trockenmassen und Glühverluste	165
6.5.2.6 Feststoffgehalte – Zusammenfassung und Diskussion	167
6.5.3 Chemischer Sauerstoffbedarf.....	169
6.5.3.1 Berlin „Block 6“	169
6.5.3.2 Lübeck „Flintenbreite“.....	172
6.5.3.3 Kieler Scholle e.G.....	174
6.5.3.4 Einfamilienhaus Weimar	176
6.5.3.5 Aggrierte CSB-Frachten.....	177
6.5.3.6 CSB – Zusammenfassung und Diskussion	179
6.5.4 Biochemischer Sauerstoffbedarf	181

6.5.4.1	Berlin „Block 6“	181
6.5.4.2	Lübeck „Flintenbreite“	183
6.5.4.3	Kieler Scholle e.G.	184
6.5.4.4	Einfamilienhaus Weimar	185
6.5.4.5	Aggregierte BSB5- und BSB20-Frachten	186
6.5.4.6	BSB – Zusammenfassung und Diskussion	187
6.5.5	Gesamt- und Ammoniumstickstoff.....	188
6.5.5.1	Berlin „Block 6“	188
6.5.5.2	Lübeck „Flintenbreite“	192
6.5.5.3	Kieler Scholle e.G.	194
6.5.5.4	Einfamilienhaus Weimar	196
6.5.5.5	Aggregierte Gesamt- und Ammoniumstickstofffrachten	197
6.5.5.6	Stickstoffverbindungen – Zusammenfassung und Diskussion	199
6.5.6	Gesamtphosphor und Ortho-Phosphat-Phosphor	202
6.5.6.1	Berlin „Block 6“	202
6.5.6.2	Lübeck „Flintenbreite“	206
6.5.6.3	Kieler Scholle e.G.	208
6.5.6.4	Einfamilienhaus Weimar	210
6.5.6.5	Aggregierte Gesamtphosphor- und Ortho-Phosphat- Phosphor-Frachten	211
6.5.6.6	Phosphorverbindungen – Zusammenfassung und Diskussion	213
6.6	Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse.....	217
7	Zusammenfassung und Ausblick	222
7.1	Zusammenfassung.....	222
7.1.1	Literaturdatenbewertung und -analyse	224
7.1.2	Beurteilung der Probenahmekonstruktion	226
7.1.3	Charakterisierung von Grauwasser	227
7.2	Forschungsbedarf und Ausblick.....	229
	Literaturverzeichnis	231
	Anhang	263
	Anhang 2–1: Inhaltsstoffe von Grauwasser	263
	Anhang 3–1: Struktur der Bewertungsmatrix	264
	Anhang 3–2: Datenbasis Literaturdatenauswertung	266
	Anhang 3–3: Literaturdatenanalyse – Datengrundlage Grauwasser- werte	271
	Anhang 3–4: Tabellarische Zusammenstellung der Ergebnisse der ungewichteten Literaturdatenanalyse	274

Anhang 3–5: Tabellarische Zusammenstellung der Variationskoeffizienten für die gewichtete und ungewichtete Literaturdatenanalyse	275
Anhang 4–1: Bewertungskriterien der NWA mit zugeordneten Zielerreichungsgraden und Gewichtungsfaktoren	276
Anhang 4–2: Nutzwertanalyse Untersuchungsstandorte	278
Anhang 5–1: Probenahmekonstruktion zur mengenproportionalen Probenahme	282
Anhang 5–2: Parameter und verwendete Labor- und Analysegeräte	284
Anhang 6–1: Grauwasseranfall in 6-h-Intervallen	285
Anhang 6–2: Ergebnisse der TR- und oTR-Frachten der Feststoffphase und TS- und oTS Frachten der Flüssigphase	288
Anhang 6–3: Ergebnisse der Tagesquartalsproben für den Parameter CSB	292
Anhang 6–4: Ergebnisse der Tagesquartalsproben für den Parameter TN	294
Anhang 6–5: Ergebnisse der Tagesquartalsproben für den Parameter TP	296

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1:	<i>Beschaffenheit von Grauwasser aus dem Sanitärbereich</i>	11
Tab. 2-2:	<i>Beschaffenheit von Waschmaschinengrauwasser</i>	12
Tab. 2-3:	<i>Beschaffenheit von Küchengrauwasser.....</i>	15
Tab. 2-4:	<i>Qualitätsanforderungen für die Nutzung von Grauwasser in Gebäuden [SenStadt, 2007]</i>	17
Tab. 2-5:	<i>Matrix zur Bestimmung der Probenahmeart [Gudernatsch, 1983; Rump, 1998].....</i>	21
Tab. 3-1:	<i>Verwendete Suchmaschinen und Fachinformationsportale</i>	25
Tab. 3-2:	<i>Selektionskriterien und deren Ausprägungen bei der Datenauswahl.....</i>	39
Tab. 3-3:	<i>Klassifikation in Qualitätslevel und Gewichtungsfaktoren</i>	45
Tab. 3-4:	<i>Datensätze ohne Normalverteilung (NV).....</i>	50
Tab. 3-5:	<i>Gewichtete Literaturdatenauswertung der einwohnerspezifischen Grauwassermenge</i>	51
Tab. 3-6:	<i>Gewichtete Literaturdatenauswertung der pH-Werte und Temperaturen</i>	52
Tab. 3-7:	<i>Gewichtete Literaturdatenauswertung der einwohnerspezifischen TS-Frachten</i>	53
Tab. 3-8:	<i>Gewichtete Literaturdatenauswertung der CSB- und BSB₅-Frachten</i>	55
Tab. 3-9:	<i>Literaturdatenauswertung der einwohnerspezifischen TN- und NH₄-N-Frachten.....</i>	56
Tab. 3-10:	<i>Literaturdatenauswertung der einwohnerspezifischen TP- und PO₄-P-Frachten</i>	58
Tab. 3-11:	<i>Ergebnisse der Literaturdatenauswertung im Vergleich zum DWA-A 272 (2014)</i>	61
Tab. 4-1:	<i>Bewertungskriterien der NWA mit den zugehörigen Gewichtungsfaktoren</i>	65

Tab. 4-2:	Auswahl der Untersuchungsstandorte (Probenahmestandorte grau hinterlegt)	65
Tab. 4-3:	Zeitlicher Ablauf der sieben durchgef�hrten Messkampagnen	66
Tab. 4-4:	Wohneinheiten, Nutzerzahlen und Systemvarianten der Untersuchungsstandorte.....	67
Tab. 5-1:	Übersicht der Probenahmeregime während der Messkampagnen	81
Tab. 5-2:	Verzeichnis verwendeter pH- und Temperaturmessgeräte	84
Tab. 5-3:	Analyseparameter und -methoden der Grauwasserfl�ssigphase.....	85
Tab. 5-4:	Grauwasserfeststoffe - Parameter, Konservierungsart und Analytik.....	86
Tab. 5-5:	Anzahl der Aliquote in den unterschiedlichen Laborproben	96
Tab. 6-1:	Einwohnerspezifische Durchflüsse in Berlin „Block 6“.....	107
Tab. 6-2:	Einwohnerspezifische Durchflüsse in Lübeck „Flintenbreite“.....	112
Tab. 6-3:	Einwohnerspezifische Durchflüsse in KMG.....	116
Tab. 6-4:	Einwohnerspezifische Durchflüsse in dem EFH in Weimar	119
Tab. 6-5:	Aggregierte einwohnerspezifische Volumenströme.....	123
Tab. 6-6:	Mittelwerte der Tagesvolumenstr�me und der stündlichen Maximaldurchfl�sse sowie die zugehörigen Divisoren $X_{Q_{max}}$	127
Tab. 6-7:	Einwohnerspezifische Grauwassermengen der Messkampagnen im Vergleich zu Literaturdaten und dem Orientierungswert des DWA-A 272 (2014)	129
Tab. 6-8:	Grauwassertemperaturen in Berlin „Block 6“	132
Tab. 6-9:	Grauwassertemperaturen in Lübeck „Flintenbreite“.....	136
Tab. 6-10:	Grauwassertemperaturen in Kieler Scholle e.G	139
Tab. 6-11:	Grauwassertemperaturen in dem EFH in Weimar	140
Tab. 6-12:	Aggregierte Grauwassertemperaturen	142

Tab. 6-13:	<i>Gemessene Tagesmittelwerte der Grauwassertemperaturen im Vergleich zu den Literaturdaten.....</i>	146
Tab. 6-14:	<i>pH-Werte in Berlin „Block 6“</i>	148
Tab. 6-15:	<i>pH-Werte in Lübeck „Flintenbreite“</i>	150
Tab. 6-16:	<i>pH-Werte in der „ökologischen Siedlung am Moorwiesengraben“, Kiel</i>	151
Tab. 6-17:	<i>pH-Werte am Untersuchungsstandort Weimar</i>	153
Tab. 6-18:	<i>Aggregierte pH-Werte der Kampagnen BB6, LFB und KMG</i>	153
Tab. 6-19:	<i>Tagesmittelwerte der gemessenen pH-Werte im Vergleich zu den Literaturdaten</i>	155
Tab. 6-20:	<i>Trennschärfen der Feststoffseparationverfahren, Symbolik und abgeleitete Fraktionen</i>	158
Tab. 6-21:	<i>Einwohnerspezifische TS- und oTS-Frachten in „Block 6“</i>	160
Tab. 6-22:	<i>Einwohnerspezifische TS- und oTS-Frachten in Lübeck „Flintenbreite“</i>	162
Tab. 6-23:	<i>Einwohnerspezifische TS- und oTS-Frachten in KMG.....</i>	163
Tab. 6-24:	<i>Einwohnerspezifische TS- und oTS-Frachten des EFH in Weimar</i>	164
Tab. 6-25:	<i>Aggregierte einwohnerspezifischen TS- und oTS-Frachten</i>	165
Tab. 6-26:	<i>Einwohnerspezifische TS-Frachten der Messkampagnen im Vergleich zu Literaturdaten und dem Orientierungswert des DWA-A 272 (2014)</i>	168
Tab. 6-27:	<i>Einwohnerspezifische CSB-Frachten in „Block 6“</i>	170
Tab. 6-28:	<i>Einwohnerspezifische CSB-Frachten in Lübeck „Flintenbreite“</i>	173
Tab. 6-29:	<i>Einwohnerspezifische CSB-Frachten in der „Siedlung am Moorwiesengraben“ in Kiel.....</i>	175
Tab. 6-30:	<i>Einwohnerspezifische CSB-Frachten im Einfamilienhaus in Weimar</i>	176

Tab. 6-31:	<i>Aggregierte einwohnerspezifische CSB-Frachten der Messkampagnen</i>	177
Tab. 6-32:	<i>Einwohnerspezifische CSB-Frachten der Messkampagnen im Vergleich zu den Literaturdaten und dem Orientierungswert des DWA-A 272 (2014)</i>	180
Tab. 6-33:	<i>Einwohnerspezifische BSB₅- und BSB₂₀-Frachten in „Block 6“</i>	182
Tab. 6-34:	<i>Einwohnerspezifische BSB₅- und BSB₂₀-Frachten in Lübeck „Flintenbreite“</i>	183
Tab. 6-35:	<i>Einwohnerspezifische BSB₅- und BSB₂₀-Frachten in KMG</i>	184
Tab. 6-36:	<i>Einwohnerspezifische BSB₅- und BSB₂₀-Frachten im EFH Weimar</i>	185
Tab. 6-37:	<i>Aggregierte einwohnerspezifische BSB₅- und BSB₂₀-Frachten</i>	186
Tab. 6-38:	<i>Einwohnerspezifische BSB₅-Frachten der Messkampagnen im Vergleich zu den Literaturdaten und dem Orientierungswert des DWA-A 272 (2014)</i>	187
Tab. 6-39:	<i>Einwohnerspezifische TN-, TN_C-, NH₄-N_{S15}- und NH₄-N_{S0,45}-Frachten in BB6</i>	190
Tab. 6-40:	<i>Einwohnerspezifische TN- und NH₄-N-Frachten in Lübeck „Flintenbreite“</i>	193
Tab. 6-41:	<i>Einwohnerspezifische TN- und NH₄-N-Frachten in „Kieler Scholle e.G.“</i>	195
Tab. 6-42:	<i>Einwohnerspezifische TN- und NH₄-N-Frachten im EFH in Weimar</i>	196
Tab. 6-43:	<i>Einwohnerspezifische TN- und NH₄-N-Frachten der aggregierten Messwerte</i>	197
Tab. 6-44:	<i>Einwohnerspezifische TN-Frachten der Messkampagnen im Vergleich zu den Literaturdaten und dem Orientierungswert des DWA-A 272 (2014)</i>	201
Tab. 6-45:	<i>Einwohnerspezifische TP-, TP_C-, PO₄-P_{S15}- und PO₄-P_{S0,45}-Frachten in BB6</i>	204
Tab. 6-46:	<i>Einwohnerspezifische TP- und PO₄-P-Frachten in Lübeck „Flintenbreite“</i>	207

Tab. 6-47:	<i>Einwohnerspezifische TP- und PO₄-P-Frachten in „Kieler Scholle e.G.“</i>	209
Tab. 6-48:	<i>Einwohnerspezifische TP- und PO₄-P-Frachten im EFH Weimar</i>	210
Tab. 6-49:	<i>Aggregierte einwohnerspezifische TP- und PO₄-P-Frachten</i>	211
Tab. 6-50:	<i>Einwohnerspezifische TP-Frachten der Messkampagnen im Vergleich zu den Literaturdaten und dem Orientierungswert des DWA-A 272 (2014)</i>	216
Tab. 6-51:	<i>Abgeleitete Bemessungsgrundlagen auf Basis der 85 %-Perzentile und aggregierte Mittelwerte und Mediane im Vergleich zu den Orientierungswerten des DWA-A 272 (2014)</i>	217

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1:	<i>Verknüpfung der Bearbeitungsschritte im Rahmen der Forschungsarbeit</i>	6
Abb. 2-1:	<i>Trinkwasserverwendung und Grauwasseranteile im Haushalt [BDEW, 2014]</i>	7
Abb. 2-2:	<i>Systematisierung der häuslichen Grauwasserteilströme nach Herkunftsquellen</i>	9
Abb. 2-3:	<i>Arten von Proben und Probenahmetechnik</i>	20
Abb. 2-4:	<i>Fehlerquellen in der Analytik [nach Franklin aus Cammann, 2001]</i>	22
Abb. 3-1:	<i>Geografische Herkunft der Grauwasserdatensätze (links) und Verteilung auf europäische Länder (rechts). Korrespondierende Anzahl der Datensätze in der Klammerung.</i>	28
Abb. 3-2:	<i>Prozentualer Anteil der Grauwasserarten in der Datensammlung (Anzahl der Datensätze in Klammerung)</i>	28
Abb. 3-3:	<i>Schematischer Ablauf der Literaturdatenbewertung und –auswertung</i>	38
Abb. 3-4:	<i>Hauptkriterien und Unterscheidungsmerkmale zur Bewertung von Literatur-daten</i>	41
Abb. 3-5:	<i>Kriterienspezifischer Paarvergleich für die festgelegten Unterscheidungsmerkmale der Bewertungskriterien</i>	43
Abb. 3-6:	<i>Datenbestand Grauwasser für die statistische Analyse nach Ländern (links) und Qualitätsstufen (rechts, absolute Anzahlen in Klammern).</i>	46
Abb. 3-7:	<i>Schematischer Ablauf der Literaturdatenauswertung</i>	48
Abb. 3-8:	<i>Erläuterung der statistischen Kennwerte im Box-Whisker Plot</i>	49
Abb. 3-9:	<i>Einwohnerspezifischer Grauwasservolumenstrom</i>	50
Abb. 3-10:	<i>Box-Plots der pH-Werte (links) und Temperaturen (rechts) auf Grundlage der gewichteten Literaturdaten</i>	52

Abb. 3-11:	<i>TS-Frachten auf Grundlage der gewichteten Literaturdaten.....</i>	53
Abb. 3-12:	<i>Einwohnerspezifische BSB₅- und CSB-Frachten auf Grundlage der gewichteten Literaturdaten.....</i>	54
Abb. 3-13:	<i>TN- und NH₄-N -Frachten auf Grundlage der gewichteten Literaturdaten</i>	56
Abb. 3-14:	<i>TP- und PO₄-P-Frachten auf Grundlage der gewichteten Literaturdaten</i>	57
Abb. 4-1:	<i>Übersichtskarte zu Grauwasserprojekten in Deutschland</i>	64
Abb. 4-2	<i>Schematische Darstellung des Untersuchungsobjektes Berlin „Block 6“, Bernburgerstraße 26 mit Kennzeichnung der Probenahmestelle</i>	68
Abb. 4-3:	<i>Untersuchungsgebiet und Probenahmestelle in Lübeck „Flintenbreite“ [infranova, 2007, modifiziert]</i>	69
Abb. 4-4:	<i>Untersuchungsgebiet und Probenahmestelle in der „Ökologischen Siedlung am Moorwiesengraben“ in Kiel</i>	70
Abb. 4-5:	<i>Grauwasserableitung in dem Einfamilienhaus in Weimar</i>	71
Abb. 5-1:	<i>Einbindung der Probenahmetechnik in das Grauwassersystem (links), Rückführung in die Grauwassersammelleitung (rechts) in Berlin „Block 6“</i>	73
Abb. 5-2:	<i>Schematische Darstellung des Prototyps vom Probenahmesystem</i>	74
Abb. 5-3:	<i>Schematische Darstellung der des Probenahmesystems BB6 II</i>	75
Abb. 5-4:	<i>Anschluss der Probenahmetechnik (links) und Rückführung des Grauwassers in die nachfolgende Zweikammerabsetzgrube (rechts) in Lübeck Flintenbreite</i>	76
Abb. 5-5:	<i>Anschluss der Probenahmekonstruktion (rechts, mittig) und Zusammen-führung der beiden Teilstränge (links) in Kiel.....</i>	77
Abb. 5-6:	<i>Probenahmeeinheit (links), Probenahmeeinheit im Betriebszustand (rechts)</i>	78
Abb. 5-7:	<i>Schematische Darstellung der direkten volumenproportionalen Probenahme</i>	79

Abb. 5-8:	<i>3D-Ansicht der Konstruktion zur volumenproportionalen Probenahme der Messkampagnen LFB I/II</i>	79
Abb. 5-9:	<i>Schematische Darstellung des Probenahmesystems WE</i>	80
Abb. 5-10:	<i>Mengenproportionale Vereinigung von Aliquoten der zeitproportionalen Teilproben.....</i>	83
Abb. 5-11:	<i>Schematischer Ablauf der Probenahme, Probenvorbereitung und Analytik</i>	87
Abb. 5-12:	<i>Verunreinigtes Dosiersystem.....</i>	91
Abb. 5-13:	<i>Schematische Darstellung des Aufbaus der mikroskopischen Untersuchung</i>	94
Abb. 5-14:	<i>Mikroskopische Abbildungen des multifilen Nylonstrumpfgewebes (links) und monofilen Beutelfilter-Nylongewebes (rechts).....</i>	95
Abb. 5-15:	<i>Entscheidungsfließbild mit Fehlerhöchstgrenzenmatrix sowie Farbkodierung, Fehlerklassen mit Fehlerhöchstgrenzen und zugeordnete Mischprobentypen</i>	102
Abb. 6-1:	<i>Einwohnerspezifische Volumenströme in Berlin „Block 6“</i>	106
Abb. 6-2:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms BB6 I</i>	108
Abb. 6-3:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms BB6 II</i>	108
Abb. 6-4:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms BB6 III</i>	108
Abb. 6-5:	<i>Kumulierter Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms, BB6 I – III</i>	109
Abb. 6-6:	<i>Kumulierter Tagesgang des einwohnerspezifischen Durchflusses – Wochen-tage, BB6 I – III</i>	109
Abb. 6-7:	<i>Kumulierter Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms an Wochenenden BB6 I – III</i>	110
Abb. 6-8:	<i>Einwohnerspezifischer Volumenstrom in 6-h-Intervallen BB6 III</i>	111
Abb. 6-9:	<i>Einwohnerspezifische Volumenströme in „Lübeck Flintenbreite“</i>	111

Abb. 6-10:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms LFB I</i>	112
Abb. 6-11:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms LFB II</i>	113
Abb. 6-12:	<i>Kumulierte Tagesgänge der einwohnerspezifischen Volumenströme LFB I und LFB II</i>	113
Abb. 6-13:	<i>Kumulierte Tagesgänge der einwohnerspezifischen Volumenströme an Wochentagen in Lübeck Flintenbreite</i>	114
Abb. 6-14:	<i>Kumulierte Tagesgänge der einwohnerspezifischen Volumenströme an Wochenenden in Lübeck Flintenbreite</i>	114
Abb. 6-15:	<i>Einwohnerspezifischer Volumenstrom in 6-h-Intervallen – LFB I</i>	115
Abb. 6-16:	<i>Einwohnerspezifischer Volumenstrom in 6-h-Intervallen – LFB II</i>	115
Abb. 6-17:	<i>Einwohnerspezifischer Volumenstrom in 6-h-Intervallen – LFB_{ges}</i>	115
Abb. 6-18:	<i>Einwohnerspezifischer Volumenstrom in Kiel</i>	116
Abb. 6-19:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms KMG</i>	117
Abb. 6-20:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms KMG an Wochen-tagen</i>	117
Abb. 6-21:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms KMG an Wochenenden</i>	118
Abb. 6-22:	<i>Einwohnerspezifischer Volumenstrom in 6-h-Intervallen in KMG</i>	119
Abb. 6-23:	<i>Einwohnerspezifische Volumenströme in Weimar</i>	119
Abb. 6-24:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms im Weimarer EFH</i>	120
Abb. 6-25:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms in Weimar an Wochentagen</i>	121
Abb. 6-26:	<i>Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms in Weimar an Wochen-tagen</i>	121

Abb. 6-27:	Tagesgang des einwohnerspezifischen Volumenstroms in Weimar an Wochenenden.....	122
Abb. 6-28:	Aggrierter einwohnerspezifischer Volumenstrom.....	123
Abb. 6-29:	Tagesgang des aggregierten einwohnerspezifischen Volumenstroms	124
Abb. 6-30:	Tagesgang der aggregierten einwohnerspezifischen Durchflüsse an Wochen-tagen	124
Abb. 6-31:	Tagesgang der aggregierten einwohnerspezifischen Durchflüsse an Wochen-enden	125
Abb. 6-32:	Aggrierte einwohnerspezifische Volumenströme in 6- h-Intervallen	126
Abb. 6-33:	Überlagerung der Durchflusstagesganglinien für die ständliche n Median- (Mitte) sowie Minimal- (unten) und Maximalwerte (oben)	131
Abb. 6-34:	Box-Whisker-Plots der Grauwassertemperaturen der Kampagnen BB6 I, II und III.....	132
Abb. 6-35:	Temperaturprofil und Volumenstrom BB6 I.....	133
Abb. 6-36:	Temperaturprofil und Volumenstrom BB6 II.....	134
Abb. 6-37:	Temperaturprofil und Volumenstrom BB6 III.....	134
Abb. 6-38:	Kumuliertes Temperaturprofil und Volumenstrom BB6 _{ges}	134
Abb. 6-39:	Korrelation zwischen Temperatur und Durchfluss in Berlin „Block 6“. BB6 I (links), BB6 II (mitte), BB6 III (rechts).....	135
Abb. 6-40:	Box-Whisker-Plots der Grauwassertemperaturen der Kampagnen in Lübeck	136
Abb. 6-41:	Temperaturprofil und Volumenstrom LFB I	137
Abb. 6-42:	Temperaturprofil und Volumenstrom LFB II.....	137
Abb. 6-43:	Kumuliertes Temperaturprofil und Volumenstrom LFB _{ges}	138
Abb. 6-44:	Korrelation zwischen Temperatur und Durchfluss in Lübeck. Links: LFB I, Rechts LFB II	138
Abb. 6-45:	Box-Whisker-Plot der Grauwassertemperatur (links) und Korrelation zwischen Temperatur und Durchfluss in KMG (rechts).....	139

Abb. 6-46:	<i>Temperaturprofil und Volumenstrom KMG</i>	140
Abb. 6-47:	<i>Box-Whisker-Plot der Grauwassertemperatur (links) und Korrelation zwischen Temperatur und Durchfluss in Weimar (rechts)</i>	141
Abb. 6-48:	<i>Temperaturprofil und Volumenstrom im Weimarer EFH</i>	142
Abb. 6-49:	<i>Box-Whisker-Plot der aggregierten Grauwassertemperatur</i>	142
Abb. 6-50:	<i>Temperaturprofil und Volumenstrom der aggregierten Datenreihe.....</i>	144
Abb. 6-51:	<i>Überlagerung der Temperaturen für die stündlichen Median- (Mitte) sowie Minimal- (unten) und Maximalwerte (oben).....</i>	145
Abb. 6-52:	<i>Kumulierter pH-Wert in Berlin „Block 6“.....</i>	148
Abb. 6-53:	<i>Tagesgang der überlagerten pH-Werte in 1-Stunden- Intervallen für Berlin „Block 6“.....</i>	149
Abb. 6-54:	<i>Kumulierter pH-Wert in „Flintenbreite“.....</i>	149
Abb. 6-55:	<i>Tagesgang der überlagerten pH-Werte in 1-Stunden- Intervallen für Lübeck „Flintenbreite“</i>	150
Abb. 6-56:	<i>Kumulierter pH-Wert in KMG</i>	151
Abb. 6-57:	<i>Tagesgang der überlagerten pH-Werte in 1-Stunden- Intervallen für KMG.....</i>	152
Abb. 6-58:	<i>pH-Wert in Weimar</i>	152
Abb. 6-59:	<i>Aggregierte pH-Werte</i>	153
Abb. 6-60:	<i>Tagesgang der aggregierten pH-Werte in 1-Stunden- Intervallen</i>	154
Abb. 6-61:	<i>Probenahmestellen und Untersuchungsfaktionen</i>	156
Abb. 6-62:	<i>Einwohnerspezifische Frachten der Parameter $TS_{200/15}$, $oTS_{200/15}$ und $TS_{200/0,45}$ in „Block 6“.....</i>	159
Abb. 6-63:	<i>Einwohnerspezifische $TS_{200/15,-}$, $oTS_{200/15,-}$, und $TS_{200/0,45}$-Frachten in LFB.....</i>	161
Abb. 6-64:	<i>$TS_{200/15,-}$, $oTS_{200/15,-}$ und $TS_{200/0,45}$-Frachten in KMG</i>	162
Abb. 6-65:	<i>Einwohnerspezifische $TS_{200/15,-}$, $oTS_{200/15,-}$ und $TS_{200/15}$ - Frachten in WE</i>	164

Abb. 6-66:	Aggregierte $TS_{200/15^-}$, $oTS_{200/15^-}$ und $TS_{200/0,45^-}$ -Frachten	165
Abb. 6-67:	Feststoffanteile und Partikelgrößenverteilung in Grauwasser	166
Abb. 6-68:	Boxplots einwohnerspezifische CSB_- , CSB_{C^-} , CSB_{S15^-} und $CSB_{S0,45^-}$ -Frachten in BB6	169
Abb. 6-69:	CSB_C -Frachten in Berlin „Block 6“ in 6-Stunden- Intervallen	171
Abb. 6-70:	Einwohnerspezifische CSB_- , CSB_{C^-} , CSB_{S15^-} und $CSB_{S0,45^-}$ -Frachten in LFB	172
Abb. 6-71:	Kumulierte CSB_C -Frachten in Lübeck „Flintenbreite“ in 6-Stunden-Intervallen	174
Abb. 6-72:	Einwohnerspezifische CSB_- , CSB_{C^-} , CSB_{S15^-} und $CSB_{S0,45^-}$ -Frachten in KMG	174
Abb. 6-73:	CSB_C -Frachten in Kiel „Siedlung am Moorwiesengraben“ in 6-Stunden-Intervallen	175
Abb. 6-74:	Einwohnerspezifische CSB_- , CSB_{C^-} , CSB_{S15^-} und $CSB_{S0,45^-}$ -Frachten in WE	176
Abb. 6-75:	Aggregierte einwohner- spezifische CSB_- , CSB_{C^-} , CSB_{S15^-} und $CSB_{S0,45^-}$ -Frachten	177
Abb. 6-76:	Prozentuale Anteile CSB -Fraktionen bezogen auf die Partikelgrößen	178
Abb. 6-77:	Tagesgang der aggregierten CSB -Frachten in 6- Stunden-Intervallen	179
Abb. 6-78:	Vergleich der Tagesgänge der CSB -Frachten in 6- Stunden-Intervallen	181
Abb. 6-79:	Einwohnerspezifische BSB_5^- und BSB_{20^-} -Frachten in „Block 6“	182
Abb. 6-80:	Einwohnerspezifische BSB_5^- und BSB_{20^-} -Frachten in „Flintenbreite“	183
Abb. 6-81:	Boxplots der BSB_5^- und BSB_{20^-} -Frachten in KMG	184
Abb. 6-82:	Boxplots der BSB_5^- und BSB_{20^-} -Frachten in Weimar	185
Abb. 6-83:	Boxplots der aggregierten BSB_5^- und BSB_{20^-} -Frachten	186
Abb. 6-84:	Boxplots der einwohnerspezifischen TN_- , TN_{C^-} , NH_4^- , N_{S15^-} und $NH_4^-N_{S0,45^-}$ -Frachten in BB6	189

Abb. 6-85:	<i>TN_C-Frachten in Berlin „Block 6“ in 6-Stunden-Intervallen</i>	191
Abb. 6-86:	<i>Boxplots der einwohner-spezifischen TN-, TN_C-, NH₄-N_{S15}- und NH₄-N_{S0,45}-Frachten in LFB</i>	192
Abb. 6-87:	<i>TN_C-Frachten in Lübeck „Flintenbreite“ in 6-Stunden-Intervallen</i>	194
Abb. 6-88:	<i>Boxplots der TN-, TN_C-, NH₄-N_{S15}- und NH₄-N_{S0,45}-Frachten in KMG</i>	194
Abb. 6-89:	<i>TN_C-Frachten in der Kieler Scholle e.G. in 6-Stunden-Intervallen</i>	195
Abb. 6-90:	<i>Boxplot TN-, TN_C-, NH₄-N_{S15}- und NH₄-N_{S0,45}-Frachten in WE</i>	196
Abb. 6-91:	<i>Aggregierte TN-, TN_C-, NH₄-N_{S15}- und NH₄-N_{S0,45}-Frachten</i>	197
Abb. 6-92:	<i>Prozentuale Anteile Stickstofffraktionen bezogen auf die Partikelgrößen</i>	198
Abb. 6-93:	<i>Tagesgang der aggregierten TN-Frachten in 6-Stunden-Intervallen</i>	199
Abb. 6-94:	<i>Vergleich der Tagesgänge der TN-Frachten in 6-Stunden-Intervallen</i>	202
Abb. 6-95:	<i>Boxplots einwohnerspezifischer TP-, TP_C-, PO₄-P_{S15}- und PO₄-P_{S0,45}-Frachten in BB6</i>	203
Abb. 6-96:	<i>TP_C-Frachten in Berlin „Block 6“ in 6-Stunden-Intervallen</i>	205
Abb. 6-97:	<i>Boxplots der einwohner-spezifischen TP-, TP_C-, PO₄-P_{S15}- und PO₄-P_{S0,45}-Frachten in LFB</i>	206
Abb. 6-98:	<i>TP_C-Frachten in Lübeck „Flintenbreite“ in 6-Stunden-Intervallen</i>	208
Abb. 6-99:	<i>Boxplot TP-, TP_C-, PO₄-P_{S15}- und PO₄-P_{S0,45}-Frachten in KMG</i>	208
Abb. 6-100:	<i>TP_C-Frachten in der Kieler Scholle e.G. in 6-Stunden-Intervallen</i>	209
Abb. 6-101:	<i>Boxplot TP-, TP_C-, PO₄-P_{S15}- und PO₄-P_{S0,45}-Frachten in WE</i>	210

<i>Abb. 6-102:</i>	<i>Aggregierte TP-, TP_C- $PO_4-P_{515^-}$ und $PO_4-P_{50,45^-}$-Frachten</i>	211
<i>Abb. 6-103:</i>	<i>Prozentuale Anteile der Phosphorfraktionen bezogen auf die Partikelgrößen.....</i>	212
<i>Abb: 6-104:</i>	<i>Tagesgang der aggregierten TP-Frachten in 6-Stunden-Intervallen</i>	213
<i>Abb: 6-105:</i>	<i>Vergleich der Tagesgänge der TP-Frachten in 6-Stunden-Intervallen</i>	216

Abkürzungen und Symbole

Zeichen	Erläuterung
a.a.R.d.T.	allgemein anerkannten Regeln der Technik
a	Jahr (lat. Annus)
AbwV	Abwasserverordnung
agg.	Aggregierte Daten
ANOVA	Varianzanalyse (Analysis of Variance)
ATH	Allylthioharnstoff (Nitrifikationshemmstoff)
B	Gesamtfracht des Parameters
BB6	Grauwasserstandort „Berlin Block 6“
BB6 I/II/III	Erste/zweite/dritte Messkampagne am Standort „Block 6“
BDEW	Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.
BF	Beutelfilter, Rechteckmasche 200 µm
BSB _n	Biochemischer Sauerstoffbedarf in n Tagen
BUW	Bauhaus-Universität Weimar
C	homogenisierte Grauwasserflüssigphase (Subskript)
c _w	Wärmekapazität von flüssigem Wasser (4,18 KJ/(kg•K))
Cl ⁻	Chloridionenkonzentration [mg/l]
CSB _{xxx}	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB _{x200}	CSB der grobdispersen Feststoffe ($d \geq 200 \mu\text{m}$)
CSB _C	CSB des homogenisierten Filtratablaufes
CSB _{S15}	CSB nach Papierfiltration
CSB _{S0,45}	gelöster CSB nach Membranfiltration
CV	Coefficient of Variation (Variationskoeffizienten)
d	(Partikel-) Durchmesser
DBIS	Datenbank-Informationssystem
DEN	Denier (Gewichtseinheit bezogen auf 9000 m Garn)

Zeichen	Erläuterung
DIN	Deutsche Industrie Norm
DN	Diameter Nominal / Nennweite (Innendurchmesser in mm)
DVGW	Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V.
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
EFH	Einfamilienhaus
EMSR	Elektro-, Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik
EN	Europäische Norm
EU	Europäische Union
EW	Einwohnerwert (Summe aus Einwohnerzahl EZ und Einwohner-gleichwert EGW)
FK	Fehlerklasse
FM	Feuchtmasse [g/(E•d)], [g/d]
FS	Filtersack, Rechteckmaschen 1,5 mm
h	Stunde(n)
IBA	Internationalen Bauausstellung
IKW	Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e.V.
IQR	Interquartilsabstand (Interquartile Range)
ISO	International Organization for Standardization
K	Temperatur in Kelvin
k.A.	Keine Angabe
KIT	Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)
KMG	Messkampagne am Grauwasserstandort „Kiel - Ökologische Siedlung am Moorwiesengraben“
kum.	Subskript kumulierte Daten
LFB	Grauwasserstandort „Lübeck Flintenbreite“
LFB I/II	Erste/zweite Messkampagne in Lübeck „Flintenbreite“
M_{gew}	gewichteter Gesamtmittelwert / aggregierter Mittelwert

