SCHRIFTENREIHE

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

28

Herausgeber:

Bauhaus-Universität Weimar
Fakultät Bauingenieurwesen
Bauhaus-Institut für zukunftsweisende Infrastruktursysteme

99423 Weimar, Coudraystraße 7

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

© 2015 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
16. Jahrgang 2015

Herausgeber der Schriftenreihe
Bauhaus-Universität Weimar, Fakultät Bauingenieurwesen,
Bauhaus-Institut für zukunftsweisende Infratsruktursysteme
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

ISBN 978-3-944101-28-6

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 Beratungssaufgaben 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.

Umgang mit stickstoffbelasteten Abwässern an Ausflugszielen in exponierter Lage

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)
an der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar

vorgelegt von

Dipl.-Ing. (FH) Daniel Meyer M.Sc.
aus Kieselbach.

Gutachter:
1. Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong, Weimar
2. Univ.-Prof. Dr.-Ing. Eckhard Kraft, Weimar
3. Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. Jens Tränckner, Rostock

Tag der Disputation 12.12.2014

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Professur Siedlungswasserwirtschaft der Bauhaus-Universität Weimar. Wesentliche Forschungsarbeiten erfolgten im Rahmen des DBU-Forschungsprojektes „*Realisierung eines stoffstromorientierten Abwasser- und Reststoffentsorgungskonzeptes in exponierter Lage unter Berücksichtigung objektspezifischer und ortsgebundener Randbedingungen, insbesondere des Umweltschutzes*“.

Herrn Professor Dr. Jörg Londong gilt mein sehr herzlicher Dank für die Überlassung des Themas und seine sehr wertvolle Betreuung. Ich danke Herrn Professor Dr. Eckhard Kraft sowie Herrn Professor Dr. Jens Tränckner für die Übernahme der Korreferate sehr herzlich. Zudem bedanke ich mich bei all meinen Kolleginnen und Kollegen für die Unterstützung und die gute Zusammenarbeit – insbesondere möchte ich mich bei Frau Dipl.-Ing. Julia Alexeeva-Steiniger für die gemeinsame Zeit an der Professur sowie bei Frau Johanna Scharf für die Arbeit im Labor bedanken. Ganz besonderen Dank richte ich an Herrn Dr. Ralf Englert, der mir in den Jahren in guten wie in schwierigen Zeiten stets mit Rat und Tat zur Seite stand.

Sehr dankbar bin ich auch für die Unterstützung durch meine studentischen Hilfskräfte Frau Stefanie Hörnlein und Herrn Sebastian Goll sowie dem Praktikanten und meinem Freund Andreas Goglin. Weiterer Dank gilt dem Laborteam der Abteilung Chemie und Umwelt der MFPA Weimar.

Keinesfalls unerwähnt bleiben dürfen an dieser Stelle die Herren Dr. Hans-Jörg Temann, Dr. Jan Mauriz Kaub sowie Dr. Sten Meusel, die mir als Vorbilder galten und neben dem fachlichen Austausch auch für einen emotionalen Ausgleich sorgten.

Ferner danke ich dem Planungsbüro Poch+Zänker für die Unterstützung und die gewährten Freiräume in der Endphase der Dissertation. Herrn Dr. Dirk Poch gilt mein großer Dank für die sehr interessanten Anregungen und Diskussionen.

Meiner Familie danke ich dafür, dass sie mir diesen Weg ermöglicht hat, nicht zuletzt für die Geduld und das Verständnis für die lange Zeit.

Mein größter Dank gilt meiner Freundin Stephanie für die fachlichen Diskussionen, die wiederkehrende Aufmunterung, das Zurückstecken und die Freude in ihren Augen, als es endlich geschafft war.

Weimar, Dezember 2014

Daniel Meyer.

Inhaltsverzeichnis

1 Veranlassung und Zielsetzung 1

2 Grundlagen und Ergebnisse anderer Untersuchungen 7

2.1 Abwassercharakteristik an Extremstandorten 7

2.2 Abwasseranfallstellen 8

2.3 Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall 9

2.4 Abwasserzusammensetzung 11

2.5 Theoretische Grundlagen zur Behandlung stickstoffhaltiger Abwässer 14

2.5.1 Konventionelle biologische Abwasserbehandlung 15

2.5.2 Behandlungsverfahren für stickstoffhaltige Abwässer 19

2.6 Fazit der theoretischen Betrachtungen 24

3 Material und Methoden 27

3.1 Arbeitsprogramm und methodische Vorgehensweise 27

3.2 Abwasserbehandlung mittels modularer Tropfkörperanlage 28

3.2.1 Aufbau und Funktionsweise der labortechnischen Versuchsanlage 29

3.2.2 Verwendeter Tropfkörperfüllstoff 32

3.2.3 Verwendetes Abwasser 34

3.2.4 Durchführung der Versuche - Versuchsprogramm 41

3.2.5 Untersuchungsmethoden 45

3.3 Urinbehandlung mittels Luftstrippung und Phosphatkristallisation 49

3.3.1 Aufbau und Funktion der labortechnischen Versuchsanlage 50

3.3.2 Verwendetes Substrat 54

3.3.3 Durchführung der Versuche – Versuchsprogramm 55

3.3.4 Untersuchungsmethoden 58

3.3.5 Potentialberechnung der Ammoniakstrippung 62

3.4 Schlammhydrolyse 68

3.4.1 Versuchsaufbau 69
3.4.2 Versuchsmaterialien 71
3.4.3 Durchführung der Versuche - Versuchsprogramm 73
3.4.4 Untersuchungsmethoden 77

4 Abwasserbehandlung mittels Tropfkörper 79
4.1 Einführung 79
4.2 Ergebnisse zur Abwasserbehandlung mittels Tropfkörper 84
4.2.1 Versuchsphase 1 – ohne Urinzugabe 85
4.2.2 Versuchsphase 2 – mit Urindosierung 93
4.3 Phosphorelimination 103
4.4 Überschussschlammproduktion 105
4.5 Fazit – Leistungsgrenzen der modularen Tropfkörperanlage 111

5 Urinbehandlung mittels Luftstrippung und Phosphatkristallisation 115
5.1 Einführung 115
5.2 Ergebnisse zur Urinbehandlung 124
5.2.1 Ammoniakstrippung 124
5.2.2 Phosphatelimination 133
5.2.3 Weitere Beobachtungen von Einflüssen und Wechselwirkungen 137
5.3 Fazit – Leistungsgrenzen der Urinbehandlungsanlage 140

6 Klärschlammhydrolyse 143
6.1 Einführung 143
6.2 Ergebnisse der Klärschlammhydrolyse 154
6.2.1 Trockensubstanzgehalt und organischer Trockenrückstand 154
6.2.2 Organische Säuren 161
6.2.3 Weitere Beobachtung von Einflüssen und Wechselwirkungen 165
6.2.4 Abschätzung des Potentials von Toilettenpapier als interne C-Quelle 168
6.2.5 Säurekapazität und pH-Wert 170

6.3 Fazit – Diskussion der Versuchsergebnisse und Ausblick.....176

7 Entwicklung einer Abwasserentsorgungsstrategie für Ausflugsziele in exponierten Lagen 181

7.1 Wahl des Abwasserentsorgungssystems.....181

7.2 Dezentrales Abwasserentsorgungskonzept für Ausflugsziele in exponierter Lage 182

8 Zusammenfassung und Ausblick 193

9 Anhang 211

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Unterschiedliche Schwankungen der Besucherzahlen im Jahres- und Wochenverlauf in der Mittelgebirgs- und Flachlandregion in Thüringen (120 Objekte) 10

Abbildung 3-1: Schematischer Versuchsaufbau und Konfiguration der Versuchsanlage während der ersten Versuchsphase 30

Abbildung 3-2: Draufsicht aerob betriebenes Modul mit Verteilung und Filtersubstrat 33

Abbildung 3-3: Stoffliche Zusammensetzung des verwendeten Schmutzwassers 37

Abbildung 3-4: Chemische Eigenschaften des verwendeten Schmutzwassers 38

Abbildung 3-5: Erfassung des Urins aus wasserlosen Urinalen (oben links); separate Ableitung (unten links) und Speicherung in einem Edelstahltank (rechts) 39

Abbildung 3-6: Zusammensetzung des gesammelten Urins 40

Abbildung 3-7: Übersicht zu den Versuchsphasen – ohne Urindosierung ... 41

Abbildung 3-8: Übersicht zu den Versuchsphasen – mit Urindosierung 43

Abbildung 3-9: Schematischer Aufbau der Versuchsanlage zur Urinvorbehandlung 50

Abbildung 3-10: Realer Aufbau der Versuchsanlage zur Urinvorbehandlung 51

Abbildung 3-11: Funktionsprinzip des Tschechischen Lufthebers 52

Abbildung 3-12: Verwendetes Dichtungshanf 53

Abbildung 3-13: Bilanzgrenze zum Ammoniumstickstoff 56

Abbildung 3-14: Bilanzgrenze zum Phosphat 57

Abbildung 3-15: Zeiteinteilung der Versuchsreihe 57

Abbildung 3-16: Übersicht zu den Kriterien der Erfolgskontrolle 60

Abbildung 3-17: NH_3 – NH_4^+-Verhältnis bei pH = 8,87 und T = 20,0 °C 64

Abbildung 3-18: Henry-Koeffizient 65

Abbildung 3-19: Änderung der NH_3-Fracht über die Zeit 67

Abbildung 3-20: Versuchsaufbau mit Messinstrumenten 70

Abbildung 3-21: Versuchsanordnung in der Klimakammer 71

Abbildung 3-22: Herstellen der Proben 74

Abbildung 3-23: Versuchsschema der Versuche 1 und 2 75

Abbildung 3-24: Versuchsschema der Versuche 3 und 4 75

Abbildung 3-25: Versuchsschema des Versuches 5 76

Abbildung 3-26: Versuchsschema des Versuches 6 76

Abbildung 4-1: CSB-Konzentrationen im Zu- und im Ablauf der modularen Tropfkörperanlage während der Versuchsphase 1 86

Abbildung 4-2: CSB-Eliminationsrate und BSB_5-Raumbelastung der modularen Tropfkörperanlage während der Versuchsphase 1 87

Abbildung 4-3: BSB_5-Eliminationsraten und Raumbelastung während der Versuchsphase 1 87

Abbildung 4-4: TKN-Konzentrationen im Zu- und im Ablauf der modularen Tropfkörperanlage während der Versuchsphase 1 89

Abbildung 4-5: Konzentrationen der Stickstoffparameter Ammonium, Nitrat und Nitrit im Ablauf der modularen Tropfkörperanlage während der Versuchsphase 1 90

Abbildung 4-6: TKN-Eliminationsrate in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung während der Versuchsabschnitte 1/1; 1/3; 1/4 und 1/5 92

Abbildung 4-7: CSB-Zu- und Ablaufkonzentration sowie CSB-Eliminationsrate bezogen auf das gesamte Anlagenvolumen während der Versuchsabschnitte 2/3 und 2/4 94

Abbildung 4-8: Konzentrationen der Stickstoffverbindungen TKN im Zulauf und NH_4-N, NO_3-N und NO_2-N im Ablauf während der Versuchsabschnitte 2/3 und 2/4 95

Abbildung 4-9: TKN-Raumumsatzrate in Abhängigkeit der TKN-Raumbelastung bezogen auf das aerob betriebene Tropfkörpervolumen während der Versuchsphase 2 97

Abbildung 4-10: pH-Wert und Säurekapazität in Abhängigkeit der täglichen TKN-Zulauffracht während der Versuchsabschnitte 2/2 und 2/3..... 99

Abbildung 4-11: Denitrifikationsrate (BSB_5 und NO_3-N) sowie das Verhältnis der berechneten Tagesfrachten während der Versuchsabschnitte 2/3 und 2/4..... 100

Abbildung 4-12: Phosphorelimination in Abhängigkeit der BSB_5-Elimination während der Versuchsphase 1 und 2 105

Abbildung 5-1: Dissoziationsgleichgewichte von NH_3/NH_4+ für ausgewählte Temperaturen 118

