

Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung

Schlussbericht zum Teilprojekt:

„Einsatzbedingungen und Verfahrensketten zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser“

RUHR
UNIVERSITÄT
BOCHUM

RUB

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung


Karlsruher Institut für Technologie



PTKA
Projektträger Karlsruhe
im Karlsruher Institut für Technologie

„Einsatzbedingungen und Verfahrensketten zur Wiederverwendung von
kommunalem Abwasser“

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WA0583 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

Projektleiter: Prof. Dr.-Ing. Hermann Orth

Projektbearbeiter: Dipl.-Ing. Florian Schmidlein

Projektträger: Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
Projektträger Karlsruhe
Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE)

Bochum 2010

Inhaltsverzeichnis

Aufgabenstellung und Vorhaben

1	Einführung zum Vorhaben	5
1.1	Aufgabenstellung	5
1.2	Voraussetzungen	7
1.3	Überblick zu Planung und Ablauf des Vorhabens	8
1.4	Zusammenarbeit mit anderen Stellen	9

Wissenschaftlicher und technischer Stand

2	Überblick zum Stand der Technik und des Projektes	11
2.1	Relevanz der Wiederverwendung von kommunalem Abwasser	11
2.2	Wesentliche Anwendungsformen der Wiederverwendung von kommunalem Abwasser	17
2.2.1	Wiederverwendung international	18
2.2.2	Wiederverwendung national	19
2.3	Qualitätsanforderungen an Wasser für die Wiederverwendung	22
2.4	Maßgebliche Reinigungsstrategien für die Wiederverwendung von kommunalem Abwasser	25
3	Theoretische Grundlagen der Abwasserdesinfektion	28
3.1	Pathogene Mikroorganismen – Krankheitserreger	28
3.2	Indikatororganismen	30
3.3	Desinfektion mittels UV-C-Strahlung und Chlorung	32
3.3.1	UV-Desinfektion	32
3.3.1.1	UV-C-Strahlung	32
3.3.1.2	Mikrobielle Wirkungsweise von UV-C-Strahlung	34
3.3.2	Chlorung	37

Planung und Ablauf des Vorhabens

4	Versuchsbeschreibung	40
4.1	Laboranlage Ölbachtal	40

4.1.1	Beschreibung der Laboranlage Ölbachtal	41
4.1.2	Messtechnik auf der Laboranlage Ölbachtal	42
4.1.3	Versuchsreihen auf der der Laboranlage Ölbachtal	43
4.2	Versuche zur Feinst- bzw. Mikrosiebung auf der Kläranlage Bochum Ölbachtal	44
4.3	Versuchsanlage Düsseldorf	45
4.3.1	Beschreibung der Versuchsanlage Düsseldorf	45
4.3.2	Messtechnik auf der Versuchsanlage Düsseldorf	48
4.3.3	Versuchsreihen auf der Versuchsanlage Düsseldorf	48
4.4	Demonstrationsbetrieb Rabat, Marokko	50
4.4.1	Beschreibung der Pilotanlage Rabat	50
4.4.2	Messtechnik auf der Pilotanlage Rabat	51
4.4.3	Versuchsreihen auf der Pilotanlage Rabat	52
4.5	Laborbestrahlungsversuche zur Ermittlung von Mindestbestrahlungsdosen für die UV-Desinfektion	52
5	Messmethodik und Versuchsauswertung	53
5.1	Analyse von Standardparametern der Abwasserreinigung	53
5.2	Nachweis von Indikatororganismen	55
5.3	Bestimmung der UV-Strahlungsintensität	57
5.4	Bestimmung der UV-Bestrahlungsdosen bei Laborbestrahlungsversuchen	59
Erzielte Ergebnisse		
6	Versuchsergebnisse und Diskussion	61
6.1	Zulaufbeschaffenheit der Versuchsanlage Düsseldorf und der Pilotanlage Rabat	61
6.2	Untersuchungen zur Reinigungsleistung des Belebtschlammverfahrens ..	63
6.2.1	Einfluss erhöhter Temperaturen auf die Reduktion der Indikatororganismen durch das Belebtschlammverfahren	66
6.3	Untersuchungen zur Reinigungsleistung von Filtrationsstufen	67
6.3.1	Schnellsandfiltration	68

6.3.1.1	Feststoffrückhalt, Verbesserung von Trübung und Transmission ..	68
6.3.1.2	Wirksamkeit hinsichtlich Stickstoffverbindungen	75
6.3.1.3	Wirksamkeit hinsichtlich der Reduktion von Indikatororganismen .	78
6.3.2	Langsandsandfiltration	79
6.3.2.1	Wirksamkeit hinsichtlich der Reduktion von Indikatororganismen .	81
6.4	Untersuchungen zur Reinigungsleistung einer Feinst- und Mikrosiebung als rein mechanische Behandlungsstufe	82
6.5	Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit ausgewählter Desinfektionsverfahren als weitergehende Reinigungsstufen	85
6.5.1	UV-Mindestbestrahlungsdosen für Klarwasserabläufe von Belebungsanlagen	86
6.5.2	UV-Mindestbestrahlungsdosen für Filtrat einer Schnellfiltration	90
6.5.3	UV-Mindestbestrahlungsdosen für Filtrat einer Langsandsandfiltration	95
6.5.4	UV-Mindestbestrahlungsdosen für rein mechanisch behandeltes Abwasser (Mikrosiebung)	96
6.5.5	Einfluss von Feststoffen auf die Wirksamkeit einer UV-Desinfektionsstufe	97
6.5.6	Untersuchungen zum kontinuierlichen Betrieb einer UV-Desinfektionsstufe auf der Versuchsanlage Düsseldorf	99
6.5.7	Demonstrationsbetrieb einer UV-Desinfektionsstufe auf der Pilotanlage Rabat	102
6.5.8	Herausforderungen beim Betrieb einer UV-Desinfektionsstufe	105
6.5.9	Chlorung	107
7	Entwicklung und Bewertung von entsprechenden Verfahrensketten für die Wiederverwendung von kommunalem Abwasser	114
7.1	Mechanische Abwasserbehandlung	114
7.2	Biologische Abwasserreinigungsverfahren ohne weiterführende Behandlungsstufen	116
7.3	Biologische Abwasserreinigungsverfahren mit weiterführenden Behandlungsstufen	118
8	Abschließende Diskussion und Zusammenfassung	122
9	Verwertbarkeit der Ergebnisse	127

10	Erfolgte und geplante Veröffentlichungen und wissenschaftliche Arbeiten.....	129
11	Literaturverzeichnis	132
12	Verzeichnis der Bilder	137
13	Verzeichnis der Tabellen	141

1 Einführung zum Vorhaben

1.1 Aufgabenstellung

Die internationale Bedeutung der Wiederverwendung von entsprechend gereinigtem kommunalem Abwasser als wesentlicher Bestandteil von nachhaltigen Bewirtschaftungskonzepten für vorhandene Wasserressourcen wächst stetig. Wesentliche Ursache hierfür ist der weltweit steigende Wasserverbrauch bei einem auf der anderen Seite insgesamt limitierten Wasserdargebot, was insbesondere in Schwellen- und Entwicklungsländern in ariden und semiariden Regionen der Erde zu einem verschärften Wassermangel führt. Eine unkontrollierte Wiederverwendung von nicht gereinigten Abwässern ist in vielen dieser Gegenden verbreitet und stellt teilweise, speziell bei der Anwendung als Bewässerungswasser, Jahrhunderte lang betriebene Praxis dar. Bei dieser Form der Abwassernutzung geht die Verbreitung von Krankheitserregern oftmals einher mit der Verunreinigung der vorhandenen natürlichen Wasserkörper, der landwirtschaftlich genutzten Böden sowie der produzierten Nahrungsmittel, wodurch sich insgesamt riskante hygienische Verhältnisse einstellen können. Die besondere derzeitige und zukünftige Herausforderung liegt somit darin, Wasserwiederverwendung systematisiert, sicher und kontrolliert umzusetzen und zu betreiben, einschließlich einer entsprechenden vorausgehenden Reinigung des kommunalen Abwassers.

Bei der Entwicklung von nachhaltigen Bewirtschaftungskonzepten stellt sich für im Ausland tätige Firmen häufig die Aufgabe, aus einer Vielzahl von bekannten Technologien und einzelnen Verfahrensschritten entsprechend der jeweiligen örtlichen Verhältnisse und Randbedingungen auszuwählen, und diese zu passenden Reinigungsstrategien für die Wasserwiederverwendung zu kombinieren. Genau an dieser Stelle setzt das vorliegende Forschungsvorhaben mit der Zielsetzung an, die Leistungsfähigkeit und die Eingangsvoraussetzungen einzelner Verfahrensschritte vor dem Hintergrund einer Wasserwiederverwendung zu beurteilen. Aus diesen Einzelschritten werden sicher funktionierende, jedoch möglichst kosteneffizient und einfach zu betreibende Verfahrensketten für verschiedene Arten der Wasserwiederverwendung erarbeitet, wobei der Fokus auf dem Einsatz in Schwellen- und Entwicklungsländern liegt.

Wasserwiederverwendung beschreibt generell ein sehr weites Feld innerhalb der Siedlungswasserwirtschaft und es ist eine Vielzahl von verschiedenen Anwendungsformen für eine Wiederverwendung von kommunalem Abwasser vorhanden bzw. denkbar. Die jeweiligen quantitativen und qualitativen Ansprüche an das wiederzuverwendende Wasser divergieren dabei enorm. Dies gilt ebenso für die zu erfüllenden gesetzlichen Anforderungen und anzuwendenden Richtlinien. Einige Regelwerke

und Richtlinien können jedoch als etablierte Standardwerke angesehen werden, auf die global gesehen häufig Bezug genommen wird. Hier sind aus hygienischer Sicht die Empfehlungen der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 1989) und der U.S. Environmental Protection Agency (EPA, 2004), der California Code of Regulations, Titel 22 (State of California, 2000) sowie die EG-Badegewässerrichtlinie (EU, 2006) hervorzuheben. Die technischen Alternativen zur Abwasseraufbereitung aus denen der Planer für den jeweiligen Anwendungsfall auswählen muss, sind ebenfalls sehr vielschichtig. Sie reichen von einfachen mechanischen Reinigungsschritten, über verschiedene biologische Reinigungsschritte bis hin zu weiterführenden Verfahren, die im Hinblick auf die spezielle Form der Wiederverwendung oder unter hygienischen Gesichtspunkten erforderlich werden.