Zeichen	Erläuterung
M_{ug}	ungewichteter Mittelwert
MD_{gew}	gewichteter Gesamtmedian / aggregierter Medianwert
MD_{ug}	ungewichteter Medianwert
MID	Magnetisch-Induktives Durchflussmessgerät
MK	Messkampagne
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
n	Anzahl der Teilproben zu Erstellung der Labor/ Analyseproben
NaOH	Natriumhydroxid
NASS	Neuartige Sanitärsysteme
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
NH ₄ -N _{S15}	NH ₄ -N nach Papierfiltration
NH ₄ -N _{S0,45}	NH ₄ -N nach Membranfiltration
NWA	Nutzwertanalyse
NY	Nylonstrumpf (aus Polyamid-Kunstfaser)
O ₂	Sauerstoff(gehalt)
oTS	organischer Trockenrückstand / Glühverlust
oTS ₁₅	Glühverlust Feststoffe der Papierfiltration
oTS _{200/15}	Summe des Glühverlustes der vorgeschalteten Feststoffseparation (oTS ₂₀₀) und des Glühverlustes der Feststoffe der Papierfiltration (oTS ₁₅)
P-85 %	85 % -Perzentil
PE	Polyethylen
pH	pH-Wert
pM	Periodenmittelwert
PO ₄ -P	Ortho-Phosphatgehalt
PO ₄ -P _{S15}	PO ₄ -P nach Papierfiltration
PO ₄ -P _{S0,45}	PO ₄ -P nach Membranfiltration
PP	Polypropylen (polymerer Kunststoff)

Zeichen	Erläuterung
PVC	Polyvinylchlorid (polymerer Kunststoff)
q_A	Flächenbeschickung [m/h]
Q-25 %	1. Quartil
Q-75 %	3. Quartil
Q_n	(Tages-) Quartale Q1 bis Q4 in [l/(E•6h)] Zur Einteilung der 24-Tagesstunden in vier sechsständige Zeitintervalle von 00:00-6:00 Uhr (Q1), 6:00 – 12:00 Uhr (Q2), 12:00 – 18:00 Uhr (Q3) und 18:00 – 24:00 Uhr (Q4)
Q_d	täglicher Grauwasservolumenstrom in [l/d]
$Q_{d,EW}$	täglicher einwohnerspezifischer Grauwasservolumenstrom in [l/(E•d)]
$Q_{h,EW}$	stündlicher einwohnerspezifischer Grauwasservolumenstrom in [l/(E•h)]
$q_{h,max,EW}$	einwohnerspezifischer stündlicher Spitzenzufluss
$Q_{T,h,max}$	maximaler stündlicher Grauwasservolumenstroms bei Trockenwetter
$Q_{T,d}$	mittlerer Tagesgrauwasserwasserabfluss bei Trockenwetter
r_{xy}	Korrelationskoeffizient
R^2	Determinationskoeffizient (Bestimmtheitsmaß)
S_{15}	Inhaltsstoffe der Flüssigphase nach Papierfiltration (Subskript)
$S_{0,45}$	gelöste Grauwasserinhaltsstoffe nach der Membranfiltration (Subskript)
SD	Standard Deviation (Standardabweichung)
S. d. T	Stand der Technik
SF	Schutzfilter 500 / 800 µm
T	Temperatur [° C]
TKN	Kjeldahl-Stickstoff (Total Kjeldahl Nitrogen)
TN	Gesamtstickstoff (total nitrogen)
TN_{x200}	TN der grobdispersen Feststoffe ($d \geq 200 \mu m$)
TN_c	TN des homogenisierten Filtratablaufes

Zeichen	Erläuterung
TP	Gesamtphosphor (total phosphorus)
TP _{X200}	TP der grobdispersen Feststoffe ($d \geq 200 \mu\text{m}$)
TP _C	TP des homogenisierten Filtratablaufes
TR	Trockenrückstand
t _R	Durchflußzeit
TS	Trockensubstanzgehalt
TS ₁₅	Feststofffracht nach Papierfiltration ($15 \mu\text{m} \leq d < 200 \mu\text{m}$)
TS _{0,45}	Feststofffracht nach Membranfiltration ($0,45 \mu\text{m} \leq d < 15 \mu\text{m}$)
TS ₂₀₀	Trockensubstanzgehalt der Feststoffe der vorgeschalteten Feststoffseparation
TS _{200/15}	Summe des Trockensubstanzgehaltes der vorgeschalteten Feststoffseparation (TS ₂₀₀) und der Feststoffe der Papierfiltration (TS ₁₅)
TS _{200/0,45}	Gesamtrockensubstanzgehalt als Summe des Trockensubstanzgehaltes der vorgeschalteten Feststoffseparation (TS ₂₀₀) und der Feststoffe der Membranfiltration (TS _{0,45})
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VE	vollentsalzt (Wasser)
VIS	Sichtbares Lichtspektrum (visueller Bereich)
X	Feststoffgesamtfracht des betreffenden Parameters (Subskript)
X ₂₀₀	grobdisperse Feststofffracht ($d \geq 200 \mu\text{m}$) der vorgeschaltete Feststoffseparation (Subskript)
X ₁₅	disperse Feststofffracht der Papierfiltration ($15 \mu\text{m} \leq d < 200 \mu\text{m}$) (Subskript)
X _{0,45}	kolloidale Feststofffracht der Membranfiltration ($0,45 \mu\text{m} \leq d < 15 \mu\text{m}$) (Subskript)
X _{Q,max}	Stundenspitzenfaktor

1 Einleitung

1.1 Veranlassung und Untersuchungsgegenstand

Seit der Industrialisierung in der Mitte des 19. Jahrhunderts entstanden in Deutschland und vielen anderen Industriestaaten zentrale Ver- und Entsorgungssysteme. Diese gewachsenen Strukturen dominieren die Siedlungswasserwirtschaft seit nunmehr etwa 150 Jahren [Imhoff, 1979]. Die Entwicklung urbaner Wasserinfrastruktursysteme führte zu einer erheblichen Verbesserung der hygienischen Verhältnisse und damit der Lebensqualität des Menschen.

Die großräumigen konventionellen Wasserinfrastruktursysteme der westlichen Industriegesellschaften versorgen Haushalte, Gewerbe und Industrie mit Trinkwasser und leiten anschließend das anfallende Abwasser über die öffentliche Kanalisation aus dem urbanen Umfeld ab, um es in zentralen Abwasserreinigungsanlagen zu behandeln. Nach Rakelmann (2002) sind schätzungsweise 95 % der Städte in Nordamerika und Europa mit Schwemmkanalisation und zentralen Kläranlagen ausgestattet. In Deutschland sind über 99 % der Bevölkerung an die öffentliche Trinkwasserversorgung und knapp 96 % an die öffentliche Kanalisation mit zentraler Abwasserreinigungsanlage angeschlossen (Stand 2010) [Destatis, 2013a; Destatis, 2014]. Konventionelle zentrale Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme gelten als kostengünstig, zuverlässig und tragen bedeutsam zum Gesundheits- und Umweltschutz bei [Li, 2004; Hegger et al., 2008; Herbst, 2008]. Trotz erheblicher ökologischer Fortschritte stehen konventionelle urbane Abwasserinfrastruktursysteme aufgrund folgender Aspekte zunehmend in der Kritik:

- Die Abwasser- und insbesondere die Netzinfrastruktur ist mit hohen Investitionen verbunden, welche nicht mehr zurück gewonnen werden können (sog. sunk costs) [Hegger, 2008; Hillenbrand, 2009]. Infolge der ausgeprägten Pfadabhängigkeit der netzgebundenen Infrastruktur [DWA-A 272, 2014; Felmeden et al. 2011] mit Nutzungsdauern von teilweise bis zu 100 Jahren ist sie inflexibel und daher kaum geeignet, sich ändernden Rahmenbedingungen anzupassen [DWA-A 133, 2005; Kaufmann Alves, 2012].
- Eine teilweise über 100 Jahre alte Wasser- und Abwasserinfrastruktur macht Investitionen zu einer vorrangigen und dauerhaften Aufgabe [Jakubowski, 2006]. Das durchschnittliche Alter der öffentlichen Kanalisation liegt bei 41 Jahren und die durchschnittliche technische Restnutzungsdauer beträgt 47,1 Jahre. 28 % des Netzes weist ein Alter von 51 bis über 100 Jahre auf und etwa 17 % der Kanalisation im öffentlichen Raum sind kurz- oder mittelfristig baulich und/oder hydraulisch

sanierungsbedürftig [Berger & Falk, 2009]. Das Investitionsvolumen zur Aufrechterhaltung der Abwasserinfrastruktur beträgt etwa 4,5 Mrd. €/a. Davon fließen ca. 3,0 Mrd. € in die Sanierung der öffentlichen Kanalisation [DWA, 2014]. Ungeachtet dessen ist ein Systemwechsel aufgrund der heterogenen Altersstruktur der Kanalnetze nur eingeschränkt möglich [Herbst, 2008].

- Obwohl das konventionelle Abwassersystem in den vergangenen Jahrzehnten kontinuierlich optimiert und verbessert wurde, werden noch immer erhebliche Mengen an Schmutzstoffen in die Gewässer eingeleitet. Bei starken Niederschlagsereignissen kommen Misch- und Regenwasserentlastungen hinzu, die unbehandeltes Abwasser in die Vorfluter abschlagen. Die Anlagentechnik konventioneller Systeme ist zudem neuen Herausforderungen häufig nicht gewachsen, so dass bspw. Mikroschadstoffe nur unzureichend zurückgehalten werden [Herbst, 2008].
- In Puncto Ressourceneffizienz offenbart die herkömmliche Infrastruktur Schwächen, da sie inflexibel und auf eine einmalige Nutzung von Wasser ausgelegt ist. Die Möglichkeit einer Wiederverwendung des gereinigten Abwassers wird kaum in Betracht gezogen. Zudem ist der (Trink-)Wasserverbrauch erheblich, da Trinkwasser als Transportmedium benötigt wird. Nährstoffe werden kosten- und energieintensiv ohne Rücksicht auf den natürlichen Nährstoffkreislauf aus dem Abwasser eliminiert [Otterpohl, 2002; Meda et al., 2010].

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass konventionelle Abwasserinfrastruktursystem nicht den Kriterien der Nachhaltigkeit genügen, da sie system-immanente ökologische und ökonomische Defizite aufweisen. Diese Unzulänglichkeiten der bestehenden zentralen Wasserinfrastruktur haben dazu geführt, dass seit den 1990er Jahren zunehmend Alternativen zur konventionellen Abwasserentsorgungspraxis ressourcenorientierte Konzepte diskutiert werden. Neuartige Sanitärsysteme (NASS) sollen den Anforderungen einer umweltrechten und nachhaltigen Entwicklung, wie sie bspw. in der DIN EN 752 (2008) formuliert sind, genügen. In den vergangenen zwei Dekaden wurden deshalb verschiedene Pilotprojekte unter wissenschaftlicher Begleitung realisiert, die sich mit der Trennung der häuslichen Abwasserteilströme befassen. Diese experimentellen Siedlungsprojekte haben i.d.R. keinen Anschluss an die öffentliche Kanalisation, sind relativ kleinräumig und weisen eine enge räumliche Verflechtung zwischen der Bebauung und den Abwasserbehandlungsanlagen auf [Stokman, 2012].

NASS orientieren sich an dem Leitgedanken des Stoffstrommanagements und basieren auf der getrennten Erfassung, Ableitung und Behandlung einzelner Teilströme des Abwassers mit dem Ziel der Wiederverwertung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen. Das übergeordnete Ziel von NASS ist die weitgehende

Schließung von lokalen Wasser-, Stoff- und Energiekreisläufen. Wesentliches Merkmal von NASS ist die getrennte Erfassung von Abwasserteilströmen am Entstehungsort (Stoffstromtrennung). Die einzelnen Stoffströme können damit einer gezielten Behandlung zugeführt werden, wodurch die Wiederverwendung von Wasser sowie die Nutzung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen (Nährstoffe, Energie) ermöglicht wird [Kaufmann Alves et al., 2008; DWA, 2008; DWA-A 272, 2014; Steinmetz, 2009].

Dezentrale ressourcenorientierte Konzepte werden auch in Deutschland als Alternative bzw. Erweiterungsoption zur konventionellen Abwasserinfrastruktur diskutiert, da sie flexibler gegenüber sich ändernden Umfeldbedingungen wie dem Klimawandel, demografischen Wandel oder der Verfügbarkeit natürlicher Ressourcen (bspw. Phosphor, fossile Energieträger) sind. [vgl. u.a. Beckmann, 2014; BMU, 2012; Düsterdiek & Raphael, 2014; DWA, 2008; DWA, 2013; Herbst, 2008; Hillenbrand et al., 2010; Hiessl et al., 2012; Kaufmann Alves, 2012; Londong et al., 2011]. Zudem steigt das Umweltbewusstsein der Bevölkerung [Rückert-John et al., 2013]. Auch höhere Anforderungen an Abwasser-einleitungen bspw. hinsichtlich Mikroschadstoffen oder Krankheitserregern sprechen für eine separate Erfassung der Stoffströme [Larsen et al., 2009; Zeemann et al., 2008]. Ein weiterer Aspekt ist der Export von Technologie: Deutschland ist eines der weltweit führenden Länder in Bezug auf Planung, Konstruktion und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen und Weltmarktführer im Export von Kleinkläranlagen bzw. Grauwasseranlagen [Birle, 2012; Meda et al., 2010; Störmer & Binz, 2010]. Da der Export von Wassertechnologie zukünftig an Bedeutung gewinnen wird, ist es erforderlich angepasste Lösungen zu entwickeln und deren Funktionalität und Zuverlässigkeit anhand von Referenzprojekten nachzuweisen [Beck et al., 2010; Kaufmann Alves, 2012]. Insgesamt fehlt es sowohl in Deutschland als auch weltweit an ausreichenden Erfahrungen und mangelt an großtechnischen Umsetzungen von Projekten mit NASS [DWA, 2011a]. Es ist daher erforderlich detaillierte Erkenntnisse zu generieren, um Systemlösungen zu konzipieren und marktreife Produkte zu entwickeln. Ein weiteres wesentliches Hemmnis für die Integration von NASS in das bestehende System der Wasserinfrastruktur ist der fehlende rechtliche Rahmen und das unzureichende technische Regelwerk [DWA, 2011a; Hillenbrand et al., 2010; Hillenbrand, 2012; Londong et al., 2013].

Als Alternative zu konventionellen Ver- und Entsorgungsinfrastruktur werden ressourcenorientierte Teilstromkonzepte trotz ökologischer und ökonomischer Vorteile i.d.R. nicht in Betracht gezogen und es wird auf bewährte konventionelle Systeme zurückgegriffen, weil das Expertenwissen zur Umsetzung von NASS fehlt. NASS entsprechen gegenwärtig nicht den allgemein anerkannten Regeln der Technik (a.a.R.d.T.), sondern allenfalls dem Stand der Technik (S.d.T) oder gar dem Stand der Wissenschaft und Technik [DWA, 2011a]. Noch immer mangelt es an Erfahrungen und angepasste Systemkomponenten für

NASS, was nicht zuletzt darauf zurückzuführen ist, dass die Beschaffenheit einzelner Teilstrome nicht ausreichend charakterisiert ist. Im Jahr 2014 wurde von der Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) das Arbeitsblatt DWA-A 272 (2014) veröffentlicht. Das Arbeitsblatt fasst die Grundsätze für die Planung und Implementierung von NASS in kompakter Form zusammen. Somit steht in Deutschland erstmalig ein technisches Regelwerk zur Thematik von NASS zur Verfügung, so dass sich hieraus Chancen für die Etablierung von NASS als Ergänzung zu konventionellen Abwasserinfrastruktursystemen ergeben können.

1.2 Hintergrund und Problemstellung

In der Siedlungswasserwirtschaft werden künftig die Rückgewinnung von Ressourcen und Energie, die Wiederverwendung des Wassers sowie eine Erhöhung der Flexibilität der Infrastruktursysteme eine größere Bedeutung haben, als die schnelle Ableitung des Abwassers in einer kostenintensiven, leitungsgebundenen Infrastruktur [DWA, 2011a; Larsen et al., 2009].

Eine getrennte Erfassung und stoffstromspezifische Nutzung von Abwasserteilströmen in 2- oder 3-Stoffstromsystemen führt unweigerlich zu einer Separation von Grauwasser [DWA, 2008]. NASS können ihre Potentiale jedoch nur dann vollständig entfalten, wenn das Gesamtsystem betrachtet und für alle Abwasserteilströme geeignete Lösungen gefunden werden [Londong et al., 2013]. Für den Stoffstrom Grauwasser fehlen geeignete Lösungsansätze, obwohl die Vorteile von Grauwasser, wie eine geringe organische Belastung und große Volumenströmen mit einem relativ hohen Temperaturniveau, in der Fachliteratur eingehend diskutiert wurden [vgl. u.a. Eriksson et al., 2002, Londong et al., 2013; Otterpohl, 2002]. Mit einem Anfall von 60 – 90 Litern pro Einwohner und Tag ($l/(E \cdot d)$) stellt Grauwasser den mengenmäßig größten Teilstrom des häuslichen Abwassers dar [fbr H 201, 2005; Niederste-Hollenberg, 2004, Nolde, 2012a; Otterpohl et al., 1999; Sievers et al. 2014a]. In einem wasserreichen Land wie Deutschland scheint die Mehrfachnutzung von Wasser nicht erforderlich zu sein, obwohl es auch im urbanen Raum verschiedene Wiederverwendungsmöglichkeiten gibt, bspw. als Betriebswasser auf Haushaltsebene oder im öffentlichen Sektor (Bewässerung, Straßenreinigung, Grundwasseranreicherung, etc.). Diese Alternativen werden im Rahmen einer wasserwirtschaftlichen Gesamtstrategie nicht in Betracht gezogen [Londong et al., 2013]. Eine andere Option ist die Nutzung des energetischen Potentials von Grauwasser, da es über ein Temperaturniveau von ungefähr $18 - 38^\circ C$ verfügt [Eriksson et al., 2002; Nolde, 2012a; Sievers et al. 2014b]. Die Kenntnisse um die Charakteristika von Grauwasser sind lückenhaft, jedoch von essentieller Bedeutung zur Schaffung von Planungsgrundlagen für NASS.

Für den Stoffstrom Grauwasser besteht aufgrund der defizitären Datenbasis die Notwendigkeit die Datengrundlage zu verdichten [DWA, 2011a; Steinmetz, 2009]. Eine Ableitung von Empfehlungen auf Grundlage von Literaturdaten ist nicht ohne weiteres möglich, da die Angaben zu Grauwasservolumenstrom und -beschaffenheit aufgrund unterschiedlicher Probenarten, Probenahmeverfahren und Analysemethoden erheblichen Schwankungen unterworfen sind [DWA, 2008; Meinzinger & Oldenburg, 2009; Sievers et al. 2014a]. Inzwischen wurden zwar Dimensionierungswerte von der DWA (2014) veröffentlicht, aber auch diese basieren auf einer geringen Datengrundlage und können daher nicht als statistisch repräsentativ für die Gesamtbevölkerung angesehen werden [DWA-A 272, 2014]. Die Auslegung von Grauwasserrecyclinganlagen und -speichern anhand der vorliegenden Orientierungswerte ist daher noch immer mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.

1.3 Zielsetzung und Schwerpunkte

Die Perspektive der Siedlungswasserwirtschaft verändert sich und es zeichnet sich die Entwicklung von einer auf Entsorgung bedachten Abwasserinfrastruktur zu einer ressourcenorientierten Abwasserwirtschaft ab. Eine Voraussetzung für die Implementierung von NASS ist die Charakterisierung der einzelnen Stoffströme. Der Fokus dieser Arbeit liegt auf der Charakterisierung von Grauwasser, da diesbezüglich noch erhebliche Unsicherheiten existieren. Zielgruppen dieser Ausarbeitung sind sowohl wissenschaftliche Fachkreise, als auch Akteure, die mit der Planung und Umsetzung ressourcenschonender Systeme befasst sind, da die vorliegenden Ergebnisse die Datengrundlage maßgeblich erweitern und damit zur Weiterentwicklung angepasster Systemlösungen beitragen. Die primären Ziele dieser Forschungsarbeit können wie folgt formuliert werden:

- Erstellung einer umfassenden Literaturdatensammlung und Schwachstellenanalyse der bestehenden Primärliteratur
- Entwicklung einer Bewertungsmethode zur Evaluation der bestehenden Primärliteratur und statistische Auswertung der erhobenen Grauwasserdaten, um vertiefte Erkenntnisse über Grauwasserkennwerte zu gewinnen
- Entwicklung und Optimierung eines repräsentativen Probenahmeverfahrens.
- Charakterisierung und Bilanzierung des Stoffstromes Grauwasser hinsichtlich abwasserrelevanter chemischer und physikalischer Parameter
- Ableitung von Bemessungsgrundlagen für die einwohnerspezifischen Frachten und Volumenströme.

1.4 Struktur der Arbeit

In der vorliegenden Forschungsarbeit werden die Daten aus mehreren Messkampagnen statistisch ausgewertet und diskutiert. Eine schematische Darstellung der methodischen Vorgehensweise zeigt Abbildung 1–1. Die ersten beiden Kapitel stellen die wichtigsten Grundlagen mit Relevanz für die durchgeführten Untersuchungen dar. Der allgemeine Kenntnisstand zur Beschaffenheit von Grauwasser sowie die zugehörigen technischen Normen werden an dieser Stelle erläutert. Der Status Quo der Fachliteratur wird in Kapitel 3 dokumentiert und die dort gefundenen Daten werden statistisch ausgewertet. In diesem Kontext wird eine Methode zur Bewertung von Literaturdaten entwickelt. Die Auswahl geeigneter Untersuchungsstandorten sowie die Konzeption und Durchführung der Versuche werden in den Kapitel 4 und 5 dargelegt. In diesem Rahmen werden die Versuchsstandorte, Probenahmetechnik, Aufbereitung und Zusammenführung der Laborproben beschrieben sowie die verwendeten Analysemethoden erläutert. Im 6. Kapitel erfolgen Erörterung und Diskussion der Ergebnisse. Die Zusammenfassung der Ergebnisse, die Schlussfolgerungen sowie ein Ausblick, in dem auch weiterer Forschungsbedarf identifiziert wird, erfolgen im letzten Kapitel dieser Arbeit.

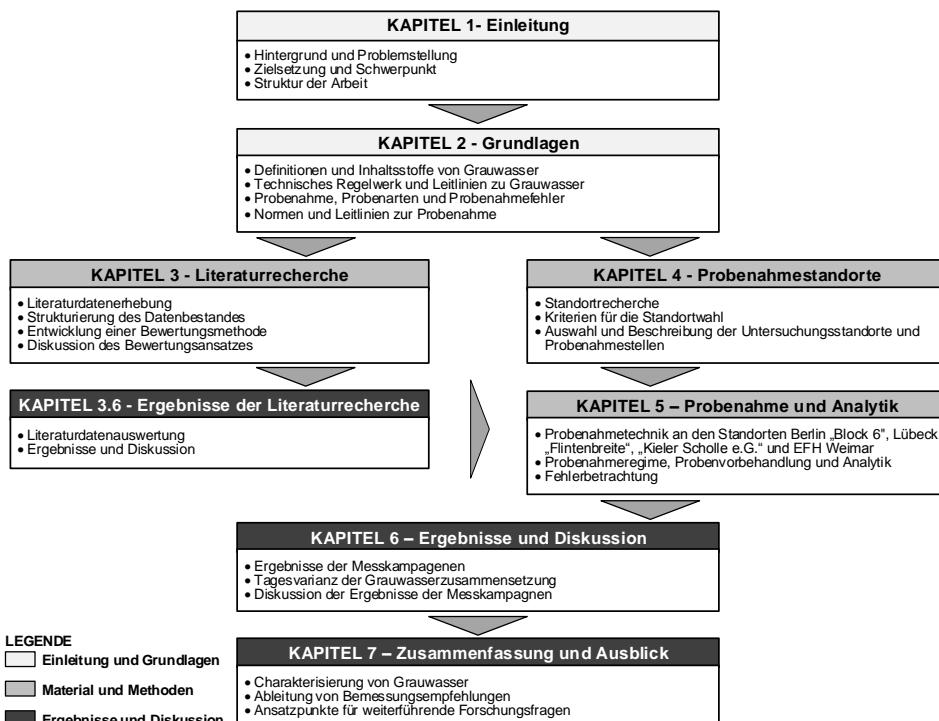


Abb. 1-1: Verknüpfung der Bearbeitungsschritte im Rahmen der Forschungsarbeit

2 Grundlagen – Grauwasser und Probenahme

2.1 Trinkwasserverbrauch und Grauwassermenge

Im Jahr 2010 wurden von den öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen 4,5 Mrd. m³ Trinkwasser an die Endverbraucher abgegeben. Fast 80 % des Trinkwassers werden von den privaten Haushalten inklusive Kleingewerbe konsumiert [Destatis, 2014]. Im Jahr 2013 betrug der durchschnittliche einwohnerspezifische Wasserverbrauch¹ der Haushalte einschließlich Kleingewerbe in Deutschland 120 Liter pro Einwohner und Tag (l/(E•d)) [BDEW, 2014]. Der Trinkwasserverbrauch wird maßgeblich von den Lebensgewohnheiten, der sanitären Ausstattung der Wohneinheiten, Anzahl und Art der Entwässerungsgeräte sowie den individuellen Ansprüchen an die Körperhygiene bestimmt. Die Trinkwassernutzung ist stark von den individuellen Bedürfnissen abhängig und variiert zwischen 60 – 500 l/(E•d) [DVGW, 2008], woraus sich ableiten lässt, dass auch für den Grauwasseranfall mit einer ähnlich großen Schwankungsbreite zu rechnen ist. Abbildung 2–1 zeigt den durchschnittlichen Pro-Kopf-Trinkwasserverbrauch sowie die Grauwasseranteile nach Herkunftsquellen in Deutschland.

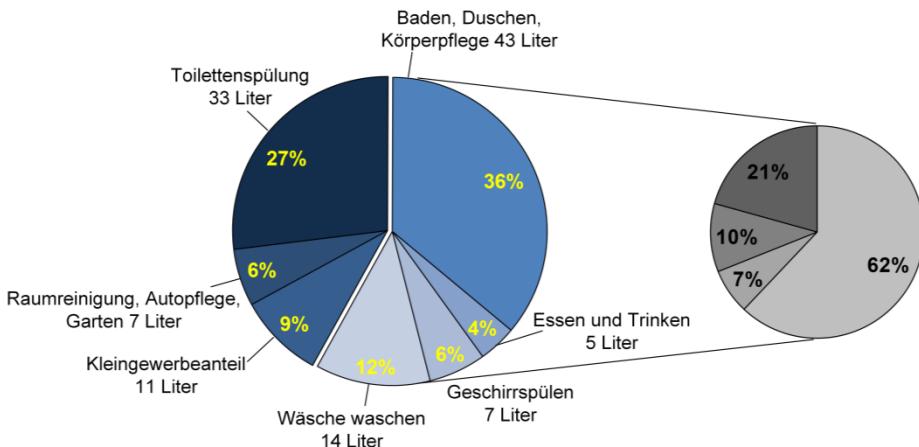


Abb. 2-1: Trinkwasserverwendung und Grauwasseranteile im Haushalt [BDEW, 2014]

¹ Im globalen Wasserkreislauf kann Wasser nicht „verbraucht“ werden. Der Terminus „Wasserverbrauch“ entspricht jedoch nicht dem allgemeinen Sprachgebrauch.

Der Großteil des Wasserverbrauchs entfällt auf die Körperhygiene mit 43 l/(E•d) und die Toilettenspülung mit 33 l/(E•d). Etwa 14 l/(E•d) stammen aus Waschmaschinen und 11 l/(E•d) sind dem Kleingewerbeanteil zuzurechnen. Die Wassermengen der übrigen Anwendungen, wie Ernährung, Raumreinigung oder Geschirrspülen spielen mit Volumina zwischen 5 – 7 l/(E•d) eine untergeordnete Rolle. Werden vom Gesamtwasserverbrauch das Toiletten-spülwasser sowie der Wasserbedarf des Kleingewerbes und für Raumreinigung und Bewässerung (7 l/(E•d)) subtrahiert, verbleibt ein Grauwasservolumenstrom von 69 l/(E•d). Dieser Näherungswert deckt sich mit der Angabe des fbr Hinweisblattes H 201 (2005), welches von 70 l/(E•d) Grauwasseranfall ausgeht. Der wesentliche Anteil von 62 % des Grauwassers entfällt auf das Baden, Duschen und die Körperpflege. Waschvorgänge erzeugen 21 % des Grauwasser-volumenstroms. Die übrigen 17 % können der Nahrungsmittelzubereitung (7 %) und dem Geschirrspülen (10 %) zugeordnet werden.

2.2 Definitionen von Grauwasser

Definitionsgemäß bezeichnet Grauwasser den fäkalienfreien (schwarzwasser-freien) Teilstrom des häuslichen Abwassers [DIN EN 1085, 2007; DIN EN 12056-1, 2001; DIN EN 16323, 2014; DIN 4045, 2003; DWA-A 272, 2014; fbr H 201, 2005]. Neben den häuslichen Entwässerungsgegenständen können auch Klimageräte und Schwimmmbäder oder Whirlpools mögliche Herkunfts-quellen von Grauwasser sein [Crook & Rimer 2009; EPA Victoria, 2006; Roes-ner et al., 2006]. Der Begriff Grauwasser unterliegt keiner einheitlichen Ver-wendung. Einige Autoren schließen Waschmaschinen- und / oder Küchenab-wasser aus, andere bezeichnen lediglich den Teilstrom des Abwassers aus dem Sanitärbereich als Grauwasser [DWA, 2008; Meinzinger & Oldenburg, 2009; Oldenburg et al., 2008a]. In den USA wird Küchenabwasser nicht dem Grau-wasser zugeordnet [Alkhatib et al., 2006; IAPMO, 2012; Jokerst et al. 2012, Yu et al. 2013]. Auch Hersteller von Grauwasseranlagen definieren Grauwasser meist als Abwasser aus dem Santärbereich und ggf. der Waschmaschine und schließen das stärker belastete Küchenabwasser aus [Dehoust, 2016; Intewa 2014; Mall, 2010].

Grauwasser kann hinsichtlich seiner Entstehungsorte und Belastungsstufen klassifiziert werden. Häusliches Schmutzwasser aus dem Sanitärbereich (Du-schen, Badewannen, Handwaschbecken) wird national und international „schwach belastetes Grauwasser“ (engl.: light greywater) genannt [Birks & Hills 2007; Chaillou et al. 2011; DWA-A 272, 2014; Friedler et al.; 2005; Lazarova et al.; 2003; Oldenburg et al.; 2008a]. Abwasser aus Wasch- und Geschirr-spülmaschen sowie Küchenspülen wird hingegen im Allgemeinen als „stark belastetes Grauwasser“ bezeichnet [Birks & Hills 2007; DWA-A 272, 2014;

Lazarova et al.; 2003; Oldenburg et al.; 2008a]. Die Zusammenführung der beiden schwach und stark belasteten Teilströme ergibt, wie in Abbildung 2–2 Abb. 2-2schematisch dargestellt, den Gesamtstrom „Grauwasser“. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird unter Grauwasser die Summe aller Grauwasser- teilströme verstanden.

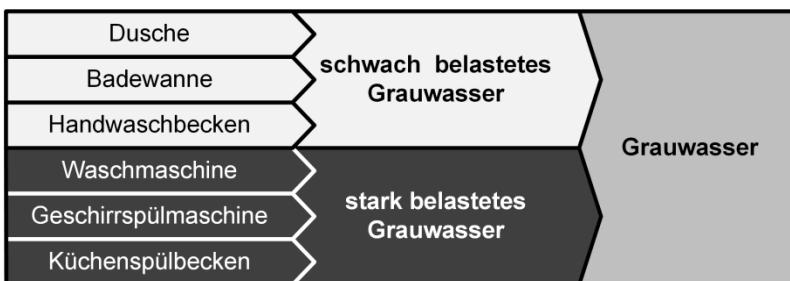


Abb. 2-2: Systematisierung der häuslichen Grauwasserteilströme nach Herkunftsquellen

2.3 Inhaltsstoffe und Herkunftsquellen von Grauwasser

Die Zusammensetzung und Menge des Grauwassers sind variabel und hängen stark vom individuellen Nutzerverhalten, der Ausstattung der Haushalte (z. B. Geschirrspülmaschine, Wasserspararmaturen, etc.), den verwendeten Reinigungs- und Körperpflegemitteln sowie Haushaltschemikalien (Seifen, Weichspüler, Zahnpasta, etc.), der Qualität der Wasserversorgung und die Art der Wasserverteilung ab. Darüber hinaus haben die Belegung der Haushalte, Alter, Geschlecht sowie kulturelle und sozio-ökonomische Rahmenbedingungen der Nutzer und die regionalen klimatischen Verhältnisse Einfluss auf Grauwassermenge und -inhaltsstoffe [Boyjoo et al., 2013; Donner et al., 2010; Eriksson et al., 2002; Jefferson et al., 2004; Oldenburg et al 2008a].

Mit einem Anteil von etwa 50 – 80 Vol-% ist Grauwasser der größte häusliche Abwasserstrom [Chang et al., 2007; Eriksson et al., 2002; Friedler, 2004; Lazarova et al., 2003; Niederste-Hollenberg, 2004; Sheikh, 2010]. In Deutschland beträgt der Grauwasseranfall zwischen 60 und 90 Liter pro Kopf und Tag [DWA-A 272, 2014; fbr H 201, 2005; Keysers et al. (2008); Knerr et al. (2009); Niederste-Hollenberg, 2004; Nolde, 2012a; Oldenburg et al. (2008b); Otterpohl et al., 1999; Rosenwinkel et al., 2004; Sievers et al. 2014a]. Die durchschnittliche Grauwassermenge der Haushalte in der EU (Europäische Union) liegt nach Neunteufel et al. (2010) bei ca. 97 l/(E•d). Diverse Autoren haben Informationen über die durchschnittliche Zusammensetzung des Vielstoffgemischs Grauwasser zusammengetragen. Grauwasser stellt den am

geringsten belasteten Teilstrom häuslichen Abwassers dar. Die Literaturquellen zeigen eine hohe Variabilität bezüglich der organischen Parameter und der Makronährstoffe Stickstoff und Phosphor [Eriksson et al., 2002; Bayjoo et al., 2013, Londong & Hartmann, 2006; Meinzinger & Oldenburg, 2009; Sievers et al., 2014a]. Abhängig von den Herkunftsquellen fallen im häuslichen Bereich Grauwasserteilströme unterschiedlicher Qualität an, die in den folgenden Abschnitten kurz erläutert werden.