Abbildung 5-2: Henry'scher Koeffizient für Ammoniak aus TETTENBORN [2011]..... 119

Abbildung 5-3: Löslichkeit verschiedener Magnesiumphosphate in Abhängigkeit vom pH-Wert, nach SCHULZE-RETTMER & YAWARI [1988], verändert aus MONTAG [2008]..... 122

Abbildung 5-4: Löslichkeit verschiedener Phosphate in Abhängigkeit vom pH-Wert, nach ATV [1985], verändert aus MONTAG [2008] 123

Abbildung 5-5: Prozentualer Reduktionsgrad der Ammoniumstick-stofffracht und der Verlauf der Ammoniumstickstoffkonzentrationen in den Versuchsphasen 1-1 und 1-2 127

Abbildung 5-6: Nachgewiesene Ammoniumstickstofffrachten in der Gaswäsche mit den entsprechenden Abbauraten aus dem Urin 130

Abbildung 5-7: Verlauf der PO_4-P-Fracht im Urin während der Versuchsreihe 134

Abbildung 5-8: Analyse im Dichtungshanf in der Versuchsphase 2 135

Abbildung 5-9: Temperaturverlauf und Volumenabnahme über die Versuchsdauer 138

Abbildung 5-10: pH-Werte, gemessen im Urin während der Versuchsphasen 1-1 und 1-2 139

Abbildung 6-1: Energiediagramm einer enzymkatalysierten Reaktion nach KARLSON [1988], ergänzt 146

Abbildung 6-2: Abhängigkeit der Reaktionsgeschwindigkeit von der Substratkonzentration nach Michaelis-Menten-Modell 147

Abbildung 6-3: Zielstellungen der Versuche zur Hydrolyse von Toilettenpapier 154

Abbildung 6-4: TS-Konzentrationen der Versuche 1, 2 und 3 155

Abbildung 6-5: TS-Konzentrationen des Langzeitversuches 6 157

Abbildung 6-6: Magnetrührstab mit Aufwuchs 158

Abbildung 6-7: Rückstände in der Probe 158

Abbildung 6-8: Biofilm auf Magnetrührstab vergrößert 158

Abbildung 6-9: Biofilm stark vergrößert 158

Abbildung 6-10: Cellulosefasern setzen sich ab 159

Abbildung 6-11: Filtratrückstand der Probe 6 im V 5 159

Abbildung 6-12: Organischer Anteil (oTS) bezogen auf den Trockensubstanzgehalt (TS) der Proben 160

Abbildung 6-13: Essigsäurekonzentration der Proben in den Versuchen 1 und 2 162

Abbildung 6-14: Essigsäurekonzentration der Proben im Versuch 6 163

Abbildung 6-15: Gasbildung in der Proben P5 im HV 6 nach einer Hydrolysezeit von 136,5 Stunden 164

Abbildung 6-16: Gasbildung in der Probe P4 im HV 5 nach einer Hydrolysezeit von 112,5 Stunden 164

Abbildung 6-17: pH-Wert-Verlauf der Proben P5 im Langzeitversuch 6 165

Abbildung 6-18: Essigsäurekonzentration der Proben in den Versuchen 3 und 4 166

Abbildung 6-19: Essigsäurekonzentration der Proben im Versuch 5 167

Abbildung 6-20: Essigsäurekonzentration der Proben nach einer Hydrolysezeit von 3 bis 5 Tagen 169

Abbildung 6-21: Mittlere Säurekapazität der Proben in den Versuchen 1, 2 und 3 170

Abbildung 6-22: Säurekapazität der Proben im Versuch 6 172

Abbildung 6-23: Acetat/Essigsäurepuffersystem: Doppelt-logarithmische Darstellung der Konzentrationsverhältnisse in Abhängigkeit vom vorliegenden pH-Wert 173

Abbildung 6-24: Carbonat/Hydrogencarbonat-Puffersystem: Doppelt-logarithmische Darstellung der Konzentrationsverhältnisse in Abhängigkeit vom vorliegenden pH-Wert 174

Abbildung 6-25: Bewertung des Acetat/Essigsäure- und Carbonat/Hydrogencarbonat-Puffersystems der Versuche 5 und 6 mit der FOS/TAC-Titrations-Methode . 175

Abbildung 6-26: Versuchsaufbau eines Hydrolysereaktors im Labormaßstab 179

Abbildung 7-1: Exemplarisches Zusammenspiel emissionsmindernder Einzelkomponenten in einem Gesamtsystem 183

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Darstellung ausgewählter Objektarten und deren Angebote/ Nutzungsmöglichkeiten 12

Tabelle 2-2: Inhaltsstoffe von Grau- und Schwarzwasser (Urin, Fäzes, Toilettenpapier) nach FRIEDLER ET AL. [2013] 12

Tabelle 2-3: Gegenüberstellung relevanter Abwasserparameter verschiedener Abwässer 14

Tabelle 3-1: Eigenschaften des eingesetzten Blähglasgranulats nach Herstellerangaben 33

Tabelle 3-2: Rohabwasserdaten (Mittelwerte) aus Untersuchungen an der Herberge „Polana Chocholowska“ 36

Tabelle 3-3: Nährstoffrelationen des verwendeten Abwassers (Mittelwerte) und nach ATV-DVWK-A 131 38

Tabelle 3-4: Konzentrationsangaben für Urin nach DWA, 2008 40

Tabelle 3-5: Messanalytisch bestimmte Parameter aus den Zu- und Ablaufproben 46

Tabelle 3-6: Messanalytisch bestimmte Parameter aus den Schlammproben 46

Tabelle 3-7: Förderleistung des Lufthebers 53

Tabelle 3-8: Chemische und physikalische Kennwerte des Dichtungshanfes 54

Tabelle 3-9: Chemische und physikalische Kennwerte der Urinchargen 55

Tabelle 3-10: Messanalytisch bestimmte Parameter aus dem Urin 61

Tabelle 3-11: Messanalytisch bestimmte Parameter aus der Lösung in den Gaswaschflaschen 61

Tabelle 3-12: Messanalytisch bestimmte Parameter aus dem Hanfeinbau 61

Tabelle 3-13: Mittlerer Luftvolumenstrom aus Gasmessung 66

Tabelle 3-14: Kennwerte des Toilettenpapiers nach eigenen Untersuchungen 72

Tabelle 3-15: Kennwerte der ausgewählten Enzympräparate nach Herstellerangaben 72

Tabelle 3-16: Versuchsplan zur Hydrolyse von Toilettenpapier 73

Tabelle 3-17: Messanalytisch bestimmte Parameter der Hydrolyseproben 77

Tabelle 4-1: Zulässige Raumbelastungen nach ATV-DVWK-A 281 für die Auslegung von einstufigen Tropfkörpern mit Nitrifikation 83

Tabelle 4-2: Richtwerte für die Bemessung des erforderlichen Denitrifikationsvolumens nach ATV-DVWK-A 281 83

Tabelle 4-3: Systemgrenze bzw. Referenz der Dissertation und somit der Versuchsauswertung 84

Tabelle 4-4: Überschussschlammanfall während der Versuchsphasen ...107

Tabelle 4-5: Überschussschlammproduktion berechnet über die CSB-Elimination 108

Tabelle 4-6: Berechnungen zur Phosphorbilanz 109

Tabelle 4-7: Berechnung der Phosphatgehalte in der Biomasse 110

Tabelle 4-8: Leistungsgrenzen der kleintechnischen modularen Tropfkörperversuchsanlage, abgeleitet aus den ermittelten Raumabbauleistungen 112

Tabelle 5-1: Charakteristik von Urin 116

Tabelle 5-2: Prozentuale Frachtreduktion von Ammoniumstickstoff in der Versuchsphase 1-1 125

Tabelle 5-3: Prozentuale Frachtreduktion von Ammoniumstickstoff in der Versuchsphase 1-2 126

Tabelle 5-4: Effektivität der Gaswäsche 129

Tabelle 5-5: Vergleich der theoretisch berechneten Werte mit den Versuchsergebnissen 131

Tabelle 5-6: Gesamtbilanz der Stickstoffbehandlungsprozesse 132

Tabelle 5-7: Übersicht der Orthophosphatwerte 133

Tabelle 5-8: Analyse des Aufwuchsmaterials (Dichtungshanf) 135

Tabelle 6-1: SI-Einheiten der Enzymaktivität nach KARLSON [1988] 148

Tabelle 6-2: Ergebnisse aus groß- und kleintechnischen Untersuchungen von WINKLER & HAHN [1999] 150

Tabelle 6-3: Industrielle Anwendung von Cellulasepräparaten nach RUTTLOFF [1994]; AEHLE [2007], TELSCHOW [2006]; ANTRANIKIAN ET AL. [2006] 153

Tabelle 6-4: Anaerober Substratabbau nach 5 Tagen 161

Tabelle 6-5: Zunahme der Pufferkapazität nach einer Hydrolysezeit von 15 Tagen..... 172

Tabelle 9-1: Mess- und Rechenwerte zum Ammoniumstickstoff 212

Tabelle 9-2: Frachtberechnung für Ammoniumstickstoff in der Versuchsphase 1-1..... 213

Tabelle 9-3: Frachtberechnung für Ammoniumstickstoff in der Versuchsphase 1-2, einschl. Summe..... 214

Tabelle 9-4: Mess- und Rechenwerte zum Ammoniumstickstoff in den Gaswaschflaschen während der Versuchsphase 1-1 .. 215

Tabelle 9-5: Mess- und Rechenwerte zum Ammoniumstickstoff in den Gaswaschflaschen während der Versuchsphase 1-2 .. 216

Tabelle 9-6: Theoretische Berechnung der Ammoniakstrippung, Rechnungsabschnitt 1..... 217

Tabelle 9-7: Theoretische Berechnung der Ammoniakstrippung, Rechnungsabschnitt 2..... 218

Tabelle 9-8: Mess- und Rechenwerte der Phosphorelimination..... 219

Tabelle 9-9: Frachtberechnung für Orthophosphat Teil 1..... 220

Tabelle 9-10: Frachtberechnung für Orthophosphat Teil 2..... 221

Tabelle 9-11: Werte zur Ermittlung der Förderhöhe 222

Verzeichnis der Abkürzungen und Indizes

Lateinische Buchstaben

B	[kg/d]	Fracht
C	[mg/l]	Konzentration
d	[m]	Durchmesser
E	[J]	Energie
H	[-]	Henry-Koeffizient
H	[kJ*s]	Plancksches Wirkungsquantum
h	[m]	Höhe
P	[g/(m^3*d)]	Umsatzrate
Q	[l/h]	Durchfluss, Volumenstrom
K	[-]	Michaeliskontante
R	[J/(mol*K)]	Gaskonstante
S	[mg/l]	Konzentration
S	[mol/l]	Stoffmengenkonzentration
T	[K]	Temperatur
V	[m^3]	Volumen
v	[mol/(l*s)]	Reaktionsgeschwindigkeit
X	[mg/l]	Konzentration
Y	[mg/l]	Konzentration

Griechische Buchstaben

η	[%]	Wirkungsgrad
ψ	[-]	Verhältniswert

Indizes

A	Fläche, Aktivierungs-
a	Säure
Ab	Ablauf
Abw	Abwasser
AD	Ablauf Denitrifikationsmodul
ALH	Auslauf Luftheber
AN	Ablauf Nachklärung
BM	Biomasse
D	Denitrifikation
Deni	Denitrifikation
elim	eliminiert
G	Gas
gas	gasförmig
ges	Gesamt-
H	Hinreaktion
LB	Lochblech
lq	Flüssig (in wässriger Lösung)
M	Modul, Massen-
N	Nitrifikation
max	Maximum
org	organisch
PS	Primärschlamm
R	Raum, Rückreaktion
TK	Tropfkörper
US	Urinspiegel
ÜS	Überschussschlamm
ZB	Zulauf in die biologische Stufe
Zu	Zulauf