Aus der beschriebenen Situation ergibt sich für das vorliegende Forschungsvorhaben das übergeordnete Ziel, Empfehlungen für eine kontrollierte Wasserwiederverwendung zu erarbeiten und die Planung in Wassermangelgebieten zu vereinfachen. Entsprechend der übergeordneten Aufgabenstellung wurden folgende Einzelaspekte untersucht, wobei der Schwerpunkt auf der Produktion von Bewässerungswasser liegt:

- Erfassung und Darstellung möglicher Arten der Wiederverwendung von kommunalem Abwasser.
- Zusammenstellung der Einsatzbedingungen und maßgeblicher Qualitätsanforderungen an Wasser für die Wiederverwendung mit dem Fokus auf Schwellen- und Entwicklungsländern.
- Erfassung technischer Alternativen zur Aufbereitung eines für die Wiederverwendung geeigneten Abwassers. Entwicklung und Analyse einzelner, besonders geeigneter und zielführender Verfahrensketten aus einzelnen Verfahrensschritten.
- Präzisierung von Eingangsparametern, Leistung und Entwurfskriterien für das UV-Desinfektionsverfahren.

Um eine notwendige Realitätsnähe zu gewährleisten wurden die wesentlichen Versuche zur Bewertung der einzelnen Verfahrensschritte und zur Entwicklung angepasster Verfahrensketten mit natürlichem Abwasser bei natürlichen Zulaufschwankungen in einem ausreichend großen Maßstab (Belebungsbeckenvolumen ca. 38 m³) durchgeführt. Daneben wurden spezielle Phänomene mit Laboranlagen untersucht. Um den zuverlässigen, zielführenden und wirtschaftlichen Betrieb der entwickelten und analysierten Verfahrensketten auch unter speziellen Randbedingungen, wie sie in ariden und semiariden Regionen vorherrschen, zu demonstrieren, wurde ein viermonatiger Betrieb einer Wiederverwendungsanlage in Rabat, Marokko realisiert und ausgewertet.

1.2 Voraussetzungen

Die Notwendigkeit der Wiederverwendung von entsprechend aufbereitetem kommunalem Abwasser ist mittlerweile in vielen Regionen weltweit akzeptiert. Ganz unterschiedliche Anwendungsformen werden hierbei diskutiert bzw. in entsprechender Literatur beschrieben, wobei eine weite Bandbreite von Aufgabenfeldern der Wasserwirtschaft, beispielsweise von der Bewässerung über Aquakulturen und Grundwasseranreicherung bis hin zu industriellen Anwendungen, betroffen ist. In Deutschland wurde der Betrieb früher bestehender Systeme zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser allerdings in den vergangenen Jahrzehnten bis auf wenige Ausnahmen aufgegeben. Die Unwirtschaftlichkeit solcher Systeme vor dem Hintergrund des relativen Wasserreichtums unter hiesigen Verhältnissen ist hierfür die wesentliche Ursache. Vor diesem Hintergrund stellt die Wasserwiederverwendung in Deutschland noch ein eher wenig beachtetes Themengebiet dar. Dies gilt, wenn die Einleitung von gereinigtem Abwasser in Gewässer mit nachfolgender Uferfiltration oder Versickerung und Nutzung als Rohwasser für eine anschließende Wasseraufbereitung, wie sie hierzulande in den großen Ballungszentren entlang der Flüsse Rhein und Ruhr praktiziert wird, nicht als Abwasserwiederverwendung betrachtet wird.

Eine systematisierte Erfassung entsprechender Reinigungskonzepte bzw. eine Entwicklung von angepassten Verfahrensketten ist insbesondere unter der Berücksichtigung der bei den vielseitigen Anwendungsformen der Wasserwiederverwendung unterschiedlichen Anforderungen für deutsche Fachleute der Abwassertechnik kaum verfügbar. Dies ist besonders bedauerlich, da hierzulande durch den hohen Stand der Abwasserreinigung weitreichende Kenntnisse und Betriebserfahrungen für die einzelnen im Rahmen einer Wiederverwendung erforderlichen Verfahrensstufen und Reinigungstechnologien existieren. Die Bearbeitung der vorliegenden Aufgabenstellung ist daher insbesondere notwendig, um deutschen Planern den Einstieg in das Themengebiet Wasserwiederverwendung zu erleichtern und um ihnen somit neue Chancen auf dem internationalen Markt der Siedlungswasserwirtschaft zu erschließen.

Die Durchführung der im Rahmen des Untersuchungsprogramms erforderlichen praktischen Versuche ist zum einen verfahrenstechnisch, aber auch hinsichtlich einer notwendigen Bestimmung der Indikatororganismen zur Bewertung von fäkalen Restverschmutzungen analysetechnisch aufwendig. Sowohl aus Gründen der Versuchssystematik als auch aus wirtschaftlichen Gründen bot es sich daher an, einen Großteil der Versuche an der Ruhr-Universität in Bochum und auf der von ihr betriebenen Versuchsanlage in Düsseldorf durchzuführen. Die Möglichkeit den Betrieb einer Wiederverwendungsanlage in Rabat, Marokko zu realisieren, eröffnete darüber hinaus zwei besonders reizvolle Perspektiven. Der Einfluss von in ariden bzw. semiar-

den Regionen vorherrschenden Randbedingungen auf die Leistungsfähigkeit der Verfahrensketten konnte unter realen Bedingungen überprüft werden. Zusätzlich ließ sich der zielführende Einsatz deutscher Technologie in einer Region demonstrieren, die sowohl kurzfristig als auch längerfristig ein erhebliches Marktpotential für deutsche Firmen aus dem Bereich der Abwassertechnik bietet.

1.3 Überblick zu Planung und Ablauf des Vorhabens

Entsprechend der Antragsstellung sieht die Planung des Forschungsvorhabens folgende Schritte als Arbeitsprogramm vor:

- 1) Erfassung der Arten zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser
- 2) Analyse der Ursachen für die bisher begrenzten Anwendungen der Wiederverwendung von kommunalem Abwasser
- 3) Erfassung der technischen Alternativen zur Abwasseraufbereitung
- 4) Entwicklung von Verfahrensketten zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser
- 5) Versuche zur Desinfektion auf einer halbtechnischen Laborkläranlage
- 6) Versuche im Pilotmaßstab in einem Partnerland

Diese Arbeitsschritte wurden grundsätzlich beibehalten und folgendermaßen detailliert bzw. ergänzt:

- Die Arbeitsschritte 3) Erfassung der technischen Alternativen zur Abwasseraufbereitung und 4) Entwicklung von Verfahrensketten zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser wurden gegenüber der ursprünglichen Antragsstellung um umfangreiche Versuche auf lehrstuhleigenen Versuchsanlagen ergänzt. Der Schwerpunkt lag hierbei auf Untersuchungen zur rein mechanischen Abwasserreinigung mittels Mikrosiebung, auf Untersuchungen zur Wirksamkeit des Belebungsverfahrens und auf Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit von Filtrationsstufen als Vorstufe für eine weiterführende UV-Desinfektion. Diese Untersuchungen wurden erst durch die Weiternutzung der schon in dem an der Ruhr-Universität bearbeiteten Teilprojekt „*Bemessungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und stofflichen Eigenschaften*“ (Grube und Orth, 2009) betriebenen großtechnischen Versuchsanlage in Düsseldorf möglich.
- Aufgrund des umfangreichen, in Deutschland durchgeführten Versuchsprogramms ergab sich die Möglichkeit die Projektzeit im Partnerland Marokko (6) ohne inhaltliche Einbußen auf vier Monate reinen Demonstrationsbetrieb zu begrenzen.

- Bei der Bearbeitung des Forschungsvorhabens wurden zusätzlich die Ergebnisse von drei Projektarbeiten, einer Diplomarbeit sowie einer Masterarbeit von Studierenden der Ruhr-Universität Bochum, die am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik angefertigt wurden, einbezogen.

Tabelle 1: Ursprüngliche Zeitplanung und tatsächlicher Verlauf des Forschungsprojektes

Zeitplanung															
	2006		2007			2008			2009			2010			
Arbeitsschritte	1. Jahr			2. Jahr			3. Jahr			Verlängerung					
1	■	■													
2	■	■	■												
3	■	■	■	■											
4				■	■	■									
5			■	■	■	■									
6							■	■	■	■	■				
Berichte				■			■			■	■				
Tatsächlicher Verlauf															
1	■	■													
2	■	■	■												
3		■	■	■	■										
4				■	■	■	■	■	■						
5				■	■	■	■	■	■						
6											■	■			
Berichte			■				■				■	■		■	■

1.4 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Während der Projektlaufzeit bestand eine enge Kooperation mit Herrn Prof. Wilhelm und Herrn Dr. Jurzik von der Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin an der Ruhr-Universität Bochum sowie mit Frau Dr. Schaule und Frau Dr. Grobe vom

IWW Zentrum Wasser in Mülheim. An beiden Instituten wurde im Laufe der in Deutschland durchgeführten Versuche eine Vielzahl von Proben mikrobiologisch auf eine Belastung mit Indikatororganismen analysiert. Beide Institute waren daneben bei mikrobiologischen und hygienischen Fragen beratend tätig.

Die Realisierung des Demonstrationsbetriebes in Rabat wurde durch Herrn Prof. Zaidi mit seiner Firma EXWET S.A.R.L. als Projektpartner in Marokko unterstützt. Die Kontaktaufnahme zu der verantwortlichen staatlichen marokkanischen Wasserbehörde *Office National de l'Eau Potable (ONEP)*, das Einholen aller erforderlichen Bewilligungen und Genehmigungen vor Ort, die Unterstützung beim Transport der Versuchsanlage und bei der Zollabwicklung in Marokko sowie fachlichen Hilfestellungen bei der Versuchsdurchführung auf der Demonstrationsanlage standen im Fokus dieser Kooperation.

Darüber hinaus erfolgte im Rahmen des Verbundprojektes innerhalb des Kernbereiches B *Hygienisierung und Wasserwiederverwendung* (Meda und Cornel (2009), Schmidlein und Orth (2010), Hinken et al. (2009), Bauerfeld et al. (2009)) eine grundlegende Abstimmung darüber, welche Parameter aus hygienischer Sicht zu analysieren sind. Hierdurch wurde eine Vergleichbarkeit der erzielten Ergebnisse gewährleistet. Innerhalb dieses Kernbereiches erfolgte ebenfalls über den gesamten Projektzeitraum eine Diskussion der erzielten Projektfortschritte sowie der erzielten Ergebnisse auf regelmäßig stattfindenden Kernprojekttreffen.