2.3.1 Grauwasser aus dem Sanitärbereich

Der größte Anteil des Grauwassers stammt aus dem Sanitärbereich. Die Fachliteratur gibt für den Grauwasserteilstrom aus dem Bad eine Größenordnung von 50 – 60 % der gesamten Grauwassermenge an [Khalaphallah, 2012; Ramon, 2004]. In der EU beträgt die durchschnittliche Grauwassererzeugung im Sanitärbereich der Haushalte 60 l/(E•d), was 62 % des Grauwasseranfalls entspricht [Neunteufel et al., 2010].

Neben der Hauptkomponente Trinkwasser enthält Grauwasser aus dem Sanitärbereich Seifen, Shampoos, Zahnpasta, Rasierschaum, Schönheits- und Körperpflegeprodukte, Körperfett, Haare, Haut- und Schmutzpartikel sowie Gewebebefasern und Spuren von Fäkalien [Christova-Boal et al., 1996; Morel & Diener, 2006, Tjandraatmadja & Diaper, 2006]. Für den pH-Wert wird eine Spannweite von pH 6,4 – 8,1 angegeben [Christova-Boal et al., 1996]. Durch das Händewaschen nach der Toilettenbenutzung und Analhygiene können pathogene Keime in den Grauwasserteilstrom eingetragen werden. Dies ist insbesondere in Haushalten in denen Kleinkinder oder inkontinente Menschen leben zu beobachten [Christova-Boal et al., 1996, Eriksson et al. 2002]. Grauwasser von Sanitäranlagen kann höhere mikrobiologische Belastungen aufweisen als Wäscheabwasser [Friedler, 2004; Keysers et al. 2008, Rose et al., 1991]. Nach Keysers et al. (2008) sind für die mikrobiologischen Parameter Fäkalkoliforme und Gesamtkoliforme Konzentrationen zwischen 101 – 106 KBE/100 ml bzw. 101 – 109 KBE/100 ml zu erwarten. Die Inhaltsstoffe von Grauwasser aus dem Sanitärbereich sind in Anhang 2–1 zusammengestellt.

Grauwasser aus dem Sanitärbereich ist weniger stark belastet als Waschmaschinen- oder Küchengrauwasser und weist eine erhebliche Schwankungsbreite bzgl. seiner Konzentrationen auf. Die CSB- und BSB5- Konzentrationen liegen in einem Bereich von 77 – 8.000 mg/l und 19 – 240 mg/l [Chaillou et al., 2011; Eriksson et al., 2003; Jefferson et al. 2004]. Für die Parameter TN und TP sind Konzentrationen von 4,6 – 20 mg/l bzw. 0,1 – 2,1 mg/l festzustellen. [Bullermann et al., 2001; Christova-Boal et al., 1996]. Die Charakteristik von Grauwasser der Sanitäranlagen ist in Tabelle 2–1 zusammengefasst.

Tab. 2-1: Beschaffenheit von Grauwasser aus dem Sanitärbereich

Konzentrationen Einheit	TS mg/l	CSB mg/l	BSB ₅ mg/l	TN mg/l	TP mg/l
Birks und Hills, 2007	36,8	96,3	46,4	4,6 ¹⁾	–
Bullermann et al., 2001	–	225	111	14	2,1
Chaillou et al., 2010	125	399	240	9,5	0,4
Christova-Boal et al., 1996	48 - 120	–	76 - 200	4,6 - 20 ¹⁾	0,11 - 1,8
Eriksson et al., 2003	7 - 207	77 - 240	26 - 130	3,6 - 6,4	0,3 - 0,8
fbr, 2005	40	225	111	10	1,5
Henze & Ledin, 2001	–	200	100	8	2
Hourlier et al., 2010	59	253	110	–	–
Jefferson et al., 1999, 2001, 2004	100	371 - 451	121 - 146	5 - 8,7	0,4 - 1,5
Hourlier et al., 2010	59	253	110	–	–
Laine, 2001	100	451	146	8,7	0,4
Nolde, 1999a	–	100 - 200	43 - 86 ²⁾	5 - 10	0,2 - 0,6
Pidou et al., 2008	–	144	39	7,6	–
Keyzers et al. 2008	–	64-8000	19 - 200	–	–
Weingärtner, 2013 ³⁾	49,1	216	118	15,6	–

¹⁾TKN²⁾ Konvertierung BSB₇ in BSB₅ nach Rusten et al. (1997)³⁾ Grauwasser aus der Dusche

2.3.2 Waschmaschinengrauwasser

Der Waschvorgang ist ein komplexer Prozess, da sich Schmutz hinsichtlich seiner chemischen Zusammensetzung in variabelsten Ausprägungen auf dem Waschgut befinden kann. Bei normal verunreinigter Wäsche beträgt der durchschnittliche Schmutzanteil rd. 1,3 % des Wäschegegewichtes. Nur etwa 20 – 25 % des Wäscheschmutzes sind wasserlöslich. Der Haupanteil des Schmutzes wird mit Hilfe von Detergentien und durch mechanische Bewegung von den Textilien entfernt. Da über 60 % der Wäschestücke beim Tragen direkt mit dem Körper in Kontakt kommen, besteht der größte Teil der Verunreinigung aus Körperschmutz [Wagner, 2010]. Neben dem Wäscheschmutz führen die Inhaltsstoffe der Waschmittel und insbesondere die Tenside zu teilweise sehr hohen Konzentrationen an organischen Schmutzstoffen, welche deutlich über denen des Grauwassers aus dem Sanitärbereich liegen [Friedler, 2004; Seo et al., 2001; Weingärtner, 2013]. Die Beschaffenheit von Waschmaschinenabwasser wird daher stark durch die Art der verwendeten Pulver- oder Flüssigwaschmittel sowie Weichspüler beeinflusst [Howard et al., 2005]. Die

übrige Schmutzfracht stammt aus den Bereichen Umwelt, Beruf und Hobby, Produktabrieb oder Flecken (vgl. Anhang 2–1) [Wagner, 2010]. Der Volumenanteil des Wäsche grauwassers beträgt 14 l/(E•d) bzw. 20 % des Grauwasser aufkommens in deutschen Haushalten [BDEW, 2014]. Nach Neunteufel et al. (2010) liegt der mittlere Volumenstrom von Waschmaschinenabwasser in der EU bei 18 l/(E•d) und damit über der Wäsche grauwasserproduktion in Deutschland. Andere Publikationen geben für Wäsche grauwasser einen Anteil von ca. 13 – 35 % der gesamten Grauwassermenge an [fbr H 201, 2001; Friedler, 2004, Khalaphallah, 2012; Surendran & Wheatley, 1998]. Die Konzentrationen der organischen Summenparameter zeigen einen weiten Streubereich von 231 – 2950 mg/l für den CSB und 10 – 1242 mg/l für den BSB₅. Für den Makronährstoff Stickstoff (TN) schwankt der Wertebereich zwischen 1 – 40,8 mg/l [Christova-Boal et al., 1996; Weingärtner, 2013]. Die TP-Konzentrationen liegen zwischen Null und > 171 mg/l (vgl. Tabelle 2–2) [Li et al., 2009]. Angaben zu den Konzentrationen ausgewählter physikalischer und chemischer Parameter von Wäsche grauwasser sind in Tabelle 2–2 zusammengefasst.

Tab. 2-2: Beschaffenheit von Waschmaschinengrauwasser

Konzentrationen Einheit	TS mg/l	CSB mg/l	BSB ₅ mg/l	TN mg/l	TP mg/l
Almeida et al., 1999	165	1815	–	–	–
Christova-Boal et al., 1995, 1996	26 - 400	–	10 - 520	1 - 40 ¹⁾	0,06 - 42
David et al., 2013	129	326	–	12	2,2
Eriksson et al., 2002	120 - 280	725 - 1815	48 - 380	6 - 21	0,1 - 57
Friedler, 2004	188	1339	462	–	–
Howard et al., 2005	100,6	–	227	11,9	21,5
Li et al., 2009	–	231 - 2950	48 - 472	1,1 - 40,3	0 - >171
Seo et al., 2001	38 - 857	488 - 2847	–	–	–
Sostar-Turk et al., 2005	35	280	195	2,75	9,9
Surendran und Wheatley, 1998	68	725	472	–	101
Weingärtner, 2013	271	1542	1242	40,8	–

¹⁾ TKN

Der Einsatz phosphatfreier Waschmittel führt nach Jenssen und Vråle (2003) zu TP-Konzentrationen von etwa 1 mg/l in Grauwasser. Eine überschlägliche Berechnung auf Grundlage der angegebenen Phosphorfracht von Niederste-Hollenberg und Otterpohl (2000) mit den Wasserverbrauchsmengen nach BDEW (2014) ergibt eine TP-Konzentration in Grauwasser von etwa 3 mg/l. Da ein Großteil der Phosphorfracht über den Küchenpfad und insbesondere

Maschinengeschirrspülmittel eingetragen wird, dürfte die TP-Konzentration von Waschmaschinenabwasser etwas niedriger sein (vgl. Abschnitt 2.3.3). Die Verwendung von Detergenzien geht mit einer Erhöhung des pH-Wertes einher. Grauwasser aus Waschmaschinen liegt i.d.R. im alkalischen Bereich und weist pH-Werte bis zu pH 10 auf [Christova-Boal et al., 1996; Eriksson et al., 2002; Li et al., 2009; Surendran & Wheatley, 1998]. Die mikrobiologische Belastung ist mit $50 - 4 \cdot 10^6$ KBE/100ml für Fäkalcoliforme und $199 - 7 \cdot 10^6$ KBE/100 ml für Gesamtcoliforme geringfügig niedriger als bei schwach belastetem Grauwasser aus dem Bad [Abu Ghunmi et al., 2008; Christova-Boal et al., 1996; Li et al., 2009; Rose et al., 1991]. Als Eintragspfade für pathogene Keime in das Waschmaschinengrauwasser gelten die Wäsche von bspw. Unterwäsche oder Windeln [Eriksson et al. (2002); Li, 2004].

2.3.3 Grauwasser aus dem Küchenbereich

Küchenabwasser ist der am stärksten verschmutzte Grauwasserteilstrom [Chang et al., 2007; Friedler, 2004; Matos et al.; 2011]. Die starke organische Verschmutzung von Küchengrauwasser ist im Wesentlichen auf hochkalorische Lebensmittelreste wie Öle, Fette, Milchprodukte sowie Detergenzien zurückzuführen [Christova-Boal et al., 1996; Li, 2004; Seo et al.; 1998]. Aufgrund des hohen Anteils an organischen Inhaltsstoffen wird Küchenabwasser häufig vom Grauwasserrecycling und einer anschließenden Wiederverwendung als Brauch- oder Betriebswasser ausgeschlossen [Christova-Boal et al., 1996; Donner et al., 2010; Li, 2004; Weingärtner, 2013]. Andere Autoren vertreten die Meinung, dass sich die Separation von Küchengrauwasser ungünstig auf biologische Abwasserbehandlungsverfahren auswirkt, da eine Limitierung durch Nährstoffmangel nicht auszuschließen ist [Li et al., 2009]. Küchenabwasser ist der am höchsten mit Stickstoff belastete Grauwasserteilstrom [Eriksson et al., 2002]. Stickstoffverbindungen treten im Grauwasser vorwiegend in organisch gebundener Form auf und stammen bspw. aus Proteinen oder Eiweißen. Ein geringer Teil liegt in anorganischer Form als Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) vor [Li, 2004].

Über den Eintragspfad Geschirrspülmaschine sind beträchtliche Phosphorbelastungen zu erwarten, da Geschirrspülmittel nicht der Phosphathöchstmengenverordnung (1980) unterliegen [Friedler, 2004; Londong & Hartmann, 2006; Otterpohl, 2002; PHöchst-MengV, 1980]. Aufgrund der zunehmenden Ausstattung von Küchen mit Geschirrspülmaschinen konnte für Grauwasser in den vergangenen Jahren ein Trend zu höheren Phosphoremissionen beobachtet werden [Oldenburg et al., 2008a]. Konventionelle Maschinengeschirrspülmitteln enthalten einen Phosphatanteil von etwa 13 – 47 % [Groß et al., 2010; Guggolz, 2012; Hauthal & Wagner, 2007; UBA, 2014]. Untersuchungen von

Londong und Hartmann (2006) zeigten, dass durch Geschirrspülmaschinenabwasser mit einem zusätzlichen Phosphoreintrag von ca. 0,4 g/(E•d) zu rechnen ist. Li (2004) ermittelte in seinen Untersuchungen für handelsübliche Maschinengeschirrspülmittel einen Phosphatgehalt ca. 13 % und kam zu der Schlussfolgerung, dass die konsequente Verwendung phosphatfreier Detergenzien in Geschirrspülmitteln zu einer drastischen Reduzierung der Phosphatfrachten in Grauwasser führt und unter diesen Randbedingungen auf eine gezielte Phosphatelimination bei der Grauwasserbehandlung ggf. verzichtet werden könnte. Im Jahr 2012 wurde die Detergenzienverordnung (2004) durch die EU-Phosphatverordnung (2012) ergänzt. Zukünftig ist daher eine Verringerung der Phosphateinträge in Küchenabwasser zu erwarten, da ab 2017 nur noch Maschinengeschirrspülmittel angeboten werden dürfen, die maximal 0,3 g Gesamtphosphor je Standardspülgang enthalten [EU-Phosphatverordnung, 2012]. In Anhang 2–1 sind die Inhaltsstoffe von Grauwasser aus dem Küchenbereich tabellarisch zusammengefasst.

Ungefähr 10 % des Grauwasseranfalls in Deutschland kommen aus dem Küchenbereich. Der mittlere Küchenabwasseranteil am Grauwasseraufkommen in der EU ist mit rund 19,5 % bzw. 19 l/(E•d) größer als in Deutschland, da ein höherer Trinkwasserverbrauch für die Anfallstelle „Wasserhahn Küche“ (Kochen, Trinken, Geschirrspülen von Hand) ermittelt wurde [Neunteufel et al., 2010]. Andere Literaturstellen geben für das Abwasser aus der Küche einen Anteil zwischen 10 % und 31 % bezogen auf das Gesamtgrauwasservolumen an [fbr H 201, 2005; Friedler, 2004, Khalaphallah, 2012]. Typische Konzentrationsbereiche charakteristischer Kennwerte für Küchengrauwasser sind in Tabelle 2–3 zusammengefasst. Für die organischen Parameter CSB und BSB5 werden Minimal- und Maximalwerte von etwa 27 – 9700 mg/l und 536 – 4400 mg/l angegeben [Li et al., 2009; Weingärtner, 2013]. Die Konzentrationen von TN und TP befinden sich in einer Größenordnung von 11,4 – 74 mg/l respektive 0,4 – > 74 mg/l [Eriksson et al. 2002; Li et al. 2009]. In der Literatur werden FC- und TC- Konzentrationen zwischen $7 \cdot 10^3$ – $1,2 \cdot 10^6$ KBE/100ml bzw. $6,74 \cdot 10^6$ – $> 2,4 \cdot 10^8$ KBE/100ml genannt [Friedler, 2004; Li et al., 2009; Matos et al., 2011]. Die hohen Konzentrationen sind unter Anderem auf den hohen Anteil leicht verfügbarer organischer Substanzen zurückzuführen, die das Mikroorganismenwachstum begünstigen [Khalaphallah, 2012; Li et al., 2009].

Tab. 2-3: Beschaffenheit von Küchengrauwasser

Konzentrationen Einheit	TS mg/l	CSB mg/l	BSB ₅ mg/l	TN mg/l	TP mg/l
Almeida et al., 1999 ¹⁾	235	1079	–	–	–
Antonopoulou et al., 2013 ¹⁾	299	775	–	–	–
Butler et al., 1995 ¹⁾	–	–	756	–	–
Eriksson et al., 2002	235 - 720	1079	650 - 1460	40 - 74	0,4 - 74
Friedler, 2004	525 - 625	1296 - 1340	699 - 890	–	–
Huelgas et al., 2009 ¹⁾	–	770 - 2050	–	21,9 - 43,5	2,9 - 14,5
Li et al., 2009	134 - 1300	26 - 2050	536 - 1460	11,4 - 74	2,9 - > 74
Matos et al., 2011	–	1235 - 1782	–	–	–
Shin et al., 1998 ²⁾	185	26 - 194	5	13 - 60	3,1 - 10
Surendran and Wheatley, 1998 ¹⁾	–	936	536	–	–
Weingärtner, 2013 ¹⁾	2506	9718	4433	63,2	–

¹⁾ nur Küchenspülbecken

2.4 Technisches Regelwerk zu Grauwasser

Mangelnde Akzeptanz und fehlende rechtliche und technische Regelwerke sind in Deutschland ein Hindernis für die Umsetzung und Implementierung von NASS in die bestehende Wasserinfrastruktur [DWA, 2011a; Hillenbrand et al., 2010; Hillenbrand, 2012; Londong et al., 2013]. Die Projektierung von NASS ist deshalb häufig diffizil und zeitaufwendig, da kaum technische Regelwerke bzw. allgemein anerkannten Regeln der Technik (a.a.R.d.T.) existieren, wodurch behördliche Genehmigungsverfahren komplizierter und in die Länge gezogen werden.

Normen sind private technische Regelwerke mit Empfehlungscharakter und keine Rechtsvorschriften. Sie können die a.a.R.d.T. widerspiegeln oder diesen nachstehen, so dass der Begriff der a.a.R.d.T. über den der DIN-Normen hinausgeht [BGH, 1998, FEWB, 2010]. Allgemein anerkannte Regeln der Technik müssen zwei Kriterien genügen: einerseits müssen sie allgemeinen wissenschaftlich anerkannt sein und der vorherrschenden Ansicht der Fachleute entsprechen, andererseits müssen sie in der Praxis erprobt und bewährt sein [Seibel, 2013]. Vor diesem Hintergrund ist die Existenz von a.a.R.d.T. zur Handhabung von Grauwasser anzuzweifeln. Obwohl der Terminus Grauwasser der Fachwelt bekannt ist, fehlen i.d.R. praktische Erfahrungen, wie diese Prinzipien der Stoffstromtrennung umzusetzen sind, da der aktuelle Kenntnisstand auf Erfahrungen aus wenigen Pilotprojekten basiert.

Der Begriff Grauwasser wird in verschiedenen internationalen und nationalen technischen Regelwerken konkretisiert. Grauwasser wird als fäkalienfreies Abwasser/Schmutzwasser [DIN EN 12056-1, 2000; DIN EN 12056-2, 2001; DIN EN 12056-5, 2001], „häusliches Schmutzwasser ohne Abwasser aus Toiletten und Urinalen“ [DIN EN 16323, 2014] bzw. „häusliches Schmutzwasser ohne fäkale Feststoffe und Urin“ [DIN EN 1085, 2007] definiert. Nach DWA (2014) handelt es sich bei Grauwasser um einen „Stoffstrom aus dem häuslichen Bereich ohne Fäkalien [...]“, der in Abhängigkeit von der Belastung und der Herkunftsquelle in schwach bzw. stark belastetes Grauwasser unterteilt werden kann [DWA A 272, 2014]. Im Gegensatz zu den oben genannten DIN EN- bzw. DIN-Normen werden im Regelwerk der DWA auch Hinweise zur Systemgestaltung von NASS, Anwendungsempfehlungen sowie Angaben zur Planung und Bemessung und den Rechtlichen Rahmenbedingungen gegeben. Hervorzuheben ist die Nennung typischer einwohnerspezifischer Frachten von Grauwasser, welche als Dimensionierungswerte herangezogen werden können, auch wenn Sie auf einer relativ kleinen Datenbasis fußen [DWA-A 272, 2014]. Auch der Entwurf des Merkblattes DWA-M 277 (2016) gibt Hinweise zur Auslegung von Grauwasseranlagen sowie zur Behandlung und Nutzung von Grauwasser und Grauwasserteilströmen.

Hinsichtlich der Nutzung von gereinigtem Grauwasser existieren kaum konkrete technische Regelwerke. Betriebswasser wird in der DIN 4046 (1983) als zu „gewerblichen, industriellen, landwirtschaftlichen oder ähnlichen Zwecken dienendes Wasser mit unterschiedlichen Güteeigenschaften“ definiert. Eine Anwendung der Norm auf Betriebswasser für die häusliche Nutzung ist nicht ausdrücklich vorgesehen. Als nutzbares Wasserdargebot für Betriebswasser werden Grund- oder Oberflächengewässer angesehen [DIN 4046, 1983]. Eine Wiederverwendung aufbereiteten Abwassers wird in der DIN 4046 (1983) nicht explizit in Betracht gezogen. Generell besteht die Schwierigkeit, dass für Betriebswasser, welches stark nutzungsspezifischen Ansprüchen unterliegt, kaum allgemeine Anforderungen formuliert werden können. Aufgrund fehlender gesetzlicher und technischer Regelwerke werden derzeit für Betriebswasser hilfsweise die EU-Badegewässerrichtlinie (Richtlinie 76/160/EWG), der Entwurf des DWA-M 277 oder die Empfehlungen des Merkblattes der Berliner Senatsverwaltung zur Brauchwassernutzung in Gebäuden als Ersatzrichtlinien herangezogen [DWA-M 277, 2016; EU-Badegewässerrichtlinie, 2006; SenStadt, 2007]. Die Qualitätsanforderungen für Betriebswasser aus dem Berliner Merkblatt sind in Tabelle 2–4 zusammengefasst.

Tab. 2-4: Qualitätsanforderungen für die Nutzung von Grauwasser in Gebäuden
[SenStadt, 2007]

Qualitätsziel	Beurteilungskriterien und Begründung		
nahezu schwebstofffrei, geruchlos, farblos und klar	Einwandfreie Funktionsweise der Armaturen		
möglichst sauerstoffreich	> 50 % Sauerstoffsättigung zur Verbesserung der Lagerfähigkeit		
niedriger BSB	BSB ₇ unter 5 mg/l ¹⁾		
hygienisch / mikrobiologisch einwandfrei	Gesamtcoliforme Bakterien < 100 KBE/ml Escherichia coli < 10 KBE/ml Pseudomonas aeruginosa < 1 KBE/ml		
¹⁾ entspricht einem BSB5 von ca. 4,3 mg/l, konvertiert nach Rusten et al. (1997)			

Die Qualitätsanforderungen an Bewässerungswasser werden in Deutschland maßgeblich durch die beiden Normen DIN 19650 (1999) und DIN 19684-10 (2009) bestimmt. Während die DIN 19650 die mikrobiologische Beschaffenheit von Bewässerungswasser festlegt, werden in der DIN 19684-10 physikalische und chemische Parameter betrachtet. Ziel der DIN 19650 (1999) ist es Gesundheitsgefahren für Mensch und Tier, die von einer landwirtschaftlichen Bewässerung ausgehen könnten, zu minimieren [Cornel & Meda, 2008]. DIN 19650 (1999) enthält eine Tabelle mit einer vierstufigen hygienisch-mikrobiologischen Klassifizierung von Bewässerungswasser. Die vier Eignungsklassen unterscheiden zwischen Bewässerungswasser:

- zur uneingeschränkten Bewässerung,
- für Pflanzenkulturen zum Rohverzehr, Schulsportplätze und öffentliche Parkanlagen,
- nicht zum Verzehr bestimmte Pflanzen, Obst- und Gemüsepflanzen zur Konservierung, Grünfutterpflanzen und zur Sportplatzbewässerung und
- Wein- und Obstkulturen zum Frostschutz, Forstkulturen, Zuckerrüben, Ölfrüchte und Industriepflanzen.

Für die mikrobiellen Parameter Fäkal-Streptokokken, Escherichia coli, Salmonellen sowie potentiell infektiöse Stadien von Mensch- und Haustierparasiten (Nematoden/ Bandwürmer) werden eignungsklassenabhängige Kennwerte festgelegt. Bei Verdacht auf Abwasserbelastungen oder Überschreitung der mikrobiologischen Grenzwerte können zusätzlich abwasserrelevante Kenngrößen zur Beurteilung des Bewässerungswassers herangezogen werden. Eine Nutzung als Bewässerungswasser auf Haushaltebene ist in der DIN 19650 (1999) nicht ausdrücklich vorgesehen. Die DIN 19684-10 (2009) dient der Beurteilung des Einflusses der Wasserbeschaffenheit auf Pflanzen und Boden bei

Bewässerungsmaßnahmen anhand physikalischer und chemischer Parameter. In der Norm wird eine Einteilung des Bewässerungswassers in drei Eignungsklassen vorgenommen. Zur Beurteilung dienen die physikalischen Parameter Temperatur, Färbung Schwebstoffe und gelöste Stoffe (TDS). Die chemische Beschaffenheit wird anhand von pH-Wert, der Salzkonzentration (Elektrische Leitfähigkeit und Salzmassenkonzentration), des Natriumadsorptionswertes, der Chlorid- und Borkonzentrationen sowie weiterer anorganischer Parameter bewertet. Biologische Kenngrößen werden nicht explizit aufgeführt. Krankheitserreger dürfen laut DIN 19684-10 (2009) nicht in Konzentrationen vorliegen, die gesundheitliche Schäden bei Menschen hervorrufen können.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass konkrete technische Normen in Bezug auf Bau und Betrieb von Grauwasserbehandlungsanlagen sowie die Wiederverwendung aufbereiteten Grauwassers für die häusliche Nutzung weitgehend fehlen. Lediglich im DWA-A 272 (2014) und im Entwurf des DWA-M 277 (2016) werden Hinweise zur Systemgestaltung, Planung und Be-messung von Anlagen sowie zur Grauwassernutzung aufgeführt.

2.5 Probenahme

Um (Ab-)Wasser zuverlässig zu charakterisieren bedarf es einer Abstimmung der analytischen Gesamtstrategie, bestehend aus Probenahmetechnik, Konserverung, analytischen Untersuchungen sowie der Häufigkeit von Probenahmen und Messungen sowie der Festlegung von Untersuchungszielen [Gujer, 1999]. Die Probenahme beeinflusst entscheidend den Erfolg der nachfolgenden Analytik, da Fehler bei der Probenahme in aller Regel durch die Analytik nicht mehr zu korrigieren sind [Buch et al. 2001; Grubert, 1998; Frenzel, 2003]. Ziel jeder Probenahme ist die Gewinnung einer Probe mit repräsentativer Zusammensetzung, d. h. jeder Inhaltsstoff der Abwassermatrix muss die gleiche Chance haben in die Probe zu gelangen [AQS-Merkblatt P-8/1, 2009; DIN EN 38402-11, 2009]. Die zeitliche und räumliche Repräsentanz der Probenahme sind in diesem Zusammenhang zu gewährleisten, um Inhomogenitäten im Abwasserstrom zu berücksichtigen [AQS-Merkblatt P-8/1, 2009; Grubert, 1998, Rump, 1998]. Die Methode der Probenahme wird im Wesentlichen durch das Untersuchungsziel sowie die Randbedingungen an der Probenahmestelle bestimmt. In der ISO EN 5667-1 (2006) werden drei Hauptziele von Probenahmen folgendermaßen zusammengefasst:

- Qualitätskontrollmessungen zur Prozesskorrektur,
- Charakterisierung von Abwasserströmen und
- Identifizierung und Überwachung von Verunreinigungsquellen.

2.5.1 Technisches Regelwerk zur Probenahme

Empfehlungen zur Probenahme von Abwasser sind in einer Vielzahl von ISO-, EN- und DIN-Normen geregelt. In der internationalen Norm DIN EN ISO 5667-1 (2006) werden die allgemeinen Grundlagen zur Aufstellung von Probenahmeprogrammen und die Probenahmetechniken für die Probenahme von Wasser beschrieben. Die Norm gibt Empfehlungen zum Transport, zur Lagerung und Konservierung von Proben, welche in der DIN EN ISO 5667-3 (2012) weiter konkretisiert werden [DIN EN ISO 5667-1, 2006]. Während sich die DIN EN ISO 5667-1 (2006) allgemein mit der Probenahme von Wasser befasst, was auch die Probenahme bspw. aus Oberflächengewässern einschließt, konzentriert sich die DIN EN 38402-11 (2009) inhaltlich stärker auf die Probenahme aus industriellen und kommunalen Abwasser- und Kühl-systemen. Beide Normen erläutern probenahmerelevante Begriffe und prinzipielle Anforderungen an Probenahmeprogramme und -techniken. Konkrete technische Spezifikationen zur Konstruktion von Probenahmensystemen sind nicht formuliert. Die DIN SPEC 4261-6 (2011) beschreibt dagegen Merkmale und Anforderungen an ein Probenahmesystem zur Bestimmung von Tagesfrachten beim Betrieb von Kleinkläranlagen nach EN 12566-3 (2013) und DIN 4261-1 (2010) und legt das Vorgehen bei der Probenahme dar. Diese öffentlich verfügbare Spezifikation DIN SPEC 4261-6 (2011) ist jedoch keine Norm i.e.S. sondern dient der Ergänzung bestehender Normen.

Von der Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und der Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) existieren ebenfalls Rahmenempfehlungen zur Probenahme. Im AQS-Merkblatt P-8/1 „Probenahme von Abwasser“ (2009) werden neben personellen und technischen Voraussetzungen auch Empfehlungen zur Organisation, Durchführung, Dokumentation und Qualitätskontrollmaßnahmen im Rahmen der Probenahme thematisiert. Der DWA-A 704 Gelbdruck (2014) hat dagegen keinen direkten Fokus auf die Probenahme an sich, sondern beschreibt vielmehr Betriebsmethoden für die Abwasseranalytik um Betriebsstörungen von Anlagen frühzeitig zu erkennen und zu vermeiden. Die Leitlinie definiert jedoch einige wichtige Begriffe mit Bezug auf die Entnahme von (Ab-) Wasserproben. Rechtsnormen oder technische Regelwerke, die eine Separierung von Feststoffen vor der Entnahme der Abwasserproben vorsehen, liegen zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht vor.

2.5.2 Probenarten

Es gibt unterschiedliche Probenarten die in der Fachliteratur, den Normen und im gesetzlichen Regelwerk teilweise nicht einheitlich bezeichnet werden [Selent & Grupe, 1998]. Nicht alle Probenarten sind gleichermaßen geeignet

um Abwasser(teil)ströme umfassend zu charakterisieren und Frachten repräsentativ zu ermitteln. Eine schematische Übersicht der verfügbaren Probenahmemöglichkeiten zur zeigt Abbildung 2–3.

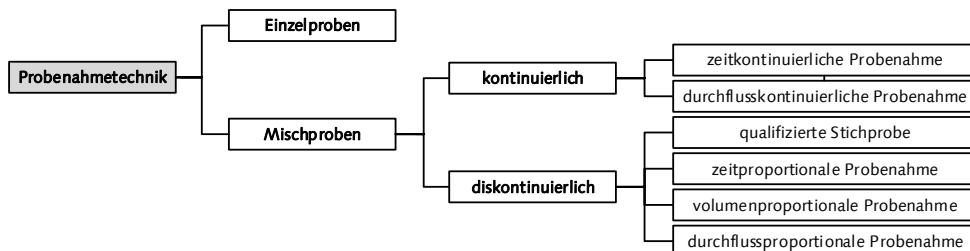


Abb. 2-3: Arten von Proben und Probenahmetechnik

Einzelproben (Stichproben) werden durch einmalige Entnahme des gesamten Probenvolumens gewonnen. Sie werden zufällig in Bezug auf Zeit und / oder Ort aus dem Wasserkörper gewonnen [DIN EN 38402-11, 2009; DIN EN ISO 5667-1, 2006]. Einzelproben sind nur für Zeit und Ort ihrer Entnahme repräsentativ [APHA, 1999; DIN EN 38402-11, 2009; DIN EN ISO 5667-1, 2006]. Stichproben stellen eine Momentaufnahme der Abwasserzusammensetzung dar und sind für die repräsentative Ermittlung von Grauwasserfrachten nicht geeignet.

Mischproben sind diskontinuierlich oder kontinuierlich entnommene Proben, die in einem geeigneten, bekanntem Verhältnis zu einer Gesamtprobe vereinigt werden [DIN EN 38402-11, 2009]. Bei der zeitproportionalen Probenahme werden in gleichen Zeitintervallen identische Probevolumina entnommen, die anschließend zu einer Mischprobe vereinigt werden. Liegen korrespondierende Durchflussdaten vor, können aus zeitproportional entnommenen Teilproben durchflussproportionale Mischproben hergestellt werden [APHA, 1999; Rump 1998; USEPA 1982; USEPA, 2013]. Volumenproportionale Durchschnittsproben werden generiert, indem gleichgroße Probevolumina in diskontinuierlichen, zum Durchfluss proportionalen Zeitintervallen entnommen werden. Bei durchflussproportionalen Proben werden über die Dauer der Untersuchung variierende, dem Durchfluss proportionale Volumina in gleichen Zeitintervallen entnommen. Nach Selent & Grupe (1998) und DIN EN 38402-11 (2009) sind Volumen- oder durchflussproportional entnommene Proben geeignet, um Schmutzfrachten von Abwässern zu ermitteln.

Bei der kontinuierlichen Probenahme erfolgt die Entnahme eines Abwasserteilstroms ohne Unterbrechung [DIN EN ISO 5667-1, 2006; Selent & Grupe, 1998]. Eine durchflusskontinuierliche Probenahme zeichnet sich dadurch aus, dass dem Abwasserstrom kontinuierlich ein proportionales

Teilvolumen des Abwasservolumenstromes entnommen wird. Die durchflusskontinuierliche Probenahme ist das genaueste Verfahren zur Gewinnung repräsentativer Abwasserproben aus fließendem Wasser, wenn der Volumenstrom und die Konzentration der Verunreinigungen signifikant schwanken [DIN EN ISO 5667-1, 2006]. In Abhängigkeit vom Untersuchungsziel kann nach Gudernatsch (1983) und Rump (1998) eine Auswahl hinsichtlich einer Probenahmetechniken entsprechend Tabelle 2–5 erfolgen.

Tab. 2-5: Matrix zur Bestimmung der Probenahmeart [Gudernatsch, 1983; Rump, 1998]

Konzentrations-schwankungen	Abflussschwankung	
	schwach	stark
gering	(qualifizierte) Stichprobe	(qualifizierte) Stichprobe
stark	zeitproportionale/ zeit- kontinuierliche Probenahme	volumen- / durchflussspropor-tionale und durchflusskontinuier- liche Probenahme

2.5.3 Fehler bei der Probenahme

Da sich die analytische Messtechnik durch geringe Varianzen und eine hohe Reproduzierbarkeit auszeichnet, liegen die Hauptfehlerquellen, welche 90 % aller fehlerhaften Analyseergebnisse verursachen, in einer nicht repräsentativen Probenahme und falschen Konservierung der Proben [Cammann, 2001; Gucknecht, 2013; Rump, 1998]. Jede Probenahme ist mit Fehlern behaftet, da sie unterschiedlich stark vom Zufall abhängig ist. Grundsätzlich gilt: Je kleiner die Stichprobe ist, desto weniger Aufschluss gibt sie über die Grundgesamtheit [Rump, 1998]. Die korrekte Einschätzung der Fehler ist in diesem Zusammenhang bedeutsam, da der Gesamtfehler dem Gauß'schem Fehlerfortpflanzungsgesetz folgt und der sich aus der Addition der Einzelvarianzen von Probenahme, Probenvorbereitung und analytischer Messung entsprechend Gleichung 2.1 ergibt [Cammann, 2001; Rump, 1998].

$$SD_{\text{Gesamt}}^2 = SD_{\text{Probenahme}}^2 + SD_{\text{Probenvorbereitung}}^2 + SD_{\text{Analytik}}^2 \quad (\text{Gl. 2-1})$$

Bei der Entnahme und Vorbereitung der Proben gibt es eine Vielzahl von Fehlermöglichkeiten, die zu Mehr- oder Minderbefunden führen können. Mehrbefunde bei der Probenahme bzw. Probenvorbehandlung können z. B. durch verunreinigte Probenahmegeräte oder Probenbehälter sowie ungenügende Homogenisierung verursacht werden. Verluste durch Adsorption an Probenahmegeräten und -behältern sowie die Zersetzung durch biologische

Aktivität oder Licht führen dagegen zu Minderbefunden [Grupe, 1998]. Einen schematische Darstellung der Größenordnungen der Fehlerquellen Probenahme und -vorbereitung im Vergleich zur analytischen Messung zeigt Abbildung 2–4. Trotz des drastischen Einflusses der Probenahme auf das Analyseergebnis wird dieser häufig wenig Beachtung geschenkt.