Abkürzungen

AA	Analyseabschnitt
AbwV	Abwasserverordnung
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
Anammox	Anaerobe Ammoniumoxidation
ATV	Abwassertechnische Vereinigung e.V.
BSB	Biochemischer Sauerstoffvertrag
BUW	Bauhaus-Universität Weimar
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DIN	Deutsches Institut für Normung
DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft u. Kulturbau e.V.
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser u. Abfall e.V.
EN	Europäische Norm
EPA	Environment Protection Agency
EPS	Extrazelluläre polymere Substanz
ES	Enzym-Substrat-Komplex
EU	Europäische Union
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
GV	Glühverlust
ISO	International Organisation for Standardization
KA	Korrespondenz Abfall, Abwasser
MAP	Magnesiumammoniumkomplex
MEK	Multi-Enzym-Komplex
MFPA	Materialforschungs- und –prüfanstalt an der BUW
oTS	Organischer Trockensubstanzgehalt
PE	Polyethylen
PG	Probengemisch

PWC	Parkplatz WC-Anlage
RAW	Rohabwasser
RV	Rückführverhältnis
SAC	Schweizer Alpenverein
TAN	total anorganic nitrogen
TKN	total Kjehldahl nitrogen
TLH	Tschechischer Luftheber
TOC	total organic carbon
TP	Toilettenpapier
TR	Trockenrückstand
TS	Trockensubstanzgehalt
U.S.	United States
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VR	Versuchsreihe
WC	water closet
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Veranlassung und Zielsetzung

Die kommunalen Abwasserentsorgungsstrukturen, wie sie heute in entwickelten Gebieten mit hoher Siedlungsdichte vorzufinden sind, haben mit Schwemmkanalisation und zentralen Kläranlagen ein hohes Niveau erreicht. Mehr als 90% des urbanen Abwassers in Städten der gemäßigten Klimazone der Nordhalbkugel wird effizient den jeweiligen Anforderungen entsprechend behandelt und einem Gewässer zugeführt. In Mitteleuropa ist damit eine erhebliche Verringerung der Gewässerbelastung durch kommunales Abwasser verbunden. Dies trägt zur Zielerreichung eines guten Gewässerzustandes nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie [EU-WRRL, 2000] bis zum Jahre 2015 bei. Üblicherweise werden derartige zentrale Abwasserentsorgungskonzepte durch außerordentlich hohe monetäre Aufwendungen realisiert. Aktuell wird die Erschließung von Gebieten mit geringerer Siedlungsdichte, wie Kleinstädte und Dörfer, vorangetrieben. Aufgrund des erhöhten Erschließungsaufwandes resultiert dabei eine geringere wirtschaftliche Effizienz. Aus wirtschaftlichen Gründen ist es jedoch keineswegs anzustreben, jeden Ort, an dem Abwasser anfällt, an eine zentrale Behandlungsanlage anzuschließen. Diese Orte mit niedrigster Siedlungsdichte bilden die „weißen Flecken".

Da an dieser Stelle nicht alle denkbaren so genannten Extremstandorte wie Wüstenoasen oder Luft- und Raumfahrtobjekte betrachtet werden können, wird eine Eingrenzung der betrachteten Extremstandorte auf Ausflugsziele in der gemäßigten Klimazone Mitteleuropas vorgenommen. Hierzu sind Ausflugsziele wie Berg- und Schutzhütten, Wanderhütten, Bergbauden und Herbergen zu zählen. Campingplätze und Kleingartenanlagen aber auch Autobahnservicebetriebe in exponierter Lage sollen hier Erwähnung finden, sind aber nicht Gegenstand der Untersuchungen. Hierzu wird auf die Dissertationen von J. ALEXEEVA-STEINIGER [2015] und M. HARTMANN [2025] verwiesen.

Verschiedene Studien und Forschungsvorhaben wie KOMPEX [LONDONG ET AL., 2006]; SEEL [LONDONG & HARTMANN, 2008], BAST [LONDONG & MEYER, 2010] ODER KOMPEX II [LONDONG ET AL., 2011] haben gezeigt, dass gerade an beliebten Ausflugszielen oder Autobahnservicestationen fernab der kommunalen Infrastruktur eine ordnungsgemäße Abwasserentsorgung ein Problem darstellt. Beispielsweise erfüllen Berg- und Schutzhütten nicht nur eine wichtige Schutzfunktion, sondern haben als Ausflugziele in landschaftlich reizvoller Umgebung als touristische Attraktionen einen hohen Stellenwert. Insbesondere bei schönem Wetter können sich täglich mehrere tausend Menschen im Umkreis solcher Ausflugsziele bewegen, die somit eine den steigenden Mindestansprüchen der Besucher entsprechende, zeitgemäße Ver- und Entsorgungsinfrastruktur benötigen. Dabei stellt gerade die Abwasser- und Reststoffentsorgung von

touristischen Ausflugszielen in exponierter Lage eine Herausforderung dar. Diese ergibt sich aus einem hohen Urinanteil im Abwasser, der hauptsächlich durch Tagesgäste mit kurzem Aufenthalt eingetragen wird und der gerade in Zusammenhang mit wassersparender Sanitärtechnik und den fehlenden Grauwasser- und Fremdwasseranteilen eine im Vergleich zu kommunalem Abwasser außergewöhnliche Abwasserzusammensetzung zur Folge hat. Für gewöhnlich ist das Angebot an abbaubaren Kohlenstoffverbindungen in Bezug auf die Stickstoff- und Phosphorkonzentration derart gering, dass eine biologische Reinigung dieser Abwässer von vornherein an Grenzen stößt.

Erschwerend kommt hinzu, dass sich diese Ausflugsziele oft in ökologisch sensiblen Regionen befinden, die durch einzigartige Klima- und Umweltverhältnisse gekennzeichnet sind. Daraus ergeben sich wiederum entsprechende Anforderungen an den Naturschutz, denen durch eine angemessene Abwasserentsorgung Rechnung getragen werden muss, damit diese Einrichtungen nicht als Schwachstelle mit hoher Schadstoffemission identifiziert werden müssen. Die Schadstoffemissionen treffen auf sensible Gewässerabschnitte oder nährstoffarme Böden und schädigen diese oft nachhaltig. Nährstoffarme Böden werden „überdüngt" und die standorttypische Flora kann dadurch verdrängt werden. Zudem können Schadstoffe und Krankheitserreger aus dem Abwasser in Oberflächengewässer gelangen oder in das Grundwasser eingespült werden und damit das Trinkwasser verunreinigen. In diesem Zusammenhang werden auch die Entsorgungsprobleme der bei der Abwasserreinigung unweigerlich anfallenden Klärschlämme offensichtlich. Deren Ausbringung vor Ort ist oftmals verboten und der Abtransport größerer Mengen zur Mitbehandlung in kommunalen Kläranlagen ist nicht zuletzt aufgrund eingeschränkter Zugangs- und Transportmöglichkeiten sehr kostspielig.

Hinzu kommt, dass sich die Standorte der Ausflugsziele in exponierten Lagen deutlich voneinander unterscheiden können, weshalb standortspezifisch individuelle Lösungen gefunden werden müssen, die unter den jeweiligen Randbedingungen zuverlässig funktionieren.

Beispielsweise resultieren aus dem charakteristischen Klima im Hochgebirge Bedingungen, unter denen Wachstum und Entwicklung bei den meisten Organismen nur langsam ablaufen, was im Hinblick auf die Organismen in der Abwasserreinigung Auswirkungen haben könnte.

Aufgrund der Entfernung zur kommunalen Infrastruktur ist zudem die Energie- und Trinkwasserversorgung oft nur unzureichend gesichert. Die fehlenden Anschlüsse an ein öffentliches Versorgungssystem erfordern geeignete dezentrale Anlagen, die von fachkundigem Personal vor Ort installiert und betrieben werden müssen. Jedoch wirkt sich die eingeschränkte Erreichbarkeit negativ auf die Verfügbarkeit von Fachpersonal für Installations-, Wartungs- und

Instandsetzungsarbeiten aus. Im Normalfall müssen sich Hüttenwirte und Straßenwärter als Betreiber dezentraler Ver- und Entsorgungsanlagen der Aufgabe als „Wasserversorgungstechniker" oder „Klärwärter" annehmen und die Eigenkontrolle der Anlagen durchführen. In den oben genannten Studien konnte festgestellt werden, dass die Erfüllung dieser Aufgaben in erster Linie vom Eigeninteresse und der sonstigen Belastung der betroffenen Personen abhängt.

Die Abwasserentsorgungselemente an derartigen Extremstandorten entsprechen in den meisten Fällen nicht dem „Stand der Technik", was darauf hindeutet, dass dieser Infrastrukturzweig bei der generellen Modernisierung vieler Objekte weniger berücksichtigt wurde. Die bestehenden unzureichenden Abwasserentsorgungssysteme sind oft der Grund für hygienische Probleme sowohl an der Oberfläche als auch im Grundwasser an Extremstandorten. Der Einsatz von vollbiologischen Kleinkläranlagen zur dezentralen Abwasserentsorgung kann allerdings mit dem derzeitigen Entwicklungsstand nur im begrenzten Umfang Abhilfe leisten. Im Gegensatz zu Mehrkammerabsetz- und -ausfaulgruben sind sie zwar grundsätzlich zu höheren Reinigungsleistungen in der Lage, doch bestehen erhebliche Unsicherheiten im Betrieb, die durch störanfällige Technik, eine unzureichende Wartung und Kontrolle sowie hydraulische und stoffliche Belastungsschwankungen hervorgerufen werden. Ein Verzicht auf Technik, insbesondere Maschinentechnik wie Pumpen, setzt entsprechende Gefälleverhältnisse voraus, die nur selten gegeben sind, und engt den Anpassungsspielraum auf verschiedene Belastungssituationen ein.

Eine ausgeglichene Belastung von Kläranlagen, wie sie im kommunalen Bereich auftritt, in der das Abwasser mehrere Stunden benötigt, um die Kläranlage über die Kanalisation zu erreichen, führte zu etablierten Abwasserbehandlungstechnologien, die auf biologischen Prozessen beruhen. Mikroorganismen arbeiten effizient, solange sie eine kontinuierlich stabile Zusammensetzung von Verschmutzungen zugeführt bekommen. Deshalb liegt es nahe, dass eine ständige Vermischung verschiedener Stoffströme zu weniger Problemen bei der Abwasserbehandlung führt. Aufgrund von saisonalen Schwankungen im Betrieb von Extremstandorten kommt es hier jedoch oft zu Belastungsschwankungen im Zulauf zu Abwasserbehandlungsanlagen. Die dabei temporär hohen Stickstoffbelastungen durch den Abwasserteilstrom Urin stellen an Extremstandorten eine Herausforderung dar.

Im Hinblick auf die anzutreffende Abwassercharakteristik wird die These aufgestellt, dass die gezielte Zusammensetzung verschiedener Stoffströme, in der Fachliteratur als „waste design" bezeichnet [z.B. in LARSEN & GUJER, 2001; LARSEN, 2011], auch im Maßstab von Extremstandorten zur Realisierung einer dezentralen Entsorgung unabdingbar ist, um etwa, wenn überhaupt, nur kleine Mengen Reststoff transportieren zu müssen.

Eine nachhaltige Verwertung durch Rückgewinnung von Nährstoffen aus den unterschiedlichen Stoffströmen im Sinne von Neuartigen Sanitärsystemen wird an Extremstandorten nicht unbedingt angestrebt, da es sich oft nur um kleine Mengen handelt und eine saubere Rückgewinnung z.B. von Phosphor aus Klärschlamm verfahrenstechnisch aufwendig ist und damit verbundene wirtschaftlich hohe Unsicherheiten birgt [ROSKOSCH ET AL., 2014]. Eine einfache Möglichkeit des Nährstoffrecyclings ist hingegen der Einsatz des gereinigten Abwassers zur Bewässerung, da in diesem immer noch Restnährstoffe enthalten sind, die durch eine biologische Abwasserbehandlung nicht vollständig entfernt werden.