Eine weitere intensive Zusammenarbeit bestand mit dem Projektarbeiter des Teilprojektes *„Bemessung und Betrieb von Abwasserteichen“* (Fuhrmann und Rudolph, 2010) der Universität Witten/Herdecke, das den Fokus auf die Leistungsfähigkeit, die Dimensionierung und die Bemessungsgrundlagen von Teichkläranlagen sowie auf die UV-Desinfektion von Teichkläranlagenabläufen gerichtet hat. Ein fachlicher Austausch fand hier beispielsweise durch den Austausch von Laborbestrahlungsergebnissen sowie durch die Abstimmung und den Vergleich von Analysegeräten zur Bestimmung der UV-Transmission statt. Die Ergebnisse beider Teilprojekte ergänzen sich insbesondere im Hinblick auf die Beurteilung von UV-Desinfektionsanlagen.

Neben der verbundprojektinternen Zusammenarbeit fand über die gesamte Projektlaufzeit eine intensive Kooperation mit der DWA-Arbeitsgruppe 11.4 *Wasserwiederverwendung* statt. Sowohl der Projektleiter als auch der Projektbearbeiter nutzten ihre Mitgliedschaft in dieser Arbeitsgruppe, um den Projektfortschritt und die erzielten Ergebnisse bei den Arbeitsgruppentreffen vorzustellen und zu diskutieren. Ein Teil der erzielten Projektergebnisse fand bei der Erstellung des DWA-Themenbandes *Bewertung von Verfahrensstufen zur Abwasseraufbereitung für die Wiederverwendung* (DWA, 2008) Berücksichtigung. Sowohl der Projektleiter als auch der Projektbearbeiter gehören zu den Autoren dieses Themenbandes.

2 Überblick zum Stand der Technik und des Projektes

2.1 Relevanz der Wiederverwendung von kommunalem Abwasser

Die weltweit begrenzten Wasserressourcen und ihre anthropogene Beeinflussung stellen ein wachsendes globales Problem dar, von dem insbesondere die Bevölkerung von Schwellen- und Entwicklungsländern in ariden und semi-ariden Regionen der Erde betroffen ist. Neben den klimatischen Rahmenbedingungen sind das hohe Bevölkerungswachstum und ein steigender Pro-Kopf-Wasserverbrauch in diesen Ländern die Hauptursache für zunehmende Wasserknappheit. Ein wenig nachhaltiger Umgang mit vorhandenen Wasserressourcen sowie die Verunreinigung von Oberflächen- und Grundwasser verstärken die Problematik oftmals. In der aktuellen Version des von den Vereinten Nationen vorgelegten Weltwasserberichts (UNESCO, 2006) wird bei bisherigen Verbrauchsgewohnheiten für den günstigsten Fall prognostiziert, dass Mitte des laufenden Jahrhunderts mindestens 2 Milliarden Menschen in 48 Ländern unter Wassermangel zu leiden haben. Experten des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2007) prognostizieren zudem eine weitere Verschärfung der globalen Wasserknappheit durch die Auswirkungen des Weltklimawandels.

Wasserwiederverwendung ist bereits heute in zahlreichen Ländern eine unentbehrliche Notwendigkeit und eine verbreitete Praxis in der Wasserwirtschaft. Zukünftig wird sie ein wesentlicher Bestandteil eines nachhaltigen Wasserressourcenmanagements sein und somit zu den größten Herausforderungen des 21. Jahrhunderts gehören. Aufbereitetes und den Anforderungen der jeweiligen Anwendung entsprechend gereinigtes Abwasser ist dabei im Sinne der Wiederverwendung als wertvolle, nutzbare und lokal kontrollierbare Wasserressource zu betrachten, die verwendet werden kann, um die Diskrepanz zwischen stetig steigendem Wasserverbrauch und begrenztem Wasserdargebot zu verringern. Ein besonders großes Potential zur Erhaltung von Frischwasserressourcen bietet hierbei die Wiederverwendung von adäquat aufbereitetem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung, da dieser Sektor weltweit den höchsten Wasserverbrauch aufweist. Über saisonale Anwendungen hinaus ergeben sich hier weitere Entwicklungschancen auch durch eine Wasserspeicherung, wobei hier besondere Anforderungen an die Wasserqualität zu berücksichtigen sind.

Gegenwärtig ist in vielen Entwicklungs- und Schwellenländern die Wiederverwendung von nicht bzw. ungenügend aufbereiteten Abwässern weit verbreitet. Wesentliche Gründe dafür, dass Rohabwasser insbesondere in urbanen und periurbanen Regionen von der örtlichen Bevölkerung zur Bewässerung genutzt wird liegen darin,

dass es eine weitgehend kostenfreie und auch während Trocken- bzw. Dürreperioden verfügbare Wasserressource darstellt. Aufgrund des hohen Nährstoffgehalts weist es zusätzlich noch einen hohen Wert als Dünger auf. Auch die Nutzung von ungereinigtem Abwasser trägt somit spürbar zur Sicherung und Steigerung der Lebensmittelproduktion bei. Gesetzliche Rahmenbedingungen sowie Qualitätsstandards für Wasserwiederverwendung sind zwar in den meisten Entwicklungs- und Schwellenländern definiert, wobei die einschlägigen Richtlinien der WHO (1989 und 2006) und EPA (2004) häufig als Basis dienen. In der Praxis erfolgt die Wasserwiederverwendung in diesen Ländern jedoch weitestgehend unkontrolliert und ohne jegliche Beachtung hygienischer Mindestanforderungen, was häufig auch in einer nur ungenügend ausgebauten siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastruktur begründet ist.

Im Vorfeld des hier vorliegenden Forschungsprojektes wurden im Rahmen der Länderstudie „Anforderungen der Abwassertechnik in anderen Ländern“ (Ruhr-Universität Bochum, 2005) vor Ort auch Informationen zum Stand der Wasserwiederverwendung gesammelt. Die Erhebungen erfolgten in Ägypten, Brasilien, China, Indonesien, Iran, Jordanien, Marokko, Russland, Südafrika, Thailand, USA und Vietnam, wobei folgende Aspekte hinsichtlich einer Wasserwiederverwendung im Fokus des Interesses standen:

- Notwendigkeit, Einsatz, Etablierung bzw. Ausweitung einer Wasserwiederverwendung
- Gesetze, Richtlinien, Verordnungen, Qualitätsstandards und Kontrollmechanismen zur Wasserwiederverwendung
- Gesellschaftliche Akzeptanz

Eine Übersicht der im Rahmen der Länderstudie gesammelten Informationen wird in der nachfolgenden Tabelle 2 gegeben. Anhand dieser Informationen wird die allgemein große Relevanz der Wiederverwendung von kommunalem Abwasser anhand von Fallbeispielen noch einmal verdeutlicht, auch wenn die Randbedingungen bzw. der siedlungswasserwirtschaftliche Entwicklungsstand in den einzelnen Staaten teilweise völlig unterschiedlich ausgeprägt sind.

Tabelle 2: Aspekte der Wasserwiederverwendung nach Informationen in Ruhr-Universität Bochum (2005)

Land	Notwendigkeit, Anwendungen, Etablierung	Gesetze, Richtlinien, Verordnungen, Qualitätsstandards	Gesellschaftliche Akzeptanz
Ägypten	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind knapp, eine Wiederverwendung wird als notwendig angesehen. - Unkontrollierte Wiederverwendung von oftmals ungereinigtem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung wird praktiziert. - Kontrollsysteme müssen etabliert werden. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gesetzlicher Rahmen ist definiert und wurde in jüngster Vergangenheit überarbeitet und aktualisiert (z.B. Decree 44/2000). - Mikrobiologische Qualitätsstandards und Grenzwerte sind vorhanden (WHO 1989), weitergehende Anforderungen sind formuliert. 	<ul style="list-style-type: none"> - Akzeptanz ist ausreichend vorhanden.
Brasilien	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind ausreichend, aber in manchen Gebieten tritt Wasserknappheit periodisch auf. - Trend in Richtung kontrollierter Wiederverwendung. - Pilotprojekte z.B. zur landwirtschaftlichen Bewässerung sind vorhanden. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gesetzlicher Rahmen ist nur bedingt vorhanden. - Mikrobiologische Grenzwerte sind für Wiederverwendung in der Landwirtschaft festgelegt (Portaria N° 154). 	<ul style="list-style-type: none"> - Akzeptanz ist ausreichend vorhanden.
China	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind regional sehr unterschiedlich verteilt. Es bestehen erhebliche Umweltbelastungen durch hohes Wirtschaftswachstum und Industrialisierung. - Unkontrollierte Wiederverwendung von ungereinigtem Abwasser ist verbreitet. - Vereinzelte Pilotprojekte zu kontrollierter Wiederverwendung existieren. 	<ul style="list-style-type: none"> - Mikrobiologische Grenzwerte und Qualitätsstandards sind für die Wiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung definiert. 	<ul style="list-style-type: none"> - Eine generelle Ablehnung ist nicht bekannt.