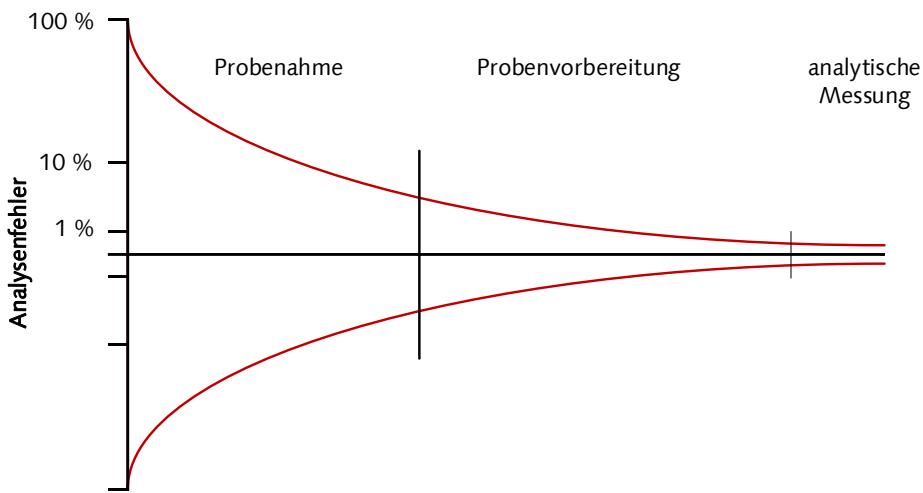


Abb. 2-4: Fehlerquellen in der Analytik [nach Franklin aus Cammann, 2001]

2.6 Zusammenfassung

Das Potential von Grauwasser als Ressource wird häufig, und insbesondere in wasserreichen Regionen, unterschätzt. Die Wiederverwendungsmöglichkeiten sind vielfältig und reichen von der Wärmerückgewinnung über die Nutzung im häuslichen, öffentlichen oder gewerblichen Bereich bis zur Bewässerung, Grundwasseranreicherung oder Abflussunterstützung in temporär trocken fallenden Gewässern [vgl. u.a. Londong et al., 2013]. Grundsätzlich stellt sich die Frage, ob für alle häuslichen Verwendungszwecke Wasser höchster Qualität (Trinkwasserqualität) erforderlich ist oder ob eine Mehrfachnutzung durch Kreislaufschließung, wie in vielen industriellen Branchen üblich, auch im Haushaltsbereich anzustreben ist [Kaufmann Alves, 2012]. Die Qualitätsanforderungen an Grauwasser zur Wiederverwendung sind jeweils vom konkreten Verwendungszweck abhängig [fbr H 201, 2005].

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird Grauwasser – entsprechend dem technischen Regelwerk – als häusliches Abwasser ohne Fäkalien definiert. Eine Differenzierung zwischen schwach- und stark belastetem Grauwasser erfolgt nicht. Grauwasser ist ein Vielstoffgemisch mit heterogener Zusammensetzung

und ist mit 50 % – 80 Vol-% der größte häusliche Abwasserstrom [Chang et al., 2007; Eriksson et al., 2002; Friedler, 2004; Lazarova et al., 2003, Niederste-Hollenberg, 2004; Sheikh, 2010]. Verglichen mit häuslichem Abwasser ist es geringer belastet, da der Stoffstrom Schwarzwasser fehlt.

Intention der Probenahme ist die Gewinnung von Proben repräsentativer Zusammensetzung. Die Wahl der Probenahmetechnik orientiert sich am Ziel der Untersuchung, aber nicht alle Probenarten sind gleichermaßen geeignet um Stoffströme zu charakterisieren. Einzel- und Stichproben sind zur Ermittlung von Abwasserfrachten ungeeignet, da sie lediglich eine Momentaufnahme der Abwasserzusammensetzung abbilden. Bei großen Schwankungen im Volumenstrom, wie sie bei Grauwasserableitungen zu erwarten sind, sind durchflussabhängig gesteuerte Probenahmeverfahren anzuwenden, um repräsentative Proben zu erhalten. Zur Frachtermittlung sollten volumen- bzw. durchflussproportional oder durchflusskontinuierlich entnommene Tagesmischproben verwendet werden, da diese mit dem geringsten Aufwand zum Ziel führen [Gudernatsch, 1983, Selent & Grupe, 1998]. Der Minimierung von Probenahmefehlern kommt in diesem Zusammenhang eine maßgebliche Bedeutung zu, weil die Entnahme nicht repräsentativer Proben zu Fehlern führt, die in nachfolgenden Analyseschritten nicht mehr zu kompensieren sind [Buch et al. 2001; Grubert, 1998; Frenzel, 2003].

3 Literaturstudie zur Charakterisierung von Grauwasser

3.1 Anlass der Literaturdatenerhebung

Im Rahmen der Literaturrecherche wurde eine systematische Erfassung und Aufbereitung von Daten zur Grauwasserbeschaffenheit durchgeführt, um einen weitreichenden und detaillierten Überblick über publizierte Angaben zu Volumenströmen, Konzentrationen und einwohnerspezifische Frachten von Grauwasser zu schaffen. Verschiedene Autoren haben in der Vergangenheit Literaturstudien über die Charakteristik von Grauwasser veröffentlicht. Diese gründen häufig auf einer verhältnismäßig geringen Anzahl an Originalquellen, enthalten nicht für alle abwasserrelevanten Parameter entsprechende Werte und/oder haben ihren Fokus nicht auf europäischen Daten [vgl. u.a. Boyjoo et al., 2013; Eriksson et al. 2002, Londong & Hartmann, 2006; Meinzinger & Oldenburg, 2009; Niederste-Hollenberg, 2004].

Die Planung und Auslegung abwassertechnischer Anlagen erfolgt i.d.R. auf Grundlage von Bemessungskennwerten technischer Regelwerke, da eine direkte In-Situ-Datenerhebung meist nicht möglich und zudem kostenintensiv ist. Da in Bezug auf NASS nur wenige Pilotprojekte realisiert wurden und kaum langjährige Erfahrungen vorliegen, basieren derzeitige Kennzahlen auf einer geringen Messwertanzahl und beziehen sich auf die spezifischen Randbedingungen der jeweiligen Untersuchungsstandorte [DWA, 2008; DWA-A 272, 2014; Meinzinger & Oldenburg, 2009; Oldenburg et al., 2008a]. Dimensionierungsansätze anderer Staaten, wie bspw. aus Schweden von Vinnerås et al. (2006), sind nicht ohne Weiteres auf andere Randbedingungen übertragbar, da sie auf Grundlage der jeweiligen landesspezifischen Rahmenbedingungen ermittelt wurden [Meinzinger & Oldenburg, 2009; Oldenburg et al., 2008a; SNV, 1995]. Aufgrund des Mangels an zuverlässigen Daten ist die die Abschätzung von repräsentativen Kennwerten für Grauwasser anhand von veröffentlichten Messwerten mit Unsicherheiten behaftet, so dass eine Verdichtung der Datenbasis unerlässlich ist, um einwohnerspezifische Schmutzfrachten zu definieren. [DWA, 2008; DWA, 2011a].

3.2 Datenerhebung

Am Anfang der Literaturstudie stand eine Internet-Vorabrecherche, um einen Gesamtüberblick über den Untersuchungsgegenstand zu erlangen. In diesem Recherche-Stadium wurden diverse Internet- und Meta-Suchmaschinen zur Informationsbeschaffung verwendet. Weitergeführt wurde die Erhebung mit einer Online-Recherche, die sich prioritär auf akademische Datenbanken sowie

Fachinformationsportale bezog (vgl. Tabelle 3–1). Neben der internetbasierten Recherche wurden das Datenbank-Informationssystem (DBIS) der Bauhaus-Universität Weimar sowie verschiedene nationale und internationale Bibliothekskataloge und Fachzeitschriftenregister in die Suche einbezogen. Die systematische Durchsicht von Jahresinhaltsverzeichnissen einschlägiger Fachjournale in Bezug auf Veröffentlichungen zu Grauwasser erfolgte bis in das Jahr 2000 zurückblickend. Ferner wurden universitäre Schriftenreihen, Tagungsbände von nationalen und internationalen Konferenzen sowie das technische Regelwerk gesichtet, um die Datendichte zu erhöhen. Der Suchprozess wurde in regelmäßigen Abständen fortgesetzt, um die Aktualität des Datenbestandes sicherzustellen und neuste Veröffentlichungen zu erfassen.

Tab. 3-1: Verwendete Suchmaschinen und Fachinformationsportale

Suchmaschinen & Fachinformationsportale	URL
Metager (Suchmaschine der Uni Hannover)	www.metager.de
Literaturdatenbank der DWA	http://www.dwa.de/dwa/Literatur/Literaturdb.nsf
MDPI - Open Access Publishing	www.mdpi.com/journal/water
OAster database (Suchmaschine University of Michigan)	http://oaister.worldcat.org/
Suchmaschine verschiedener Universitäten in den USA	http://infomine.ucr.edu
Google Scholar	www.scholar.google.de
Science Direct	http://www.sciencedirect.com
Springerlink	http://www.springerlink.de , http://link.springer.com/
Web of Science	www.webofknowledge.com
Wiley InterScience	http://onlinelibrary.wiley.com/

3.3 Datenquellen

Alle gefundenen Fachpublikationen wurden bzgl. relevanter Informationen zur Grauwassercharakterisierung untersucht. Neben der systematischen Zusammenstellung von quantitativen Informationen zu Kennzahlen und Schwankungsbreiten der hydraulischen und stofflichen Parameter wurden qualitative Daten sowie Metainformationen zu Untersuchungsstandorten, zur geografischen Lage, Probenahmeorten und -techniken, Probenart, -anzahl und -vorbereitung und den angewendeten Analyseverfahren in die Datensammlung integriert. Für die Datenanalyse waren die Repräsentativität, Vertrauenswürdigkeit und Transparenz der gefundenen Originalquellen von entscheidender

Bedeutung. Folgende Aspekte wurden daher bei der Zusammenstellung der Literaturdaten berücksichtigt:

- Eine hinreichende Transparenz der Datenerhebung war gegeben, wenn das Untersuchungsdesign und die Plausibilität der Primärdaten nachvollzogen werden konnten.
- In die Datensammlung wurden nur Grauwasserkennwerte aufgenommen, die im Rahmen der publizierten Studien eigens erhoben wurden oder technischen Regelwerken entstammen. Veröffentlichungen, die keine Messwerte eigener Untersuchungen enthielten oder auf andere Quellen referenzierten wurden bei der Zusammenstellung nicht berücksichtigt.
- Bei der Erfassung von Literaturquellen spielte die Prüfung auf Duplikate eine wichtige Rolle, um Mehrfachnennungen auszuschließen [DWA, 2008; Gechter et al., 2013; Meinzinger & Oldenburg, 2009].
- Die Angabe von Referenzen führte grundsätzlich zu einer höheren Vertrauenswürdigkeit verwendeter Quellen, da diese Bezüge auf die Primärliteratur die Verifizierung getroffener Aussagen ermöglichten.
- Die Aktualität der Originalquellen wurde über das Veröffentlichungsdatum abgeschätzt. Der Großteil der Quellen stammt aus den vergangenen 15 Jahren.
- Literatur aus akademischen Quellen besitzt häufig ein besseres theoretisches Fundament als „Praxisliteratur“. Zur Identifizierung aktueller Trends und Entwicklungen eignen sich dagegen eher praxisnahe Arbeiten [Becker, 2013].

Da wissenschaftliche Fachzeitschriftenartikel ein Peer-Review-Verfahren durchlaufen und damit einer Qualitätssicherung durch externe Gutachter unterliegen, wurden bevorzugt solche Publikationen in die Datensammlung aufgenommen. Daten aus technischen Regelwerken sowie Hinweis- und Merkblättern diverser Fachvereinigungen wurden in die Datensammlung integriert. So genannte „graue Literatur“ die i.d.R. nicht verlagsgebunden veröffentlicht wird, wie bspw. Abschlussarbeiten, Dissertationen, Conference-Proceedings [Becker, 2013], wurden im Rahmen der Recherche berücksichtigt.

3.4 Strukturierung des Datenbestandes

Für die Analyse der Daten wurden alle relevanten Grauwassermesswerte und Metainformationen in einer festgelegten Datenstruktur erfasst, um das systematische Suchen, Finden und Selektieren nach definierten Kriterien zu ermöglichen. Die Datenstruktur der Bewertungsmatrix besteht aus fünf übergeordne-

ten Kategorien, die wiederum in Unterkategorien aufgliedert wurden (vgl. Anhang 3–1). Die Bewertungsmatrix bildete die Basis für die nachgelagerte Bewertung und statistische Analyse (vgl. Abschnitt 3.6). Folgend werden die fünf Kategorien der Bewertungsmatrix kurz erläutert:

- In der ersten Kategorie wurden die **bibliographischen Angaben** erfasst, um die Literaturstellen eindeutig und unverwechselbar zu beschreiben.
- Die zweite Kategorie beinhaltet **Angaben zu Grauwasserart und -system**. An dieser Stelle wurde festgehalten, aus welchen Herkunftsquellen das Grauwasser stammte. Diese Angaben waren erforderlich, um bei der späteren Auswertung gezielt nach Grauwasserarten filtern zu können.
- Die **Orts- und objektspezifischer Rahmenbedingungen** zu den Untersuchungsstandorten wurden in der dritten Kategorie erfasst. In die Bewertungsmatrix wurden quantitative Daten wie die Anzahl der Wohn-einheiten, angeschlossene Nutzerzahl, Baujahr, einwohnerspezifischer Grauwasseranfall und Grauwasservolumenstrom integriert. Zusätzlich wurden Metainformationen wie Objektbeschreibungen und -namen, Angaben zur baulichen Nutzung, geografischen Lage sowie zur Klimazone aufgenommen.
- In der vierten Kategorie wurden qualitative Daten zur **Probenahme und Analytik** aufgenommen. Angaben bzgl. Art und Umfang der Probenahme, Probenahmetechnik und -ort sowie der Probenvorbereitung und den Analyseverfahren wurden zur Bewertung der Datengüte in die Datensammlung einbezogen.
- Die **Zusammenstellung von quantitativen Grauwasserliteraturwerten** (Parametertabelle) in Form von Volumina, Konzentrationen und einwohnerspezifischen Frachten inklusive Informationen zu verwendeten statistischen Verfahren und Kennwerten erfolgte in der fünften Kategorie. Diese quantitativen Daten bildeten die Basis für die statistische Auswertung der Literaturdaten.

3.5 Beschreibung des Datenbestandes

In die Datensammlung wurden 158 Literaturquellen aufgenommen. Weil einzelne Referenzen mehrere Datensätze enthalten können, divergiert die Anzahl zwischen Literaturquellen und Datensätzen, so dass sich die Zahl der Datensätze auf 284 belief. Knapp 70 % der Datensätze stammen aus dem europäischen Raum, 15 % aus dem Nahen Osten und 7% aus Nordamerika. Die verbleiben Datensätze verteilen sich auf die übrigen Kontinente. Rund 4 % der Daten

konnten geografisch nicht zugeordnet werden. Insgesamt kommen etwa 45 % des Datenbestandes aus Deutschland, 19 % aus Großbritannien und 10 % bzw. 5 % aus Schweden und den Niederlanden. Die Übrigen entstammen anderen europäischen Staaten. Abbildung 3–1 zeigt die geografische Herkunft der Datensätze sowie deren Verteilung auf die europäischen Länder. Der Schwerpunkt der Literatursuche lag auf dem gesamten häuslichen Grauwasser-volumenstrom.

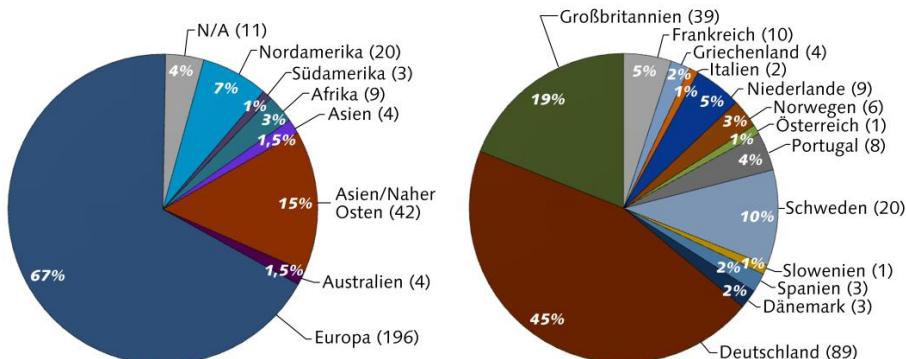


Abb. 3-1: Geografische Herkunft der Grauwasserdatensätze (links) und Verteilung auf europäische Länder (rechts). Korrespondierende Anzahl der Datensätze in der Klammerung.

Rund 41 % der 284 Datensätze enthielten Angaben zum gesamten Grauwasserstrom, 33 % zu schwach und 16 % zu stark belastetem Grauwasser. Informationen zu synthetischem Grauwasser beinhalteten etwa 6 % des Datenbestandes. Bei ca. 4 % fanden sich keine Aussagen zu den Herkunftsquellen des Grauwassers. Das folgende Kreisdiagramm zeigt die Verteilung der unterschiedlichen Grauwasserarten in Abhängigkeit von den Herkunftsquellen (vgl. Abbildung 3–2).

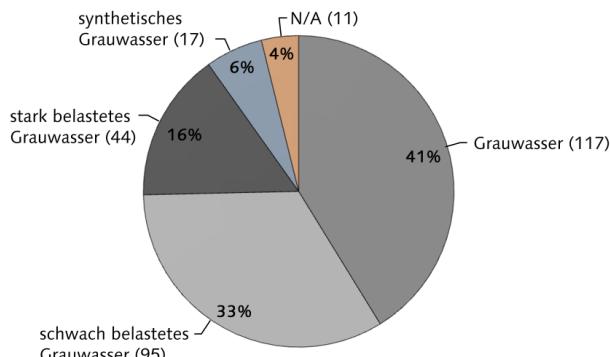


Abb. 3-2: Prozentualer Anteil der Grauwasserarten in der Datensammlung (Anzahl der Datensätze in Klammerung)

3.6 Bewertung von Literaturdaten

Während der Literaturrecherche zeichnete sich ab, dass die ermittelten Datensätze häufig unvollständig waren, eine erhebliche Schwankungsbreite aufwiesen und ein heterogenes Qualitätsniveau besaßen. Aus diesem Grund wurde eine Bewertung der Literaturdaten mit der Nullhypothese durchgeführt, dass eine gewichtete Literaturdatenanalyse zu einem anderen Ergebnis führt als eine ungewichtete Auswertung und eine bessere Eingrenzung von Bemessungswerten möglich ist. Im Rahmen von Bewertungsprozessen werden Informationen zu einem Sachverhalt mit subjektiven Wertehaltungen zu einem Urteil über diesen Sachverhalt verknüpft [Giegrich, 1991]. Bewertungen liegt immer ein Maßstab zugrunde, daher werden zur Beurteilung der erfassten Datensätze geeignete Bewertungskriterien benötigt.

3.6.1 Ansätze zur Literaturdatenbewertung

In der Literatur existieren verschiedene Ansätze zur Bewertung von Literaturdaten. Diese Ansätze waren nicht ohne Weiteres auf die vorliegende Datenbasis übertragbar, da die erhobenen Datensätze häufig lückenhaft und die Datenerhebung sowie das Untersuchungsdesign in vielen Originalquellen unzureichend dokumentiert sind. Eine nachgelagerte Plausibilitätsprüfung von Literaturdatensätzen war deshalb kaum möglich. In dem folgenden Abschnitt werden drei Ansätze zu Evaluation von (Literatur-) Daten kurz erläutert hinsichtlich ihrer Eignung zur Bewertung des Datenpools diskutiert.

3.6.1.1 Klassische Gütekriterien bei der Datenerhebung

Eine Option zur Bewertung von Literaturdaten besteht in der Anwendung der klassischen Gütekriterien, da die Qualität von Messvorgängen entscheidend die Güte der erhobenen Daten beeinflusst. Allgemeine Gütekriterien bei der Datenerhebung sind die Objektivität, Reliabilität und die Validität des Messprozesses. Zwischen den Gütekriterien besteht folgender Zusammenhang: Objektivität ist die Voraussetzung für Reliabilität und ohne Reliabilität keine Validität. Die Qualität des Messprozesses bestimmt maßgeblich die Aussagekraft der Schlussfolgerungen [Berekoven et al., 2006; Himme, 2006].

- Objektive Messergebnisse sind gegeben, wenn Messungen unabhängig von der Person des Untersuchungsleiter zu gleichen Ergebnissen führen [Berekoven et al., 2006; Brühl & Buch, 2006]. Durch Standardisierung der Untersuchungssituation kann die **Objektivität** von Messungen weitgehend gewährleistet werden [Berekoven et al., 2006; Petrucci & Wirtz, 2007].

- Unter der **Reliabilität** wird die Zuverlässigkeit und Stabilität eines Messinstrumentes verstanden. Sie ist ein Maß für die Genauigkeit wissenschaftlicher Messergebnisse. Reliable Ergebnisse liegen vor, wenn diese weitgehend frei von Messfehlern sind und die Messergebnisse bei wiederholter Messung unter gleichen Randbedingungen reproduzierbar sind [Himme, 2006; Petrucci & Wirtz, 2007].
- Die **Validität** einer Messung ist anzunehmen, wenn das Messinstrument die Messgröße zu ermitteln vermag, die gemessen werden soll und der (wahre) Wert des gemessenen Merkmals korrekt ermittelt wird [Berekoven et al., 2006, Himme, 2006]. Es kann zwischen der internen und externen Validität differenziert werden. Während die interne Validität ein Maß für unkontrollierte Störeinflüsse ist, beschreibt die externe Validität die Generalisierbarkeit des Messergebnisses [Berekoven et al., 2006].

3.6.1.2 General Assessment Factors der USEPA

Die United States Environmental Protection Agency (USEPA) hat im Jahr 2003 eine Zusammenstellung von Indikatoren zur Bewertung der Qualität und Relevanz wissenschaftlicher und technischer Informationen erarbeitet, um eine Qualitätskontrolle für externe Dokumente sicherzustellen. Das Dokument enthält die folgenden fünf Bewertungskategorien [USEPA, 2003, 2012]:

- **Zuverlässigkeit** (Soundness): Angemessenheit und Eignung der verwendeten Methoden und Verfahren zur Informationsgewinnung.
- **Anwendbarkeit und Nützlichkeit** (Applicability and Utility): Relevanz der Information in Abhängigkeit vom vorgesehenen Verwendungszweck.
- **Verständlichkeit und Vollständigkeit** (Clarity and Completeness): Vollständige und nachvollziehbare Dokumentation, wie Verfahren, Methoden, Daten und qualitätssichernde Maßnahmen, die eingesetzt wurden, um die Information zu generieren sowie Nennung der verantwortlichen Institutionen bzw. Projektträgerorganisationen.
- **Unsicherheit und Variabilität** (Uncertainty and Variability): Das Ausmaß der quantitativen und qualitativen Variabilität und Unsicherheit der Informationen sowie der verwendeten Verfahren und Methoden.
- **Bewertung und Review** (Evaluation and Review): Ausmaß der unabhängigen Verifikation, Validierung und gutachtlichen Bewertung der Informationen sowie der verwendeten Verfahren und Methoden bspw. in Peer Review-Verfahren.

Die Evaluierung von Informationsquellen gemäß USEPA-Richtlinie erfolgt über einen Fragenkatalog. Da die Anwendbarkeit aller Kriterien nicht in allen Fällen gegeben ist, sondern von der spezifischen Fragestellung abhängt, behält sich die USEPA vor, diese zu adaptieren [USEPA, 2003]. Die oben genannten Bewertungsfaktoren ergänzen die USEPA-Qualitätsrichtlinie (EPA Information Quality Guidelines, 2002), in der die Informationsqualität anhand der Kriterien Objektivität, Nützlichkeit und Integrität bewertet wird [USEPA, 2002, 2003].

3.6.1.3 Bewertungsansatz nach Tielemanns et al. (2002)

Der Bewertungsansatz nach Tielemanns et al. (2002) wurde zur Evaluation der Datensatzgüte von Luftbelastungen am Arbeitsplatz (Expositionsdaten) entwickelt. In dem Ansatz werden vier Kriterienkategorien vorgeschlagen, die in ein Entscheidungsbaum-Modell eingebunden sind, wodurch die Qualitätsbeurteilung formalisiert wird. Dieser strukturierte Rahmen beruht auf dem Umstand, dass die Datenqualität im Wesentlichen durch die Komponenten **Vollständigkeit**, **Präzision** (Reliabilität) und **Validität** (Genauigkeit) charakterisiert wird. Letztere kann wiederum in interne und externe Validität unterteilt werden (vgl. Abschnitt 3.5.1.1) [Tielemanns et al., 2002].

Um die Vollständigkeit der Informationen zu überprüfen wurde von Tielemanns et al. (2002) eine Checkliste erarbeitet, um relevante Informationen systematisch zu erfassen und Informationslücken aufzudecken. In diesem Zusammenhang wird eine tabellarische Klassifikation der Daten in drei Abstufungen (gut, moderat, schlecht) vorgeschlagen. Variabilität und Präzision werden anhand von Stichprobenumfängen, Mehrfachmessungen an verschiedenen Untersuchungsobjekten sowie der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Messwerte abgeschätzt. Der Messfehler wird in diesem Zusammenhang als gering angesehen. Die Probenart (Zufallsstichprobe), ausreichend lange Untersuchungszeiträume sowie unterschiedliche Probenahmeorte dienen zur Bewertung der internen Validität [Tielemanns et al., 2002]. Das Kriterium externe Validität beschreibt die Übertragbarkeit (Generalisierbarkeit) der Untersuchungsergebnisse auf andere Situationen. Grundsätzlich können Studien, die an verschiedenen Untersuchungsstandorten durchgeführt wurden eher verallgemeinert werden [Burstyn & Teschke, 1999]. Für die interne und externe Validität wird eine Einordnung in vier Klassen (gut, moderat, schlecht, inakzeptabel) vorgeschlagen [Tielemanns et al., 2002].

3.6.2 Diskussion und Übertragbarkeit der Ansätze zur Datenbewertung

Ein direkt übertragbarer Ansatz zur Bewertung von literaturbasierten Grauwasserwerten konnte nicht ermittelt werden. Jede Literaturquelle ist unterschiedlich und hat ihren spezifischen Kontext. Untersuchungsdesigns und Forschungsziele unterscheiden sich, weshalb es schwierig ist Studien zu vergleichen und die Daten in einer generischen Struktur zu erfassen. Die in Kapitel 3.5.1 betrachteten Bewertungsansätze ähneln einander bzgl. ihrer Anforderungen an die Daten- bzw. Dokumentationsqualität. In diesem Abschnitt werden die Kriterien der vorgenannten Bewertungsansätze im Hinblick auf ihre Anwendbarkeit auf das vorliegende Datenmaterial diskutiert. Die Adaption dieser Ansätze unter Berücksichtigung der Spezifika der vorliegenden Literaturdatensammlung erfolgt in Kapitel 3.5.4.

Da in den Datenpool ausschließlich Datensätze einbezogen wurden, die eine Charakterisierung von Grauwasser ermöglichen, ist das Kriterium der USEPA (2003) **Anwendbarkeit, Nützlichkeit und Relevanz** nicht zur Evaluation der Datensätze geeignet.

Das Kriterium einer **vollständigen und verständlichen Dokumentation** der Bewertungsansätze nach USEPA (2003) bzw. Tielemanns et al. (2002) ist zur Bewertung des vorliegen Datenmaterials geeignet. Prinzipiell kann eine Beurteilung von Literaturdaten nur auf Grundlage der veröffentlichten Informationen erfolgen. Im Rahmen der Dokumentation von Studien muss das Untersuchungsdesign nachvollziehbar erläutert und bzgl. seiner Angemessenheit zur Erreichung der Forschungsziele hinterfragt worden sein. Auf dieser Grundlage können die Präzision und Gültigkeit der erhobenen Messwerte in Näherung beurteilt werden. Eine dichte Dokumentation ermöglicht zudem die Abfrage von konkreten Informationen, bspw. nach Probenahmestandort, -art, -dauer oder -technik, Messmethoden oder analytischen Verfahren, in der Bewertungsmatrix.

Eine unvollständige Dokumentation führt dazu, dass **Ojektivität und Reliabilität** kaum beurteilt werden können, weil die methodische Vorgehensweise bei der Erhebung, Auswertung und Interpretation der Ergebnisse nicht retrospektiv nachvollzogen werden kann und aufgrund fehlender Informationen zum Untersuchungsdesign eine (theoretisch denkbare) Wiederholung der Studie unter identischen Rahmenbedingungen praktisch nicht realisierbar ist. Bei genormten Mess- und Analyseverfahren dürfen i.d.R. reliable Ergebnisse angenommen werden. Zusätzliche Hinweise auf die Anwendung von Methoden zur Bestimmung der Reliabilität, wie bspw. Retest-Reliabilität oder Paralleltest-Reliabilität, verstärken die Annahme reliabler Ergebnisse [Berekoven et al., 2006; Brühl & Buch, 2006].

Die Abschätzung der **Validität** von Messergebnissen auf Grundlage der Originalquellen ist ebenfalls nur bedingt möglich, weil Angaben über Objektivität und Reliabilität bzw. Präzision des Messvorgangs fehlen. Da Informationen zur Vorgehensweise gewöhnlich nicht dokumentiert sind, kann nur eine dem Untersuchungsziel angemessene Methodik bei der Datenerhebung, Auswertung und Interpretation der Ergebnisse unterstellt werden, die nach wissenschaftsimmanenten ethischen Grundsätzen (Ehrlichkeit, Unparteilichkeit, redlicher Umgang mit Methoden, Quellen, Daten und geistigem Eigentum Dritter) durchgeführt wurde [DHV, 2010]. Ferner liegt es auch im Eigeninteresse jedes Wissenschaftlers, Verfahren, Messinstrumente und Methoden zu verwenden, die in der Lage sind mit hoher Genauigkeit die Parameter zu messen, die auch gemessen werden sollen.

Das Kriterium der **internen Validität** wird z. B. erfüllt, wenn der Untersuchungszeitraum ausreichend groß gewählt wurde, um repräsentative Proben zu entnehmen. Konkrete Informationen zur Probenanzahl und / oder zu Mehrfachmessungen nach genormten Verfahren deuten in diesem Zusammenhang auf eine valide Datenlage hin und können darüber hinaus über die Bewertungsmatrix abgefragt werden. Systematische Fehler, Verzerrungen der Daten (Bias) infolge der Probenahme, dem Transport, der Probenlagerung oder der Analyse führen dagegen zu fehlerhaften Ergebnissen und sprechen gegen valide Daten. Solche Schwächen können jedoch nur dann nachvollzogen werden, wenn sie entsprechend dokumentiert sind [Tielemanns et al., 2002].

Die Bewertungsfaktoren **Unsicherheit und Variabilität** der USEPA (2003) bzw. **Präzision und Variabilität** von Tielemanns et al. (2002) können zur Beurteilung der Validität von Studien genutzt werden, weil anhand dieser Kriterien abgeschätzt werden kann, ob die verwendeten statistischen Methoden und Kennwerte (Lokation, Streuung) geeignet sind die Messreihen umfassend zu beschreiben und ob sie zweckmäßig sind Unsicherheiten und Messfehler zu beurteilen. In diesem Kontext sind auch die Kriterien **Bewertung und Review** zu sehen, mit denen das Ausmaß der unabhängigen Überprüfung und Validierung der Ergebnisse evaluiert werden kann, weil mit dem Peer-Review-Verfahren i.d.R. auch eine Prüfung der Forschungsmethoden und Ergebnisse auf Konsistenz erfolgt, so dass die Validität der Datensätze angenommen werden kann.

Mit der **externen Validität** wird das Maß der Übertragbarkeit einer Studie auf andere Situationen bewertet. Sie ist schwierig zu bewerten, da sich die Untersuchungssituationen und -designs sowie Forschungsziele von Fall zu Fall unterscheiden. Eine Abschätzung ist allenfalls möglich, wenn die Ergebnisse mit Resultaten ähnlicher Studien verglichen wurden. Grundsätzlich ist die Bewertung nach den Kriterien interne und externe Validität direkt mit dem Kriterium einer vollständigen Dokumentation verknüpft [Tielemanns et al., 2002].

3.6.3 Herausforderungen bei der Datenbewertung und -analyse

Wie bereits an anderer Stelle erwähnt, besaß die Datensammlung kein einheitliches Qualitätsniveau. Londong und Hartmann (2006) zeigten in einem Vergleich zwischen Literaturdatenwerten und selbst erhobenen Messwerten die erhebliche Schwankungsbreite von Literaturwerten auf. Zudem sind publizierte Literaturwerte häufig nur für den untersuchten Standort unter den spezifischen Umfeldbedingungen gültig [Oldenburg et al., 2008a]. Um den Defiziten der Literaturdatensammlung zu entgegnen, wurde eine Bewertungsmethode entwickelt und die erfassten Literaturdatensätze wurden hinsichtlich ihrer Qualität differenziert, bewertet und im Rahmen der statistischen Auswertung unterschiedlich gewichtet. Um die entwickelte Bewertungsmethode zu validieren wurden die Datensätze auch ungewichtet ausgewertet und die Ergebnisse miteinander verglichen. Nachfolgend werden die Schwierigkeiten bei der Bewertung und Analyse des Datenbestands sowie die Vorgehensweise zur Kompen-sation dieser Probleme aufgezeigt [vgl. u.a. DWA, 2008; Meinzinger & Oldenburg, 2009; Oldenburg et al., 2008a].