Die vorliegende Arbeit nimmt sich der Herausforderung an, geeignete Abwasserbehandlungsoptionen für die Abwasserbehandlung an Extremstandorten zu ermitteln, zu erproben und daraus Leistungsgrenzen dieser Anlagen abzuleiten. Der Fokus wird dabei auf touristische Ausflugsziele in exponierter Lage gelegt, an denen vergleichbare Problemstellungen vorzufinden sind. Diese sind zum einen die von häuslichem Schmutzwasser stark abweichende Abwassercharakteristik und zum anderen die sensiblen Ökosysteme, in denen diese Ausflugsziele anzufinden sind.

Vor dem Hintergrund einer hinreichenden Beschreibung der entsprechenden Abwassercharakteristik und der Randbedingungen an Extremstandorten soll aufgezeigt werden, wie die unterschiedlichen Abwasserströme zusammengesetzt sein sollten, um eine optimale Behandlung zu ermöglichen. Daran anschließend sollen technische Lösungsansätze zur Erreichung einer umweltgerechten Abwasserentsorgung erarbeitet werden. Dabei werden die Bestrebungen, die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe umweltgerecht zu verwerten, damit dem Gedanken einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Ressourcen Rechnung zu tragen, in den Mittelpunkt der Arbeit gestellt.

Die Ermittlung charakteristischer Ausgangsituationen an Extremstandorten erfolgt auf Basis von Literaturangaben und wird durch die Heranziehung von Untersuchungen an der Herberge „Polana Chocholowska“ im Tatra Nationalpark als Referenzbeispiel ergänzt. Anschließend an die Grundlagenermittlung geht die Arbeit auf die Behandlungsmöglichkeiten der an Extremstandorten anfallenden Abwässer ein. Dies bedingt eine theoretische Betrachtung zur Problematik von stickstoffhaltigen Abwässern und deren Herausforderungen an die Abwasserreinigung. Daraus leitet sich die Notwendigkeit entsprechender Behandlungsstufen ab, für die auf Basis von labor- und kleintechnischen Versuchen Vorschläge erarbeitet, dargestellt und beurteilt werden. Den Kern der Auswertung der theoretischen und praktischen Untersuchungen bildet die Erarbeitung einer Strategie zur dezentralen Entsorgung der anfallenden Abwasserströme in Form von Hinweisen zur Dimensionierung für die drei technischen Module Tropfkörperanlage zur Abwasserbehandlung, Urinbehandlung mittels

Luftstrippung und Klärschlammhydrolyse mit Hilfe von Enzymen. Gleichzeitig beinhaltet die Strategie die Erfassung, Sammlung und ggf. den Transport von separierten oder vermischten Teilströmen mit dem Ziel, den angestrebten Umweltzielen gerecht am Anfallsort zu behandeln und zu verwerten bzw. zu entsorgen. Die jeweiligen Elemente der Abwasserstrategie werden detailliert beschrieben und deren Eignung und Funktion theoretisch und praktisch durch Versuche beurteilt und bewertet, wobei die modulare Tropfkörperanlage im Zentrum der Betrachtungen steht.

2 Grundlagen und Ergebnisse anderer Untersuchungen

2.1 Abwassercharakteristik an Extremstandorten

Das Abwasser, das an Extremstandorten anfällt, unterscheidet sich sowohl quantitativ qualitativ, als auch im temporären Anfall der Schmutzfrachten signifikant von kommunalem Abwasser. Der Abwasseranfall ergibt sich aus dem Trinkwasserverbrauch, der aus dem Vorhandensein und der Nutzung der Abwasseranfallstellen resultiert. Während kommunales Abwasser dadurch bestimmt ist, dass der Trinkwasserverbrauch durch eine stetige Versorgung in der Regel nicht limitiert ist und alle im Haushalt anfallen Abwasserströme vorhanden sind, so zeichnet sich Abwasser, das an touristischen Ausflugszielen anfällt, dadurch aus, dass Trinkwasser unter Umständen nicht unbegrenzt zur Verfügung steht und von den im Haushalt anfallenden Abwasserströmen lediglich Abwasser aus dem Sanitärbereich und ggf. Waschräumen oder Küchen Berücksichtigung finden müssen. Gleichzeitig bleibt zu bedenken, dass der Abwasseranfall durch Saisonbetrieb nicht kontinuierlich erfolgt und dass die stickstoffhaltige Hinterlassenschaft der meist Tagebesucher in Verbindung mit wassersparender Sanitärtechnik und dem fehlenden Grauwasseranteil eine im Vergleich zu kommunalem Abwasser einseitige Abwasserzusammensetzung zur Folge hat.

Diese außergewöhnliche Abwasserzusammensetzung lässt sich anhand der Nährstoffverhältnisse beschreiben. Bei hinlänglichen Untersuchungen an PWC[1]-Anlagen durch die Bauhaus-Universität Weimar im Jahre 2008 ergab sich ein Nährstoffverhältnis im Rohabwasser von CSB : TKN = 100 : 37. Für eine Bergstation in der Schweiz gibt BOLLER [2013] mittlere Ammoniumkonzentrationen von 130 mg/l an. Das erhöhte Vorkommen von Stickstoffverbindungen im Vergleich zu kommunalem Abwasser (CSB : TKN = 100 : 18) lässt die Erschwernis einer weitergehenden biologischen Reinigung dieser Abwässer erkennen. Hinsichtlich der biologischen Reinigung ist zu bedenken, dass mitunter kein kontinuierlicher Abwasseranfall vorhanden ist, die Schmutzstoffkonzentrationen durch Trinkwassereinsparungen erhöht sind und Reinigungsprozesse durch eine kühle Umgebungen und niedrige Abwassertemperaturen verlangsamt ablaufen.

1 Unbewirtschaftete Rastanlagen an Bundesfernstraßen mit ausschließlich sanitären Einrichtungen in einem Toilettengebäude.

2.2 Abwasseranfallstellen

Die Abwassercharakteristik an Extremstandorten soll beginnend mit einem Blick auf den kommunalen Bereich erörtert werden. In den einschlägigen technischen Regelwerken für die Planung abwassertechnischer Anlagen werden die Abwasserarten hinsichtlich ihrer Herkunft differenziert in Fremdwasser, Regenwasser und Schmutzwasser. Fremdwasser spielt an Extremstandorten keine Rolle, da bei dezentralen Abwasserentsorgungsanlagen keine langen Leitungsabschnitte existieren und somit das Risiko für Fehlanschlüsse und Undichtigkeiten gering ist. Anfallendes Regenwasser wird aufgrund der Nutzung und Beschaffenheit der bebauten Flächen an Extremstandorten als nicht behandlungsbedürftig angesehen und darf daher unbehandelt einem oberirdischen Gewässer zugeleitet oder in den Untergrund versickert werden. Zudem besteht die Möglichkeit das Regenwasser dezentral zu speichern und anschließend nach entsprechender Aufbereitung als Brauchwasser zu nutzen.

Das Schmutzwasser wird prinzipiell in häusliches und betriebliches Schmutzwasser unterschieden. Häusliches Schmutzwasser entstammt per Definition nach DWA-A 118 im kommunalen Bereich den Haushalten und Kleinbetrieben, worunter auch gastronomische Einrichtungen zu zählen sind [DWA, 2006].

Die Menge des Schmutzwassers an Extremstandorten wird neben dem Wasserverbrauch und indirekt dem Vorhandensein ausreichender Wasserressourcen maßgeblich von der Art und der Anzahl, sowie von der Frequentierung der Abwasseranfallstellen durch die Nutzer und somit vom Ausstattungs- bzw. Bewirtschaftungsgrad der Objekte bestimmt. Abwasseranfallstellen sind in der Regel mit Wasserverbrauchsstellen gleichzusetzen und können für die Betrachtung an Extremstandorten dem Sanitärbereich und der Küche zugeteilt werden. Die Art und Anzahl der Wasserverbraucher beschreibt den Ausstattungsgrad in Küche und Sanitärbereich. Ein hoher Ausstattungsgrad ist bei entsprechender Inanspruchnahme mit einem hohen Wasserbedarf bzw. –verbrauch und folglich hohem Abwasseranfall verbunden. Die Inanspruchnahme richtet sich nach der Motivation für den Aufenthalt und der Aufenthaltsdauer potentieller Nutzer vor Ort. Einrichtungen mit hohem Ausstattungsgrad, z. B. eine Unterkunft mit Bad und Küche, bieten einen wohnähnlichen Komfort, der oft zu einem längeren Aufenthalt motiviert. Demgegenüber ist für Objekte mit vergleichsweise niedrigem Ausstattungsgrad, z. B. eine Schutzhütte mit ausschließlich einer Toilette, der kurzzeitige Tagesaufenthalt von Personen charakteristisch.

Zusätzlich zu den genannten Faktoren beeinflusst das individuelle Nutzerverhalten die Abwassermenge und -zusammensetzung, wobei alle genannten Einflussfaktoren untereinander in Wechselwirkungen stehen.

2.3 Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall

Die Schmutzwassercharakteristik an Extremstandorten ist quantitativ häufig in erster Linie an den Trinkwasserverbrauch gebunden, wobei Objekte in exponierter Lage bei der Trinkwasserversorgung meistens auf Wasservorkommen in der unmittelbaren Umgebung angewiesen sind, wenn keine zentrale Versorgung erfolgt. Vielfach werden hierfür Grundwasservorkommen genutzt, zum Teil aber auch Oberflächengewässer, wie Bäche und Seen. Je nach Standort sind Wasservorkommen knapp (z.B. in Karstgebieten) und mit chemischen Schadstoffen (Schwermetalle, Pestizide, Nitrat, etc.) und/oder mikrobiologischen Verunreinigungen (Viren, Bakterien, Keime) belastet und müssen entsprechend durch Filtration und Desinfektion aufbereitet werden. Eine derartige Aufbereitung ist zeit- und energieaufwändig, was die Betreiber der Standorte zum Wassersparen durch Einsatz entsprechender Spül-, Wasch- und Sanitärtechnik (z.B. wasserlose Urinale) veranlasst. Dies führt unter Umständen dazu, dass das ohnehin schon sehr gering verdünnte Schmutzwasser noch stärker konzentriert wird. Die wassersparende Sanitärtechnik und der fehlende Grau- und Fremdwasseranteil bewirkt eine im Vergleich zu kommunalen Abwasser außergewöhnliche Abwasserzusammensetzung. Ein weiterer Aspekt bei Trinkwasserknappheit ist die Nutzung von Brauchwasser, beispielsweise Regenwasser, nicht aufbereitetes Trinkwasser oder gereinigtes und desinfiziertes Abwasser, für die Toilettenspülung.

Bei natürlichen Wasserressourcen im Gebirge handelt es sich vermehrt um weiches Wasser mit geringer Alkalinität, das eine geringe Pufferkapazität aufweist [SAC, 2000]. Dies bedeutet, dass bereits geringe Menge an sauren oder basischen Schmutzstoffen den pH-Wert verändern können, was wiederum Auswirkungen auf die biologische Abwasserreinigung – insbesondere eine Nitrifikation – haben könnte.

Aufgrund der Tatsache, dass Ausflugsziele in exponierten Lagen häufig nur saisonal betrieben werden, ergeben sich teilweise extreme Schwankungen bezüglich der anfallenden Abwassermenge und demzufolge auch der Schmutzfrachten im Tages-, Wochen- und Jahresverlauf. Als Beispiele für einen schwankenden Abwasseranfall im Jahresverlauf sind einerseits Skihütten zu nennen, deren Hauptbetrieb sich auf die Wintersaison konzentriert, im Gegensatz dazu stehen Wanderhütten im Mittelgebirgsraum, bei denen in der Sommersaison der Hauptbetrieb stattfindet.

Der Schweizer Alpen-Club (SAC) hat für die Berghütten in seinem Einzugsgebiet die saisonalen Schwankungen erhoben. Bedeutende Peaks konnten in den Zeiten von Mitte März bis Anfang Mai und von Anfang Juli bis Ende Oktober festgestellt werden [SAC, 2000].