Tabelle 2 (Fortsetzung): Aspekte der Wasserwiederverwendung nach Informationen in Ruhr-Universität Bochum (2005)

Land	Notwendigkeit, Anwendungen, Etablierung	Gesetze, Richtlinien, Verordnungen, Qualitätsstandards	Gesellschaftliche Akzeptanz
Indonesien	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind ausreichend, aber oftmals erheblich verschmutzt, da die Abwasserentsorgung nur unzureichend ist. - Unkontrollierte Wiederverwendung wird seit Jahren praktiziert (z.B. Bewässerung von Reisfeldern). - Auch großtechnische Wiederverwendungen sind bekannt (Fischzucht). - Kontrollen müssen weiter etabliert werden. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gesetzliche Rahmen ist definiert. - Mikrobiologische Grenzwerte und Mindeststandards für die Wiederverwendung sind definiert (PP 82/2001), wobei eine Orientierung an WHO und EPA erfolgte. 	<ul style="list-style-type: none"> - Akzeptanz ist ausreichend vorhanden.
Iran	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind (regional) knapp, verschärfte Situation wird prognostiziert. - Unkontrollierte Wiederverwendung von oftmals ungereinigtem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung wird praktiziert. - Pilotprojekte zur kontrollierten Wiederverwendung in der Landwirtschaft existieren. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gesetzlicher Rahmen ist definiert (Effluent Discharge Standards, 1998). - Grenzwerte (inkl. Mikrobiologischer Parameter) sind auch für die Wiederverwendung detailliert vorhanden (Orientierung erfolgte anhand der WHO, 1998). 	<ul style="list-style-type: none"> - Religiöse Vorbehalte sind vorhanden. Es besteht aber ein Trend hin zur Wiederverwendung.
Jordanien	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind extrem knapp. Eine Verschärfung der Situation wird prognostiziert. - Wiederverwendung wird angewendet und ist staatlich motiviert. - Kontrollsysteme müssen verstärkt werden. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gesetzlicher Rahmen ist ausreichend definiert. - Anforderungen und Grenzwerte (inkl. Mikrobiologischer Parameter) sind für eine Wiederverwendung in der Bewässerung exakt formuliert (JS 893/2002). 	<ul style="list-style-type: none"> - Akzeptanz ist weitgehend vorhanden.

Tabelle 2 (Fortsetzung): Aspekte der Wasserwiederverwendung nach Informationen in Ruhr-Universität Bochum (2005)

Land	Notwendigkeit, Anwendungen, Etablierung	Gesetze, Richtlinien, Verordnungen, Qualitätsstandards	Gesellschaftliche Akzeptanz
Marokko	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind knapp. Die landwirtschaftliche Bewässerung macht derzeit 85 % des ges. Wasserbedarfs aus. - Abwasserreinigung ist noch weitgehend unzureichend. - Unkontrollierte Wiederverwendung von Abwasser ist weit verbreitet. - Kontrollsysteme müssen etabliert werden. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gesetzliche Rahmen ist definiert und umfasst auch die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser (Dahir n° 2-97-875). 	<ul style="list-style-type: none"> - Akzeptanz ist ausreichend vorhanden.
Russland	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind (regional) sehr unterschiedlich. Teilweise sind erhebliche Umweltbelastungen vorhanden. - Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser ist von untergeordneter Bedeutung. - Regionale Anwendungen von landwirtschaftlicher Bewässerung sind vorhanden. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gesetzlicher Rahmen ist vorhanden, befindet sich derzeit aber im Umbruch. 	<ul style="list-style-type: none"> - Eine generelle Ablehnung ist nicht bekannt.
Südafrika	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind extrem knapp. Regionale und jahreszeitliche Schwankungen im Wasserdargebot sind ausgeprägt. - Abwasserreinigung ist weitgehend noch unzureichend. - Pilotprojekte zur kontrollierten Wiederverwendung sind vereinzelt vorhanden. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gesetzlicher Rahmen hinsichtlich des Gewässerschutzes ist ausreichend definiert. Es sind keine Qualitätsstandards für die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser definiert. 	<ul style="list-style-type: none"> - Eine generelle Ablehnung ist nicht bekannt.

Tabelle 2 (Fortsetzung): Aspekte der Wasserwiederverwendung nach Informationen in Ruhr-Universität Bochum (2005)

Land	Notwendigkeit, Anwendungen, Etablierung	Gesetze, Richtlinien, Verordnungen, Qualitätsstandards	Gesellschaftliche Akzeptanz
Thailand	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind generell ausreichend, regional und jahreszeitlich bedingt kann jedoch Wasserknappheit auftreten. - Erhebliche Umweltbelastungen durch starke wirtschaftliche Entwicklung und hohes Bevölkerungswachstum. - Wiederverwendung wird vereinzelt betrieben. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gesetzliche Mindestanforderungen für Umweltbereiche Wasser, Luft und Boden sind festgeschrieben. - Gesetzliche Vorschriften für die Wiederverwendung sind jedoch nicht definiert. 	<ul style="list-style-type: none"> - Eine generelle Ablehnung ist nicht bekannt.
USA	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind (regional) sehr unterschiedlich. Wassermangelgebiete sind durchaus vorhanden. - Kalifornien gilt als führend auf dem Gebiet der Wiederverwendung. Eine Vielzahl von Anwendungen ist vorhanden. - Entsprechende Abwasserreinigung inklusive Desinfektionsstufen (Chlor, UV, Ozon) ist etabliert. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gesetzlicher Rahmen ist ausführlich definiert (EPA, 2004). - Gesetzliche Regulierung der Wiederverwendung bleibt dabei in der Zuständigkeit der einzelnen Bundesstaaten. - Qualitätsstandards (inkl. Mikrobiologischer Parameter) existieren (z.B. California Code of Regulations, 2002). 	<ul style="list-style-type: none"> - Wiederverwendung ist voll akzeptiert und wird staatlich gefördert.
Vietnam	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserressourcen sind ausreichend, unterliegen jedoch regionalen Schwankungen. - Abwasserreinigung ist kaum vorhanden. - Unkontrollierte Wiederverwendung von Abwasser ist weit verbreitet. 	<ul style="list-style-type: none"> - Immissionsstandards sind gesetzlich verankert. (TCVN, 1995 u. 2000). - Standards für landwirtschaftliche Bewässerung mit aufbereitetem Abwasser sind enthalten. 	<ul style="list-style-type: none"> - Eine generelle Ablehnung ist nicht bekannt.

2.2 Wesentliche Anwendungsformen der Wiederverwendung von kommunalem Abwasser

Eine kontrollierte Form der Wiederverwendung von gereinigtem kommunalem Abwasser ist generell für zahlreiche verschiedene Anwendungen denkbar und wird derzeit, wie bereits erwähnt, weltweit auch schon auf unterschiedlichste Art und Weise praktiziert. Insgesamt stehen hierbei die Bewässerung von landwirtschaftlichen Flächen oder innerstädtischen Grünflächen, Aquakulturen, Anwendungen zur Brauchwassererzeugung sowie die Grundwasseranreicherung im Vordergrund. Ein kurzer Auszug der wesentlichen und am weitesten verbreiteten Anwendungsformen ist in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Wesentliche Anwendungsformen der Wasserwiederverwendung

Kategorie	Anwendungsform
Bewässerungswasser	Landwirtschaftliche Bewässerung von Feldfrüchten, Plantagen, nachwachsenden Rohstoffen, Baumschulen, etc. Landschaftliche Bewässerung von Parks, Grünstreifen, Golfplätzen, etc.
Industrielle Nutzung	Kühlwasser, Prozesswasser, etc.
Grundwasseranreicherung	Anreicherung von Grundwasserspeichern, Schutz vor Salzwasserintrusion

Häufigkeit und Anwendungsformen einer Wiederverwendung werden maßgeblich von geographischen, klimatischen und ökonomischen Faktoren beeinflusst. In überwiegend landwirtschaftlich geprägten Regionen bietet die Bewässerung besonders großes Potential für eine Wiederverwendung. Anzumerken ist hierbei, dass der extrem hohe Wasserverbrauch in diesem Sektor kein spezifisches Problem von Schwellen- und Entwicklungsländern darstellt. Auch in hochtechnisierten Ländern, wie beispielsweise den USA, macht der Verbrauch an Bewässerungswasser einen erheblichen Teil des gesamten Frischwasserverbrauchs – laut Asano und Levine (1998) liegt er hier für das Jahr 2000 bei über 50 % – aus. In vielen ariden Regionen gewinnt darüber hinaus die Grundwasseranreicherung erheblich an Bedeutung, auch um beispielsweise Salzwasserintrusionen in Küstenregionen zu begrenzen. Industrielle Formen der Wiederverwendung von kommunalem Abwasser variieren hingegen sehr stark mit dem jeweiligen Industriezweig und dem Standort. Die häufigsten Anwendungsformen sind hier der Einsatz von weitgehend gereinigtem Abwasser in

Prozess- und Kühlwasserströmen. Übersichtliche Zusammenstellungen einzelner Anwendungsszenarien finden sich in der Fachliteratur, beispielsweise bei Asano und Levine (1998) und Asano et al. (2007).

2.2.1 Wiederverwendung international

Die Anzahl der weltweit umgesetzten Wiederverwendungsprojekte ist in der jüngsten Vergangenheit deutlich angestiegen. Hierfür ist neben einer steigenden Wasserknappheit nicht zuletzt auch die Tatsache ausschlaggebend, dass durch den Betrieb einer Vielzahl von Pilotprojekten innerhalb der letzten Jahre technische Barrieren abgebaut, Entwurfskriterien definiert und Verbesserungen in der Prozessstabilität erzielt werden konnten. Die begleitende Durchführung von Gesundheitsstudien mit Bezug auf die Wiederverwendung von kommunalem Abwasser sowie die Anpassung bedeutender Regelwerke haben das Vertrauen in solche Anwendungen zusätzlich gestärkt. Zahlreiche Fallstudien wurden in den vergangenen Jahren zu dieser Thematik veröffentlicht. Hier sei beispielhaft auf zwei der jüngsten Veröffentlichungen verwiesen, nämlich auf den „Mediterranean Wastewater Reuse Report“ (MED-EUWI, 2007) und auf eine von Jimenez und Asano (2008) veröffentlichte internationale Fallstudie. Nachfolgend werden an dieser Stelle zwei Anwendungsbeispiele kontrollierter Wasserwiederverwendung aus Jordanien und den USA detaillierter präsentiert. Sie stehen für Regionen, in denen schon jetzt die Wiederverwendung einen wichtigen Teil eines nachhaltigen Wasserressourcenmanagements ausmacht.

Beispiel Jordanien: Wasserwiederverwendung im Jordan Tal (nach Schneider, 2005)

Jordanien verfügt derzeit über extrem knappe Wasserressourcen. Ein steigender Wasserverbrauch und eine damit einhergehende Verschärfung der Situation werden prognostiziert. Auf dieser Basis wird eine Wasserwiederverwendung in Jordanien staatlich gefördert und ist bereits in zahlreichen Gesetzen, Verordnungen und Vorschriften verankert. Von dem Gesamtbedarf an Bewässerungswasser (ca. 444 Mio. m³) wird bereits ein Anteil von rund 16 % (ca. 71 Mio. m³) durch die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser gedeckt. Insbesondere im Jordan-Tal wird gereinigtes Abwasser nach einer Mischung mit Frischwasser im Verhältnis von ca. 1:3 zur Bewässerung wiederverwendet („unrestricted irrigation“). Das King Talal Reservoir ist hier von entscheidender Bedeutung. Es nimmt ca. 57 Mio. m³ gereinigtes Abwasser der Kläranlagen As Samra, Baqa und Jerash auf.