- 1) Autoren referenzieren i.d.R. auf Publikationen anderer Autoren, so dass es zu Doppeleintragungen (Duplikate) infolge zitierter Veröffentlichungen kommen kann.
 - a) Duplikate wurden aus dem Datenpool ausgeschlossen, um einzelne Studien nicht überrepräsentativ zu gewichten.
 - b) Redundante Publikationen, also Veröffentlichungen von Autoren mit identischen Messergebnissen in verschiedenen Fachzeitschriften, wurden nicht berücksichtigt.
 - c) In diesem Kontext war der Fortschritt innerhalb von Projekten („Untersuchungsstadien“) zu beachten, da Publikationen zu verschiedenen Zeitpunkten unterschiedliche Ergebnisse aufweisen können. Veröffentlichungen auf Grundlage gleicher Studien, die aufgrund der Zeitschiene unterschiedliche Ergebnisse aufwiesen, wurden als eigenständige Publikationen eingestuft und in die Datensammlung aufgenommen. Ferner wurde berücksichtigt, dass Veröffentlichungen zu einer Studie verschiedene Parametersätze beinhalten können. Zusätzliche Informationen und Messwerte solcher Publikationen wurden ergänzend in das Datenmaterial integriert.
- 2) Eine einheitliche Definition des Stoffstroms Grauwasser fehlt im nationalen und internationalen Kontext [vgl. u.a. Londong & Hartmann, 2006; Meinzinger & Oldenburg, 2009; Oldenburg et al., 2008a]. Außerdem

erfolgt teilweise keine konkrete Benennung der Grauwasserart, die im Rahmen der Studie untersucht wurde, so dass die Einordnung der Ergebnisse nicht möglich ist.

- a) Grauwasserströme deren Herkunftsquellen nicht eindeutig war, wurden im Zuge der Datenselektion aussortiert und nicht in die statistische Auswertung einbezogen.
- 3) Vielfach ist die Dokumentation in Fachpublikationen lückenhaft. Die Forschungsziele der meisten Studien bestehen nicht in der Charakterisierung des Stoffstromes Grauwasser, sondern haben ihren thematischen Schwerpunkt vielmehr in der Aufbereitung und / oder Wiederverwendung von Grauwasser. Diese Tatsache ist vermutlich eine Ursache für die häufig unzulängliche Dokumentation des Probenahmeprozesses. Folgende Schwachstellen, die eine Einordnung von Untersuchungsergebnissen erschweren, wurden im Zuge der Literaturrecherche festgestellt:
 - a) Aufgrund unterschiedlicher Probenahmetechniken, Probenarten und -umfängen sind die Untersuchungsergebnisse von Studien nicht immer repräsentativ.
 - b) Divergente Methoden der Probenvorbereitung (Aliquotierung, Lagerung, Transport, Konservierung) können die Ergebnisse beeinflussen.
 - c) Verschiedene Analysemethoden können Einfluss auf die verschiedenen Parameter ausüben [Oldenburg et al. 2008a]. Diese Einflüsse auf das Ergebnis sind kaum quantifizierbar.
 - d) Aufgrund abweichender Standortbedingungen und Größe der Einzugsgebiete (Siedlungsgebiete, Mehrgeschosßgebäude, Einzelhäuser) mit unterschiedlichen Nutzerzahlen wiesen Studienergebnisse eine variierende Repräsentativität auf.
 - e) Uneinheitliche statistische Kennzahlen bzgl. der zentralen Tendenz (Median, Mittelwert) können nicht ohne Vorbehalt miteinander verglichen werden und fehlende Angaben zu Streuungsparametern erlauben Zweifel an der internen Validität der Untersuchung. Ferner wird der Ausschluss von extremen Messwerten (Ausreißern) in der Literatur selten diskutiert und Angaben zu Ausreißern i.d.R. nicht publiziert.
- 4) Einwohnerspezifische Frachten können aufgrund fehlender Angaben zu Volumenströmen und Nutzerzahlen häufig nicht ermittelt werden. Unsicherheiten bei den tatsächlichen Nutzerzahlen und / oder die fehlende Berücksichtigung von Abwesenheitszeiten führen außerdem zu Fehlern bei der Berechnung von Tagesfrachten.

- a) Soweit die Datenlage der Originalquellen es zuließ, wurden die angegebenen Einheiten in andere Einheiten umgerechnet. Aus angegebenen Konzentrationen und einwohnerbezogenen Volumenströmen wurden die einwohnerspezifischen Frachten kalkuliert. War lediglich ein Intervall für die Nutzerzahlen angegeben, wurde die durchschnittliche Nutzerzahl anhand dieser Angaben abgeschätzt (siehe Abschnitt 3.5.4).
- 5) Studienergebnisse können stark von individuellen Randbedingungen und den Nutzerpräferenzen geprägt sein. Hierunter fallen insbesondere:
- a) Qualität der Wasserversorgung und die Art der Wasserverteilung, Wasserabverbräuche, Ausstattung der Haushalte, Kosmetika und Körperpflegemittel, Haushaltschemikalien, etc.
 - b) Fehlende Angaben über die Bewohnerstrukturen der Untersuchungsobjekte (Alter, Geschlecht sowie kulturelle und sozio-ökonomische Rahmenbedingungen), führen dazu, dass diese Charakteristika keine Berücksichtigung bei der Bewertung von Literaturquellen finden können.
 - c) Grundsätzlich ist die Repräsentativität der verwendeten Grauwässer häufig nicht gewährleistet, da in vielen Fällen die angeschlossenen Nutzerzahlen gering sind und damit die individuellen Präferenzen der Nutzer den Charakter des Grauwassers prägen.
- 6) Eine vollständige Überprüfung aller Querreferenzen war aufgrund sprachlicher Barrieren nicht vollumfänglich möglich, weshalb nicht alle Quellen umfassend nachvollzogen werden konnten.
- a) Querreferenzen in deutscher und englischer Sprache wurden gesichtet und nachvollzogen.
- 7) Ein weiterer Aspekt ist das sog. Publikationsbias. Unter dem Begriff Publikationsbias werden verschiedene Arten systematischer Verzerrungen in der wissenschaftlichen Literatur verstanden [Bodner, 2010]. Das Publikationsbias ist ein generelles Problem bei Literaturstudien und führt zu Verzerrungen in der Datenbasis. Statistisch signifikante Ergebnisse werden häufiger veröffentlicht, als statistisch nicht signifikante Untersuchungsergebnisse, welche somit keinen Eingang in die Datensammlung finden können [Bodner, 2010; Randolph, 2009, Ressing et al., 2009]. Eine Abschätzung des Publikationsbias wurde im Rahmen dieser Arbeit, aufgrund der häufig fehlenden Angaben zum Studienumfang und des erheblichen Mehraufwandes, nicht durchgeführt.

3.6.4 Bewertungsmethode für die erhobenen Literaturdaten

Die Literaturdatenbewertung hat zum Ziel Datensätze hoher Qualität zu identifizieren, um diese in der nachgelagerten statistischen Analyse stärker zu gewichten. Da eine direkte Übertragung der diskutierten Bewertungsansätze aufgrund der zumeist unvollständigen Dokumentation nicht sinnvoll ist, wurde eine Bewertungsmethode für den hier vorgesehenen Anwendungsfall entwickelt.

Die Datenstruktur der Materialsammlung erlaubt die Einteilung in Selektions- und Bewertungskriterien (vgl. Abschnitt 3.3). Mithilfe von **Selektionskriterien** können Datensätze nach definierten Attributen extrahiert werden, um diese gezielt zu analysieren. **Bewertungskriterien** sind dagegen Datenelemente, die geeignet sind die Qualität einer Information abzuschätzen. In Anlehnung an die Bewertungsansätze der USEPA (2003) und Tielemanns et al. (2002) erfolgt die Evaluation der Literaturdatensätze nach den Kriterien **Vollständigkeit, Unsicherheit und Variabilität** und **interne Validität**. Das Kriterium Vollständigkeit der Dokumentation ist in diesem Zusammenhang eine Voraussetzung für die Interpretation der Originalquellen bzgl. der Kriterien Unsicherheit und Variabilität sowie interne Validität [Tielemanns et al., 2002]. Abbildung 3–3 zeigt im Überblick den schematischen Ablauf der gewichteten Literaturdatenbewertung und -auswertung.

In einem ersten Schritt erfolgte die Selektion der relevanten Datensätze aus der Bewertungsmatrix (vgl. Kapitel 3.5.4.1). Im Rahmen der Operationalisierung wurden die Bewertungskriterien definiert und deren präzise Unterscheidungsmerkmale formuliert, um messbare Merkmalsausprägungen für jedes Kriterium festzulegen (vgl. Kapitel 3.5.4.2). Das Ziel der nachfolgenden Priorisierung war die Ermittlung eines Rankings für die unterschiedlichen Bewertungskriterien. Auf Grundlage dieser Rangfolge wurden für alle Kriterienmerkmalsausprägungen Punktwerte abgeleitet, welche wiederum den Kriterienmerkmalsausprägungen der selektierten Datensätzen in der Bewertungsmatrix zugeordnet wurden (vgl. Kapitel 3.5.4.3). Durch Addition der Punkte, welche auf die Datensätze verteilt wurden, ließ sich für jeden Datensatz eine Gesamtpunktsumme errechnen, anhand derer die Qualität der einzelnen Datensatzes beurteilt werden konnte. Ausgehend von dieser Gesamtpunktsumme wurde jeder Datensatz kategorisiert und einem der drei festgelegten Qualitätslevel zugewiesen. Anschließend konnten den drei Qualitätslevels A, B und C in Abhängigkeit von der Gesamtpunktsumme unterschiedliche Gewichtungsfaktoren zugeordnet werden, die bei der Berechnung der Gesamtmittelwerte und –medianen Anwendung fanden (vgl. Kapitel 3.5.4.4). Die Literaturdatenauswertung sowie die Darstellung der Ergebnisse erfolgen in Kapitel 3.6. Zunächst wurden die Qualitätsstufen A, B und C separat statistisch analysiert. In einem Folgeschritt erfolgte die Berechnung der

parameterbezogenen Gesamtmittelwerte und -medianen über den selektierten Datenbestand, wobei Datensätze hoher Qualität – auf Grundlage der in Kapitel 3.5.4.4 festgelegten Gewichtungsfaktoren – in der statistischen Analyse stärker gewichtet wurden.

Parallel zu der aufgezeigten gewichteten Literaturdatenanalyse wurden die selektierten Datensätze ohne Berücksichtigung der Datensatzqualität und nachfolgender Gewichtung statistisch ausgewertet, um die Eignung der entwickelten Bewertungsmethode zu validieren. Diese ungewichteten Mittelwerte und -medianen werden den gewichteten Gesamtmittelwerten und -medianen der Bewertungsmethode in Kapitel 3.6 gegenübergestellt.



Abb. 3-3: Schematischer Ablauf der Literaturdatenbewertung und -auswertung

3.6.4.1 Selektionskriterien

Als Selektionskriterien wurden Attribute der Bewertungsmatrix verwendet, deren inhärente Eigenschaften nicht geeignet sind die Qualität der Information zu beschreiben. Die Auswahl der Datensätze erfolgte über die Selektionskriterien „Grauwassertyp“, „bauliche Nutzung“, „Staat“ und „geografische Lage“, um die Datenmenge auf häusliches Grauwasser aus europäischen Herkunftsquellen einzuschränken. Eine Zusammenfassung der Filterkriterien und deren Ausprägungen zeigt Tabelle 3–2.

Tab. 3-2: Selektionskriterien und deren Ausprägungen bei der Datenauswahl

Selektionskriterien		Kriterienausprägung
1	Grauwassertyp	Grauwasser aus dem Sanitärbereich, Küchenbereich und / oder Waschmaschinen
2	Bauliche Nutzung	Grauwasser aus Wohngebäuden und gemischten Bauteilen
3	Geografische Lage	Grauwasserstandorte in Europa

3.6.4.2 Operationalisierung der Bewertungskriterien

Die Kriterien zur Beurteilung der Originalquellen leiteten sich aus den fünf Kategorien der Bewertungsmatrix ab (vgl. Kapitel 3.3). Sie bezogen sich auf die bibliografischen Informationen, objektspezifischen Rahmenbedingungen sowie auf Angaben zur Probenahme, Analytik und den statistischen Kennwerten. Insgesamt wurden sieben Hauptbewertungskriterien identifiziert, welche zum Zweck der Operationalisierung in 21 Unterscheidungsmerkmale untergliedert wurden. Die Hauptkriterien und Unterscheidungsmerkmale sind in Abbildung 3–4 zusammengefasst. Sofern für einzelne Kriterien weniger als drei Unterscheidungsmerkmale identifiziert werden konnten, wurde die entsprechende Kategorie mit „k. A.“ gekennzeichnet. Default-Werte wurden für alle Fälle vergeben, in denen die abgefragte Information in den Datensätzen nicht angegeben war.

- Von den **bibliografischen Angaben** waren die **Publikationsform** sowie das **Alter der Publikation** als Bewertungskriterien geeignet. Über das Alter der Veröffentlichung konnte in Näherung auf die Aktualität der Quelle geschlossen werden. Die **Aktualität** der Quelle eignet sich als Qualitätskriterium, da sich die Zusammensetzung des Abwassers über die Zeit infolge von Änderungen des Lebenswandels, der Bevölkerungsstruktur, kulturelle Gewohnheiten und anderen externen Einflüssen, wie bspw. Gesetzesänderungen oder Modifikationen der Zusammensetzung von Reinigungs- und Pflegeprodukten, verändert

kann. Veröffentlichungen neueren Datums spiegeln daher die Charakteristik des Grauwassers verlässlicher wider und werden stärker gewichtet. Das Alter ist ein relativ schwaches Qualitätskriterium, hat aber den Vorteil, dass es gut verfügbar und quantifizierbar ist. Die **Publikationsform** (Fachzeitschrift, Monografie, Online-Publikation, etc.) wird als Bewertungsfaktor herangezogen, da viele wissenschaftliche Publikationen vor der Veröffentlichung unabhängigen externen Gutachterlichen Bewertungen unterliegen (ex ante Peer-Review). Peer-Reviews sind eine Methode der wissenschaftlichen Qualitätssicherung und implizieren, dass die Veröffentlichung keine wesentlichen inhaltlichen Mängel aufweist, die Ergebnisse plausibel sind und das methodische Vorgehen valide ist [Mosbach-Schulze, 2004; Müller, 2008]. Fachzeitschriften mit einer hohen wissenschaftlichen Reputation wurden bevorzugt in den Datenpool aufgenommen, da sie i.d.R. immer ein vorgesetztes Peer-Review haben [Walker, 2011].

- Hinsichtlich der orts- und objektspezifischen Randbedingungen wurde die **Anschlussgröße** des Untersuchungsobjektes als Kriterium herangezogen, da die Charakteristik des Grauwassers in Abhängigkeit von Nutzeranzahl und -gewohnheiten variiert. Bei großen Nutzerzahlen ist mit einer Vergleichsmäßigung der Grauwasserbeschaffenheit und -mengen zu rechnen, weil das individuelle Nutzerverhalten stärker in den Hintergrund tritt.
- Als geeignete Bewertungskriterien wurden Informationen zur **Probenahme und -vorbereitung, Probenanzahl und -art, Analytik** sowie zu **statistischen Kennwerten** eingestuft. Ein großer Probenumfang impliziert eine höhere Repräsentativität, was zu einer geringeren Unsicherheit und Variabilität sowie eine höhere interne Validität der Ergebnisse führt, da der Einfluss von Ausreißern verringert wird. Zur Beschreibung der Beschaffenheit von Stoffströmen sind Mischproben aussagekräftiger, da sie größere Zeitabschnitte abdecken [Koppe & Stozek, 1997]. Eine detaillierte Erläuterung und Dokumentation der Probenvorbereitung, analytischen Verfahren und der statistischen Kennwerte mit entsprechenden Streuungsparametern sind Anhaltspunkte für eine solide Versuchsdurchführung und –auswertung und damit ein Hinweis auf eine höhere interne Validität der Ergebnisse [Walker, 2011].

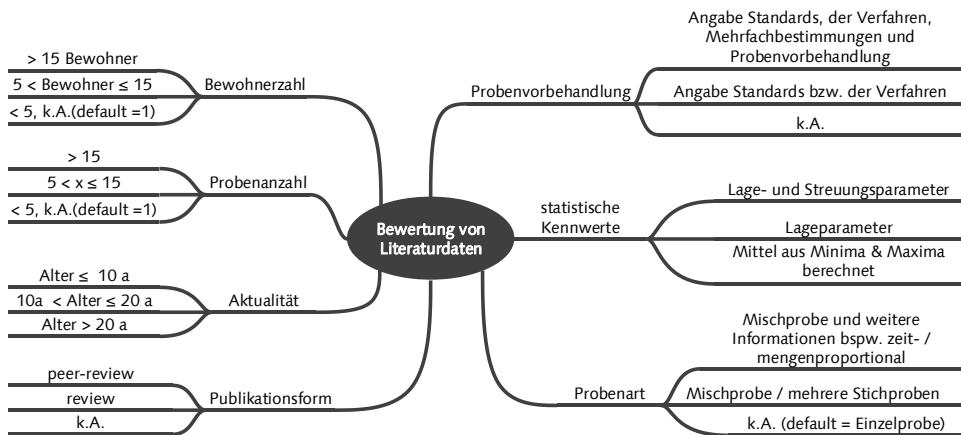


Abb. 3-4: Hauptkriterien und Unterscheidungsmerkmale zur Bewertung von Literaturdaten

3.6.4.3 Gewichtung der Bewertungskriterien

Die 21 Unterscheidungsmerkmale wurden mittels der Methode des paarweisen Vergleichs gewichtet. Der kriterienspezifische Paarvergleich ist eine Methode, bei der die einzelnen Kriterien in einer Kreuztabelle gegenübergestellt und miteinander verglichen werden [Kühnapfel, 2014; Melzer, A., 2015]. Diese methodisch gestützte Entscheidungsfindung ermöglicht den Vergleich von Kriterien bzw. Merkmalen auf ordinalem Skalenniveau und führt zu einer Rangfolge und damit einer Gewichtung der Unterscheidungsmerkmale. Die vollständige Paarvergleichsmatrix über alle 21 Unterscheidungsmerkmale ist in Abbildung 3-5 dargestellt. Der Prozess der Prioritätenfestlegung stellt sich folgendermaßen dar:

1. Die mit einer laufenden Nummer versehenen Unterscheidungsmerkmale wurden senkrecht und waagerecht in der gleichen Reihenfolge in der Prioritätenmatrix angeordnet.
2. Die senkrecht und waagerecht angeordneten Unterscheidungsmerkmale wurden anschließend sukzessive miteinander verglichen. In diesem Zusammenhang wurde für jedes Unterscheidungsmerkmal die Frage gestellt, ob es „weniger wichtig“, „gleich wichtig“ oder „wichtiger“ ist als die übrigen Merkmale. In Abhängigkeit von der Bedeutung des jeweiligen Merkmals erhielt das wichtigere Merkmal die Bewertung 2 und das schlechtere die Bewertung 0. Wenn die beiden verglichenen Merkmale als gleichwertig anzusehen waren, wurde der Wert 1 vergeben [Melzer, A., 2015; Greßler & Göppel, 2014].

3. Zur Ermittlung der Priorität jedes Unterscheidungsmerkmals wurden auf der rechten Seite der Matrix durch Addition der Einzelbewertungen die Zeilensummen für jedes Merkmal ermittelt. Die Rangfolge der Merkmale leitete sich aus den errechneten Zeilensummen ab [Schloske, 2010].
4. Die prozentuale Gewichtung jedes Merkmals ergab sich aus dem Verhältnis von Zeilensumme zu Spaltensumme, wobei die Spaltensumme durch Addition der Zeilensummen errechnet wurde [BMI, 2015; Meier, 2001].
5. Die Punktewerte, welche anschließend in die Bewertungsmatrix übertragen wurden, finden sich in der letzten Spalte der Paarvergleichsmatrix. Sie wurden durch Rundung der prozentualen Gewichtungen auf natürliche Zahlenwerte ermittelt.

Abb. 3-5: Kriterienspezifischer Paarvergleich für die festgelegten Unterscheidungsmerkmale der Bewertungskriterien

Im Ergebnis zeigte die Prioritätenmatrix in Abbildung 3–10 für die starken Ausprägungen der Merkmale Probenanzahl, Probenart (Mischprobe zzgl. weiterer Informationen) oder Nutzeranzahl die höchsten Bewertungen mit neun Punkten. Alle diese Kriterien waren gut quantifizierbar und ließen einen hohen Detailierungsgrad der Studie erkennen. Die großen Probenanzahlen und exakten Angaben deuteten damit auf eine hohe Validität der Datenlage hin.

Qualitative Informationen zur Probenvorbehandlung und Analytik gaben Aufschluss über den sorgfältigen Umgang mit den Probematrikes und signalisierten eine standardisierte Vorgehensweise. Hohe Detaillierungsgrade unter Nennung der Probenvorbehandlungsschritte und / oder entsprechender Regelwerke bzw. Analyseverfahren wurden positiv gewertet, da unter diesen Voraussetzungen reliable und valide Ergebnisse angenommen werden konnten. Die Gewichtung dieses Kriteriums fiel aufgrund der schwierigeren Quantifizierbarkeit des Einflusses von Vorbehandlungsschritten und Analysemethoden auf das Ergebnis mit maximal acht Punkten in der stärksten Merkmalsausprägung geringer aus, als die der vorgenannten Merkmale Probenanzahl, Probenart und Nutzeranzahl.

Für die starken Ausprägungen der Bewertungskriterien statistische Kennwerte, Aktualität und Publikationsform wurden acht bzw. sechs Bewertungspunkte vergeben. Maßgeblich für eine gute Einstufung des Kriteriums statistischer Kennwert war die Präsenz von Lage- und Streuungsparametern. Das Merkmal Aktualität bzw. Alter der Studie konnte gut beziffert werden. Die Gewichtung dieses Kriteriums war jedoch relativ gering, weil die Auswirkungen von Änderungen des Nutzerverhaltens, der Nutzerpräferenzen sowie von gesetzlichen Regelungen auf die Grauwasserzusammensetzung kaum abzuschätzen sind. Dennoch muss angenommen werden, dass diese Faktoren (langfristig) einen Einfluss auf die Beschaffenheit des Abwassers ausüben. (Peer-) Reviews durch unabhängige Gutachter wurde grundsätzlich als Positivum betrachtet und als Hinweise auf valide Untersuchungen und Ergebnisse angesehen. Zweifel an der Qualität und Neutralität von Originalquellen, welche keiner Begutachtung unterlagen, konnten dagegen nicht vollständig ausgeräumt werden konnten.

3.6.4.4 Einteilung in Qualitätslevel

Die im Rahmen der Gewichtung der Bewertungskriterien ermittelten Punktwerte wurden den Unterscheidungsmerkmalen in der Bewertungsmatrix zugeordnet. Anschließend erfolgte die Bewertung der einzelnen Literaturdatensätze, durch Addition der den Unterscheidungsmerkmalen zugeordneten Punktwerte zu einer Gesamtpunktzahl. Anhand der Punkteverteilung in der Prioritätenmatrix errechnete sich die maximal mögliche Gesamtpunktzahl für einen

Datensatz zu 55 Punkten, die minimale zu 10 Punkten. Nach der Bewertung der Literaturdatensätze wurde eine Klassifikation der Datensammlung in die drei Qualitätsstufen A, B und C vorgenommen. Die Einteilung in die Qualitätslevels erfolgte auf Grundlage des prozentualen Erfüllungsgrades bezogen auf die Gesamtpunktzahl. Datensätze mit Zielerfüllungsgraden größer 75 % (> 41 Punkte) wurden in Qualitätslevel A, mit mehr als 50 % (> 27 Punkte) und weniger als 75 % (≤ 41 Punkte) in Qualitätslevel B eingestuft. Literaturdatensätze die weniger als 50 % (≤ 27 Punkte) in der Beurteilung erlangten, wurden Qualitätslevel C zugewiesen. Abschließend wurde jeder Qualitätsstufe ein Gewichtungsfaktor zugewiesen. Diese Gewichtungen dienen als Basis zur Berechnung der gewichteten Gesamtmittelwerte und -medianen. Die Kategorisierung in Qualitätslevel, die erforderlichen Zielerfüllungsgrade sowie die Gewichtungsfaktoren sind Tabelle 3-3 zusammengefasst. Eine Zusammenstellung der verwendeten Literaturstellen, der Punkteverteilung auf die einzelnen Datensätze und der Zuordnung zu den Qualitätsstufen ist in Anhang 3-2 aufgeführt. Anhang 3-3 enthält die Parametertabelle, auf der die Berechnung der Kennwerte beruht.

Tab. 3-3: Klassifikation in Qualitätslevel und Gewichtungsfaktoren

Kategorien	Zielerfüllungsgrad Punkte	Zielerfüllungsgrad [%]	Gewichtung [%]
Qualitätslevel A	> 41	> 75 %	50 %
Qualitätslevel B	$27 < \text{Punkte} \leq 41$	$50 < \text{Punkte} \leq 75$	35 %
Qualitätslevel C	≤ 27	$\leq 50 \%$	15 %

3.7 Literaturdatenauswertung

Die Datensätze wurden vor der statistischen Analyse selektiert (vgl. Kapitel 3.5.4.1), bewertet und in drei Qualitätslevel eingeteilt. Datensätze hoher Qualität werden in der statistischen Analyse stärker gewichtet (vgl. Kapitel 3.5). Um die Datendichte zu erhöhen wurden vor den statistischen Auswertungen folgende Operationen durchgeführt:

- Sofern die Datenlage einer Publikation es zuließ, wurden aus angegebenen Konzentrationswerten und einwohnerbezogenen Volumenströmen die einwohnerspezifischen Frachten berechnet.
- Fehlten in Datensätzen Aussagen zur zentralen Tendenz, wurden Mittelwerte auf Grundlage der Minimal- und Maximalwerte in Näherung berechnet.

- Waren in Originalquellen Intervalle für Nutzerzahlen angegeben, wurde die durchschnittliche Nutzeranzahl anhand dieser Angaben berechnet.
- Publizierte Medianwerte wurden als Näherungswerte bei der Bildung der Gesamtmittelwerte berücksichtigt.
- BSB₇-Werte wurden nach Rusten et al. (1997) in BSB₅-Werte konvertiert.
- Waren keine Werte für den Parameter Gesamtstickstoff (TN) verfügbar, wurde in Näherung der Parameter TKN für die statistische Analyse herangezogen.

3.7.1 Selektion der Daten

Nach der Selektion verblieben 90 Datensätze aus 63 Originalquellen für die statistische Auswertung. Nahezu 60 % der gefilterten Daten stammten aus Deutschland, 17 % aus Schweden, 10 % aus den Niederlanden und die übrigen aus anderen Ländern Europas. Rund 65 % dieser Literaturquellen wurde in den vergangenen 10 Jahren publiziert. Gut 20 % der Datensätze entsprachen dem Qualitätslevel A. Qualitätslevel B und C konnten 34 % bzw. 44 % der gefilterten Datensätze zugeordnet werden. Die Zusammensetzung des Grauwasserdatenbestandes nach europäischen Ländern und nach den drei Qualitätsstufen zeigt Abbildung 3–6.

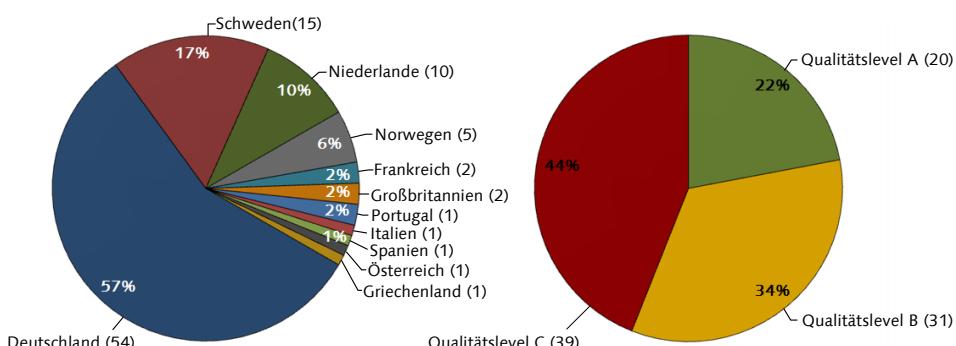


Abb. 3-6: Datenbestand Grauwasser für die statistische Analyse nach Ländern (links) und Qualitätsstufen (rechts, absolute Anzahlen in Klammern).

3.7.2 Tests auf Normalverteilung und Ausreißer

Die Prüfung der Datenbasis auf Normalverteilung erfolgte, aufgrund der geringen Stichprobengrößen, unter Verwendung des Kolmogorov-Smirnov-Tests mit einem Signifikanzniveau von $\alpha = 5\%$ [Lohinger, 2012]. Sofern die Nullhypothese nicht verworfen und eine Normalverteilung der Daten angenommen werden durfte, wurden Ausreißertests vorgenommen, um stark abweichende Ergebnisse aus den Datenreihen zu eliminieren. Entsprechend DIN 53804-1 (2002) wurden für normalverteilte Einzelwertanzahlen $n \leq 29$ der Dixon-Ausreißertest und für $n \geq 30$ der Grubbs-Ausreißertest angewendet. Entsprechend DIN 53804-1 (2002) wurden für die beiden Ausreißertests Signifikanzniveaus α von 5 % gewählt. Grundsätzlich können Ausreißer durch Ausreißertests nicht immer sicher identifiziert werden [Gottwald, 2000]. Insbesondere der Dixon-Test ist bei kleinen Datenmengen unempfindlich gegenüber extremen Beobachtungen, so dass diese häufig nicht erkannt werden [Keller, 1999]. Gefundene Ausreißer fanden bei der Bildung des arithmetischen Mittelwertes keine Berücksichtigung.

Im Falle nicht normalverteilter Daten wurden die Mittelwerte dennoch berechnet und in Klammerung angegeben. Die statistische Auswertung der Datensätze erfolgte mittels eines Tabellenkalkulationsprogrammes und der Statistiksoftware IBM SPSS für MS-Windows®. Im Rahmen der Ergebnispräsentation wurden die arithmetischen Mittelwerte (M), Standardabweichungen (SD), Mediane (MD), Interquartilsabstände (IQR), erste und dritte Quartile (Q-25 %, Q-75 %) sowie die 85 %-Perzentile (P-85 %) bestimmt. Des Weiteren wurden die Minimal- und Maximalwerte als Streuungsmaße dargestellt. Der Median als robuster Lageparameter hat gegenüber dem Mittelwert den Vorteil, dass der Einfluss von Ausreißer-Werten auf das Ergebnis reduziert wird [Buttler, 1996; DWA, 2008, Meinzinger & Oldenburg, 2009]. Abschließend erfolgte die Berechnung der gewichteten Gesamtmittelwerte (M_{gew}) und -mediane (MD_{gew}) aus den Mittelwerten der drei Qualitätsstufen (vgl. Tabelle 3–8). Die Berechnung der ungewichteten Mittel- (M_{ug}) und Medianwerte (MD_{ug}) erfolgte aquivalent zur oben genannten Vorgehensweise, jedoch ohne Berücksichtigung der Datensatzqualität und der nachfolgenden Gewichtung. Das tabellarische Ergebnis der ungewichteten Literaturdatenanalyse ist in Anhang 3–4 tabellarisch zusammengefasst.

Die Literaturdatenauswertung bezog sich auf die organischen Inhaltsstoffe (CSB, BSB₅), Makronährstoffe Stickstoff und Phosphor sowie die Volumenströme, Temperaturen und den pH-Wert. Der schematische Ablauf der Literaturdatenauswertung von der Selektion der Datensätze über die Bewertung bis zur anschließenden statistischen Auswertung ist in Abbildung 3–7 dargestellt.

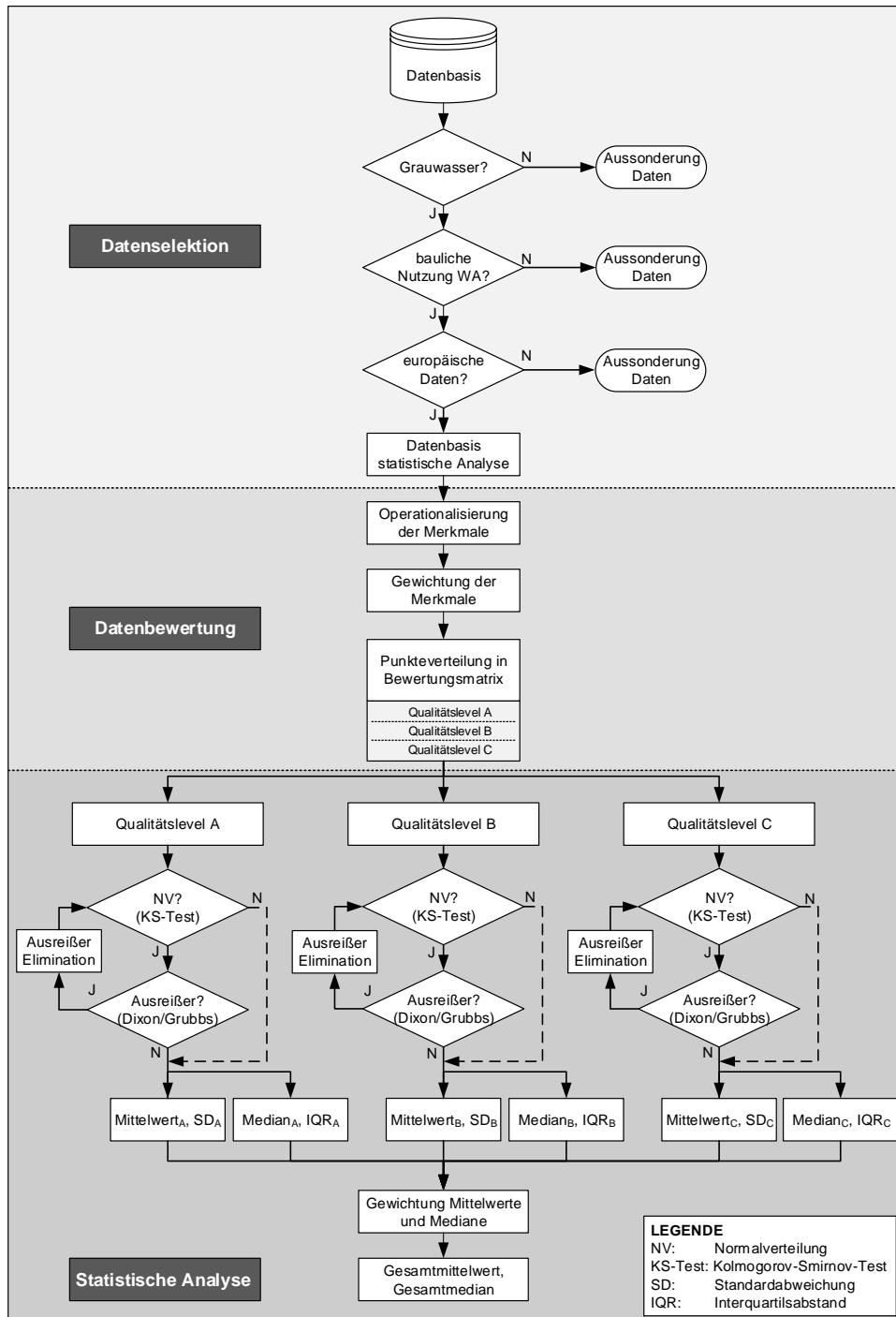


Abb. 3-7: Schematischer Ablauf der Literaturdatenauswertung

3.7.3 Darstellung der Ergebnisse

Die Ergebnisse der gewichteten statistischen Datenanalyse werden grafisch als Box-Whisker-Plots (Box-Plots) dargestellt. Eine Untergliederung der Ausreißerwerte erfolgt auf Grundlage der Interquartilsabstände. Werte, die nicht weiter als drei Interquartilsabstände vom ersten bzw. dritten Quartil entfernt sind, werden als Ausreißer betrachtet. Bei größeren Abständen handelt es sich um Extremwerte [Kähler, 2011]. Abbildung 3-8 zeigt die Aufschlüsselung zu den statistischen Kennwerten in den Box-Plots. Neben der grafischen Präsentation werden die gewichteten Kennwerte sämtlicher Parameter tabellarisch angegeben. Die Resultate der ungewichteten Datenanalyse werden den gewichteten Ergebnissen im Text gegenübergestellt.