Bei den meisten Extremstandorten ist jedoch die ganzjährige Bewirtschaftung die Regel, wobei die Öffnungszeiten an die zu erwartenden Besucherströme, z.B. während der Schulferien, angepasst werden. Nicht weniger drastisch fallen deshalb die Unterschiede auch in der Saison zwischen Werktagen und Sonn- und Feiertagen aus, wobei die Auslastung der Objekte und somit der Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall entscheidend vom Wetter abhängig sind. Dies trifft vor allem auf Standorte zu, die nur fußläufig zu erreichen sind. Hinsichtlich des saisonalen (jährlichen) und wöchentlich schwankenden Besucherandrangs ergeben sich nach der Studie SEEL [LONDONG & HARTMANN, 2008] für den Mittelgebirgsraum und die restlichen Gebiete in Thüringen deutliche Unterschiede (Abbildung 2-1). Gründe hierfür liegen in den verschiedenen Arten des Tourismus in Abhängigkeit der jeweiligen regionalen Möglichkeiten. Im Flachland sind vorrangig Kultur-, Städte- und Ausflugstouristen (Ferntouristen) anzutreffen, während im Mittelgebirgsraum der Wander- und Skitourismus – vorrangig durch Einheimische – überwiegt. Demzufolge ist im Flachland nur im Sommer Hauptsaison. Im Mittelgebirgsraum, wie zum Beispiel in den Höhenlagen des Thüringer Waldes, des Thüringer Schiefergebirges und des südlichen Harzes, kann zusätzlich auch im Winter Hauptsaison sein.

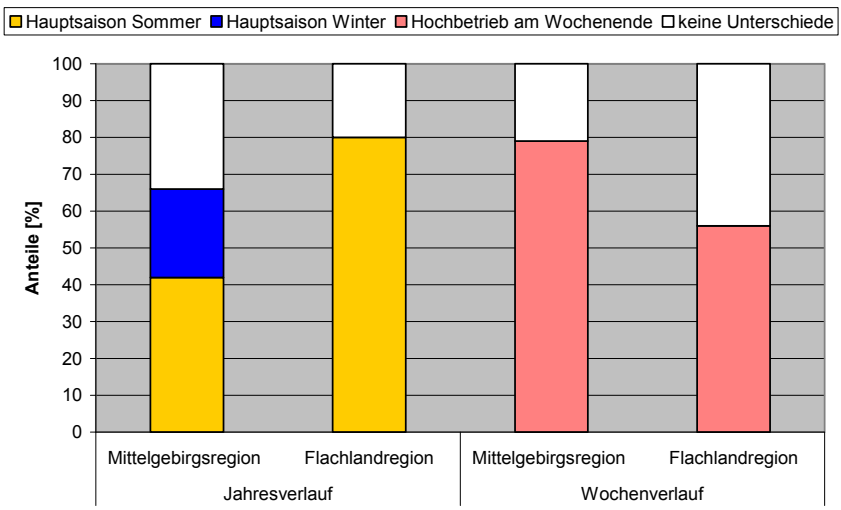


Abbildung 2-1: Unterschiedliche Schwankungen der Besucherzahlen im Jahres- und Wochenverlauf in der Mittelgebirgs- und Flachlandregion in Thüringen (120 Objekte) [LONDONG & HARTMANN, 2008]

Insgesamt fallen die jährlichen Schwankungen in Mittelgebirgsregionen zwar weniger drastischer aus, doch macht sich die Naherholungsfunktion im Hochbetrieb an Wochenenden bzw. Feiertagen bemerkbar. In Befragungen im

Rahmen der Studie SEEL aus dem Jahre 2008 gaben die Objektbetreiber in Thüringen an, dass die meisten Besucher an den Wochenenden oder Feiertagen gezählt werden können. Das Phänomen der über die Woche stark schwankenden Besucherströme ist in der Regel über das ganze Jahr wahrnehmbar, doch sind die Unterschiede bezüglich der Auslastung an Wochentagen einerseits und an Wochenenden andererseits in der Nebensaison (Frühling, Herbst) besonders groß. Neben den ausbleibenden Gästen in der Wochenmitte ist der Umstand, dass Bergbauden und Wanderhütten als Vereinshäuser von Ehrenamtlichen betrieben werden, eine wesentliche Ursache für den Wochenendbetrieb. Spitzenbelastungen, die durchaus das 20-fache der Normalbelastung oder darüber hinaus betragen können, kommen beim Zusammentreffen von Wochenende/Feiertag und schönem Wetter zustande.

Neben den saisonalen Schwankungen des Abwasseranfalls ist ebenfalls interessant, wie sich der Abwasseranfall über den Tag verteilt. Nach den Erhebungen des Schweizer Alpen-Clubs ergeben sich im Tagesverlauf zwei Peaks, der eine in den Morgen- und der andere in den Abendstunden. Der im kommunalen Bereich oft auftretende Peak in den Mittagsstunden konnte beim Abwasseranfall an Berghütten nicht beobachtet werden [SAC, 2000].

In wesentlichen Punkten vergleichbare Angaben finden sich auch bei ANDREOTTOLA ET AL. [2003] für eine Berghütte in den Dolomiten. Charakteristisch ist hier ein durchgängiger Abwasseranfall über den Tag, der auf eine kontinuierliche Benutzung der sanitären Anlagen zurückzuführen ist. Die Spitzen am Morgen sind im Wesentlichen auf den Sanitärbereich zurückzuführen, die Spitze am Abend auf den Küchenbereich und die weniger ausgeprägte Mittagsspitze lediglich auf die Benutzung der WC-Anlagen um die Mittagszeit.

Generell müssen die hydraulischen Schwankungen von einem Abwasserentsorgungssystem kompensiert werden.

2.4 Abwasserzusammensetzung

Die Abwasserzusammensetzung ist von der Größe des Objektes, vom Bewirtschaftungsgrad und von der Nutzung des Angebotes durch die Besucher abhängig. Die folgende Tabelle 2-1 zeigt ausgewählte Objektarten mit den dort oft anzutreffenden Angeboten bzw. Nutzungsmöglichkeiten für die Besucher. In der Regel sind zudem in jedem Objekt Räumlichkeiten für die Betreiber mit Nasszellen und Sanitäranlagen vorhanden.

Tabelle 2-1: Darstellung ausgewählter Objektarten und deren Angebote/ Nutzungsmöglichkeiten

Objektart	Übernachtungs-möglichkeit	Küche	Sanitärbereich
Hotel/Herberge	X	X	X
Ausflugslokal	-	X	X
Wanderhütte	-	-	X
Berghütte	-	-	(X)

Anhand der an den Objekten anzutreffenden Angebote und Nutzungsmöglichkeiten ergeben sich objektspezifisch verschiedene Stoffströme, aus denen sich der Abwasserstrom zusammensetzt. Die jeweiligen Stoffströme an sich sind aus dem kommunalen Bereich bekannt, besonders an Extremstandorten ist ihr quantitativer Anfall und die Zusammensetzung der einzelnen Stoffströme untereinander.

Aus Untersuchungen relevanter Stoffströme des häuslichen Schmutzwassers geht hervor, dass nährstoffarmes Grauwasser, also das Abwasser ohne Fäkalien, den größten Volumenanteil mit circa 70%, 70 l/E*d [FRIEDLER ET AL., 2005], ausmacht. Demgegenüber nehmen Fäkalien, also Fäzes und Urin, einen viel geringeren Volumenanteil mit Urin: 1,37 l/(E*d) und Fäzes: 0,14 l/(E*d) ein [NIEDERSTE-HOLLENBERG & OTTERPOHL, 2000], doch sind sie für die charakteristische Schmutzstofffracht (N, P, K und CSB) des Abwassers verantwortlich. Stickstoff, Phosphor und Kalium stammen zu großen Teilen aus dem Urin, die organische Fracht (CSB) ist indes überwiegend in Fäzes und Grauwasser enthalten. Die absolute und relative Zusammensetzung ist der nachfolgenden Tabelle 2-2 zu entnehmen.

Tabelle 2-2: Inhaltsstoffe von Grau- und Schwarzwasser (Urin, Fäzes, Toilettenpapier) nach FRIEDLER ET AL. [2013]

Parameter	Fracht [g/(E*d)]				Anteil [%]			
	Grauwasser	Urin	Fäzes	Toilettenpapier	Grauwasser	Urin	Fäzes	Toilettenpapier
TS	19	12	23	6,8	32	19	38	11
BSB_5	19	5,8	12	-	52	15	33	-
CSB	51	13	31	8,8	50	11	31	8
N_{ges}	0,9	9,2	1,5	0,0	8	79	13	0
P_{ges}	0,5	0,8	0,4	0,0	28	47	25	0
K	0,3	2,9	0,9	-	7	71	22	-

Im Hinblick auf die Abwassersituation an Extremstandorten ist zu bedenken, dass dort Fäzes und Urin je nach Sanitärsystem getrennt oder gemischt, mit oder ohne Spülwasser anfallen und somit eine Unterscheidung in Urin, Fäzes, Gelbwasser, Braunwasser oder Schwarzwasser vorgenommen werden kann. Hinsichtlich des Grauwassers muss allerdings beachtet werden, dass in obiger Tabelle 2-2 Werte für den gesamten Grauwasserstrom aufgetragen sind, der wiederum Abwässer aus Badewannen, Duschen, Waschmaschinen, Spülmaschinen, Küchenspülbecken und Handwaschbecken enthält. Wie unterschiedlich das jeweilige Grauwasser seinem Anfallsort entsprechend belastet ist, kann FRIEDLER [2004] entnommen werden. Für die Abwassersituation an Extremstandorten sind dabei lediglich das Grauwasser aus dem Küchenbereich und dem Handwaschbecken im Sanitärbereich sowie ggf. Duschabwässer bei Übernachtungsmöglichkeiten relevant. Grauwasser aus dem Küchenbereich ist dabei generell als hochbelastetes Grauwasser einzustufen.

ANDREOTTOLA [2003] hat bei seinen Untersuchungen der Kohlenstoffverbindungen im Abwasser an Berghütten herausgefunden, dass das Verhältnis von leichtabbaubarem CSB zu CSB_{ges} 53% bei Toilettenabwasser und 17% für Küchenabwässer beträgt. Dies wiederum indiziert, dass die organischen Grauwasserinhaltsstoffe in Küchenabwässern aufgrund des Vorhandenseins von Ölen und Fetten langsamer biologisch abgebaut werden können.

Aus Hygiene- und Gewässerschutzsicht ist von Bedeutung, dass von Fäzes aufgrund der pathogenen Keime die größte hygienische Gefahr ausgeht, während im Urin viele Mikroverunreinigungen, wie Medikamentenrückstände und/ oder endokrin wirksame Substanzen zu finden sind.

Fazit

In Tabelle 2-3 ist das an Alpenhütten anfallende Abwasser in seiner typischen Zusammensetzung Abwässern von PWC-Anlagen[1] und kommunalen Kläranlagen gegenübergestellt. Wie ersichtlich wird, sind sich die Abwässer von Alpenhütten und von PWC-Anlagen[1] an Autobahnen prinzipiell sehr ähnlich. Die vergleichsweise etwas niedrige organische Belastung der Abwässer von PWC-Anlagen[1] resultiert aus der Tatsache, dass hier keinerlei gastronomische Einrichtungen betrieben werden. Weil diese Möglichkeit prinzipiell auch bei Ausflugszielen in exponierten Lagen besteht, können PWC-Anlagen[1] an Autobahnen zumindest hinsichtlich der Abwassercharakteristik ebenfalls den Extremstandorten zugerechnet werden. Entscheidend dafür ist die Tatsache, dass die Benutzer hauptsächlich (> 90%) urinieren und nur eine geringe Verdünnung mit Spülwasser stattfindet.