Beispiel USA: Wasserwiederverwendung in Kalifornien (nach Orth, 2005)

Kalifornien gilt auf dem Gebiet der Wasserwiederverwendung als richtungsweisend. Dies gilt sowohl für vorhandene gesetzliche Standards, eingesetzte Technologien, als auch in Fragen der gesellschaftlichen Akzeptanz. Bereits im Jahr 2000 wurde hier in weit über 200 Klärwerken Abwasser für eine Wiederverwendung aufbereitet. An erster Stelle unter den Verwendungsarten steht die Wasserwiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung und zur Pflege von Grünanlagen. Die Region um Monterey liefert beispielsweise etwa 70 % der gesamten Artischockenproduktion in den USA, wobei ein Großteil der Produktionsflächen mit aufbereitetem Abwasser bewässert wird. In Zeiten eines hohen Bewässerungsbedarfs wird das gesamte anfallende Abwasser von durchschnittlich 83.000 m³/d zu Bewässerungswasser aufbereitet. In Irvine existiert, parallel zum Trinkwassernetz verlegt, ein eigenes Verteilnetz zur Bewässerung von Grünanlagen wie Parkanlagen, Golfplätzen, Grünstreifen von Verkehrswegen, etc.. Gereinigtes Abwasser deckt hier über 20 % des gesamten Wasserverbrauchs. Die Verteilung des aufbereiteten Abwassers ist hier technisch so weit geregelt, dass auch Privathaushalte Wasser abnehmen können.

2.2.2 Wiederverwendung national

Obwohl in Deutschland umfangreiche Erfahrungen mit verschiedensten Wasseraufbereitungstechnologien bestehen, wird eine Wiederverwendung von aufbereitetem kommunalem Abwasser hierzulande eher selten praktiziert. Die Wiederverwendung ist in Deutschland im Wesentlichen auf die Verrieselung oder Verregnung zur landwirtschaftlichen Bewässerung sowie auf die Grundwasseranreicherung bzw. Uferfiltration als indirekte Form der Wiederverwendung beschränkt. Daneben existiert noch eine Vielzahl von kleinmaßstäblichen Anwendungen insbesondere bei der Grauwassernutzung in privaten Haushalten und Hotelanlagen. Umfangreiche Erfahrungen existieren auch auf dem Gebiet der Abwasserfischeiche, die hierzulande über viele Jahre betrieben wurden. Die wenigen Anwendungen zur landwirtschaftlichen Bewässerung sowie der Betrieb von Abwasserfischeichen sind historisch aus frühen Verfahrensschritten der kommunalen Abwasserreinigung entstanden und wurden in Deutschland häufig bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts umgesetzt. Im Zuge gesteigerter Anforderungen an Immissions- und Ablaufgrenzwerte und der daraus resultierenden flächendeckenden Implementierung moderner biologischer Abwasserreinigungstechniken wurde die Wiederverwendung von aufbereitetem kommunalem Abwasser jedoch weitgehend eingestellt. Realisierte Projekte der Wasserwiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung fanden bzw. finden sich beispielsweise in Berlin, Bielefeld, Braunschweig, Dortmund, Freiburg, Münster und

Wolfsburg. Abwasserfischteiche wurden unter anderem in Amberg, Nürnberg, Spandau und bei München betrieben. Heutzutage wird bei allen noch in Betrieb befindlichen Verrieselungs- und Verregnungsanlagen vorab biologisch gereinigtes Abwasser wiederverwendet. Interessant ist, dass beispielsweise in Berlin der bereits eingestellte Betrieb von Riesefeldern erneut aufgenommen wird, um absinkenden Grundwasserständen entgegen zu wirken. Nachfolgend werden zwei Beispiele näher erläutert, zum einen die Wiederverwendung zur Bewässerung, wie sie derzeit in der Region Braunschweig / Wolfsburg betrieben wird, und zum anderen eine Nutzung des vorbehandelten kommunalen Abwassers in Abwasserfischteichen, wie sie lange Zeit in München betrieben wurde.

Beispiel Braunschweig / Wolfsburg: Wiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung

Bereits 1895 wurde in Braunschweig damit begonnen, städtische Kanaljauche auf leichten Sandböden auszubringen, einerseits um die hygienische Situation der Stadt und den Zustand des natürlichen Vorfluters, der Oker, sowie andererseits um die Bodenqualität dieser Flächen zu verbessern. Heute wird das Abwasser der Stadt Braunschweig (ca. 22 Mio. m³/a) durch das moderne Klärwerk Steinhof (350.000 EW Anschlussgröße) vollbiologisch gereinigt, bevor es auf rund 3.000 ha Beregnungsfläche, teilweise mit Überschussschlamm versetzt, landwirtschaftlich genutzt wird. In Wolfsburg wurde 1988 eine moderne vollbiologische Kläranlage (170.000 EW) gebaut, wobei die Wiederverwendung des Ablaufs auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen der Umgebung von Beginn an eingeplant wurde. In beiden Fällen erfolgt die Verregnung und Verrieselung im saisonalen Betrieb.

Auf den landwirtschaftlichen Anbauflächen werden überwiegend betriebswirtschaftlich interessante Kulturen, beispielsweise Zuckerrüben, angebaut. Der Anbau von Nahrungsmitteln, die direkt und roh verzehrt werden, ist aus hygienischen Gründen untersagt. Der gezielte Anbau von nachwachsenden Rohstoffen zur energetischen Nutzung wird bereits diskutiert. Während der Vegetationsperioden und zu Zeiten eines hohen landwirtschaftlichen Wasserbedarfs wird der Ablauf der Kläranlagen durch weit verzweigte Kanalnetze zu den Verregnungsflächen gefördert und dort auf die Felder aufgebracht. Im restlichen Zeitraum, insbesondere während der Wintermonate, wird durch die Verrieselung des Wassers eine Grundwasseranreicherung und -speicherung betrieben. Die vorhandenen Rieselfelder dienen als natürliche Puffer, die Schwankungen in den Kläranlagenabläufen sicher ausgleichen und die sensiblen Vorfluter schützen. Durch die kontinuierliche Berieselung dieser Flächen sind mittlerweile wertvolle und schützenswerte Biotopstrukturen entstanden.

Beispiel Teichgut Birkenhof / München: Abwasserfischteiche seit 1929

Europas größte Abwasserfischteichanlage war von 1929 bis 1999 bei München in Betrieb. Auf einer Gesamtfläche von ungefähr 2,3 km² wurden hier die Abwässer der Stadt München zur Karpfenaufzucht genutzt, wobei ein jährlicher Fischertrag von etwa 91 t bzw. 400 kg/ha, dessen Verzehr hygienisch unbedenklich war, erwirtschaftet wurde. Bei rein mechanischer Vorbehandlung des Abwassers konnte mit diesem Verfahren ein hoher Anteil der organischen Schmutzstoffe abgebaut und eine Reinigungsleistung von etwa 65 % erzielt werden. Aufgrund von verschärften gesetzlichen Anforderungen an Immissions- und Ablaufgrenzwerte wurde jedoch ein weitgehender Neu- bzw. Ausbaus der Münchener Kläranlagen in den 80er Jahren des 20sten Jahrhunderts realisiert, wodurch der Nährstoffeintrag in die Fischteiche so weit vermindert wurde, dass diese kaum mehr ökonomisch sinnvoll zu betreiben waren. Mittlerweile ist die Abwasserfischteichanlage aufgrund der überregionalen Bedeutung für Wasservögel für den Naturschutz reserviert.

Als Beispiel für indirekte Wasserwiederverwendung kann in Deutschland die Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat bzw. angereichertem Grundwasser genannt werden. Anwendungen finden sich hauptsächlich in den großen Ballungszentren und insbesondere entlang der Flüsse Rhein und Ruhr, die hier als Vorfluter für die Kläranlagenabläufe dienen. Ob bei der sehr starken Verdünnung mit Oberflächenwasser - für den Rhein wird beispielsweise ein Gehalt an gereinigtem Abwasser von 1-3 % genannt (Cornel und Meda, 2008) - bei der anschließenden Trinkwassergewinnung aus den Uferfiltraten bzw. aus angereichertem Grundwasser von einer Wasserwiederverwendung gesprochen werden kann, ist eine Streitfrage. Laut Daten des Statistischen Bundesamtes betrug die für die öffentliche Wasserversorgung gewonnene Wassermenge aus Uferfiltrat und künstlich angereichertem Grundwasser im Jahr 2004 in Deutschland ca. 713 Mio. m³, was einem Anteil von ungefähr 13 % der Gesamtfördermenge entspricht (Statistisches Bundesamt, 2006).

Die in Deutschland aktuell sehr geringe Anzahl von Wiederverwendungsprojekten ist wesentlich durch die allgemein ausreichend vorhandenen Frischwasserressourcen begründet. Diese unterliegen jedoch deutlichen regionalen Unterschieden. Schon jetzt weisen insbesondere Regionen im Osten Deutschlands im Mittel negative klimatische Wasserbilanzen auf. In extrem heißen und trockenen Jahren sind Defizite von bis zu 300 mm Niederschlag festzustellen, was zu einer Austrocknung der oberen Bodenschichten führt. Im Zuge des prognostizierten Weltklimawandels (IPCC, 2007) und der damit einhergehenden globalen Erderwärmung wird auch für Deutschland eine zukünftige Häufung solch extremer Ereignisse prognostiziert. Da eine landwirt-

schaftliche Flächennutzung in weiten Bereichen dieser Regionen überwiegt, können sich hier zukünftig neue Perspektiven für eine Wasserwiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung bzw. für einen Bedarfsausgleich in Wassermangelperioden ergeben. Dies gilt besonders dann, wenn anstatt Feldfrüchten für den direkten menschlichen Verzehr nachwachsende Rohstoffe zur energetischen Nutzung kultiviert werden. In diesem Fall sind hygienische Risiken zwar auch zu beachten, aber deutlich geringer.