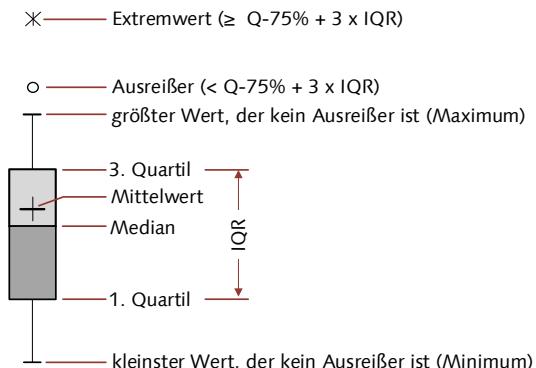


Abb. 3-8: Erläuterung der statistischen Kennwerte im Box-Whisker Plot

3.7.4 Ergebnisse und Diskussion der Literaturdatenauswertung

Bei einem Signifikanzniveau α von 5 % konnte die Nullhypothese, dass die Datenreihen der drei Qualitätslevel für die betrachteten Parameter einer Normalverteilung folgen, in etwa 90 % der Fälle bestätigt werden. Für einige Parameter konnte kein KS-Test auf Normalverteilung durchgeführt werden, da die Anzahl der Datensätze zu gering war (vgl. Tabelle 3-4).

Für die ungewichtete Literaturdatenauswertung mussten die Nullhypotesen einer Normalverteilung für die zwei Parameter Volumenstrom und Trockensubstanzgehalt verworfen werden. In der nachstehenden Tabelle 3-4 für die Qualitätslevel der gewichteten Literaturdatenanalyse und der ungewichteten Literaturdatenauswertung die Parameter aufgelistet, die nicht normalverteilt sind.

Tab. 3-4: Datensätze ohne Normalverteilung (NV)

Auswertung	Datenbasis	Parameter ohne NV
gewichtet	Qualitätslevel A	T↓
	Qualitätslevel C	pH↓, PO ₄ -P↓
ungewichtet	Gesamtdaten	Q, TS
↓ zu geringe Datenbasis für den KS-Test		

3.7.4.1 Grauwasservolumenstrom

Abbildung 3–10 und Tabelle 3–5 fassen die ermittelten statistischen Kennwerte für den einwohnerspezifischen Grauwasservolumenstrom zusammen. Der gewichtete Gesamtmedian (M_{ges}) und -median (MD_{ges}) errechnet sich zu 78 bzw. 72 l/(E•d). Damit lagen die gewichteten Kennwerte in derselben Größenordnung wie der ungewichtete Mittelwert bzw. Median, welche 80 l/(E•d) und 72 l/(E•d) betragen. Der durchschnittliche einwohnerspezifische Grauwasseranfall von 78 l/(E•d) bzw. 80 l/(E•d) lag geringfügig über dem in der DWA-A 272 (2014) vorgeschlagenem Wert von 75 l/(E•d) und spiegelte damit diesen Kennwert für die häusliche Grauwassermenge pro Kopf und Tag gut wider. Die Minimal- und Maximalwerte über den Datenbestand zeigten eine weite Streuung und schwankten zwischen 18,5 – 157 l/(E•d). Für die einzelnen Qualitätsstufen A, B und C betrugen die Mittelwerte 78, 74 und 87 l/(E•d).

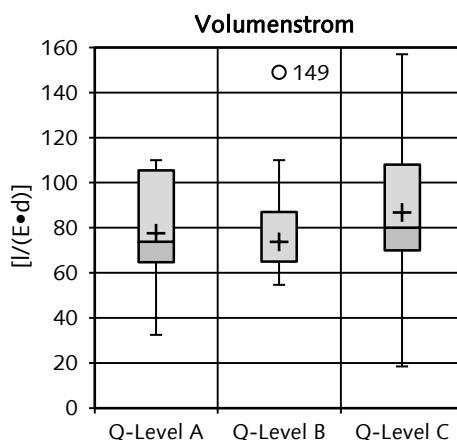


Abb. 3-9: Einwohnerspezifischer Grauwasservolumenstrom

Tab. 3-5: Gewichtete Literaturdatenauswertung der einwohnerspezifischen Grauwassermenge

Parameter		Volumenstrom		
Unit		l/(E•d)		
Q-Level		A	B	C
Gew.	50%	35%	15%	
n	20	20	21	
M	78	74	87	
SD	27	11	35	
MD	74	65	80	
IQR	41	22	38	
Q-25%	65	65	70	
Q-75%	106	87	108	
P-85%	110	96	112	
Range	32,5 - 110	54,7 - 110	18,5 - 157	
M _{gew}	78			
MD _{gew}	72			

3.7.4.2 Chemisch-physikalische Parameter und Inhaltsstoffe

Im folgenden Abschnitt werden die chemisch-physikalischen Charakteristika sowie die Inhaltsstoffe von Grauwasser auf Grundlage der statistischen Literaturdatenanalyse zusammengefasst. Die Parameterliste umfasst den pH-Wert, die Temperatur, den Trockensubstanzgehalt (TS), die organische Verunreinigung CSB und BSB₅ sowie die Makronährstoffe Stickstoff (TN, NH₄-N) und Phosphor (TP, PO₄-P).

pH-Wert und Temperatur

Für den physikalischen Parameter pH-Wert wurden ein gewichteter Gesamtmittelwert und -median in der Nähe des Neutralpunktes von pH 7,1 bzw. pH 7,0 festgestellt. Das Ergebnis der ungewichteten Literaturdatenanalyse ergab für den Mittel- und Medianwert einen pH-Wert von pH 7,1. Die Schwankungsbreite lag zwischen pH 6,7 und 7,8 und war geringfügig niedriger als der pH-Wert kommunalen Abwassers von etwa pH 7,5 – 8,0 [Imhoff K. & Imhoff K. R., 2007]. Im gewichteten Mittel betrug die Temperatur von Grauwasser 26° C (Median 25,6 °C) und ist ca. 10 % höher als das ungewichtete Mittel von 23,5 °C (Median 18,8°C). Die Datengrundlage zeigte einen Schwankungsbereich von 11 °C bis 50 °C. Für die drei Qualitätsstufen A bis C spreizten die Mittelwerte in einem Bereich von 18 – 30,7 °C. Das durchschnittliche

Temperaturniveau von Grauwasser ist höher als von kommunalem Abwasser im Kanalsystem, welches Temperaturen von rd. 15 °C im Jahresmittel und Spitzenwerte von ca. 20 °C im Sommer aufweist [DWA, 2010; Koppe & Stozek, 1999]. Es entspricht dem Niveau von gemischten häuslichem Abwasser in Gebäuden von etwa 16 – 26 °C [Brunk et al., 2012; van Velsen & Benz, 2013; Wanner, 2009]. Die statistischen Kennwerte für den pH-Wert und die Temperatur sind Tabelle 3–6 bzw. Abbildung 3–10 aufgeführt.

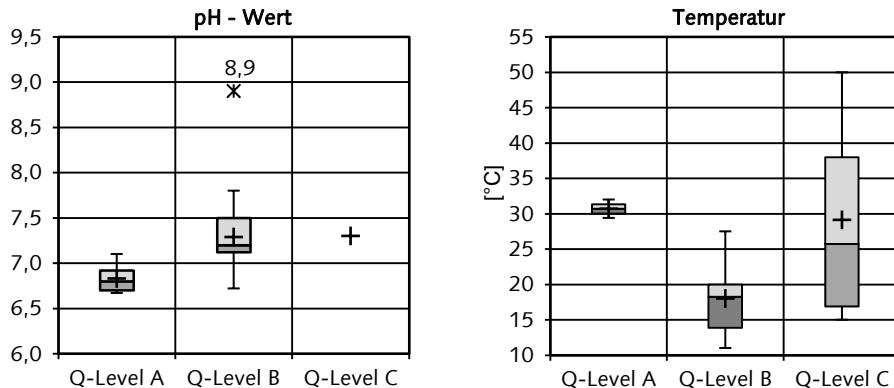


Abb. 3-10: Box-Plots der pH-Werte (links) und Temperaturen (rechts) auf Grundlage der gewichteten Literaturdaten

Tab. 3-6: Gewichtet Literaturdatenauswertung der pH-Werte und Temperaturen

Parameter	pH-Wert			Temperatur		
Unit	–			°C		
Q-Level	A	B	C	A	B	C
Gew.	50%	35%	15%	0,5	0,35	0,15
n	7	14	1	2	6	4
M	6,8	7,3	7,3	30,7	18	29,1
SD	0,2	0,3	–	1,8	5,9	16,3
MD	6,8	7,2	7,3	30,7	18,3	25,8
IQR	0,2	0,4	–	1,3	6,1	21,1
Q-25%	6,7	7,1	–	30,1	13,9	16,9
Q-75%	6,9	7,5	–	31,4	20	38
P-85%	7	7,5	–	31,6	21,9	42,8
Range	6,7 - 7,1	6,7 - 7,8	–	29,4 - 32	11 - 27,5	15 - 50
M _{gew}	7,1			26		
MD _{gew}	7			25,6		

Trockensubstanzgehalt

In Abbildung 3-11 und Tabelle 3-7 sind die statistischen Kennwerte für die gewichteten einwohnerspezifischen TS-Frachten zusammengefasst. Eine deutliche Abweichungen war zwischendem Gesamtmittelwert und -median zu beobachten. Während der Mittelwert der bei Fracht 19 g/(E•d) lag, betrug der korrespondierende Median lediglich 11 g/(E•d). Die Auswertung der ungewichteten Datensätze führte zu einem höheren Mittelwert und Median von 20,2 g/(E•d) bzw. 11,4 g/(E•d). Mit einer Spanne von 10 – 14 g/(E•d) befanden sich die TS-Frachten von Grauwasser in derselben Größenordnung wie der Wert des Arbeitsblattes DWA-A 272 (2014) von 13 g/(E•d). Die TS-Frachten zeigten insgesamt einen weiten Schwankungsbereich mit Minimal- und Maximalwerten

von 0,7 g/(E•d) bzw. 71 g/(E•d). Für die Qualitätslevel A, B und C lagen die Mittelwerte der einwohner-spezifischen TS-Frachten zwischen 24,9 g/(E•d) und 26 g/(E•d), die Mediane variierten zwischen 10 – 14 g/(E•d).

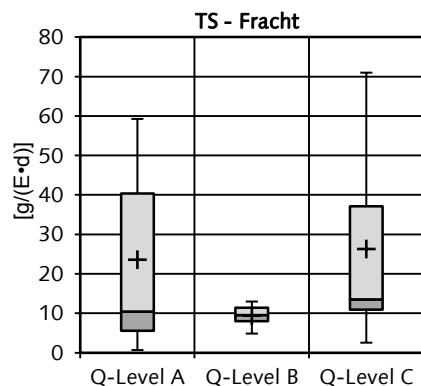


Abb. 3-11: TS-Frachten auf Grundlage der gewichteten Literaturdaten

Tab. 3-7: Gewichtete Literaturdatenauswertung der einwohnerspezifischen TS-Frachten

Parameter	TS		
Unit	g/(E•d)		
Level	A	B	C
Gew.	50%	35%	15%
n	12	10	11
M	24	9	26
SD	23	3	26
MD	10	10	14
IQR	35	3	26
Q-25%	6	8	11
Q-75%	40	11	37
P-85%	48	12	63
Range	0,7 - 59	5 - 13	2,6 - 71
M _{gew}	19		
MD _{gew}	11		

CSB und BSB₅

Für die organischen Parameter BSB₅ und CSB errechneten sich die gewichteten Gesamtmittelwerte der einwohnerspezifischen Frachten zu 18 g/(E•d) und 41 g/(E•d). Die Mediane der Frachten betrugen 17 g/(E•d) für den BSB₅ und 44 g/(E•d) für den CSB (vgl. Tabelle 3–8 und Abbildung 3–12). Diese Werte hatten dieselbe Größenordnung wie die Ergebnisse der ungewichteten Literaturdatenanalyse, die BSB₅- und CSB-Mittelwerte von 18 g/(E•d) bzw. 41,6 g/(E•d) aufwies. Zur Berechnung der Frachten wurden 55 Datensätzen herangezogen.

Bezogen auf den gewichteten Gesamtmittelwert betrug das CSB : BSB₅-Verhältnis 2,3 : 1. Es lag damit geringfügig über dem CSB : BSB₅-Verhältnis kommunalen Rohabwassers von rd. 2 : 1, so dass eine gute aerobe biologische Abbaubarkeit angenommen werden darf [Koppe & Stozek, 1999]. Die Mediane der einwohnerspezifischen BSB₅- und CSB-Frachten von Grauwasser lagen in der Dimension der Werte des Arbeitsblattes DWA-A 272 (2014) von 18 g/(E•d) und 47 g/(E•d). Damit entsprachen die BSB₅- und CSB-Frachten rd. 30 % bzw. 34 % der Fracht häuslichen Abwassers [ATV-DVWK A 198, 2003].

Für die Qualitätslevel ergaben sich BSB₅- und CSB-Frachtmittelwerte zwischen 17 – 19 g/(E•d) bzw. 41 – 42 g/(E•d). Insgesamt lagen die Mittelwerte und Mediane sowohl bei der Gesamtbetrachtung als auch zwischen den drei unterschiedlichen Qualitätsgruppen relativ eng beieinander. Die minimalen und maximalen Frachten wiesen eine weite Streubreite von 5,4 – 36,5 g/(E•d) für den BSB₅ respektive 11 – 103 g/(E•d) für den CSB auf.

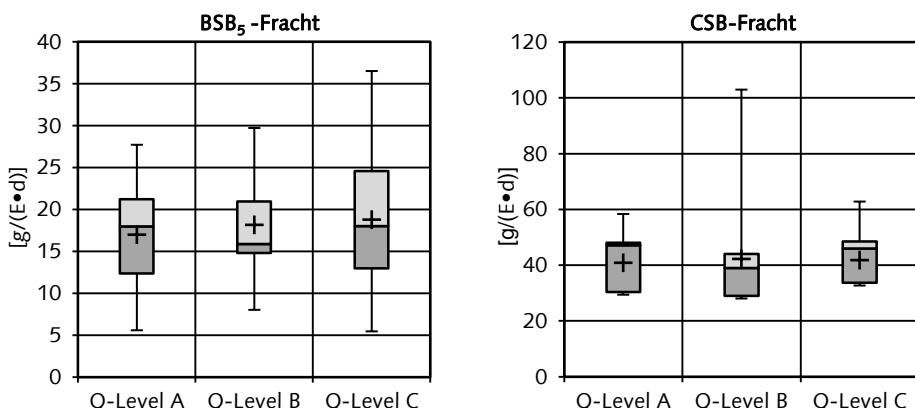


Abb. 3-12: Einwohnerspezifische BSB₅- und CSB-Frachten auf Grundlage der gewichteten Literaturdaten

Tab. 3-8: Gewichtete Literaturdatenauswertung der CSB- und BSB₅-Frachten

Parameter	BSB ₅			CSB		
Unit	g/(E•d)			g/(E•d)		
Level	A	B	C	A	B	C
Gew.	50%	35%	15%	50%	35%	15%
n	14	10	15	18	21	16
M	17	18	19	41	42	42
SD	6	7	8	13	20	13
MD	18	16	18	47	39	46
IQR	9	6	12	18	15	15
Q-25%	12	15	13	30	29	34
Q-75%	21	21	25	48	44	49
P-85%	23	25	26	49	58	52
Range	5,6 - 27,7	8 - 29,7	5,4 - 36,5	11 - 58	19 - 103	15 - 63
M _{gew}	18			41		
MD _{gew}	17			44		

Gesamtstickstoff und Ammonium-Stickstoff

Der gewichtete Gesamtmittelwert und -median der einwohnerspezifischen TN-Frachten betrug 1,2 g/(E•d) und war etwas höher als das ungewichtete Mittel von 1,1 g/(E•d). Für NH₄-N wurden ein gewichteter Mittel- und Medianwert von 0,23 g/(E•d) sowie 0,19 g/(E•d) ermittelt. Im Vergleich mit dem ungewichteten NH₄-N-Mittelwert von 0,26 g/(E•d) lag der gewichtete Wert geringfügig niedriger. Der ungewichtete NH₄-N-Median betrug 0,18 g/(E•d). Die Mediane der gewichteten und ungewichteten Literaturdatenanalyse stimmten gut übereinstimmten. Die TN-Gehalte in Grauwasser waren um den Faktor 4,5 bis 6 höher als die des anorganischen NH₄-N, was den Schluss zulässt, dass Stickstoff vorwiegend organisch gebunden und noch nicht hydrolysiert vorliegt. Mit einer mittleren einwohnerspezifischen TN-Fracht von 1,1 g/(E•d) bzw. 1,2 g/(E•d) korrespondierten der ungewichtete und gewichtete Mittelwert gut mit der Empfehlung der DWA von 1 g/(E•d) [DWA-A 272, 2014]. Die Stickstofffracht von Grauwasser entsprach etwa 11 % der Fracht häuslichen Rohwassers [ATV-DVWK A 198, 2003].

Für die Qualitätslevel A, B und C ergaben sich die durchschnittlichen TN- und NH₄-N-Frachten zu rd. 0,9 – 1,3 g/(E•d) respektive 0,1 – 0,4 g/(E•d). Die Minimal- und Maximalwerte über den Datenbestand zeigten für die Parameter TN und NH₄-N eine Streuung zwischen 0,37 – 2,88 g/(E•d) und 0,17 – 1,06 g/(E•d) (vgl. Abbildung 3-13 und Tabelle 3-9).

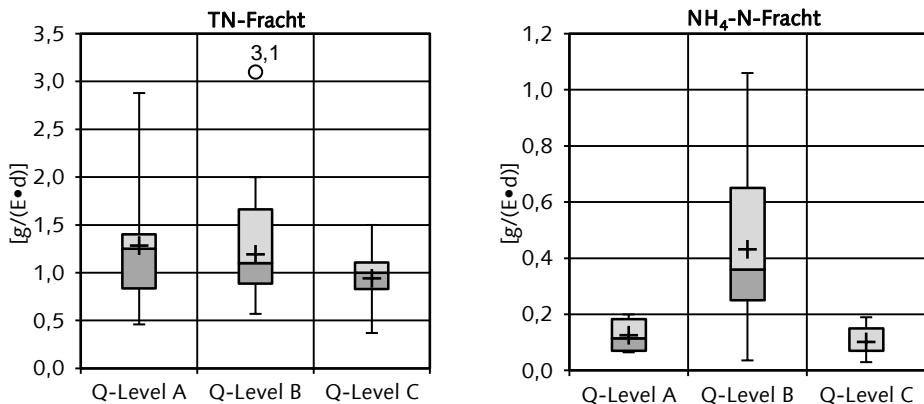


Abb. 3-13: TN- und NH₄-N -Frachten auf Grundlage der gewichteten Literaturdaten

Tab. 3-9: Literaturdatenauswertung der einwohnerspezifischen TN- und NH₄-N-Frachten

Parameter	TN			NH ₄ -N			
	Unit	g/(E•d)		A	B	C	
Level		A	B	C	A	B	C
Gew.		50%	35%	15%	50%	35%	15%
n		18	18	18	6	9	5
M		1,28	1,19	0,94	0,13	0,43	0,1
SD		0,66	0,45	0,3	0,06	0,34	0,07
MD		1,25	1,1	1	0,12	0,36	0,07
IQR		0,57	0,78	0,28	0,11	0,4	0,08
Q-25%		0,84	0,89	0,83	0,07	0,25	0,07
Q-75%		1,4	1,66	1,11	0,18	0,65	0,15
P-85%		1,67	1,71	1,19	0,19	0,71	0,17
Range		0,46 - 2,88	0,57 - 2	0,37 - 1,5	0,07 - 0,2	0,04 - 1,06	0,03 - 0,19
M _{gew}		1,2		0,23			
MD _{gew}		1,2		0,19			

Gesamtphosphor und Ortho-Phosphat-Phosphor

Für die einwohnerspezifischen TP- und PO₄-P-Frachten betragen die gewichteten Gesamtmittelwerte und -medianen 0,46 g/(E•d) und 0,49 g/(E•d) sowie 0,25 g/(E•d) und 0,22 g/(E•d) (vgl. Abbildung 3-14 und Tabelle 3-10). Die Ergebnisse der ungewichteten Literaturdatenanalyse ergaben einen vergleichbaren TP-Frachtmittelwert von 0,44 g/(E•d) (Median 0,5 g/(E•d)) und eine 28 % höhere PO₄-P-Fracht von 0,32 g/(E•d). Für die minimalen und maximalen einwohnerspezifischen TP-Frachten konnte ein Schwankungsbe- reich von 0,07 – 0,77 g/(E•d) festgestellt werden. Die Streuungsbreite der PO₄- P-Fracht lag zwischen 0,03 – 1,35 g/(E•d). Die Kalkulation des TP : PO₄-P- Verhältnisses auf Grundlage der gewichteten Mittelwerte und Medianen, ergab einen Wertebereich von rd. 1,85 – 2,2. Bezogen auf die gewichteten Mittelwerte errechnete sich das BSB₅ : TN : TP-Verhältnis zu 100 : 6,3 : 1,4. Dies entspricht ungefähr dem optimalen Nährstoffverhältnis zur aeroben Abwasser- behandlung von 100 : 5 : 1. Im Ergebnis zeigte die Literaturdatenanalyse eine vergleichbare einwohnerspezifische Fracht wie der Wert des Arbeitsblattes DWA-A 272 (2014) von 0,5 g/(E•d). Etwa 27 % der Phosphorfracht gemischten häuslichen Abwassers entfallen somit auf den Grauwasserteilstrom.

Die Qualitätsstufen A, B und C wiesen Medianwerte der TP-Fracht von 0,45 – 0,51 g/(E•d) auf. Für den Parameter PO₄-P streuten die Medianwerte der drei Qualitätslevel zwischen 0,17 – 0,79 g/(E•d). Insgesamt zeigte die Datenlage bzgl. der Phosphorverbindungen Inkonsistenzen, da beispielsweise für die PO₄-P-Fracht in Qualitätslevel C ein größerer Mittelwert als für die TP- Fracht festgestellt wurde. Dieser Widerspruch ist wahrscheinlich auf die lückenhafte Datenlage in Kombination mit einer relativ geringen Anzahl von Einzelwerten für den Parameter PO₄-P zurückzuführen und lässt den Schluss zu, dass eine Verdichtung der Datenbasis erforderlich ist.

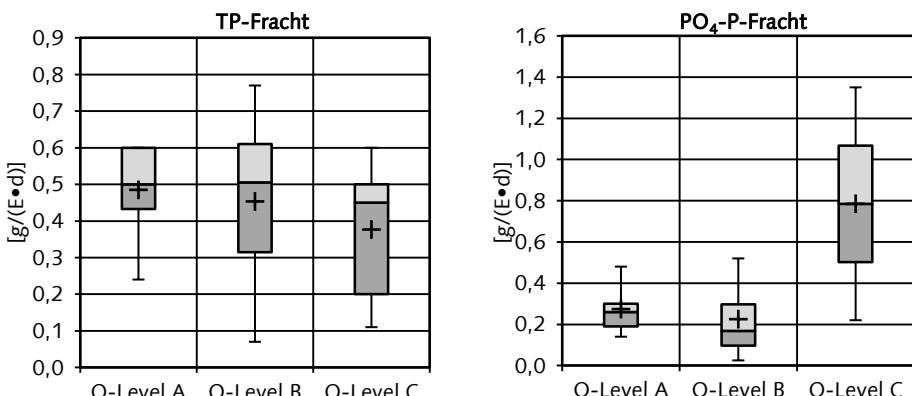


Abb. 3-14: TP- und PO₄-P-Frachten auf Grundlage der gewichteten Literaturdaten

Tab. 3-10: Literaturdatenauswertung der einwohnerspezifischen TP- und PO₄-P-Frachten

Parameter	TP			PO ₄ -P		
Unit	g/(E•d)			g/(E•d)		
Level	A	B	C	A	B	C
Gew.	50%	35%	15%	50%	35%	15%
n	18	20	18	5	8	2
M	0,49	0,45	0,38	0,27	0,23	-0,79
SD	0,11	0,2	0,17	0,13	0,19	0,8
MD	0,5	0,51	0,45	0,26	0,17	0,79
IQR	0,17	0,3	0,3	0,11	0,2	0,57
Q-25%	0,43	0,32	0,2	0,19	0,1	0,5
Q-75%	0,6	0,61	0,5	0,3	0,3	1,07
P-85%	0,6	0,64	0,51	0,37	0,49	1,18
Range	0,24 - 0,6	0,07 - 0,77	0,11 - 0,6	0,14 - 0,48	0,03 - 0,52	0,22 - 1,35
M _{gew}	0,46			0,25		
MD _{gew}	0,49			0,22		

3.7.5 Diskussion der Bewertungsmethode

Zur Bewertung der Literaturdaten des Stoffstroms Grauwasser wurde eine Methode entwickelt, die ähnliche Beurteilungskriterien wie die „General Assessment Factors“ der USEPA (2003) und der Ansatz von Tielemans et al. (2002) anwendet.

Das Ziel der Datenbewertung war eine Differenzierung von Literaturdaten nach deren Qualität, um anschließend gewichtete Mittel- bzw. Medianwerte zu errechnen. Gut dokumentierte Datensätze, die eine höhere Qualität aufwiesen, wurden im Zuge der Literaturdatenanalyse stärker gewichtet und damit – entsprechend ihrer Bedeutung – stärker im Gesamtergebnis berücksichtigt. Im Rahmen der Validierung der Methode wurde eine ungewichtetet Auswertung der selektierten Datensätze durchgeführt. Dieser Untersuchung lag die Annahme zugrunde, dass die Ergebnisse der gewichteten und ungewichteten Literaturdatenanalyse voneinander abweichen und die Resultate der gewichteten Analyse eine bessere Eingrenzung von Zulauffrachten für Grauwasserbehandlungsanlagen ermöglichen.

Grundsätzlich kann eine quantitative Analyse von Literaturdaten nur so gut sein, wie die zugrunde liegende Datenbasis. Da die Abschätzung der tatsächlichen Qualität einer Studie bzw. der Qualität der Ergebnisse nicht möglich ist, bestand lediglich die Option Literaturdaten indirekt anhand ihrer Dokumentation zu beurteilen. Der aufgestellte Kriterienkatalog erwies sich als

geeignet zur Bewertung von Literaturdaten, wenn auch einige der Bewertungsfaktoren, wie bspw. das Alter der Publikation oder die Art des Peer-Reviews Begutachtung relativ schwache Kriterien sind. Dennoch zeigte sich die Kombination der Kriterien insgesamt als geeignet, um eine Differenzierung der Datensätze nach deren Dokumentationsqualität vorzunehmen. Eine Erweiterung des Kriterienkataloges ist generell möglich, um eine weitergehende Differenzierung von Literaturdaten zu erreichen, dies bedingt aber eine dichtere Dokumentation des Studiendesigns.

Aufgrund der Clusterung der Daten im Rahmen der Qualitätsbewertung konnte in den meisten Fällen ein Heterogenitätszuwachs von A nach C beobachtet werden, d. h. dass höhere Qualitätslevel auch eine höhere Homogenität bzw. geringere Streuung der Wertebasis aufwiesen. Zum Vergleich der unterschiedlichen Streuungen wurde der Variationskoeffizient CV als Dispersionsmaß genutzt. Bezogen auf die Parameter der statistischen Auswertung war der Variationskoeffizient von Qualitätslevel A in 60 % aller Fälle geringer als von den Qualitätsstufen B oder C. Auch im Vergleich zu der ungewichteten Literaturdatenauswertung weist Qualitätslevel A eine deutlich geringere Dispersion der Literaturwerte auf. Die parameterbezogenen Variationskoeffizienten der drei Qualitätslevel und des Literaturdatengesamtbestandes sind Anhang 3–5. dargestellt.

Die vorgestellte Methodik zur Bewertung unterliegt verschiedenen Limitationen, die z. T. auf die vorliegende Datenbasis zurückgeführt werden können. Durch die Clusterung in Qualitätslevel ergaben sich mitunter sehr kleine Fallzahlen für die statistischen Analysen, wodurch sich die statistische Aussagekraft der Auswertungen abschwächt. Ein Nachteil der vorgestellten Bewertungsmethode ist die höhere Komplexität der mathematischen Berechnung, da die statistischen Analysen für alle Qualitätsstufen separat durchzuführen sind und erst anschließend die Ermittlung der Gesamtmittelwerte bzw. -medianen erfolgt. Dieses Manko der Bewertungssystematik könnte aber durch eine weitgehende Automatisierung der Auswertung abgefangen werden.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Bewertungsmethode aufgrund der Differenzierung der Daten in unterschiedliche Qualitätsniveaus die Ermittlung gewichteter Mittelwerte/ Medianen erlaubt. Datensätze hoher Güte flossen stärker in das Endergebnis ein. Der entwickelte Ansatz war damit geeignet, heterogene Literaturdaten gewichtet zu bewerten. Andererseits hatten die Mittelwerte der gewichteten und ungewichteten Literaturdatensätze vergleichbare Größenordnungen. Die durchschnittliche Abweichung zwischen den Mittelwerten der beiden statistischen Analysen lag bei 6,9 %. Es ist daher fraglich, ob der höhere Berechnungsaufwand der gewichteten Analyse gerechtfertigt ist, wenn er keinen zusätzlichen Mehrwert bringt. Insgesamt muss daher

konstatiert werden, dass sich das Werkzeug einer gewichteten Datenanalyse für diesen Anwendungsfall nicht bewähren konnte.

3.8 Zusammenfassung der Literaturdatenanalyse

Im Rahmen einer Literaturstudie wurde eine systematische Erfassung und Aufbereitung von Daten zur Grauwasserbeschaffenheit durchgeführt, um einen Überblick über Angaben zu einwohnerspezifischen Frachten und Volumenströmen von Grauwasser zu erhalten. Bis dato veröffentlichte Literaturstudien zur Charakteristik von Grauwasser beruhen häufig auf einer geringen Anzahl von Originalquellen und / oder konzentrieren sich nicht auf den europäischen Raum.

Die Literaturstudie zeigte, dass für die meisten Parameter eine relativ gute Datenlage vorhanden ist. Das zentrale Problem der Literaturstudie war die inhomogene Datenqualität. Häufig war den Literaturquellen nicht zu entnehmen, wie die Werte erhoben wurden oder ob die angegebenen Parameter aus anderen Publikationen übernommen wurden. Abweichende Definitionen von Grauwasser und fehlende Angaben zum Untersuchungsdesign beeinträchtigen zusätzlich die Vergleichbarkeit von Literaturwerten. Es konnten nur wenige Publikationen ermittelt werden, deren wissenschaftliches Untersuchungsziel eine fundierte Charakterisierung des Stoffstroms Grauwasser war. Vielmehr zeigte sich, dass in den meisten Publikationen die Beschaffenheit des Grauwassers nur ein untergeordnetes Untersuchungsziel war und der Forschungsschwerpunkt auf der Eignung verschiedener Verfahren zur Grauwasserreinigung gelegt war. Da die publizierten Parameter eine große Schwankungsbreite aufwiesen, sind Aussagen zur Beschaffenheit von Grauwasser auf der Grundlage von Literaturdaten mit großen Unsicherheiten behaftet.

Anlässlich der heterogenen Datenlage wurde eine Bewertung der Originalquellen durchgeführt, um Datensätzen hoher Qualität zu identifizieren und damit die Schwächen der Literaturdatensammlung auszugleichen. Die entwickelte Bewertungsmethode basiert auf einem Kriterienkatalog, der aus der Struktur der Bewertungsmatrix abgeleitet wurde. Zuerst erfolgte die Selektion der Datensätze nach definierten Kriterien. Anschließend wurden mittels der Methode des Paarvergleichs alle aufgestellten Kriterien bzw. Unterscheidungsmerkmale systematisch gegenübergestellt, um deren Priorität zu ermitteln und die Punktwerte für die einzelnen Merkmalsausprägungen festzulegen. Im Zuge der Bewertung wurden den Unterscheidungsmerkmalen jedes Datensatzes in der Bewertungsmatrix die ermittelten Punktwerte zugewiesen und diese Einzelbewertungen zu einer Gesamtpunktsumme addiert. Auf Grundlage des prozentualen Erfüllungsgrades bezogen auf die Gesamtpunktzahl wurden die Datensätze den Qualitätsleveln A, B und C zugeordnet. Unter Berücksichtigung der

den Qualitätsstufen zugewiesenen Gewichtungsfaktoren erfolgte abschließend die Bildung von Gesamtmittelwerten und -medianen. Parallel zu der gewichteten Literaturdatenbewertung wurden die selektierten Datensätze einer ungewichteten statistischen Datenanalyse unterzogen und beide Ergebnisse miteinander verglichen. Da die Ergebnisse der gewichteten und ungewichteten Datenauswertung keine wesentlichen Abweichungen zeigten, erwies sich die Methode der gewichteten Datenbewertung für den vorgesehenen Anwendungsfall als nicht zweckmäßig.

Die Ergebnisse der statistischen Datenanalyse für die grauwasserrelevanten Parameter wurden in Kapitel 3.6 präsentiert und diskutiert. Eine gute Datenlage wurde angenommen, wenn mehr als 50 Literaturwerte für die Analyse zur Verfügung standen, eine schlechte bei weniger als 30 Werten. In Tabelle 3-11 werden die Ergebnisse der gewichteten und ungewichteten Literaturdatenanalyse den Empfehlungen des DWA-A 272 (2014) gegenübergestellt. Das mittelwertbezogene **CSB : BSB₅-Verhältnis der gewichteten und ungewichteten Literaturdaten** beträgt **2,3**. Es liegt damit in der **Größenordnung kommunalen Abwassers**. Im Vergleich zu kommunalem Abwasser mit einem **BSB₅ : TN : TP-Verhältnis** von etwa **100 : 20 : 5**, ist das Nährstoffverhältnis von Grauwasser mit **100 : 6,7 : 2,6** niedriger. Insgesamt kann von einem ausreichenden Nährstoffverhältnis (100 : 5 : 1) mit einem geringfügigen molaren Überschuss an TN und TP ausgegangen werden, so dass eine gute aerobe biologische Behandlung möglich ist [ATV, 1997; Koppe & Stozek, 1999].