Tabelle 2-3: Gegenüberstellung relevanter Abwasserparameter verschiedener Abwässer

Parameter	Alpenhütten[1)]	PWC-Anlagen an Autobahnen[2)]	Belv. Nord[3)] (PWC-Anlage)	BAST[4)] (PWC-Anlagen)	Kommunale Kläranlagen[5)]
CSB [mg/l]	1.000 – 2.800	500 – 1.600	557 – 970	180 - 880	800
BSB_5 [mg/l]	300 – 800	300 – 800	266 – 665	26 – 525	400
TKN [mg/l]	300 – 800	300 – 800	402 – 523	170 – 745	73
P_{ges} [mg/l]	k.A.	15 - 25	9,1 – 15,8	5 – 145	12

[1)]Quelle: WETT ET AL., 2001; Werte aus der mehrfachen Beprobung von 20 Objekten
[2)]Quelle: BUW, 2001; Werte aus der mehrfachen Beprobung von 4 PWC-Anlagen in Thüringen
[3)]Quelle: LONDONG & HARTMANN, 2007; Werte aus der mehrfachen Beprobung der PWC-Anlage „Belvedere Nord"
[4)]Quelle: LONDONG & MEYER, 2010; gemessen im Filtrat nach einem Filtersack, Maschenweite: 5,0 mm
[5)]Quelle: ATV-DVWK-A 131; Tabelle 1 mit $w_{s,d}$ = 150 l/(E*d)

Signifikant für alle an Ausflugzielen in exponierten Lagen anfallenden Abwässer sind somit sehr hohe Stickstoffkonzentrationen, die auf den hohen Anteil an Urin im Abwassergemisch zurückgehen. Zugleich ist das Angebot an abbaubaren Kohlenstoffverbindungen in Bezug auf die Stickstoff- und Phosphorkonzentration derart gering, dass eine biologische Reinigung des Abwassers von vornherein an Grenzen stößt. Mit Standardverfahren, wie sie zur Reinigung häuslicher oder kommunaler Abwässer eingesetzt werden, lassen sich solche Abwässer ohne weiteres nicht oder nur unzureichend behandeln. Werden zudem erhöhte Anforderungen an die Ablaufqualität gestellt - wie dies aufgrund der sensiblen Umgebung an Ausflugzielen in exponierter Lage zu erwarten ist – verschärft sich diese Problematik.

2.5 Theoretische Grundlagen zur Behandlung stickstoffhaltiger Abwässer

Das vorliegende Kapitel beschreibt kurz die theoretischen Grundlagen der biologischen Abwasserbehandlung um anschließend die herkömmlichen und somit bekannten und angewendeten Behandlungsverfahren für stickstoffhaltige Abwässer, wie Nitrifikation, Denitrifikation und anaerobe Ammoniumoxidation sowie die dazugehörige Anlagentechnik vorzustellen und die Möglichkeiten einer Anwendung an Extremstandorten zu diskutieren.

Bei der Abwasserreinigung nutzen Mikroorganismen grundsätzlich die im Abwasser enthaltenen Substanzen, die zum Aufbau körpereigener Substanz

(Eiweiß) oder zur Energiegewinnung geeignet sind [BEVER ET AL., 2002]. Hierbei sind die Stickstoffverbindungen nach den Kohlenstoffverbindungen die bedeutendste Stoffgruppe. In der Regel ist der Gehalt an Nährstoffen im Abwasser relativ gering und unterliegt ständigen Schwankungen.

> „Für eine ideale Nährlösung heterotropher Bakterien wird ein Verhältnis des in abbaubaren Verbindungen vorliegenden Kohlenstoffs zum Stickstoff von C : N = 12 : 1 angenommen; das Verhältnis von Kohlenstoff zu Phosphor (C : P) soll ungefähr 30 : 1 sein. Unter diesen Voraussetzungen würde die Menge an Kohlenstoff ausreichen, bei der Oxidation so viel Energie zu liefern, dass der übrige Teil der Kohlenstoffverbindungen zusammen mit dem Stickstoff und Phosphor vollständig in organische Substanz umgewandelt werden kann." [BEVER ET AL., 2002].

MUDRACK & KUNST [2003] geben an, dass ein günstiges Verhältnis von Kohlenstoffverbindungen zu Stickstoff im Zulauf zum Belebungsbecken etwa BSB_5 : N = 100 : 5 betragen soll. Dieser Idealfall ist in der Praxis jedoch nie gegeben, da das Verhältnis meist zu Gunsten von N und P verschoben ist. Eine Elimination dieser Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus dem Abwasser bedingt eine weitergehende Reinigung. Allerdings kann nicht mehr ausreichend denitrifiziert werden, sofern leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen fehlen.

Die anorganischen Nährsalze, d.h. die Stickstoff- und Phosphorverbindungen sind maßgebend für die Stoffwechselaktivitäten der Mikroorganismen. Die übliche biologische Stickstoffelimination kommt bei der Behandlung von Abwässern mit hohem Stickstoffgehalt und geringem Anteil an Kohlenstoffverbindungen an ihre Grenzen. Bei Abwässern mit hoher Ammoniumkonzentration und gleichzeitig niedrigem C/N – Verhältnis wirkt sich dieses durch den Mangel an organischem Substrat begrenzend auf die Denitrifikation und damit auf die Stickstoffelimination aus [MUDRACK & KUNST, 2003].

2.5.1 Konventionelle biologische Abwasserbehandlung

Der Abbau von biologisch abbaubaren, organischen Schmutzstoffen des Abwassers zu anorganischen Endprodukten (CO_2, H_2O) geschieht durch aerobe Bakterien unter Sauerstoffverbrauch (Substratatmung). Dieser lässt sich aus der Reaktionsgleichung berechnen

$$CH_2O + H_2O \rightarrow CO_2 + H_2O \qquad (1)$$

und beträgt 1,0 g O_2 / g $CH_2O_{oxidiert}$.

Unter konventioneller Stickstoffelimination wird die Nitrifikation von Ammoniumstickstoff zu Nitratstickstoff verbunden mit der Denitrifikation des Nitratstickstoffes zu elementarem Stickstoff, welcher in die Atmosphäre entweicht, verstanden [KHUNJAR ET AL., 2014]. Nitrifikanten sind langsam

wachsende autotrophe Bakterien, deren Wachstumsgeschwindigkeit im Vergleich zu derjenigen der heterotrophen Bakterien, die organische Stoffe abbauen, viel geringer ist. Nitrifikanten nutzen anstelle von organischen Stoffen Ammonium als H-Donator, um aus dem Luftsauerstoff (H-Akzeptor) ihren Energiegewinn zu ziehen. Außerdem nutzen sie noch CO_2 als Kohlenstoffquelle. An der Oxidation von Ammonium zum Nitrat sind immer zwei autotrophe Bakteriengruppen beteiligt, die Ammoniumoxidierer (Nitrosomonas) und die Nitritoxidierer (Nitrospira) [NIELSEN & MCMAHON, 2014]. Bis vor einigen Jahren galten Nitrosomonas und Nitrobacter als die wichtigsten nitrifizierenden Bakterien im Belebtschlamm, wie es auch bis heute in der Mehrzahl der Literatur zu finden ist. Untersuchungen durch WAGNER ET AL. [1996] im Jahre 1996 ergaben jedoch, dass Nitrobacter nicht in signifikanter Größenordnung in Belebtschlammanlagen nachzuweisen sind. Stattdessen konnte durch JURETSCHKO ET AL. [1998] belegt werden, dass die Nitritoxidationsaktivität mehrheitlich Bakterien der Gattung Nitrospira obliegt.

Ferner führt die Nitrifikation, bei der Stickstoffverbindungen unter Freisetzung von Wasserstoffionen biochemisch oxidiert werden, zu einer Sauerstoffzehrung. Der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation lässt sich ebenfalls aus der Reaktionsgleichung berechnen:

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+ \qquad (2)$$

und beträgt 4,6 $g\ O_2 / g\ NH_4\text{-}N_{oxidiert}$.

Der Energiegewinn aus der Oxidation der anorganischen Stoffe ist jedoch sehr gering, was z.B. in dem geringen Zellertrag pro umgesetztes Substrat zum Ausdruck kommt. Zudem sind beide Bakteriengruppen physiologisch eng miteinander verknüpft. Nitrosomonas muss für Nitrospira nicht nur das Nitrit bereitstellen, sondern auch noch hohe Ammoniumkonzentrationen abbauen, die auf Nitrospira toxisch wirken. Die Nitrifikation bleibt dann auf der Nitrit-Stufe stehen.

Die mikrobiologische Umsetzung von Stickstoffverbindungen hat auf den Kläranlagenbetrieb einen erheblichen Einfluss. Neben einem zusätzlichen O_2-Bedarf für die Nitrifikation kann die Reinigungsleistung der Abwasserbehandlungsanlage durch Absinken des pH-Wertes infolge der Nitrifikation absinken, wenn im Verhältnis zum Ammoniumgehalt eine zu geringe Pufferkapazität des Abwassers vorliegt. Wie die Reaktionsgleichung weiterhin zeigt, werden H^+-Ionen gebildet, die den pH-Wert beeinflussen, wenn die Säurekapazität als Puffer aufgebraucht ist. Die H^+-Ionen reagieren mit den Hydrogencarbonationen im Wasser, wobei Kohlendioxid entsteht, und werden so neutralisiert.

$$H^+ + HCO_3^- \rightarrow CO_2 + H_2O \qquad (3)$$

Dadurch wird die Säurekapazität (ausgedrückt in mmol HCO_3^-) herabgesetzt. Nach der folgenden Gleichung werden je mmol nitrifiziertem

Ammonium-Stickstoff 2 mmol H^+-Ionen gebildet. Hierdurch wird Säurekapazität in einer Menge von

$$\frac{2\,mmol\,H^+}{1\,mmol\,NH_4-N}=\frac{2\,mmol}{14\,mg\,NH_4-N}$$

verbraucht.

Die verbleibende Säurekapazität im Ablauf des Systems sollte den Mindestwert von 1,5 mmol/l nicht unterschreiten. Die Ausgangssäurekapazität *($S_{KS,Zu}$)* wird aus den in der Carbonathärte des Trinkwassers vorhandenen Ionen und aus Ammoniumhydrogencarbonat infolge der Ammonifikation gebildet [GRÜNEBAUM, 1991].

$$S_{KS,Zu} = S_{KS,Ab} + \left[0{,}07 \times \left(S_{NH_4,Zu} - S_{NH_4,Ab} + S_{NO_3,Ab} - S_{NO_3,Zu}\right)\right] \quad [mmol/l] \tag{4}$$

mit:
- $S_{KS,Zu}$: erforderliche Säurekapazität im Zulauf [mmol/l]
- $S_{KS,Ab}$: 1,5 bis 2,0 sollten nicht unterschritten werden [mmol/l]
- $S_{NH4\text{-}N,Zu}$: Ammonium-Stickstoffkonzentration im Zulauf [mg/l]
- $S_{NH4\text{-}N,Ab}$: Ammonium-Stickstoffkonzentration im Ablauf [mg/l]
- $S_{NO3\text{-}N,Ab}$: Nitrat-Stickstoffkonzentration im Ablauf [mg/l]
- $S_{NO3\text{-}N,Zu}$: Nitrat-Stickstoffkonzentration im Zulauf [mg/l]

Die Folge des Säurekapazitätsverbrauches ist in der Regel ein Absinken des pH-Wertes. Bei niedrigen pH-Werten kommt es zu einer Beeinträchtigung des biologischen Abbaus durch Hemmung und durch den Verlust der Biomasse. Ein Anzeichen dafür ist das Eintrüben des Ablaufes durch Auflösungserscheinungen der Biomasse aufgrund überschüssiger Säure. Damit zerstört sich die nitrifizierende Biomasse selbst [TEICHGRÄBER, 1988]. Als Abhilfemaßnahme bietet sich hierbei eine Verminderung des zu nitrifizierenden Stickstoffs, eine vermehrte Denitrifikation zur Rückgewinnung von zuvor verbrauchter Säurekapazität oder eine Alkaliendosierung an. Eine weitere Empfehlung ist vom Wassersparen abzusehen, um mit der Wasserhärte des Trinkwassers die Ausgangssäurekapazität zu erhöhen. Im Gegensatz zur Oxidation reduzierter Stickstoffverbindungen bei der Nitrifikation erfolgt bei der Denitrifikation eine Reduktion von Nitrat zum elementaren Stickstoff (N_2) unter Freisetzung von Sauerstoff. Dies lässt sich aus der Reaktionsgleichung berechnen

$$2NO_3^- + 2H^+ \rightarrow H_2O + 2{,}5O_2 + N_2 \tag{5}$$

und beträgt 2,86 g O_2 / g NO_3-N_{elim}.

$$\frac{2\,mmol\,H^+}{2\,mmol\,NO_3-N}=\frac{1\,mmol}{14\,mg\,NO_3-N}$$

Bei der Denitrifikation dient das Nitration den Denitrifikanten an Stelle des Luftsauerstoffs als terminaler Wasserstoff-Akzeptor. Die mit der Nitrifikation verbrauchte Säurekapazität kann somit durch Denitrifikation teilweise

zurückgewonnen werden. Die H^+-Ionenkonzentration im Abwasser nimmt ab, bzw. die OH^--Ionenkonzentration zu, d.h. der pH-Wert wird nach Aufbrauchen des Puffers zum Alkalischen hin verschoben. Aus betrieblichen Gründen sollte dieser Maßnahme Priorität eingeräumt werden. Bei sehr weichen Abwässern, wie sie an Standorten im Gebirge oft anzutreffen sind, kann die Stabilisierung der Säurekapazität allein durch die Denitrifikation, selbst unter optimalen Bedingungen, nicht erreicht werden.