2.3 Qualitätsanforderungen an Wasser für die Wiederverwendung

Eine entscheidende Voraussetzung für die unbedenkliche und langfristig erfolgreiche Implementierung der Wasserwiederverwendung in Konzepte eines nachhaltigen Wasserressourcenmanagements ist die konsequente Einhaltung definierter Qualitätsanforderungen an das wiederzuverwendende Wasser. Die zu erfüllenden gesetzlichen Anforderungen und anzuwendenden Richtlinien divergieren dabei, soweit sie überhaupt definiert sind, ganz erheblich. Darüber hinaus erweist sich die Tatsache als schwierig, dass entsprechende Qualitätsanforderungen je nach Anwendungsform ganz unterschiedlich ausgeprägt sein können und für ihre Festlegung oftmals sehr verschiedene Aspekte berücksichtigt werden müssen.

Von besonderer Bedeutung ist dabei aus Gründen des Gesundheitsschutzes der Ansatz, die Konzentration an im Abwasser zahlreich vorhandenen Krankheitserregern, beispielsweise an Fäkalbakterien, Viren und Wurmeiern soweit zu minimieren bzw. zu eliminieren, dass das Wasser aus hygienischer Sicht bedenkenlos wiederverwendet werden kann. Epidemiologische Studien und Risikoanalysen, die in den vergangenen Jahren beispielsweise von Cifuentes (1998), Blumenthal et al. (2001) oder Mara et al. (2007) durchgeführt wurden, unterstreichen die besondere Notwendigkeit einer hygienisierenden Aufbereitung von Rohabwasser und einer kontrollierten Verwendung dieser Ressource. Unter diesem Gesichtspunkt können einige Regelwerke und Richtlinien als etablierte Standardwerke angesehen werden, auf die global häufig Bezug genommen wird. Besonders sind hier die Empfehlungen der EPA (2004), des State of California (2000), der WHO (1989) sowie der EU (2006) hervorzuheben. Tabelle 4 gibt einen Überblick über die in diesen vier Richtlinien definierten Anforderungen an die Wasserqualität bezüglich hygienischer und mikrobiologischer Parameter. Ausschlaggebend bei der Festlegung dieser Grenzwerte ist die Art und Intensität des Kontaktes zwischen Mensch und behandeltem Wasser, wodurch letztendlich der Schutz von Landwirten, Konsumenten und Betriebspersonal in den Vordergrund gestellt wird.

Tabelle 4: Zusammenstellung hygienischer Mindestanforderungen aus verschiedenen Richtlinien

Richtlinie / Reinigungsstufe	Indikatororganismus	Grenzwert
EPA (2004)	Fäkalkoliforme Keime	
Disinfected secondary		< 200 KBE/100 ml
Disinfected tertiary ¹⁾		0 KBE/100 ml
State of California (2000)	Gesamtkoliforme Keime	
Undisinfected secondary		-
Disinfected secondary-23		< 23 KBE/100 ml
Disinfected secondary-2.2		< 2.2 KBE/100 ml
Disinfected tertiary ²⁾		< 2.2 KBE/100 ml
WHO (1989)		
Bewässerungswasser ³⁾	Fäkalkoliforme Keime	≤ 1000 KBE/100 ml
	Intestinale Nematoden	≤ 1/1000 ml
EU (2006)		
Badegewässer „guter“ Qualität ⁴⁾	Escherichia coli	≤ 1000 KBE/100 ml
	Intestinale Enterokokken	≤ 400 KBE/100 ml

¹⁾ Filtration von „secondary effluent“.

²⁾ Filtration von „secondary effluent“ durch Bodenpassage oder mineralische Filtermedien.

³⁾ Bewässerungswasser für den Anbau von Feldfrüchten für den menschlichen Verzehr, für Sportfelder und für öffentliche Parkanlagen. Abwasserbehandlung durch hintereinander geschaltete Teiche.

⁴⁾ Wasserqualität für Binnengewässer.

Ein zweiter ganz wesentlicher Gedanke hinsichtlich der Qualitätsanforderungen an wiederzuverwendendes Wasser umfasst Mindestanforderungen an Bewässerungswasser, die dem Schutz der Bewässerungsflächen und Pflanzen dienen. Ein Grundprinzip der Wasserwiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung muss es sein, die Qualität und Nutzbarkeit der Böden langfristig sicherzustellen bzw. zu verbessern sowie die Schädigung von Pflanzen und Feldfrüchten zu verhindern. Als besonders kritisch werden hierbei eine mögliche Bodenversalzung und die Akkumulation von Schwermetallen sowie das Aufbringen hoher Konzentrationen an pflanzentoxischen Ionen gesehen. In der Praxis wird die notwendige Qualität für Bewässerungswasser auch ganz ausschlaggebend durch die vorherrschenden Randbedingungen beeinflusst. Hierzu zählen insbesondere die vorhandene Bodenart, das Klima, das gewählte Bewässerungsverfahren und die angebaute Pflanzenart. Entsprechende Anforderungen an Bewässerungswasser werden beispielsweise in einer

von der Food and Agriculture Organization (FAO) der vereinten Nationen vorgelegten Richtlinie (Pescod, 1992) beschrieben. In diesem häufig zitierten Regelwerk wird nachfolgend aufgelisteten Parametern besondere Bedeutung zugemessen:

- Elektrische Leitfähigkeit: Die elektrische Leitfähigkeit dient als Parameter, um die gelöste Salzkonzentration im Wasser zu beschreiben und bietet somit eine Möglichkeit das Risiko der Versalzung von Böden zu erkennen. Eine Bewässerung mit zu salzigem Wasser schränkt ganz wesentlich die Kapazität von Pflanzenwurzeln ein, Wasser und Nährstoffe ausreichend zu absorbieren. Für Bewässerungswasser guter Qualität sollte die elektrische Leitfähigkeit unter 75 mS/m bei 20°C betragen.
- Natriumabsorptionsverhältnis (SAR): Das Natriumabsorptionsverhältnis eines Bewässerungswassers beschreibt die relative Aktivität der Natriumionen in Austauschreaktionen mit dem Boden. Die Verwendung von Bewässerungswasser mit hohen Natriumabsorptionsverhältnissen kann zu einer Natriumsättigung der Böden führen, was bedeutet, dass Calcium- und Magnesiumatome im Boden durch Natriumionen ersetzt werden. Ein natriumgesättigter Boden ist schwer zu bearbeiten, im trockenen Zustand verklumpt er sehr stark, das Drainagevermögen verschlechtert sich und das Aufnahmevermögen der Pflanzen an Wasser und Nährstoffen verringert sich. Für Bewässerungswasser guter Qualität sollte das Natriumabsorptionsverhältnis unter 18 liegen.
- Bor-Konzentration: Viele Nutzpflanzen weisen eine Unverträglichkeit gegenüber Bor, Chlorid und Natrium auf. Alle drei sind, wenn sie in zu hohen Konzentrationen im Bewässerungswasser vorkommen, pflanzentoxisch und können sowohl durch die Wurzeln als auch über die Blätter aufgenommen werden. Bor bzw. Perborate gelangen im Wesentlichen aus Bleichmitteln wie Wasch- und Desinfektionsmitteln ins kommunale Abwasser. Ayers und Westcot (1989) geben für eine Vielzahl von unterschiedlichen Feldfrüchten Empfehlungen hinsichtlich maximaler Bor-Konzentrationen an, die beim Anbau und der Bewässerung der jeweiligen Frucht im wiederzuverwendenden Wasser eingehalten werden sollten.
- Gesamtstickstoff: Die über das Bewässerungswasser aufgebrachte Menge an Nährstoffen, d.h. an Stickstoff und Phosphor, muss beim Anbau von Nutzpflanzen kontrolliert werden, da eine Überdüngung zu einer Pflanzenschädigung führen kann. Darüber hinaus tritt bei einer Überdüngung ein überproportionales Wachstum des Grünanteils (Blätter, Stängel, etc.) im Vergleich zur Frucht auf, wodurch sich der erzielbare Ertrag reduziert. Zur Kontrolle wird oftmals der Parameter Gesamtstickstoff herangezogen, wobei tolerierbare

Höchstwerte pflanzenspezifisch sind. Die meisten Nutzpflanzen können Konzentrationen von bis zu 30 mg/l vertragen.

- pH-Wert: Für Bewässerungswasser sollte der pH-Wert zwischen 6,5 – 8,4 liegen, was bei der Verwendung von kommunalem Abwasser aber selten ein Problem darstellt.

Weitere Anforderungen an die Qualität von wiederzuverwendendem Bewässerungswasser können sich vor dem Hintergrund eines anzustrebenden Schutzes der Grundwasserleiter ergeben. Dieser bedarf insbesondere deswegen einer besonderen Aufmerksamkeit, da in vielen Regionen Grundwasser eine wesentliche Frischwasserressource für die Trinkwassergewinnung darstellt. Auch wenn der Eintrag von Bewässerungswasser ins Grundwasser bei einer sachgerechten Bewässerung selbst nicht angestrebt wird, lässt er sich in der Praxis nur selten ganz vermeiden. Bei einer Verwendung der Grundwasserleiter als jahreszeitliche Speicher für Bewässerungswasser ergeben sich darüber hinaus spezielle Herausforderungen hinsichtlich der einzuhaltenden Wasserqualität. Das Grundwasser ist insbesondere vor dem Eintrag zu hoher Nährstoffkonzentrationen, vor pathogenen Organismen und vor Gefahrstoffen wie Schwermetallen zu schützen. Auch bei oberirdischer Wasserspeicherung außerhalb der Vegetationsperioden ergeben sich spezielle Anforderungen an das zu speichernde Wasser. Um beispielsweise ein übermäßiges Algenwachstum in den Speicherbecken zu verhindern, ist auch hier die Begrenzung des Nährstoffeintrags ganz entscheidend. Weitere Anforderungen an die Qualität von Bewässerungswasser werden häufig von der jeweilig eingesetzte Bewässerungstechnik vorgegeben. Um ein Verstopfen der Bewässerungsleitungen und einen oftmals damit einhergehenden Geräteverschleiß zu minimieren, sollten bei der Abwasserreinigung neben einem weitgehenden Feststoffrückhalt auch die Entfernung von Inhaltsstoffen mit korrosiver Wirkung realisiert werden.

Generell gilt für alle Arten der Wasserwiederverwendung, dass sie eine höhere gesellschaftliche Akzeptanz erfahren, wenn ein gewisses Mindestmaß an ästhetischen Aspekten Berücksichtigung findet. Das wiederzuverwendende Wasser sollte daher vor allem weitestgehend geruchsfrei und farbneutral sein.