Tab.3-11: Ergebnisse der Literaturdatenauswertung im Vergleich zum DWA-A 272 (2014)

Parameter	n	Unit	Daten-qualität ¹⁾	M _{gew}	MD _{gew}	M _{ug}	MD _{ug}	Range	DWA-A 272
Volumen	61	l/(E•d)	++	78,0	72,0	79,0	70,0	18,5 – 157	75
pH-Wert	22	–	–	7,1	7,0	7,1	7,1	6,7 – 7,8	k.A.
Temperatur	12	°C	–	26,0	25,6	23,1	19,0	11 – 50	k.A.
TS	33	g/(E•d)	+	19,0	10,6	20,2	11,4	0,7 – 71	13
BSB ₅	42	g/(E•d)	+	18,0	17,0	18,0	18,0	5,4 – 37	18
CSB	55	g/(E•d)	++	41,0	44,0	42,0	42,0	11 – 103	47
TN	54	g/(E•d)	++	1,2	1,2	1,1	1,0	0,37 – 2,88	1
NH ₄ -N	20	g/(E•d)	–	0,23	0,19	0,26	0,18	0,03 – 1,06	k.A.
TP	56	g/(E•d)	++	0,46	0,49	0,44	0,5	0,07 – 0,77	0,5
PO ₄ -P	15	g/(E•d)	–	0,25	0,22	0,32	0,22	0,03 – 1,35	k.A.

¹⁾Datenqualität: (–) schlecht, < 30 Datensätze, (+) mittelmäßig, 30 ≤ Datensätze <50, (++) gut, ≥ 50 Datensätze.

4 Auswahl geeigneter Probenahmestandorte

4.1 Methodik zur Auswahl der Untersuchungsstandorte

Um belastbare Daten zur Charakterisierung der Volumenströme und stofflichen Zusammensetzung von Grauwasser für den deutschsprachigen Raum zu ermitteln, wurden sieben Messkampagnen an vier Untersuchungsstandorten durchgeführt. Intention dieser empirischen Untersuchungen war die Verbreiterung der Datenbasis zur Grauwasserbeschaffenheit, die Bilanzierung des Stoffstroms Grauwasser inklusive der Feststoffe sowie die Abschätzung einwohnerspezifischer Frachten als Auslegungskennwerte zur Bemessung von Grauwasserbehandlungsanlagen. Im Vorfeld der Testkampagnen wurde eine Bestandsanalyse zu Standorten mit Grauwasseranlagen durchgeführt. Die recherchierten Standorte wurden bzgl. ihrer orts- und objektspezifischen Randbedingungen bewertet. Besonders geeignete Standorte wurden vor Ort begutachtet, da für die Installation der Probenahmekonstruktion bestimmte bauliche Randbedingungen erfüllt sein mussten.

4.2 Bestandsanalyse und Auswahl der Untersuchungsstandorte

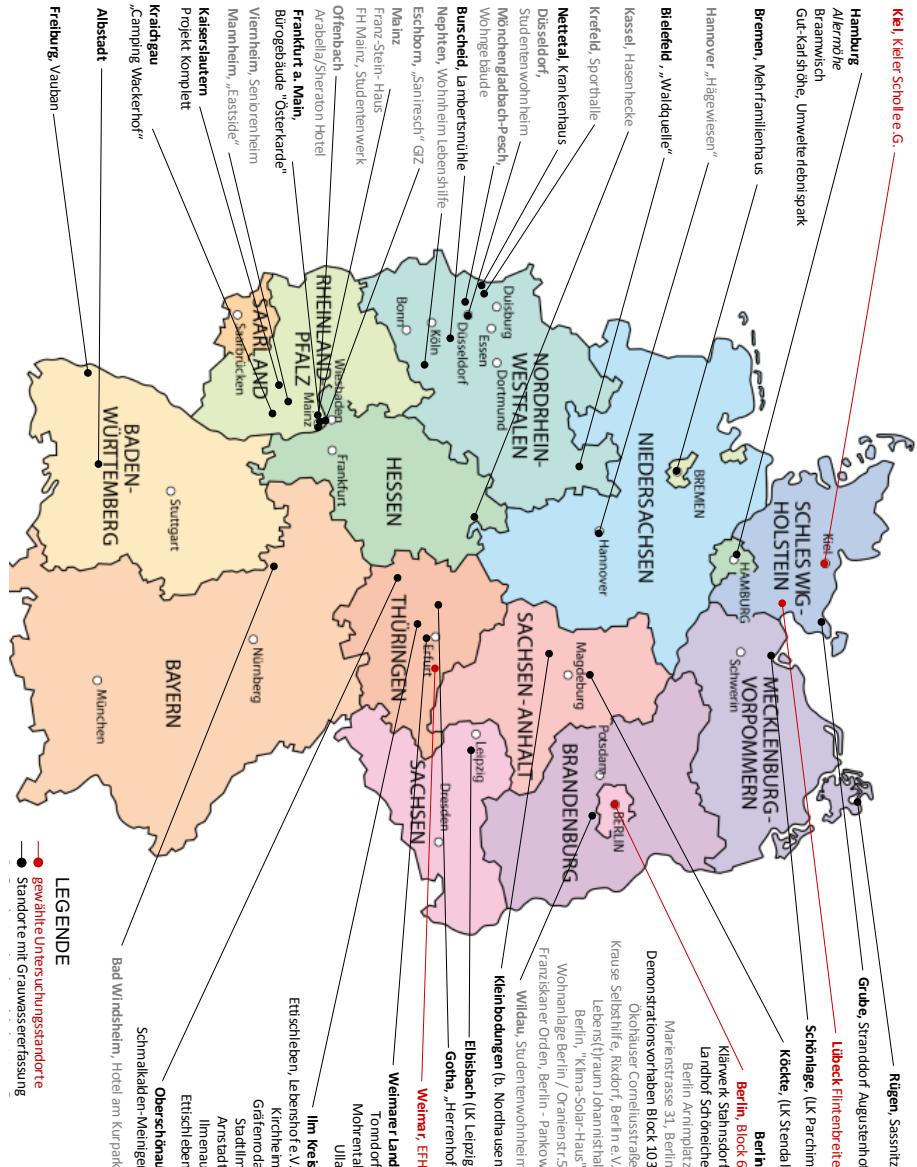
Ziel der Bestandsanalyse war es, geeignete Standorte mit Grauwassersystemen für Testkampagnen zu identifizieren. Der Fokus der Recherche lag auf Standorten, die den gesamten Grauwasserstrom erfassen. Die Lokalisierung potentieller Standorte erfolgte internetbasiert und wurde durch Angaben aus Fachpublikationen sowie sonstigen verfügbaren Literaturquellen ergänzt. Im Rahmen der Bestandsanalyse wurden die baulichen Randbedingungen und Basisdaten zu den Grauwasseranlagen in einer Tabelle aufgenommen. Im Ergebnis konnten 72 Grauwasseranlagen als potentielle Standorte identifiziert werden. Insgesamt 65 dieser Anlagen befinden sich in Deutschland und sieben liegen im europäischen Ausland. Abbildung 4–1 zeigt eine Übersichtskarte der bundesweit 65 bekannten Grauwasseranlagen. Die ausgewählten Untersuchungsstandorte sind in roter Schrift hervorgehoben. Standorte mit schwach belastetem Grauwasser sind in grauer, mit dem Grauwassergesamtstrom in schwarzer Schrift dargestellt.

Die erfassten Standorte wurden auf Grundlage der Basisdaten und baulichen Randbedingungen bzgl. ihrer Eignung strukturiert bewertet. Zur Bewertung der Untersuchungsstandorte wurde die Methode der Nutzwertanalyse (NWA) verwendet, um ein Ranking der Standorte zu erzeugen. Nutzwertanalysen basieren auf einer definierten Anzahl von Zielkriterien, welche entsprechend ihrer relativen Bedeutung gewichtet, separat bewertet und anschließend zu

einem Gesamtwert (Nutzwert) zusammengefasst werden [Maniak, 2013; Witte & Voigt, 1985]. Die Ermittlung des Nutzwertes erfolgt durch die vergleichende Untersuchung der Bewertungsobjekte und die Zuordnung von Zahlenwerten entsprechend dem geschätzten Grad der Zielerreichung [Hoffmeister, 2008]. In der folgenden Aufzählung werden die Bewertungskriterien für die NWA kurz erläutert:

- **Grauwassertyp:** An den Untersuchungsstandorten musste der Grauwassergesamtstrom anfallen.
- **Anschlussgröße des Objektes:** Die Standorte sollten über eine repräsentative Größe und möglichst hohe Nutzerzahl verfügen, um den Ausgleich von individuellen, räumlichen und zeitlichen Schwankungen des Grauwasseranfalls zu gewährleisten. Sofern keine Nutzeranzahl ermittelt werden konnte, wurde die Anzahl der Wohneinheiten als Ersatzkriterium herangezogen und die Anzahl der Nutzer anhand der durchschnittlichen Haushaltsgröße von 2,02 Personen abgeschätzt [Destatis, 2013b].
- **Bauliche Nutzung des Objektes:** Das Grauwasser potentieller Untersuchungsstandorte sollte aus häuslichen oder vergleichbaren Herkunftsgebieten stammen. Die Standorte wurden daher, in Anlehnung an die Baunutzungsverordnung, den Kategorien Wohnbauflächen, gemischte sowie gewerbliche Bauflächen zugeordnet [BauNVO, 1962 idF v. 2013].
- **Geografische Lage des Objektes:** Mit diesem Kriterium wurde die Distanz zum Untersuchungsstandort beurteilt.
- **Objektspezifische Randbedingungen:** Der Einbau des Probenahmesystems war an gewisse bauliche Anforderungen gebunden, diese mussten erfüllt sein.
- **Infrastruktur für das mobile Feldlabor:** Der Probenahmestandort musste entweder geeignete Räumlichkeiten, die als Laborräume genutzt werden konnten, oder eine Abstellfläche für den mobilen Feldlaborcontainer vorweisen. Für den Betrieb des Feldlabors mussten außerdem die bauseitige Energie- und Wasserversorgung sowie die Abwasserentsorgung sichergestellt sein.

Abb. 4-1: Übersichtskarte zu Grauwasserprojekten in Deutschland



In der Umsetzung der NWA wurde eine Punkteskala mit 1 = geringste, 2 = mittelmäßige und 3 = höchste Zielerreichung verwendet, um den Nutzwert zu kalkulieren. Die Bewertungskriterien mit den zugehörigen Gewichtungsfaktoren sind in Tabelle 4–1 zusammengefasst. Sämtliche Kriterien sowie das vollständige Punkteschema mit den Gewichtungen sind in Anhang 4–1 dargestellt. Die tabellarische Entscheidungsfindung mittels der NWA kann Anhang 4–2 entnommen werden.

Tab. 4-1: Bewertungskriterien der NWA mit den zugehörigen Gewichtungsfaktoren

Bewertungskriterium	Gewichtung
Grauwassertyp	30 %
Anschlussgröße	15 %
Bauliche Nutzung	15 %
Geografische Lage	10 %
Objektspezifische Randbedingungen	15 %
Infrastruktur für das mobile Feldlabor	15 %

Von den 65 Anlagenstandorten in Deutschland wurden 49 % als ungeeignet eingestuft, da sie schwach belastetes Grauwasser erfassen. Neun der recherchierten Standorte (14 %) verfügten über keine Grauwassersysteme, weil sie zum Zeitpunkt der Recherche noch in der Bau- oder Planungsphase waren, Projekte verworfen wurden oder inzwischen zurückgebaut worden waren. Das gesamte Grauwasser wird an 24 Standorten (37 %) erfasst. Auf Grundlage des Nutzwertes wurden sechs potentielle Standorte ausgewählt. Die Messkampagnen erfolgten an den grau hinterlegten Standorten in Tabelle 4–2.

Tab. 4-2: Auswahl der Untersuchungsstandorte (Probenahmestandorte grau hinterlegt)

Ifd.-Nr.	Projektname	Bundesland	Punktsumme	Rang
1	Berlin- Kreuzberg, Block 6	Berlin	3,00	1
2	Lübeck Flintenbreite	Schleswig-Holstein	2,90	2
3	Kieler Scholle e.G., Ökologische Siedlung am Moorwiesengraben	Schleswig-Holstein	2,80	3
4	Lebenshof Ettischleben e.V.	Thüringen	2,63	4
5	Hamburg – Allermöhe	Hamburg	2,60	5
6	Weimar, Einfamilienhaus ¹⁾	Thüringen	2,55	6

¹⁾ Ausgewählt aufgrund der unmittelbaren Nähe zum Untersuchungs- und Laborstandort

4.3 Beschreibung der Untersuchungsstandorte

Für die Hauptuntersuchungen wurden die Grauwasserstandorte „Berlin Block 6“ (BB6), „Lübeck Flintenbreite“ (LFB) und die „Ökologische Siedlung am Moorwiesengraben“ in Kiel (KMG) ausgewählt. Eine weitere Untersuchung konnte aufgrund der räumlichen Nähe zum Untersuchungs- und Laborstandort in einem Einfamilienhaus in Weimar (WE) realisiert werden.

Die Messkampagnen (MK) wurden über Zeiträume von 6 bis 12 Tagen durchgeführt, um schwankende Nutzerzahlen durch die relativ lange Versuchsdauer zu kompensieren. Der zeitliche Ablauf der Untersuchungen ist in Tabelle 4–3 zusammengefasst.

Tab. 4-3: Zeitlicher Ablauf der sieben durchgeföhrten Messkampagnen

MK-Nr.	Stadt	Standort	Kürzel-MK	Zeitraum	Versuchstage
1	Berlin	Berlin „Block 6“	BB6 I	12.11. – 18.11.2012	6
2	Berlin	Berlin „Block 6“	BB6 II	12.04. – 21.04.2013	10
3	Lübeck	Lübeck „Flintenbreite“	LFB I	20.11. – 02.12.2013	12
4	Berlin	Berlin „Block 6“	BB6 III	08.03. – 19.03.2014	10
5	Lübeck	Lübeck „Flintenbreite“	LFB II	17.05. – 27.05.2014	11
6	Weimar	Einfamilienhaus	WE	10.07. – 17.07.2014	8
7	Kiel	Kieler Scholle e.G., „Ökologische Siedlung KMG am Moorwiesen-graben“		18.09. – 25.09.2014	7

Eine Übersicht der Untersuchungsstandorte mit Angaben zur Anzahl der Wohneinheiten, der gemeldeten Einwohner sowie zum Abwassersystem zeigt Tabelle 4–4.

Tab. 4-4: Wohneinheiten, Nutzerzahlen und Systemvarianten der Untersuchungsstandorte

Standort	Wohneinheiten	Nutzerzahl	Systemvariante
BB6	20	51	Schwarzwasser 2- Stoffstromsystem: Grauwasser- und Schwarzwasserableitung im Freigefälle
LFB	12	43 – 45 ¹⁾	Schwarzwasser 2- Stoffstromsystem: Grauwasserableitung: Freigefälle; Schwarzwasserableitung: Vakuumsystem
KMG	21	44 – 46 ²⁾	Schwarzwasser 2- Stoffstromsystem: Grauwasserableitung: Freigefälle; Schwarzwasserableitung: Trockentoiletten
WE	1	2	Schwarzwasser 2- Stoffstromsystem: Grauwasser- und Schwarzwasserableitung im Freigefälle

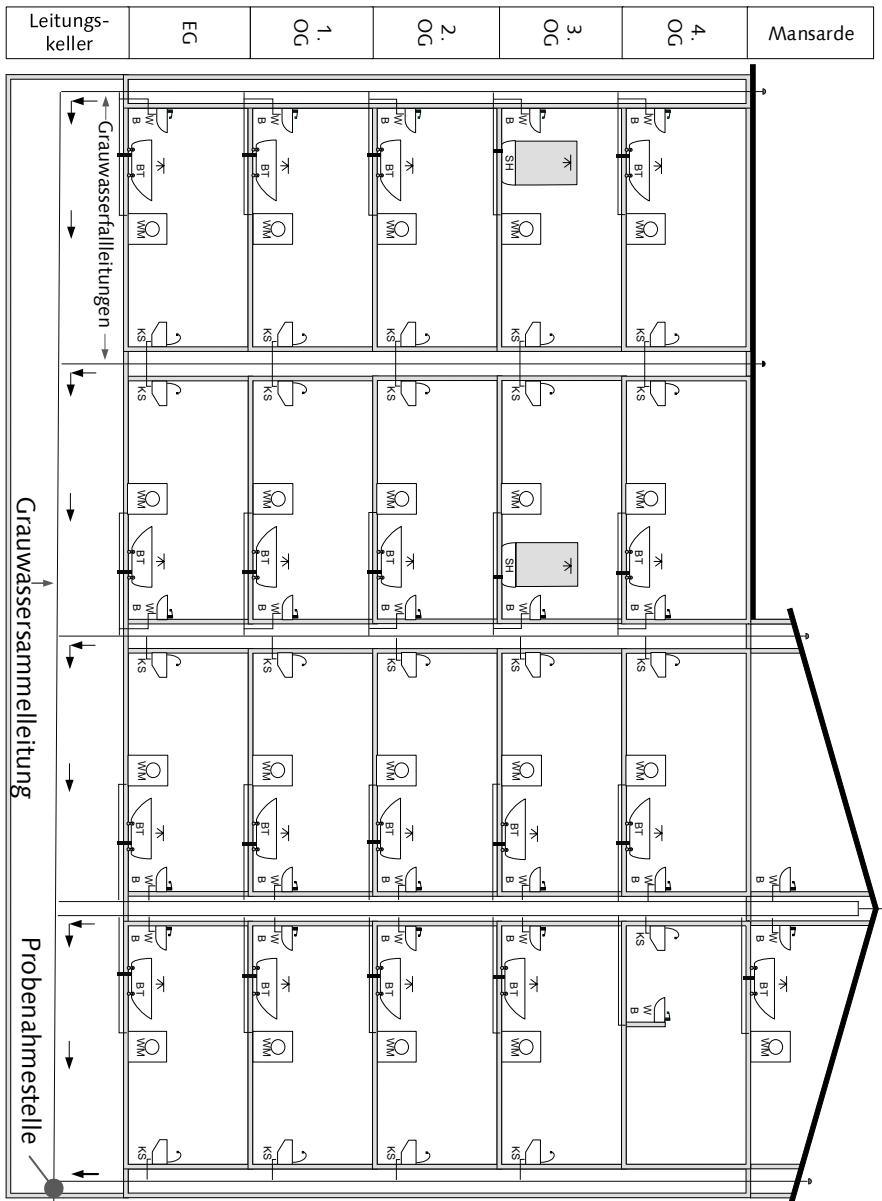
¹⁾ tagesgenaue Erfassung, 46 Personen gemeldet [Hansestadt Lübeck, 2013]
²⁾ tagesgenaue Erfassung, 56 Personen gemeldet [Bürgeramt Stadt Kiel, 2014]

4.3.1 Berlin „Block 6“

Das Demonstrationsprojekt Berlin „Block 6“, liegt in Berlin im Bezirk Friedrichshain Kreuzberg. Der Wohnblock in der Dessauer Straße/Bernburger Straße 26 befindet sich unweit des Potsdamer Platzes und umfasst 106 Wohnungen [Hunziker, 2007; Wolpensinger, 2010].

Bei dem Abwasserkonzept von „Block 6“ handelt es sich um ein Schwarzwasser-2-Stoffstromsystem. Der Schwarzwasserteilstrom wird über Spültoiletten erfasst und in die öffentliche Kanalisation eingeleitet. Das Grauwasser aus Duschen, Badewannen, Handwaschbecken, Küchen und Waschmaschinen wird in Freigefälleleitungen abgeleitet und in einer Grauwasserbehandlungsanlage aufbereitet. Etwa 10 m³ des täglichen Grauwasseranfalls von 14 – 18 m³ werden in der Grauwasserrecyclinganlage zu Betriebswasser aufbereitet und zur Toilettenspülung genutzt [Nolde, 2012b]. An das Grauwassersystem sind die Wohngebäude Dessauer Straße 9 – 15 und Bernburger Straße 26 mit insgesamt 71 Wohnungen und 207 Bewohnern sowie einem Kleingewerbebetrieb (Bäckerei & Café) angeschlossen [Bezirksamt Friedrichshain-Kreuzberg, 2012]. Abbildung 4–2 zeigt die schematische Darstellung der Grauwasserableitung im Untersuchungsobjekt mit Kennzeichnung der Probenahmestelle.

Abb. 4-2 Schematische Darstellung des Untersuchungsobjektes Berlin „Block 6“, Bernburgerstraße 26 mit Kennzeichnung der Probenahmestelle



4.3.2 Lübeck ökologische Siedlung „Flintenbreite“

Die ökologische Siedlung „Flintenbreite“ liegt in nördlicher Randlage der Hansestadt Lübeck im Stadtteil „Lübeck St. Lorenz-Nord“, Stadtbezirk „Dornbreite“. Im Endausbau sieht die Planung 45 Reihenhäuser, 12 Doppelhäuser, 54 Eigentums- und Mietwohnungen und ein Gemeinschaftshaus mit Niedrigenergiestandard vor. Auf einer Gesamtfläche von etwa 5,6 ha sind 115 Wohneinheiten für ca. 350 Personen geplant. Die ersten Gebäude in „Flintenbreite“ wurden 1999 fertiggestellt, der Erstbezug des Gemeinschaftsgebäudes erfolgte im Jahr 2000 [DBU, 2005]. Im derzeitigen Ausbauzustand leben etwa 200 Bewohner in 57 Wohneinheiten in Lübeck „Flintenbreite“ [Albold, 2014].

Das Abwasserkonzept der Siedlung ist ein Schwarzwasser-2-Stoffstromsystem. Die ökologische Siedlung „Flintenbreite“ war eines der ersten Projekte mit Teilstromerfassung auf Siedlungsebene und ist bundesweit eines der größten Projekte [Oldenburg et al., 2008b]. Der Schwarzwasserteilstrom wird über eine Vakuumkanalisation erfasst. Das Grauwasser der beiden Entwässerungsgebiete wird über Freigefällekanäle abgeleitet und zwei mechanischen Vorklärungen (Einkammer- und/oder Zweikammerabsetzbecken) zugeführt. Die biologische Reinigung erfolgt über vertikal beschickte bepflanzte Bodenfilter.

Im Zeitraum der Messkampagnen waren in den 12 Wohneinheiten 46 Personen gemeldet [Hansestadt Lübeck, 2013]. Während der ersten Messkampagne im November/Dezember 2013 waren die 12 Doppelhaushälften mit 43 Personen, im Zeitraum der zweiten Messkampagne mit 45 Personen belegt. Abbildung 4-3 das Untersuchungsgebiet „Lübeck Flintenbreite“ sowie die Position der Probenahmestelle auf dem Gelände.

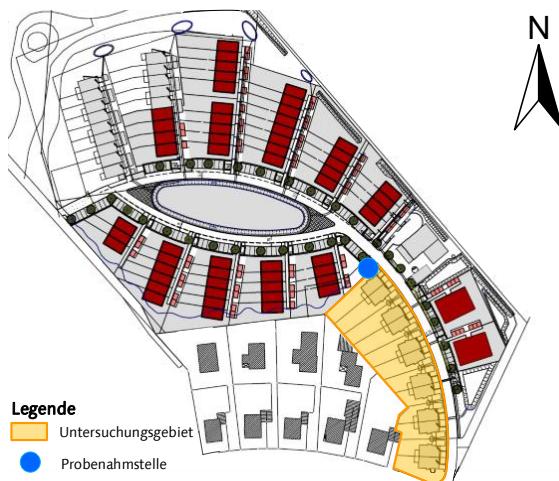


Abb. 4-3: Untersuchungsgebiet und Probenahmestelle in Lübeck „Flintenbreite“
[infranova, 2007, modifiziert]

4.3.3 Kieler Scholle e.G. – Ökologische Siedlung am Moorwiesengraben

Die „Ökologische Siedlung am Moorwiesengraben“ (Kieler Scholle Siedlungsgenossenschaft e.G.) liegt südöstlich der Kieler Innenstadt im Stadtteil „Hassee“. Auf dem Gelände befinden sich 4 Reihen-, 2 Doppel- und 3 Einfamilienhäuser mit 20 Wohneinheiten sowie ein Gemeinschaftshaus („Moorwiesenhaus“). In dem Gemeinschaftsgebäude befindet sich neben gemeinschaftlich genutzten Räumen ein Kindergarten. Mit der Planung des ökologischen Wohnprojektes wurde 1986 begonnen. Nach der Bauphase 1991/1992 fand 1992 der Erstbezug statt [Kieler Scholle, n.d.]. Das Abwassersystem ist als 2-Stoffstromsystem mit Trockentoiletten ausgebildet. Das anfallende Grauwasser der beiden Teilentwässerungsgebiete wird in Freigefälleleitungen abgeleitet und in einer dezentralen Reinigungsanlage behandelt. Die Grauwassergrundleitungen des Siedlungsgebietes haben eine Gesamtlänge von etwa 350 m [Schütte, 1990]. Die Grauwasserbehandlung erfolgt in einer zweistufigen mechanischen Reinigung mittels Einkammer- und Zweikammerabsetzgrube und in einem zweistufigen bewachsenen Bodenfilter. Abschließend durchfließt das biologisch gereinigte Grauwasser einen nachgeschalteten Schönungsteich und wird in das Gewässer „Moorwiesengraben“ eingeleitet. Das Untersuchungsgebiet und die Probenahmestelle im ersten Absetschacht der mechanischen Reinigungsstufe sind in Abbildung 4-4.

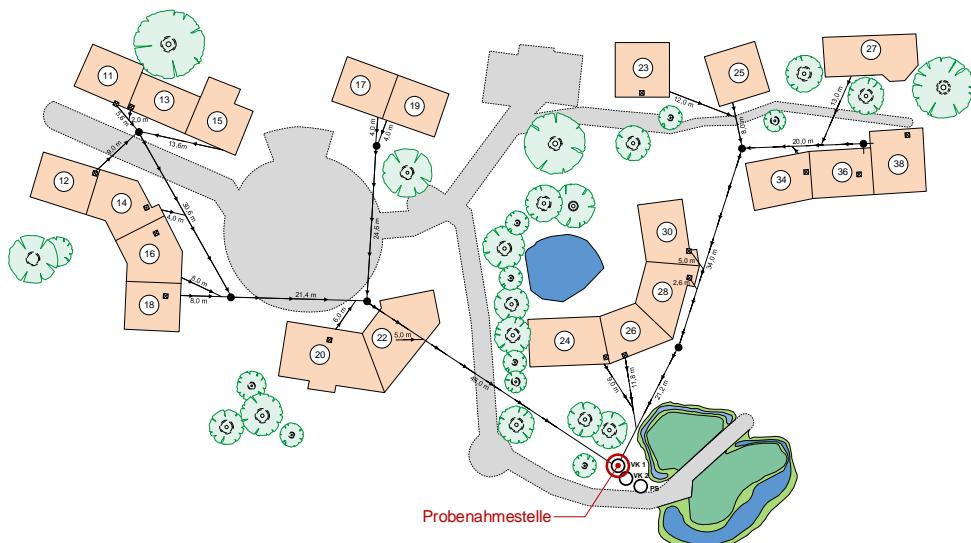


Abb. 4-4: Untersuchungsgebiet und Probenahmestelle in der „Ökologischen Siedlung am Moorwiesengraben“ in Kiel

4.3.4 Einfamilienhaus in Weimar

Das untersuchte Einfamilienhaus liegt in einem Neubaugebiet südöstlich der Altstadt von Weimar im Stadtteil Parkvorstadt, östlich des Flusses Ilm. Das Gebäude wurde in den 1990er Jahren erbaut und wird von zwei berufstätigen Personen bewohnt. Der Bauherr war schon während der Bauphase darauf bedacht eine Stoffstromtrennung zu ermöglichen. Das Schwarzwasser, der anfallende Grauwasserteilstrom aus zwei Badzimmern (Dusche, Badewanne, 2 Handwaschbecken) und einer Waschmaschine sowie aus dem Küchenbereich (Küchenspülbecken, Geschirrspülmaschine) werden in getrennten Fallleitungen abgeleitet. Im Keller des Gebäudes werden die Teilstrome in einer Sammelleitung gefasst und der öffentlichen Kanalisation zugeführt. Die beiden Grauwasserfallleitungen im Keller des Gebäudes sind mit 3-Wege-Kugelhähnen ausgestattet, wodurch die Probenahmekonstruktion unkompliziert in das Leitungssystem eingebunden werden konnte. Abbildung 4–5 stellt die Ableitung des Grauwassers in dem Einfamilienhaus schematisch dar.

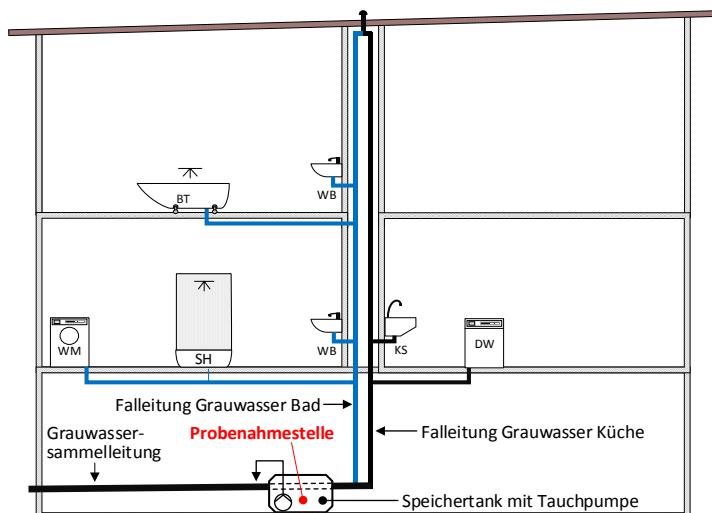


Abb. 4-5: Grauwasserableitung in dem Einfamilienhaus in Weimar

5 Probenahme und Analytik

5.1 Probenahmekonstruktion

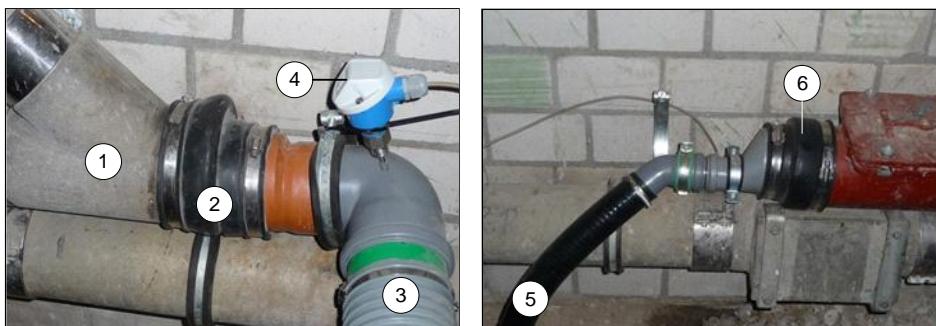
Im Rahmen der Messkampagnen wurde eine spezielle Probenahmekonstruktion zur vollumfänglichen Erfassung und Bilanzierung von Grauwasser verwendet. Es erfolgte eine volumenproportionale Probenahme mit separater Erfassung der Feststoffe, um Proben repräsentativer Zusammensetzung zu gewinnen. Da für die getrennte Erfassung von Feststoffen keine erprobten und / oder standardisierten Verfahren existieren, wurde der Ansatz von Hartmann (2009) für das Probenahmesystem adaptiert und um eine Durchflussmessung, einen automatischen Probenehmer sowie eine Messwertaufnahme ergänzt. Während der Probenahme wurde der Abwasserstrom in eine feststoffreiche (Filterrückstand) und feststoffarme Grauwasserphase (Filtratablauf) separiert. Der Grauwasserzufluss zum Probenahmesystem wurde zum Rückhalt der Feststoffe über einen Beutelfilter geleitet. Die Proben des Filtratablaufes wurden in der nachgeschalteten gedückerten Probenahmeeinheit entnommen. Jeder Tagesmischprobe Filtratwasser stand somit eine korrespondierende Tagesmischprobe Filterrückstand gegenüber. Auf diese Weise konnten die separierten Teilströme getrennt bilanziert werden. Die Adaption der Probenahmetechnik für die Anwendung in Grauwassersystemen fand in mehreren Entwicklungsstufen statt, die im Folgenden kurz beschrieben werden. Eine Liste der verwendeten Systemkomponenten des Probenahmesystems ist in Anhang 5–1 aufgeführt. Das abgewandelte Probenahmesystem für das Weimarer Einfamilienhaus wird in Abschnitt 5.1.4 erläutert.

5.1.1 Probenahmekonstruktion BB6 I

In Berlin „Block 6“ wurde als Probenahmestandort ein viergeschossiges Wohngebäude „Block 6“ Bernburger Straße 26 mit 20 Wohneinheiten ausgewählt. Die Probenahme fand im Leitungskeller des Wohngebäudes statt, da über die abgehängte Grauwassersammelleitung ein direkter Zugang zum Grauwassersystem möglich war. Die Einbindung des Probenahmesystems sowie die Rückführung des Abwassers in die Grauwassersammelleitung nach Passage des Probenahmesystems erfolgten über Gummireduziermuffen (Abbildung 5–1).

Das Grauwasser wurde über einen Flexschlauch (DN 110) und einen Absperrschieber (PVC-Zugschieber, Fa. Cepex, DN 110) dem Filterbehälter des Probenahmesystems zugeleitet. Zur Entnahme des Filters mit Filterrückstand konnte der Rohgrauwasserzufluss kurzzeitig abgeschiebert und der flexibel eingebundene Schlauch mitsamt Deckel des Filterbehälters hochgezogen wer-

den. Nach Passage des Filterbehälters erfolgte die Probenahme der filtrierten Grauwasserphase (Filtratwasser) in dem eingestauten HT-Rohrstück (DN 110) zwischen Filterbehälter und Pumpenvorlage. Alle Filtratwasser-Proben wurden zeitproportional durch einen automatischen Probenehmer mit 24 Ein-Liter-Probenehmerflaschen und eingebauter Kompressorkühlung entnommen und über die 24-h-Probenahmeintervalle auf 4 °C gekühlt (Hach Lange GmbH, Bühl 2000).



- | | |
|---|---|
| 1) Grauwassersammelleitung | 4) Temperatursonde (pt 100) nur BB6 III |
| 2) Einbindung Probenahmesystem mit
Reduziermuffe | 5) Ablauf Probenahmesystem |
| 3) Zulauf Probenahmesysteme (Flexschlauch) | 6) Rückführung in Grauwassersammelleitung,
angekoppelt über eine Reduziermuffe |

*Abb.5-1: Einbindung der Probenahmetechnik in das Grauwassersystem (links),
Rückführung in die Grauwassersammelleitung (rechts) in Berlin „Block 6“*

Das Grauwasser wurde in der Pumpenvorlage gesammelt und der Füllstand des Pumpenvorlagebehälters über eine hydrostatische Sonde erfasst. Bei dem definierten Schwellenwert wurde das Grauwasser über das MID (KROHNE Optiflux 2300C) in das Grauwasserrohrleitungssystem zurück gefördert. Das aktive Impulssignal des Durchflussmessgerätes (Mengenimpulsichtigkeit 0,5 l) wurde in 1-Minuten-Intervallen von der EMRS-Einheit gespeichert. Die Aufzeichnung der pH-Wert- und Temperaturdaten erfolgte in 1-minütigen Zeitintervallen im internen Speicher des Handmessgerätes (WTW, Profiline pH 3310, pH-Elektrode Typ SenTix® 41-3). Die Systemkomponenten der Probenahmekonstruktion von Messkampagne BB6 I sind in Abbildung 5–2 schematisch dargestellt.