Die Erhöhung der Säurekapazität ist dann beispielsweise durch die Zugabe von Kalk theoretisch möglich. Weiterhin sind Natriumverbindungen wie $NaHCO_3$, Na_2CO_3 und NaOH für die Aufstockung der Säurekapazität geeignet. Jedoch wird der Einsatz dieser Verbindungen in der Praxis durch den hohen Preis beschränkt.

An Ausflugszielen stellen Ablagerungen durch Urinstein ein Problem dar. Infolge der unweigerlich einsetzenden Harnstoffhydrolyse steigt der pH-Wert an und es kann zu massiven Ausfällungen in den Rohrleitungen kommen. Um diesem Problem zu begegnen, werden häufig die, oft nur gering vorhandenen, Härtebildner im Leitungswasser der Sanitäranlagen mit einer Enthärtungsstufe weiter reduziert. Dies führt zur Verringerung der Wasserhärte und somit zur Abnahme der Ausgangssäurekapazität.

Die Sauerstoffverfügbarkeit und die Säurekapazität sind für die Aufrechterhaltung der biologischen Abwasserbehandlung wichtige Parameter. Eine ungenügende Ausgangssäurekapazität, wie bei weichen Wässern (niedrige Carbonathärte), verschärft die Problematik.

Wird die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen zur Denitrifikation nur über Nitrat zur Verfügung gestellt (anoxische Milieubedingungen), so muss für eine vollständige Denitrifikation zumindest ein BSB_5/N_{Deni}-Quotient von 2,86 vorhanden sein [BÖHNKE, 1990]. Dementsprechend muss für die Denitrifikation einerseits ein größeres BSB_5/N_{Deni}-Verhältnis vorhanden sein, aber anderseits darf dieser Quotient nicht zu groß werden, da sonst für die Vermehrung der heterotrophen Mikroorganismen die Generationszeit und nicht das Nahrungsangebot zum begrenzenden Faktor wird. In der Fachliteratur werden im Allgemeinen die Verhältniswerte von organischer Fracht zur Stickstofffracht des Rohabwassers als BSB_5/N_{ges} genannt. Für die Bemessung einer Denitrifikationsstufe ist jedoch das Verhältnis BSB_5/N_{Deni} im Zulauf zur Denitrifikationsstufe von entscheidender Bedeutung [BÖHNKE, 1990]. Für eine überschlägige Abschätzung lassen sich die Verhältnisse $BSB_{5,ZB}/N_{Deni}$ und $BSB_{5,roh}/N_{ges}$ gleichsetzen. Bei Zulaufverhältniswerten $BSB_5/N_{Deni} < 3{,}0$ werden bei einer sehr weitgehenden Reinigung zusätzliche Denitrifizierungsmaßnahmen erforderlich werden [BÖHNKE, 1990]. Die Denitrifikationsleistung darf jedoch nicht nur in Abhängigkeit

des BSB_5/N_{Deni}-Quotienten gesehen werden, da als Sauerstoffbedarfsquelle auch die endogene Atmung zur Verfügung steht.

Auch die Temperatur spielt eine maßgebende Rolle. Bei Temperaturen unter 10°C kann es zu erheblichen Einschränkungen der Denitrifikationsleistungen kommen.

Bei vorgeschalteter Denitrifikation kann das Nitrat nur entsprechend der Rezirkulationsverhältnisse reduziert werden: n = RZ/(RZ+1)*100%. Dabei ergeben sich praktische Grenzen, weil durch eine hohe Rücklaufrate die hydraulische Beschickung des Denitrifikationsmoduls stark erhöht und umgekehrt die tatsächliche Kontaktzeit entsprechend reduziert werden. Eine weitere Grenze ergibt sich daraus, dass bei zu hohen Rückführverhältnissen, Sauerstoff aus der Nitrifikationsstufe in das anoxisch betriebene Modul eingetragen wird und die Verhältnisse aufhebt.

2.5.2 Behandlungsverfahren für stickstoffhaltige Abwässer

Die Behandlung von Abwässern mit hohen Stickstoff- und/oder geringem BSB_5-Gehalt stellt eine Herausforderung für die Prozesskombination Nitrifikation / Denitrifikation dar. Treten in erster Linie hohe Ammoniumkonzentrationen im Zulauf bei weiterhin günstigem C/N-Verhältnis auf, ist bei Überschreitung bestimmter Grenzkonzentrationen mit einer Hemmung der Nitratation (durch die Anwesenheit von freiem Ammoniak in hohen Konzentrationen) zu rechen. Es kommt zu einer Anreicherung von Nitrit (bzw. salpetrige Säure), das toxisch auf die Mikroorganismen wirkt und schlussendlich die gesamte Nitrifikation hemmt. Die Kombination aus hohen Ammoniumkonzentrationen und ungünstigem C/N-Verhältnis wirkt sich zusätzlich durch den Mangel an leicht abbaubaren organischen Substraten hemmend auf die Denitrifikation aus [MUDRACK & KUNST, 2010].

Nitritation / Denitritation

Aufgrund dieser Erkenntnisse wurden und werden aktuell gezielt Verfahrenstechniken entwickelt, die eine Stickstoffelimination über Nitrit anstelle von Nitrat ermöglichen (Nitritation/Denitritation). Um eine stabile Nitritation ohne Nitratation zu erreichen, ist die Kenntnis der verflochtenen Zusammenhänge von Ammoniak und salpetriger Säure und deren Hemmung sowie zum Einstellen der notwendigen Betriebsparameter unabdingbar. Eine entscheidende Abhängigkeit ist die der Dissoziationsgleichgewichte von Ammonium/Ammoniak und Nitrit/salpetrige Säure vom pH-Wert und der Temperatur. Zudem kann keine eindeutige Konzentration zur Hemmung durch Ammoniak oder salpetrige Säure angegeben werden, da diese von den jeweiligen weiteren Milieubedingungen und der Adaptation der Mikroorganismen an die Hemmstoffe

abhängen, was auch große Schwankungsbreiten in den Literaturdaten zeigen [TWACHTMANN, 2000].

Eine weitere bedeutende Größe ist die temperaturabhängige Wachstumsrate der beteiligten Mikroorganismen. In der Literatur ist diese Abhängigkeit anhand der Gattungen Nitrosomonas für die Nitritation und Nitrobacter als Nitritoxidierer durch Gleichungen beschrieben [NOWAK & SVARDAL, 1989]. Das Auflösen der Gleichungen ergibt einen Schnittpunkt der Temperaturkurven bei 28,7°C. Dies bedeutet, dass ab dieser Temperatur die Ammoniumoxidierer schneller wachsen als die Nitritoxidierer. Bei Temperaturen > 28,7°C besteht demnach die Möglichkeit einer Nitritakkumulation, da die Nitritoxidierer aufgrund der geringeren Wachstumsrate limitiert sind.

Bei der Entwicklung neuer Verfahrenstechniken kam es zu der Beobachtung, dass viele Bakterien eine erheblich größere Stoffwechselflexibilität, als ausschließlich entweder nitrifizieren oder denitrifizieren, aufweisen. Sie vereinen oft mehrere Stoffwechselwege des Stickstoffzyklus in sich, wobei sowohl organische als auch anorganische Substrate als Elektronendonatoren dienen können. Durch eine Kopplung der Stoffwechselleistungen der Nitrifikation und Denitrifikation kann Ammonium direkt zu N_2, NO oder N_2O umgesetzt werden [MUDRACK & KUNST, 2010].

Die Fähigkeit heterotropher Bakterien zu einer parallelen Nitrifikation und aerober Denitrifikation spielen bei der Entwicklung neuer Abwasserreinigungskonzepte nur eine untergeordnete Rolle, weil sie sich erst bei C/N-Verhältnissen > 10 in entsprechender Größenordnung anreichern lassen. Die abwassertechnische Nutzung neuer heterotropher Stoffwechselleistungen liegt nach [MUDRACK & KUNST, 2010] wohl eher bei einer Kombination einer klassischen aeroben Nitrifikation durch autotrophe Bakterien mit einer aeroben Denitrifikation durch heterotrophe Bakterien. Für den parallelen Verlauf der beiden Prozesse unter gleichen Milieubedingungen können mit derartigen Ansätzen Verfahrenswege weniger kompliziert und dadurch weniger steuerungsaufwändig konzipiert werden.

Deammonifikation – autotrophe anaerobe Ammoniumoxidation

Autotrophe Mikroorganismen mit der Fähigkeit, Ammonium in elementaren Stickstoff umzusetzen, besitzen dagegen durch ihre Stoffwechselleistungen unter sauerstofflimitierten oder anaeroben Bedingungen, ihre Unabhängigkeit von organischen Kohlenstoffverbindungen und ihr langsames Wachstum potentielle Vorteile gegenüber einer Mischbiozönose der klassischen Nitrifikation/Denitrifikation wie verminderter Sauerstoffbedarf, kein Kohlenstoffbedarf, verminderte Schlammproduktion [MUDRACK & KUNST, 2010]. Damit erlangt das auf Stoffwechselwegen autotropher Bakterien basierende Verfahren der

Deammonifikation eine besondere Bedeutung zur Behandlung hoch stickstoffhaltiger Abwässer mit niedrigem C/N-Verhältnis.

Bei der Deammonifikation bilden autotrophe Mikroorganismen unter anaeroben Bedingungen durch Ammoniumoxidation elementaren Stickstoff – bei einer geringen Produktion von Nitrat. Die beschriebene anaerobe Ammoniumoxidation wird auch als Anammox-Prozess bezeichnet. Für diesen Prozess müssen Ammonium und Nitrit als Reaktionspartner bereitstehen. Zudem wird bei der Deammonifikation der Umstand genutzt, dass Biofilme ab einer bestimmten Schichtdicke und unter limitierter Sauerstoffversorgung sowohl aerobe als auch anoxische Bereiche ausbilden [MUDRACK & KUNST, 2010]. Damit wird es möglich, eine aerobe Nitritation der oberen Biofilmschicht mit der anaeroben Ammoniumoxidation zu verbinden. Da das Endprodukt der anaeroben Ammoniumoxidation elementarer Stickstoff ist, führt die verknüpfte Reaktionsfolge zu einer kompletten Stickstoffelimination. Der Prozess kommt ohne organische Kohlenstoffverbindungen aus, da die beteiligten Organismengruppen chemolithoautotroph sind [MUDRACK & KUNST, 2010].