2.4 Maßgebliche Reinigungsstrategien für die Wiederverwendung von kommunalem Abwasser

Aus der Vielzahl der möglichen Anwendungsformen einer Wasserwiederverwendung und den sehr unterschiedlichen Anforderungen an die zu erzielende Qualität des wiederzuverwendenden Wassers lässt sich für die Praxis feststellen, dass nicht eine einzelne Reinigungsstrategie als die ausschließlich zielführende angesehen werden kann. Die technischen Alternativen zur Abwasseraufbereitung aus denen der Planer

für den jeweiligen Anwendungsfall auswählen muss, sind allgemein sehr groß und können oftmals vielseitig kombiniert werden. Sie reichen von einfachen mechanischen Reinigungsschritten, über verschiedenste biologische Reinigungsschritte bis hin zu weiterführenden Verfahren, die speziell im Hinblick auf eine Wiederverwendung und unter hygienischen Gesichtspunkten an Bedeutung gewinnen. Bei der Auswahl einer entsprechenden Behandlungstechnik sind neben der zu erzielenden Reinigungsleistung auch die von Land zu Land sehr unterschiedlichen Randbedingungen vor Ort zu berücksichtigen, die beispielsweise durch die zur Verfügung stehenden Investitions- und Betriebsmittel sowie das Ausbildungsniveau des örtlichen Betriebspersonals geprägt sind.

Mit einfachen Verfahrensstufen der mechanischen Abwasserreinigung, sei es mittels Siebung oder Sedimentationstechnik, lässt sich bei recht geringen Investitionskosten und überschaubaren Anforderungen an das Betriebspersonal ein weitgehender Rückhalt organischer Feststoffe bei guter Prozessstabilität erzielen. Die Reinigungsleistung dieser robusten Verfahrensstufen beschränkt sich jedoch im Wesentlichen auf den Feststoffrückhalt, weshalb auch annähernd keine Elimination an gelösten Nährstoffen stattfindet. Darüber hinaus ist die Reduktion von Krankheitserregern bei diesen Verfahrensstufen vernachlässigbar gering.

Abwasserteiche, die sich maßgeblich durch einen geringen Technisierungsgrad auszeichnen, dafür aber einen im Vergleich sehr hohen Flächenbedarf aufweisen, bieten eine Möglichkeit bei relativ geringen Investitionskosten eine weitergehende Verbesserung der Wasserqualität herbeizuführen. Bei guter Betriebsweise lässt sich mit dieser Verfahrensstufe, die oftmals als eine Kombination von anaeroben und aerob/fakultativen Teichen ausgeführt wird, neben den organischen Feststoffen auch ein gewisser Anteil der gelösten Schmutzstoffe entfernen, wodurch eine wirksame Reduktion an Nährstoffen erzielt werden kann. Bei entsprechender hydraulischer Aufenthaltszeit lässt sich mit Abwasserteichsystemen auch eine deutliche Reduktion von Krankheitserregern erzielen. Wurmeier können bei ungestörtem Absetzvorgang fast vollkommen aus dem Abwasser entfernt werden.

Bei hohen Anforderungen an den Rückhalt auch von gelösten organischen Schmutzstoffen rücken die unterschiedlichsten biologischen Abwasserreinigungsverfahren in den Blickpunkt. Im Allgemeinen sind für diese Verfahrensstufen sowohl der Technisierungsgrad und die daran gekoppelten zu veranschlagenden Investitions- bzw. Betriebskosten als auch die Anforderungen an das Betriebspersonal vor Ort deutlich größer. Bei sehr großer Prozessstabilität lässt sich dafür aber beispielsweise mit dem Belebtschlammverfahren ein sehr weitgehender Nährstoffrückhalt sicher realisieren. Anaerobe Reinigungsverfahren, wie der Betrieb von UASB-Reaktoren, lassen sich sinnvoll für die effiziente Reinigung organisch hochbelasteter Abwässer nutzen. So unterschiedlich die biologischen Abwasserreinigungsverfahren auch sind, die meis-

ten haben gemein, dass ihre Wirksamkeit hinsichtlich des Rückhalts von Krankheitserregern eher gering ist.

Nachgeschaltete Reinigungsschritte, wie Filtrations- bzw. Fällungs- und Flockungsstufen, bereiten meist erheblichen Betriebsaufwand, benötigen geschultes Personal und verursachen zusätzliche Kosten. Sie ermöglichen aber andererseits auch das Unterschreiten sehr strikter Grenzwerte bzw. hoher Anforderungen beispielsweise für die Parameter Feststoffgehalt, Trübung und Transmission und sind häufig sinnvoll als Vorstufe zu Desinfektionsstufen einsetzbar.

Der abschließende Einsatz von Desinfektionsverfahren wird für einen großen Teil der Anwendungsformen der Wiederverwendung notwendig, um den Gehalt an infektiösen, fäkalen Krankheitserregern unter die entsprechenden Grenzwerte der maßgebenden Richtlinien und somit auf ein aus hygienischer Sicht unbedenkliches Niveau zu senken. Vier Desinfektionsverfahren können derzeit als Stand der Abwassertechnik bezeichnet werden (die Desinfektion mit Chlor, mit Chlordioxid, mit Ozon und mittels UV-Bestrahlung), wobei die weltweite Verbreitung der einzelnen Verfahren sehr stark vom Entwicklungs- und Technisierungsstand sowie von den finanziellen Möglichkeiten der jeweiligen Staaten und Regionen abhängt. Ein sehr guter Vergleich der vier unterschiedlichen Verfahren bezüglich ihrer keimtötenden Wirksamkeit sowie eine ausführliche Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile jedes Verfahrens finden sich beispielsweise bei Darby et al. (1995), Tchobanoglous et al.(2003), Bixio und Wintgens (2006) und Hijnen et al. (2006). Für eine umfangreichere und übersichtlich aufbereitete Bewertung einzelner Verfahrensschritte bezüglich ihrer zu erwartenden Reinigungsleistung vor dem Hintergrund einer Wiederverwendung sei an dieser Stelle zusätzlich auf den Themenband „Bewertung von Verfahrensstufen zur Abwasser- aufbereitung für die Wiederverwendung“ der DWA-Arbeitsgruppe BIZ 11.4 „Wasserwiederverwendung“ (DWA, 2008) hingewiesen. Für die darin vorgenommene Bewertung waren unterschiedliche Aspekte wie das Gesundheitsrisiko für das Betriebspersonal sowie für den Nutzer des wiederzuverwendenden Wassers, die Wirtschaftlichkeit und die Umweltverträglichkeit der Verfahrensstufe, die Anforderungen an das Betriebspersonal, die Anlagentechnik, die Bewässerungstechnik und abschließend auch die jeweilige Nutzungsart entscheidend. Viele der im Rahmen des hier vorliegenden Forschungsprojektes recherchierten Daten zur Effizienz und Wirksamkeit einzelner Verfahrensstufen flossen in die Erstellung dieses Themenbandes mit ein und wurden somit bereits weiterverwendet.

3 Theoretische Grundlagen der Abwasserdesinfektion

3.1 Pathogene Mikroorganismen – Krankheitserreger

Verbreitung und Vorkommen der unterschiedlichsten pathogenen Mikroorganismen in kommunalem Abwasser sind immer maßgeblich von lokalen Randbedingungen abhängig. Eine Unterteilung von pathogenen Mikroorganismen erfolgt im Wesentlichen in die nachfolgenden vier Gruppen.

- Bakterien: *Campylobacter spp*, *Salmonella spp*, *Shigella spp*, *Vibrio cholerae* sowie pathogene *E. coli* Stämme sind einige Beispiele für bakterielle Krankheitserreger, die eine Gefahr für die menschliche Gesundheit darstellen.
- Protozoen: Bei Protozoen handelt es sich um einzellige Eukaryonten, die gemeinhin in die drei Gruppen Amöben, Ziliaten und Flagellaten unterteilt werden. Als humanpathogene Protozoen von besonderer Bedeutung sind *Giardia*, *Cryptosporidium*, *Cyclospora* und *Entamoeba* zu nennen.
- Viren: Enteroviren, Adenoviren, Noroviren und Rotaviren sind in kommunalem Abwasser vorkommende Beispiele für die große Gruppe der Viren, die zur eigenen Vermehrung stets einen Wirt benötigen.
- Helminthen: Bei Helminthen bzw. Würmern handelt es sich um höhere Organismen, die nach drei verschiedenen Typen unterschieden werden, nämlich nach Nematoden, Cestoden und Trematoden. Oftmals weisen sie einen recht komplexen Lebenszyklus auf, wobei sie darüber hinaus als extrem erfolgreiche Humanparasiten anzusehen sind. Insbesondere die Wurmeier als Infektions- und Verbreitungsweg sind hier von besonderer Bedeutung.

Obwohl vertiefte mikrobiologische Kenntnisse wünschenswert sind, scheint für im Ausland tätige Ingenieure eine genaue Auflistung der pathogenen Erreger bzw. der Vielzahl der durch sie hervorgerufenen Krankheiten wenig hilfreich. Aus diesem Grund wurde schon in den frühen 1980er Jahren damit begonnen, pathogene Mikroorganismen und die durch sie hervorgerufenen Krankheiten auf Basis umweltbezogener Ansteckungs- und Übertragungswege zu klassifizieren. Mara und Alabaster (1995) nutzen dafür aufbauend auf der Systematisierung von Feachem et al. (1983) **sieben Kategorien**, wobei die folgenden Faktoren als Bewertung für die Ausbreitung einer Krankheit maßgeblich sind:

- Die Belastung bzw. die Anzahl an Krankheitserregern, die durch eine infizierte Person ausgeschieden werden
- Die Latenzzeit, die den Zeitraum zwischen der Ausscheidung von Krankheitserregern und dem Zeitpunkt beschreibt, zu dem sie für weitere Personen infektiös werden

- Die Persistenz, welche den Zeitraum beschreibt, den die Krankheitserreger unter den vorherrschenden Umweltbedingungen außerhalb des Körpers überleben können
- Die Multiplikationsfähigkeit der Krankheitserreger unter den vorherrschenden Umweltbedingungen
- Die Infektiosität der jeweiligen Krankheitserreger
- Die Empfindlichkeit der Wirtsperson bzw. des neu infizierten Personenkreises

Faktoren wie diese bilden die Basis für alle wesentlichen quantitativen, mikrobiellen Risikobewertungen im Bereich der Wasserwiederverwendung, wie sie beispielsweise auch von der Weltgesundheitsorganisation in ihren Richtlinien eingeführt wurden (WHO, 2006).