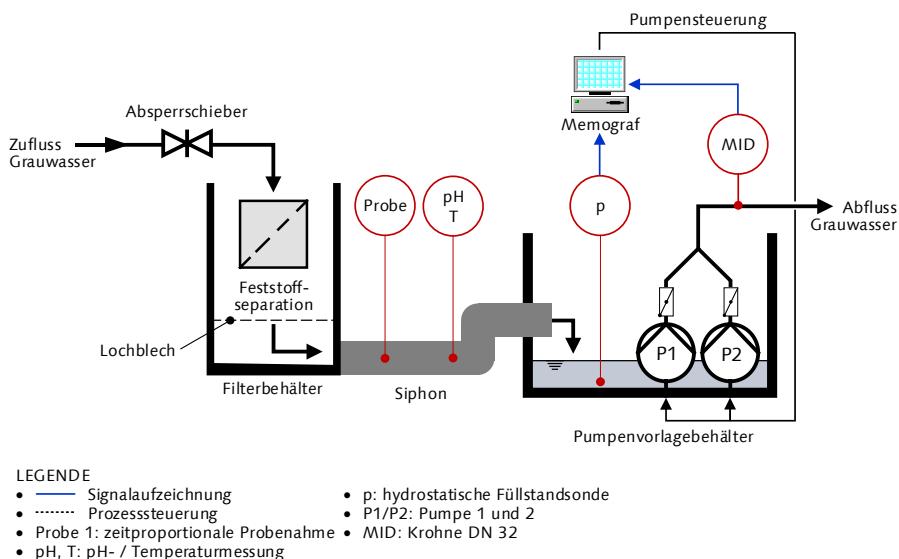


Abb. 5-2: Schematische Darstellung des Prototyps vom Probenahmesystem

Während der ersten beiden Tage der Intensivmessphase wurde ein Filtersack-sack mit 1,5 mm Maschenweite (Fa. Fugafil–Saran GmbH, Rechteckmaschen, Ø 400 mm, Länge 500 mm Volumen 60 L) zur Abscheidung der Grobstoffe verwendet. Bei der Auslegung des Filtersacks wurde entsprechend DWA (2008) von maximalen Filterrückstandsmengen von bis zu $71 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$ ausgegangen (Worst-Case-Szenario-Annahme). Da zu diesem Zeitpunkt keine Informationen über die Partikelgrößenverteilung, insbesondere in Bezug auf die Grobstofffracht, vorlagen, wurde angenommen, dass sich aufgrund der hohen Feststofffrachten in kurzer Zeit ein Filterkuchen ausbilden würde, der zum Rückhalt feinpartikulärer Bestandteile wie etwa Haaren, Gewebefasern, Schmutz- und Hautpartikeln, etc. beitragen würde. Die Annahme dieser hohen Feststoffmengen erwies sich als unzutreffend, dementsprechend unterblieb in der Folge auch die Bildung eines Filterkuchens als Raumfilter. Aufgrund der geringen Filterrückstandsmengen war die Separation über Filtersäcke nicht zielführend, weil die Rückstandsmengen des Filtersackes für die nachfolgenden analytischen Untersuchungen (CSB, TN, TP) zu gering waren. Ab dem dritten Versuchstag wurden deshalb Nylonstrümpfe zur Feststoffabtrennung genutzt (vgl. Kapitel 5.4.1). Durch den Einsatz dieser „Filterstrümpfe“ konnte die Ausbeute an Filterrückstand vergrößert werden, wodurch ausreichende Probenmassen für die analytischen Untersuchungen gewonnen werden konnten.

5.1.2 Probenahmekonstruktion BB6 II

Im April 2013 fand die 2. Messkampagne (BB6 II) über einen Zeitraum von 10 Tagen statt. Der prinzipielle Aufbau des Probenahmesystems entsprach weitgehend der in Abschnitt 5.1 geschilderten Konstruktion. Im Unterschied zur ersten Anlagenvariante wurde das Verbindungsrohr zwischen Filterbehälter und Pumpenvorlage mit zwei 87°-HT-Bögen (DN 110) nach unten geführt, um einem Rückstau in dem Filterbehälter vorzubeugen. Des Weiteren wurde ein zweites MID (Danfoss MAG 1100, MAG 5000 Messumformer, Mengenimpuls-signal 0,1l, DN 10) in dem gedückten Verbindungsrohr zwischen Filterbehälter und Pumpenvorlage eingebaut, um die kurzzeitigen Dynamik des Grauwasseranfalls mit höherer Auflösung zu erfassen. Um einen Überstau der Probenahmetechnik zu verhindern wurde ein Bypass als Notüberlauf (HT-Rohr, DN 75) installiert (Abbildung 5–3). Zudem wurde eine zweite Temperaturnutzung zur Aufzeichnung der Raumlufttemperatur implementiert.

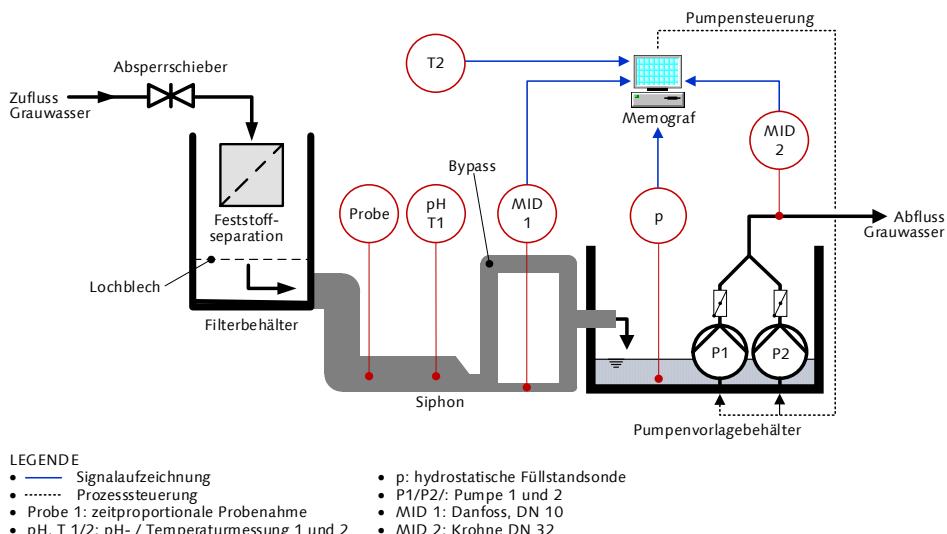


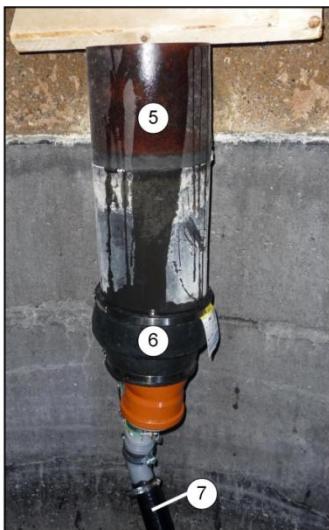
Abb. 5-3: Schematische Darstellung der des Probenahmesystems BB6 II

5.1.3 Direkte volumenproportionale Probenahme

Die gravierendste technische und konstruktive Modifikationen des Probenahmesystems fand zwischen den Messkampagnen BB6 II und LFB I statt, da das Probenahmekonzept vor den Messkampagnen in Lübeck im November/Dezember 2013 (12 Tage) und im Mai 2015 (11 Tage), Berlin im

März 2014 (10 Tage) und Kiel im September 2014 (8 Tage) auf einen direkten volumenproportionalen Probenahmemodus umgestellt wurde.

Für die Implementierung des Probenahmesystems in Lübeck und Kiel mussten zunächst die Einkammerabsetzgruben von einem Saugfahrzeug entleert werden. Der Einbau der Probenahmekonstruktion erfolgte in Lübeck in einer Einkammerabsetzgrube mit 2,5 m Durchmesser. Die Länge der Grauwasserfreigefälleleitung bis zu der Absetzgrube beträgt etwa 116 m bei einer Nennweite von DN 150 mm. In Lübeck wurde das Probenahmesystem direkt an der Grauwasserfreigefälleleitung mittels einer Reduziermuffe angeschlossen. Das Grauwasser wurde nach Passage des Probenahmesystems in die darauffolgende Zweikammerabsetzgrube weitergepumpt. Dazu wurde der 2-zöllige Druckschlauch der Tauchpumpe über eine Gummireduziermuffe mit der Unterseite des Tauchrohres (DN 200) verbunden (vgl. Abbildung 5–4).



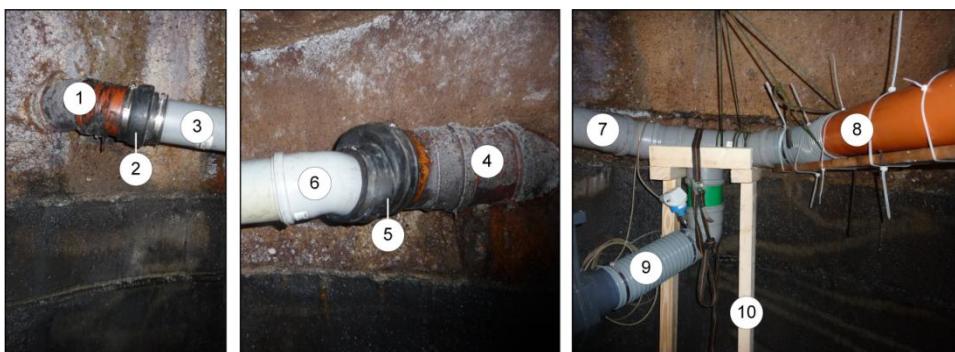
- 1) Einbindung Probenahmesystem mit Reduziermuffe an Sammelleitung
- 2) Temperatursensung (pt 100)
- 3) Absperrschieber
- 4) Filterbehälter des Probenahmesystems
- 5) Ablauf der Einkammerabsetzgrube (Tauchrohr)
- 6) Reduziermuffe Ablauf
- 7) Druckleitung von der Pumpenvorlage

Abb. 5-4: Anschluss der Probenahmetechnik (links) und Rückführung des Grauwassers in die nachfolgende Zweikammerabsetzgrube (rechts) in Lübeck Flintenbreite

Bei der Untersuchung in Kiel, wurde das Probenahmesystem ebenfalls in der Einkammerabsetzgrube der mechanischen Reinigungsstufe installiert. Die zwei Grauwasserzulaufleitungen mit Nennweiten von 125 und 150 mm wurden über Gummireduzierkupplungen angeschlossen, mit HT-Rohren (DN 110) zusammengeführt und mit der Probenahmekonstruktion verbunden. Abbildung 5–5 zeigt die Einbindung der Probenahmetechnik in das Grauwassersystem der „Ökologischen Siedlung am Moorwiesengraben“ in Kiel. Über die Einlaufkonstruktion der Probenahmetechnik, bestehend aus Flexischlauch und Absperrschieber, wurde das Grauwasser dem Filterbehälter zugeleitet. Der

Filterbehälter war auf einer stufenlos verstellbaren Holzkonstruktion positioniert, um ihn flexibel der Höhe der Zulaufleitung anpassen zu können. Zur Messung der Grauwassertemperatur wurde im Zulauf der Anlage ein Temperatursensor (pt 100) eingebaut. Die analogen Ausgangssignale des Temperaturfühlers wurden auf die EMSR-Einheit übertragen und in 1-Minuten-Intervallen aufgezeichnet.

Der Grauwasserstrom aus der Filtereinheit wurde über einen 87°-HT-Krümmer (DN 110), ein Reduzierstück (DN 110/50) und einen flexiblen HT-Anschlusssschlauch (DN 50) der Messstrecke – bestehend aus einem 1,0 m langen PVC-Rohr (DN 25) – zugeleitet. Auf dem Messrohr wurden die Sensoren des Durchflussmessgerätes (Flexim Fluxus F 601 Energy, Flexim GmbH) positioniert. Die Volumenstrommessung im Zulauf des Pumpenvorlagebehälters ermöglichte eine direkte volumenproportionale Probenahme, da der automatische Probenehmer über den Binärausgang des Durchflussmessgerätes mit einer Impulswertigkeit von 0,15 Litern angesteuert werden konnte. Das Impulssignal wurde intern im Durchflussmessgerät gespeichert und zusätzlich auf die externe EMSR-Einheit übertragen.



- | | | |
|----------------------------|-----------------------|-------------------------------------|
| 1) Zulauf links | 4) Zulauf rechts | 7) Zulauf links |
| 2) Gummireduzier-
muffe | 5) Gummireduziermuffe | 8) Zulauf rechts |
| 3) Zulauf Probenahme | 6) Zulauf Probenahme | 9) Zulauf Filterbehälter Probenahme |
| | | 10) Stützkonstruktion |

Abb. 5-5: Anschluss der Probenahmekonstruktion (rechts, mittig) und Zusammenführung der beiden Teilstränge (links) in Kiel

Die Konfiguration des Probenehmers sah eine zeitabhängige Probenehmerflaschenbefüllung mit automatischem Flaschenwechsel im 30-Minuten-Intervall vor. Die Probenahme erfolgte aus der Probenahmeeinheit mit 15 Litern Fassungsvermögen. Die Einzelprobenvolumina betrugen 50 ml bezogen auf einen gemessenen Durchfluss von 15 Litern. Als Pumpenvorlage behälter wurde eine faltbare Regentonnen mit 250 Liter Volumen eingesetzt (DN 600), in die ein Folienflansch (DN 110) eingelassen wurde. Die Mess-

strecke wurde mit einem 87°-HT-Bogen (DN 50) und einem HT-Rohr verlängert, durch den Folienflansch geführt und mit der Probenahmeeinheit verbunden.

Die Probenahmeeinheit, bestand aus zwei 87°-KG-Bögen (DN 160) und einem KG-Abzweig (DN 160) die zu einem länglichen U-Rohr zusammengefügt waren. Der Abzweig des T-Stückes wurde mit einem Blindstopfen verschlossen, in welchem die pH-Elektrode und das Schlauchendstück des Probenehmers eingelassen werden konnten. Da die begrenzten Verhältnisse in dem Absetschacht eine kompakte Bauart erforderten, wurde die Probenahmeeinheit innerhalb des Pumpenvorlagebehälter installiert (vgl. Abbildung 5–6).



- | | |
|------------------------------|--------------------|
| 1) Probenahmeeinheit | 4) Pumpe 1 |
| 2) Zulauf Probenahmeeinheit | 5) Pumpe 2 |
| 3) Auslauf Probenahmeeinheit | 6) Füllstandssonde |

Abb. 5-6: Probenahmeeinheit (links), Probenahmeeinheit im Betriebszustand (rechts)

Nach Passage der Probenahmeeinheit floss das Grauwasser über das Spitzende des KG-Bogens in den Vorlagebehälter und wurde über das MID (Krohne Optiflux 2300 C) in das Grauwasserleitungssystem zurückgefördert. Abbildung 5–7 zeigt den schematischen Aufbau des Probenahmesystems; in Abbildung 5–8 ist die Konstruktion als 3D-Ansicht dargestellt.

Der einzige Unterschied zwischen den vier Kampagnen LFB I/II, BB6 III und KMG bestand darin, dass während der ersten Messkampagne in Lübeck (LFB I) ein Nylonstrumpf als Filtergewebe Verwendung fand. Ab der Messkampagne BB6 III kamen Beutelfilter mit 200 µm Maschenweite zum Einsatz (Wolftechnik Filtersysteme GmbH, WFB Filterbeutel, Nylon), welche über einen vergleichbaren Feuchtmasserückhalt wie die Nylonstrümpfe verfügten und eine definierte Maschenweite aufwiesen (vgl. Abschnitt 5.4).

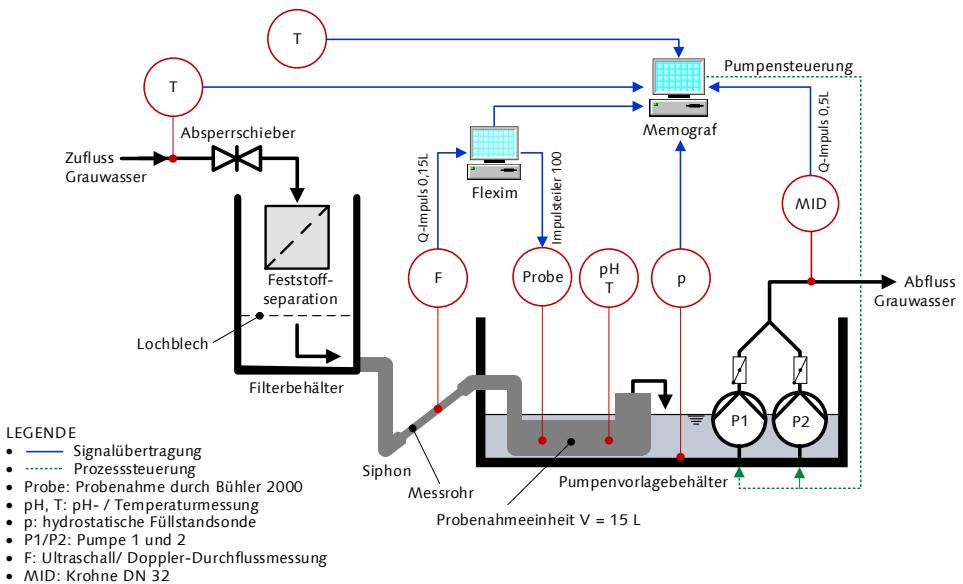


Abb. 5-7: Schematische Darstellung der direkten volumenproportionalen Probenahme

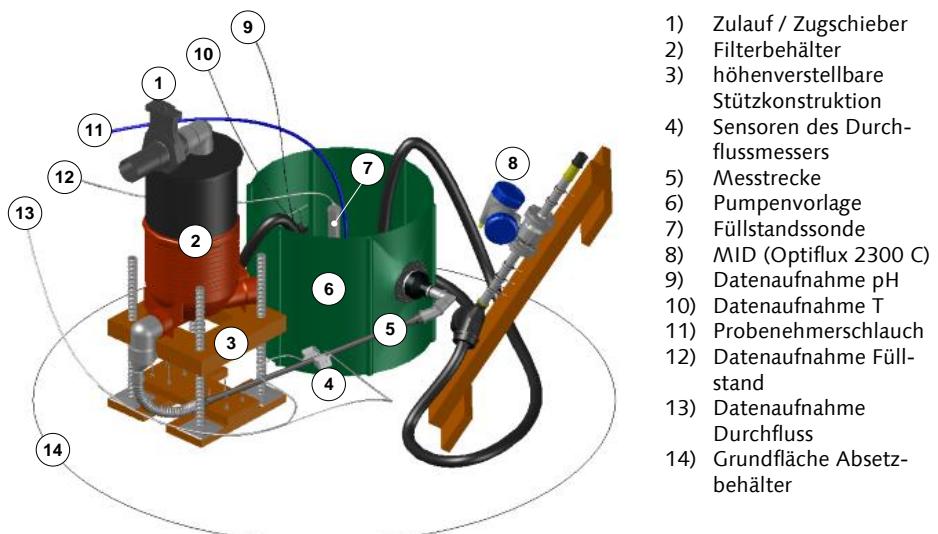


Abb. 5-8: 3D-Ansicht der Konstruktion zur volumenproportionalen Probenahme der Messkampagnen LFB I/II [Aicher, 2015]

5.1.4 Probenahmetechnik im Weimarer Einfamilienhaus

Die Probenahmetechnik der Messkampagne in Weimar unterschied sich von dem vorgenannten System. Grund für den Einsatz des modifizierten Probenahmesystems war der Umstand, dass Geruchsbelästigungen durch ein offenes Durchflusssystem in den Kellerräumen des Einfamilienhauses (EFH) strikt zu vermeiden waren. Das Probenahmesystem im Weimarer Zweipersonenhaushalt (vgl. Abbildung 5–9) lässt sich in drei wesentliche Systemelemente unterteilen: Feststoffseparation, Durchfluss-Messstrecke und Grauwasserspeichertank. Der Anschluss des Probenahmesystems erfolgte mit HT-Doppelmuffen DN 40, an welche die Feststofffilter montiert wurden (Schmutzfänger Georg Fischer, Typ 305 PVC-U SF, DN 32, Siebrohr Edelstahl, 500 µm / Siebrohr PVC-U, 800 µm) (vgl. Abbildung 5–9). Beide Grauwasserleitungen wurden mit einem HT-Rohr (DN 40) zusammengeführt und über einen Kugelhahn (Georg Fischer, DN 32) und einen Temperatursensor (pT 100, Omnidgrad TST487-1A3D, Endress+Hauser AG) der Durchflussmessstrecke von 1,0 m Länge (DN 25, PVC) und dem darauf folgenden Grauwasserspeicherbehälter (Raumspartank, Firma Graf, Volumen 300 Liter) zugeleitet. Die Volumenstrommessung erfolgte mit einem Fluxus F 601-Durchflussmesser dessen Sensoren auf dem Messrohr befestigt waren. Die Signale der Temperatursonde und der Durchflussmessung wurden kontinuierlich von der EMSR-Einheit aufgezeichnet. Der gesamte Grauwasseranfall wurde über 24 Stunden bis zur Probenahme um 10:00 Uhr vormittags gespeichert. Abbildung 5–9 zeigt den schematischen Aufbau sowie die Einbindung und eine Ansicht des Probenahmesystems in dem Weimarer Einfamilienhaus. Infolge einer Filterverblockung kam es am siebten Untersuchungstag zu einem Rückstau von Grauwasser in dem Badezimmer des Erdgeschosses. Um einer erneuten Verblockung des Filters entgegenzuwirken wurde eine Modifikation der Versuchsanordnung vorgenommen und das 500 µm-Edelstahlsiebrohr gegen ein PVC-Siebrohr mit 800 µm Lochdurchmesser ausgetauscht.

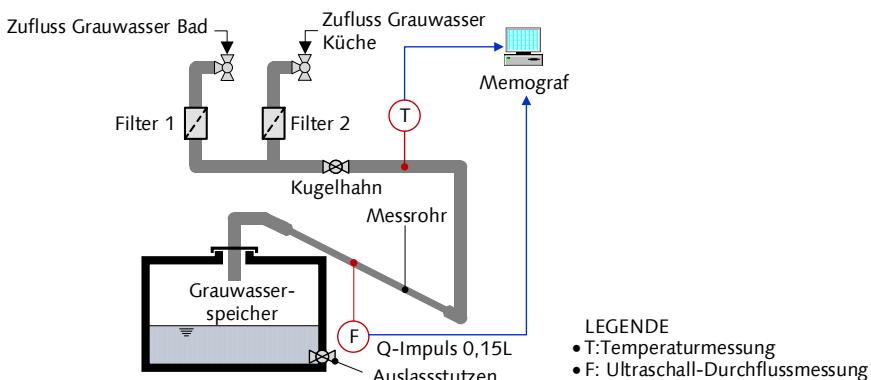


Abb. 5-9: Schematische Darstellung des Probenahmesystems WE

5.2 Probenahmeregime

Das Ziel der Untersuchungen war die systematische Ermittlung der einwohner-spezifischen Schmutzfrachten. Während der Messphasen wurden daher über Zeiträume von sechs bis zwölf Tagen volumenproportionale Tagesmischproben entnommen, um schwankende Nutzerzahlen und individuelles Nutzerverhalten durch relativ lange Versuchsdauern zu kompensieren und dadurch zeitliche Repräsentanz der Probenahme sicherzustellen und die Variabilität des Grauwasseranfalls zu erfassen. Während der Messkampagnen LFB I/II, BB6 III und KMG wurden darüber hinaus Mischproben über 6-h-Intervalle zusammengeführt (vgl. Kapitel 5.3.1). Das Filter zur Feststoffseparation wurde zusammen mit den 24 Probenehmerflaschen am Ende jedes 24-h-Probenahmeyzyklus ausgetauscht. Die Probenahmeregime, die während der Messkampagnen umgesetzt wurden, fasst Tabelle 5-1 zusammen.

Tab. 5-1: Übersicht der Probenahmeregime während der Messkampagnen

Kampagne	Separation ¹⁾	Probenahme	Spezifikation
BB6 I	FS/NY	Zeitproportional mit volumenproportionaler Aliquotierung	<ul style="list-style-type: none"> - automatischer Probenehmer mit 24 Flaschen - Tagesmischprobe im Zeitintervall 11:00 – 11:00 Uhr - Probenahmemengen und -intervall: 150 ml je 10 min. - Flaschenbefüllungsintervall: 60 min
BB6 II	NY	Zeitproportional mit volumenproportionaler Aliquotierung	<ul style="list-style-type: none"> - automatischer Probenehmer mit 24 Flaschen - Tagesmischprobe im Zeitintervall 00:00 – 00:00 Uhr - Probenahmemengen und -intervall: 30 ml je 2 min. - Flaschenbefüllungsintervall: 60 min
LFB I	NY		<ul style="list-style-type: none"> - automatischer Probenehmer mit 24 Flaschen
BB6 III, LFB II, KMG	BF	volumen-proportional	<ul style="list-style-type: none"> - Tagesmischprobe im Zeitintervall 00:00 – 00:00 Uhr - Probenahmemengen und -intervall: 50 ml je 15 l - Flaschenbefüllungsintervall: 30 min.
WE	SF	volumen-proportional	<ul style="list-style-type: none"> - Tagesmischprobe, Erfassung des Gesamtvolumens über 24 h von 10:00 – 10:00 Uhr

¹⁾ FS: Filtersack, NY: Nylonstrumpf, BF: Beutelfilter 200 µm, SF: Schutzfilter 500 µm

5.3 Probenvorbehandlung und Analytik

Die Analytik der Proben während der Messkampagnen BBG6 I – III, LFB I/II und KMG wurde vor Ort im Feldlabor der BUW durchgeführt. Bei der Kampagne in Weimar erfolgte die Analytik im siedlungswasserwirtschaftlichen Labor der BUW. Um die Analyten im Labor bestimmen zu können waren vor den nass-chemischen Untersuchungen diverse Probenvorbehandlungsschritte notwendig. Abgesehen von der Probenahme in Weimar mussten die zu untersuchenden Laborproben vor den weiteren Analyseschritten zuerst aus entsprechenden Aliquoten der entnommenen Teilproben zusammengeführt werden.

5.3.1 Vereinigung der Laborproben

Die fünf Laborproben, welche im Vorfeld der Messkampagnen festgelegt wurden, um Grauwasser zu charakterisieren, werden in der Folge kurz erläutert:

- **Tagesmischproben** (TMP) bestanden entweder aus zeitproportional entnommenen und mengenproportional zusammengeführten Einzelproben (BB6 I/II) oder Aliquoten volumenproportional entnommener Teilproben (BB6 III, LFB I/II, KMG). Bei der Probenahme in Weimar wurde das gesamte Grauwasservolumen über 24 Stunden gesammelt.
- **Tagesquartalsproben** (Q1, Q2, Q3, Q4) sind Mischproben, die sich aus volumenproportionalen Aliquoten eines 6-h-Intervalls zusammensetzten. Die Zeitintervalle für die Tagesquartalsproben waren: 00:00 – 6:00 Uhr, 6:00 – 12:00 Uhr, 12:00 – 18:00 Uhr und 18:00- 24:00 Uhr.

Grundsätzlich hatte die Zusammenführung der Aliquote für die TMP oberste Priorität. Bei zu geringen Gesamtprobenahmeverolumina wurde die Erstellung Tagesquartalsproben zurückgestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Probenahmeregime war die Vereinigung der Laborproben für die Analyse nicht immer identisch. Bei den Messkampagnen BB6 I/II erwies sich die Zusammenstellung der Mischproben aufgrund der zeitproportionalen Probenahme als unkompliziert, da abhängig vom eingestellten Probenahmezeitintervall eine gleichbleibende Anzahl von Einzelproben und ein konstantes Gesamtprobevolumen entnommen wurden. Den schematischen Ablauf der mengenproportionalen Vereinigung von Aliquoten zeitproportional entnommener Teilproben zur TMP zeigt der Abbildung 5–10. Die volumenproportionalen Probenahmen LFB I/II, BB6 III und KMG zeichneten sich durch variierende Anzahlen von Einzelproben aus, wodurch die nachgelagerte Vereinigung der Proben komplexer wurde, da die Zusammenstellung der Laborproben (TMP, Q1 – Q4) auf Grundlage der entnommenen Teilprobenvolumina je Probenehmerflasche berechnet werden musste.

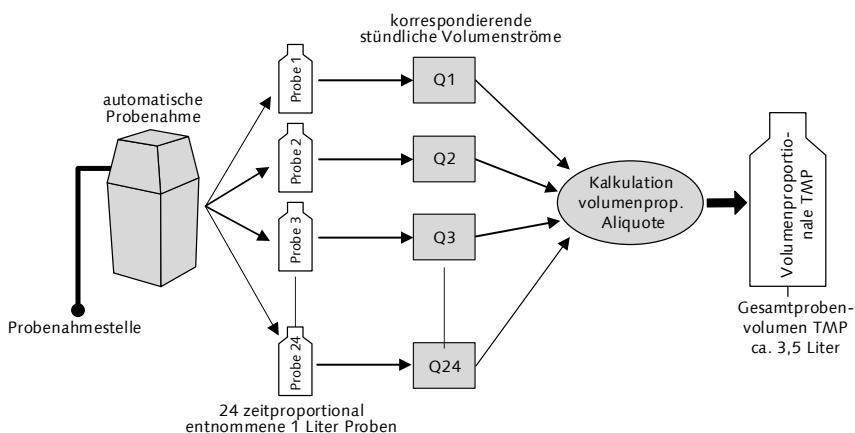


Abb. 5-10: Mengenproportionale Vereinigung von Aliquoten der zeitproportionalen Teilproben

Die Mindestvolumina für die oben genannten Laborprobenarten waren durch die Anzahl der zu analysierenden Parameter und die benötigten Rückstellprobenmengen determiniert. Auf Grundlage der zuvor festgelegten minimalen Laborprobemengen (TMP ca. 3,5 l, Q1 – Q4 ca. 1,5 l) wurden die erforderlichen Mischproben für die nasschemische Analytik zusammengestellt. Die Aliquote wurden von Hand volumetrisch mit Messzylindern abgemessen und anschließend den entsprechenden Gesamt- oder Teilprobe zugeführt. Entsprechend DIN 38402-30 (1998) wurde bei der Vereinigung der Mischproben auf eine Homogenisierung bei der Aliquotentnahme geachtet. Die Grauwasserfeststoffe wurden immer als 24-h-Mischproben entnommen.

5.3.2 Probenlagerung, -konservierung und -vorbehandlung

Mikrobiologische Aktivität und chemische Umsetzungsprozesse führen schnell zu Veränderungen der Zusammensetzung von Abwasserproben. Um Veränderungen zu unterbinden sind geeignete Vorbehandlungs- und Konservierungsmaßnahmen notwendig [AQS-Merkblatt P-8/1, 2009]. Alle Proben der flüssigen und festen Phase des Grauwassers wurden bis zur Analyse gekühlt bei 4 °C gelagert. Sowohl der Transport zu den beauftragten akkreditierten Laboratorien als auch der Rücktransport der Proben in das siedlungswasserwirtschaftliche Labor der BUW erfolgten in passiv gekühlten Isolierboxen.

Bei allen Messkampagnen wurden die flüssigen Grauwasserproben für die für die gravimetrischen und nasschemischen Untersuchungen auf die Parameter TS, oTS, CSB, PO₄-P, NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N filtriert. Die Filtration erfolgte mit Papierfiltern (Rundfilter, quantitatives Papier FT-3-101-125, Schwarzpunkt 388, aschefrei, 12 – 15 µm Partikelretention, Sartorius AG).

Die gravimetrischen Untersuchungen von TS und oTS wurden gemäß DIN 38409-2 (1987) durchgeführt. Ab Kampagne BB6 III erfolgte neben der Papierfiltration auch eine Überdruckfiltration (Edelstahldruckfiltrationsgerät, Typ 16274, 2 l, Sartorius) mit Membranfiltern (Rundfilter, Partikelretention 0,45 µm, Sartorius AG) gemäß DIN EN 872 (2005) [vgl. auch AQS-Merkblatt P-4, 1998; AQS-Merkblatt P-12, 2012; AQS-Merkblatt P-13, 1995; DIN 38406-5, 1983; DIN EN ISO 5667-3, 2013; DIN EN ISO 6878, 2004].

Die mit Beutelfiltern erfassten Grauwasserfeststoffe wurden nach der Entnahme für zwei Stunden in einem Gefäß mit Siebboden gravimetrisch entwässert und anschließend mit einer Präzisionswaage (Kern EW 12000-1NM, Kern & Sohn GmbH) gewogen. Unmittelbar nach der Wägung wurden die Grauwasserfeststoffe in PP-Messbechern mit einem Ultra-Turrax T 50 mit Schneidkopf und Dispergierwerkzeug homogenisiert (Ultra-Turrax T 50, S 50 N - W 65 SK Schneidkopf, S 50 N-G 45 G Dispergierwerkzeug, IKA-Werke GmbH & Co. KG). Faserige Inhaltsstoffe und Haare, die einer Zerkleinerung mit dem Ultra-Turrax nicht zugänglich waren, wurden händisch separat zerkleinert und wieder dem homogenisierten Grauwasserschlamm zugefügt.

5.3.3 Laborgeräte, Analyseparameter und -methoden

Bei den verwandten Messgeräten bzw. -verfahren konnte zwischen der eingesetzten Online-Messtechnik, den Analyseverfahren im Feldlabor sowie fremdvergebenen Laborleistungen unterschieden werden. Während der Testkampagnen erfolgte die kontinuierliche Messung der Parameter pH-Wert (pH) und Temperatur (T) überwiegend mit Feldmessgeräten. Ab Kampagne LFB I wurden Temperatursensoren (pt 100) zur Aufzeichnung der Lufttemperatur und der Grauwassertemperatur im Zulauf des Probenahmesystems implementiert. Die gemessenen Werte wurden in 1-Minuten-Intervallen gespeichert. Tabelle 5-2 listet die verwendeten Messgeräte auf.

Tab. 5-2: Verzeichnis verwendeter pH- und Temperaturmessgeräte

Parameter	Kürzel	Einheit	Gerätetyp	Hersteller
pH-Wert	pH	-	Profiline pH 3310, pH-Elektrode Typ SenTix® 41-3 (Gelelektrolyt)	WTW
Temperatur	T	° C	pt 100 Temperatursensor mit 4-Leiter Anschluss, Omnidgrad TST487-1A3D	Endress + Hauser AG

Während der Messkampagnen wurde die Analytik innerhalb von 24 Stunden nach der Probenahme durchgeführt. Die Proben der jeweils letzten Versuchs-