Eine Voraussetzung für die Deammonifikation ist die Hemmung der aeroben Nitratation, die im Biofilm durch eine hohe Ammoniumkonzentration (hohe Ammoniumzulaufkonzentration in Kombination mit hohem pH-Wert und hoher Temperatur) und/oder eine niedrige Sauerstoffkonzentration (auch in Kombination mit einem hohen pH-Wert) erreicht werden [MUDRACK & KUNST, 2010]. Zudem ist eine niedrige Sauerstoffkonzentration obligat, um genügend große anoxische Bereiche für Anammoxbakterien zu schaffen und gleichzeitig die Nitratation dauerhaft zu unterdrücken [MUDRACK & KUNST, 2010]. Niedrige Sauerstoffkonzentrationen beschränken aber gleichzeitig die Nitritationsaktivität, so dass Nitrit zum limitierenden Faktor des Gesamtprozesses wird. Es muss also für jedes System die geeignete Sauerstoffkonzentration als Kompromiss zwischen den verschiedenen Anforderungen gefunden werden. Weiterhin sind in deammonifizierenden Biofilmen anaerobe Zonen an der Basis zu vermeiden, da es sonst zu Absterbeprozessen unter Freisetzung organischer Kohlenstoffverbindungen durch Zell-Lysis kommt, was eine ungewollte, ungerichtete Denitrifikation zur Folge hat [MUDRACK & KUNST, 2010].

Der Prozess ist bei hohen Stickstofffrachten effektiv, wobei zu hohe Nitritkonzentrationen (> 70 mg/l) im System zu vermeiden sind. Der Reaktor muss anoxisch sein, da Sauerstoff schon ab 0,5% hemmend wirkt. Ebenso sollte das Milieu auch nicht anaerob werden, da sich ansonsten die Bildung von Sulfid toxisch auf den Prozess auswirkt. Die Prozesstemperaturen sind zwischen 25°C und 37°C ideal und der pH-Wert sollte bei 8 liegen. Aus diesen Anforderungen resultiert die Notwendigkeit einer guten Prozesskontrolle, um die

Prozessstabilität zu erhalten und verfahrenstechnische Fehler wie eine Nitritanreicherung zu vermeiden.

Ammoniakstrippung

Die Ammoniakstrippung ist ein Prozess zur selektiven Ammoniakrückgewinnung aus Abwasser. Es werden grundsätzlich zwei Technologien zur Strippung nach angewendetem Strippmedium unterschieden: Zum einen die Luftstrippung mit einer nachgeschalteten Ammoniakadsorption in Säure und zum anderen die Dampfstrippung mit einer Ammoniakrückgewinnung aus dem Konzentrat [SIEGRIST ET AL., 2013].

Als Strippreaktor werden in der Regel gepackte Kolonnen im Gegenstromverfahren verwendet, um die Reaktionsoberfläche von Wasser und Gas zu vergrößern. In den meisten Anwendungsfällen wird der Abwasserstrom erhitzt und Natriumhydroxid (NaOH) zudosiert, um das Säure/Base-Gleichgewicht zu Gunsten des NH_3 zu verschieben, da die Effektivität der Strippung von dem Anteil des NH_3 am Gesamt-Ammonium-Stickstoff abhängig ist. Dabei wird das Verhältnis von NH_3/NH_4^+ vom pH-Wert und der Temperatur beeinflusst. Die Strippung eignet sich deshalb vor allem für hochkonzentrierte Teilströme wie Urin. Während der Aufenthaltszeit im Urinspeicher kommt es zur enzymatischen Hydrolyse von Harnstoff, wobei 1 Mol Harnstoff in 2 Mol freies Ammoniak und 1 Mol CO_2 hydrolysiert wird. Mit dem Anstieg des freien Ammoniaks kommt es zu einer Erhöhung der Alkalinität und des pH-Wertes [UDERT, 2003].

Zur Ammoniakadsorption ist die Verwendung von hochkonzentrierter Schwefelsäure ein verbreiteter Standard. Aufgrund des geringen pH-Wertes wird das Ammoniak direkt in Ammoniumionen überführt und es kommt zur Bildung von Ammoniumsulfat [SIEGRIST ET AL., 2013].

In ANTONINI ET AL. [2011] sind Batchversuche mit 50 l gelagertem Urin; C_{NH3} = 4.500 mg/l; C_P = 310 mg/l; pH = 9 publiziert. Um Verstopfungen zu verhindern, wurde dabei Phosphat durch die Zugabe von Magnesiumoxid im Verhältnis 1,5 Mol Mg/Mol P in einem Aufstromreaktor als Struvit vorgefällt. Der NH_3-Gehalt wurde durch Erhitzen des Urins und die Zugabe von 1 Liter 50%-iger Natronlauge erhöht. Es resultierte ein pH-Wert von 10. Der Zufluss zum Strippreaktor betrug 10 l/h bzw. 80 l/h, der Zufluss der Schwefelsäure (1:10 vol. H_2SO_4) zum Adsorptionsreaktor betrug 55 l/h und der Luftstrom 130 m^3/h.

Die maximale Ammoniakrückgewinnung bei einem relativ geringen Energieverbrauch konnte bei einer Rezirkulation des Urins zum Strippreaktor erreicht werden. Der Versuch dauerte 3,5 Stunden bei einem Urinzufluss von 80 l/h. Dabei konnten 94% des Ammoniaks gestrippt und davon 100% in der Schwefelsäure adsorbiert werden [ANTONINI ET AL. 2011].

Auf Grundlage der Versuchsergebnisse berechneten ANTONINI ET AL. [2011] ein Energieerfordernis von 18,8 kWh/kg N bis 28,2 kWh/kg N, was einer Primärenergie von 60,6 kWh/kg N bis 91,0 kWh/kg N für die Strippung und Adsorption, unter der Annahme einer Umwandlungseffizienz von 31% für die Produktion elektrischer Energie [durchschnittlicher europäischer Energiemix, UCPTE, 1994] entspricht. Das Ergebnis liegt beträchtlich über dem Primärenergieeinsatz von 13 kWh/kg N einer Ammoniakstrippanlage für Abwasser aus der Schlammfaulung auf einer Abwasserbehandlungsanlage mit einer Ausbaugröße von 100.000 EW (WWTP Kloten Opfikon/Schweiz in BÖHLER ET AL., 2012]. Diese Werte deuten darauf hin, dass kleinere Anlagen oft weniger energieeffizient sind als größere. Dabei muss jedoch bedacht werden, dass es sich bei ANTONINI ET AL. [2011] lediglich um einen Prototypen einer Versuchsanlage handelte.

TETTENBORN [2011] untersuchte die Dampfstrippung im Labormaßstab und mit einer Pilotanlage in einer Größenordnung von 800 EW, die kontinuierlich betrieben wurde. Die Aufenthaltszeit des Urins betrug 15 Minuten. Der Dampf wurde mit einem Druck von 6 bar und einer Temperatur von 160°C in die Kolonne geleitet. Es wurden verschiedene Prozesskombinationen getestet, wie Urinzuflüsse zwischen 70 und 110 l/h, Dampfzuflüsse zwischen 15 und 35 kg/h und pH-Werte zwischen 8,5 und 11. Dabei konnten 91 bis 100% des Ammoniaks zurückgewonnen werden. In Abhängigkeit des Dampfzuflusses ergaben sich 15 bis 34-fach höhere Ammoniumkonzentrationen im Kondensat im Vergleich zum Ausgangsurin. Für 100 l Urin wurden circa. 25 kg Dampf benötigt. Das ergibt einen spezifischen Energieverbrauch von 188 kWh/m^3 bzw. 30,8 kWh/kg N, unter der Annahme, dass eine Gesamt-Ammoniak-Konzentration im Ausgangsurin bei 7,4 g NH_3/l vorlag [TETTENBORN, 2011]. Der genannte Energieverbrauch bezieht sich hier ausschließlich auf die Dampfproduktion, es zeigt sich jedoch, dass der Energieverbrauch der Dampfstrippung in einer ähnlichen Größenordnung liegt wie der Energieverbrauch der Luftstrippung in Verbindung mit Adsorption in Schwefelsäure.

Für die Dampfstrippung ist es notwendig, den heißen Dampf unter einem hohen Druck in die Strippkolonne zu führen, was die Dampferzeugung die Komplexität des Verfahrens derart erhöht, dass ein Einsatz dieser Technologie an Extremstandorten – wenn überhaupt - eher selten sein wird.

Neben den technischen Verfahren zur gezielten Ammoniakstrippung gab es in der Schweiz, im Gebäude der Eawag, Untersuchungen zu einer passiven Ammoniakstrippung im Urinsammelsystem [GOOSE ET AL., 2009]. Wie bei konventionellen Sanitärinstallationen gab es auch hier Fallleitungen mit einer offenen Verbindung zur Atmosphäre, um einen Druckabfluss bei Wasserspülung und Geruchsbelästigungen zu verhindern. In diesen Rohrleitungen kam es zur Luftzirkulation. Die Wärme im Gebäude, die Verdunstung des Wassers und, zu

einem kleinen Teil, die Verflüchtigung des Ammoniaks setzten die Dichte der Luft in der Rohrleitung herab. Nach LAURENI ET AL. [2012] ist davonauszugehen, dass der Urin nahezu vollständig hydrolysiert im Urinspeicher ankommt, sodass die Rohrleitungen wie eine kontinuierlich betriebene Strippkolonne wirken, in der der Urinstrom nach unten zum Sammeltank fließt und der warme Luftstrom in Richtung Dach aufsteigt. LAURINI ET AL. [2012] fanden heraus, dass dabei 47% des Ammoniaks passiv ausgestrippt werden.

Zukünftig kann eine passive Ammoniakstrippung in Urinsammeltanks eine energiearme Lösung zur Entfernung / Rückgewinnung von Ammoniak bei dezentralen Systemen darstellen [SIEGRIST ET AL., 2013].

2.6 Fazit der theoretischen Betrachtungen

Der aktuelle Stand des Wissens bezüglich der Abwassercharakteristik an Extremstandorten führte zur Erkenntnis, dass die Abwasserzusammensetzung aufgrund des außerordentlichen Urinanteils zu Gunsten des Stickstoffs verschoben ist. Gleichzeitig konnte aufgezeigt werden, dass dieses im Vergleich zu kommunalem Schmutzwasser verschobene Verhältnis für die etablierten biologischen Reinigungsverfahren ungünstig ist. Als Konsequenz war die Auseinandersetzung mit den Möglichkeiten zur Behandlung stickstoffhaltiger Abwässer notwendig. Die beschriebenen Verfahren werden etwa in der Prozesswasser-, Deponiesickerwasser- oder Industrieabwasserreinigung eingesetzt. Da an Extremstandorten weder Bedingungen zum Betrieb empfindlicher hochtechnologischer Lösungen herrschen, noch das benötigte Fachpersonal zugegen ist, scheint eine Umsetzung dieser Verfahren an Extremstandorten zweifelhaft. Respektive die Möglichkeit zur Realisierung der Prozesstemperaturen im idealen Bereich von 25°C bis 37°C ist an Extremstandorten selten gegeben. Als Konsequenz daraus kann festgehalten werden, dass neben den oben beschriebenen Anforderungen an die Reinigungsleistung eines Behandlungsverfahrens und der technischen Anforderungen, die sich aus der speziellen Abwassercharakteristik ergeben, die Realisierbarkeit der jeweiligen Technik als determinierender Faktor für eine Verfahrenswahl ist.

Daraus ergibt sich unmittelbar die Notwenigkeit eine modulare Kombination von etablierten Behandlungsverfahren zu wählen, die zudem ohne großen technischen oder personellen Aufwand betriebsstabil zu betreiben sind.

Die Anforderungen an das gereinigte Abwasser (ökologisch sensible Gebiete) bedingen eine biologische Behandlung. Herkömmliche Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung können an Extremstandorten nur dann Anwendung finden, wenn sie mit einem Abwasser geeigneter Zusammensetzung gleichmäßig beaufschlagt werden. Aufgrund des ungünstigen C/N-Verhältnisses des hier betrachteten Abwassers bedingt dies zum einen eine Stickstoffentfrachtung vor

der Einleitung in die biologische Stufe und zu anderen die Sicherstellung der für den Reinigungsprozess notwendigen Kohlenstoffgehalte. Durch die Separation mit anschließender zielgerichteter Zusammensetzung verschiedener Abwasserteilströme nach dem Prinzip „waste design" und dem Einsatz weiterer Einzelmodule zur Teilstrombehandlung, soll der Herausforderung der außergewöhnlichen Abwasserzusammensetzung begegnet werden.