Die von Mara (2007) vorgenommene Kategorisierung beschreibt die für eine Wasserwiederverwendung entscheidenden pathogenen Mikroorganismen im Kontext abwasserrelevanter Infektionswege. Die **erste der sieben Kategorien** umfasst hier alle nicht bakteriellen fäkal-oralen Krankheiten, wobei alle über ausgeschiedene Viren und Protozoen übertragenen Krankheiten zusammengefasst werden. Diese Krankheitserreger weisen keine Latenzzeit auf, sie sind gering bis mittel persistent und nicht fähig sich selbstständig zu replizieren, sie sind hoch infektiös und besitzen keinen zwischengeschalteten Wirt. Die hervorgerufenen Infektionen finden besonders unter schlechten hygienischen Verhältnissen überwiegend durch direkten Personenkontakt statt. Von Bedeutung für die Abwasserreinigung und die Wasserwiederverwendung sind in dieser ersten Kategorie jedoch die Krankheitserreger, die einige Tage (beispielsweise Protozoa) in kommunalem Abwasser überleben können. Noro- und Rotaviren, die weltweit die maßgebliche Ursache für virale Diarrhö sind, zählen zu den wichtigsten Viren in dieser ersten Kategorie. Hepatitis A und E sind ebenfalls Beispiele für viral übertragenen Krankheiten dieser Kategorie.

In der **zweiten Kategorie** sind alle bakteriellen, fäkal-oral übertragenen Krankheiten zusammengefasst. Bakterielle Krankheitserreger besitzen überwiegend keine bzw. eine sehr geringe Latenzzeit, sie sind mittel bis hoch persistent und fähig sich eigenständig zu vervielfältigen. Ihre Infektiosität ist im Gegensatz zu den Krankheitserregern aus Gruppe eins nur gering bis mittel stark ausgeprägt. Auch sie werden überwiegend durch direkten Personenkontakt übertragen. Aus ihrer höheren Persistenz entsteht jedoch auch eine gesteigerte Bedeutung für die Abwasserreinigung und Wasserwiederverwendung. Cholera, Typhus, bakterielle Diarrhö sowie das Guillain-Barré-Syndrom sind Beispiele für potentielle Erkrankungen der Gruppe zwei.

Die **Kategorien drei, vier und fünf** unterscheiden sich in der Systematisierung von Mara (2007) entscheidend von den vorab beschriebenen, da sie die durch Helmin-

then ausgelösten Infektionen umfassen. **Kategorie drei** umfasst dabei im Wesentlichen Nematoden, die über die Böden übertragen werden können und sich durch ihre Latenzzeit, eine sehr große Persistenz sowie eine große Infektiosität auszeichnen. Obwohl ausgeschiedene Nematoden nicht in der Lage sind sich eigenständig zu vervielfältigen, ist ihre Verbreitung, speziell in Schwellen- und Entwicklungsländern enorm. Von erheblicher Bedeutung für die Abwasserreinigung und Wasserwiederverwendung sind aus dieser Kategorie die *Ascaris* Würmer. Zu **Kategorie vier** gehören die für den Menschen gefährlichen Zestoden, beispielsweise *Taenia saginata* und *Taenia solium*. Beide sind Bandwürmer, die als Zwischenwirt entweder Kühe oder Schweine befallen. In **Kategorie fünf** folgen alle wasserbasierten Helminthiasen, die im Wesentlichen durch Saugwürmer hervorgerufen werden, die ebenfalls eine gewisse Latenzzeit aufweisen und auch persistent sind. Trematoden (z. B. *Schistosoma mansoni*, *Clonorchis sinensis*, *Fasciolopsis buski*) vermehren sich, sind hoch infektiös und befallen in der Regel ein bis zwei aquatische Lebewesen als Zwischenwirte. Diese Trematoden müssen insbesondere bei aquatischen Anwendungen der Wasserwiederverwendung berücksichtigt werden.

In den **Kategorien sechs und sieben** werden Infektionskrankheiten zusammengefasst, die durch Insekten – insbesondere durch Moskitos – oder durch Nagetiere auf den Menschen übertragen werden. Für die Wasserwiederverwendung sind diese beiden Kategorien interessant, da sich viele Erreger dieser Gruppen oftmals durch eine unzureichende Wartung und Instandhaltung von Abwasserreinigungsanlagen ausbreiten.

3.2 Indikatororganismen

Bei einer Wasserqualitätsanalyse ist es aufgrund der enormen Vielzahl von Krankheitserregern in der Praxis nicht möglich, die Belastung der Wasserproben anhand einer Einzelanalyse aller darin enthaltenen pathogenen Organismen zu bestimmen. Aus diesem Grund behilft man sich bei der Bewertung von unterschiedlichen Wasserqualitäten auch bei Anwendungen zur Wasserwiederverwendung mit spezifischen Indikatororganismen. Um ein aussagekräftiges und übertragbares Ergebnis erzielen zu können, müssen die verwendeten Indikatororganismen speziellen Anforderungen genügen.

- Sie sollten nicht natürlicherweise in der Umwelt vorkommen oder sich dort vermehren können, da ansonsten falsche Rückschlüsse auf die Höhe der fäkalen Verunreinigung abgeleitet werden.
- Zudem sollten sie immer und in großer Anzahl in den Ausscheidungen vorkommen, um jede Verunreinigung sicher und leicht nachweisen zu können.

- Schließlich sollten sie ähnlich lange oder länger im Wasser bzw. Abwasser überdauern können als die Gruppe pathogener Erreger, deren Verbleib sie abbilden sollen.

Besonders bei der Bewertung von Verfahren zur Abwasserreinigung ist die letztgenannte Eigenschaft wichtig, da ansonsten keine Aussage über die tatsächliche Effektivität der jeweiligen Verfahrensstufe möglich ist. Für die Praxis ist es darüber hinaus selbstverständlich entscheidend, dass für den jeweiligen Indikatororganismus ein Nachweisverfahren existiert, das ausreichend genaue, sicher reproduzierbare Ergebnisse liefert und möglichst preisgünstig mit geringem technischen Aufwand durchzuführen ist.

Für die hygienische Bewertung der Abwasserqualität wird in der Literatur eine Vielzahl verschiedener Organismen oder Organismengruppen vorgeschlagen. So wurden lange Zeit die Summenparameter Gesamt-Coliforme (TC) oder Fäkal-Coliforme (FC) als Indikatoren bestimmt. Problematisch bei der Verwendung der Gruppe der Gesamt-Coliformen ist allerdings die Tatsache, dass hier auch coliforme Bakterien erfasst werden, die natürlicherweise in der Umwelt vorkommen und somit nicht aus einer fäkalen Verunreinigung stammen. Im Gegensatz dazu schließen die Fäkal-Coliformen ausschließlich coliforme Bakterien ein, die im Darm von Warmblütern vorkommen. Häufig wird *Escherichia coli* (*E. coli*) als Indikatorparameter verwendet. *E. coli* kommt im Darm von Warmblütern vor und findet sich stets in deren Ausscheidungen wieder. Während einige *E. coli* Stämme infektiös sind und Erkrankungen beim Menschen hervorrufen können, stellen die meisten Vertreter von *E. coli* keine gesundheitliche Gefahr dar. Da *E. coli* außerhalb seines Lebensraumes nur begrenzt überlebensfähig ist, wird oft zusätzlich das Vorhandensein von intestinalen Enterokokken überprüft. Dieser Indikatorparameter umfasst die Spezies *Enterococcus faecalis*, *Enterococcus faecium*, *Enterococcus durans* und *Enterococcus hirae*, die typischerweise in Fäkalien vorkommen und im Gegensatz zu *E. coli* länger in der Umwelt überdauern können. Auch gegen chemische Desinfektionsmittel zeigen sie aufgrund ihres Zellwandaufbaus eine größere Resistenz (Feuerpeil und Botzenhart, 2008). Fäkalstreptokokken finden sich in der Literatur teilweise ebenfalls anstelle von intestinalen Enterokokken als Indikatorparameter. Diese bilden eine übergeordnete Gruppe, in der die intestinalen Enterokokken enthalten sind. Die beschriebenen und in der Praxis überwiegend verwendeten Indikatororganismen dienen zwar dem Nachweis fäkaler Verunreinigungen, können aber nur begrenzt den Verbleib anderer, widerstandsfähigerer pathogener Organismen während der Abwasserbehandlung abbilden. So kann beispielsweise von einer Inaktivierung von *E. coli* oder der intestinalen Enterokokken nicht pauschal auf einen ähnlichen Effekt bei enteralen Viren oder pathogenen Protozoen-Spezies geschlossen werden, da diese oftmals eine höhere Widerstandskraft aufweisen.

3.3 Desinfektion mittels UV-C-Strahlung und Chlorung

Es besteht eine Vielzahl von Möglichkeiten kommunales Abwasser nach einer entsprechenden Vorreinigung zu desinfizieren und den Gehalt an infektiösen fäkalen Krankheitserregern soweit zu reduzieren, dass eine Wiederverwendung des Wassers aus hygienischer Sicht unbedenklich wird. Im Rahmen des durchgeführten Forschungsprojektes lag hierbei der Untersuchungsschwerpunkt auf Desinfektionsverfahren mittels UV-C-Bestrahlung und Chlorzugabe.

3.3.1 UV-Desinfektion

Als ein physikalisches Verfahren mit dem allgemeinen Ziel einer Keimreduktion stellt die UV-Bestrahlung mittlerweile eine weitgehend etablierte Technologie im Bereich der Wasseraufbereitung dar. Bereits Anfang des 20. Jahrhunderts wurde die keimtötende Wirkung von Sonnenlicht beschrieben. Die Entwicklung von Quecksilberlampen als künstliche Quelle für UV-Licht sowie der Gebrauch von Quarzglas als für UV-Strahlung durchlässiges Material fallen in dieselbe Zeit. Die UV-Bestrahlung als Technologie im Wassersektor fand dann Mitte des 20. Jahrhunderts in Europa, vornehmlich in Österreich und der Schweiz, erste Einsätze im Rahmen der Trinkwasseraufbereitung. Eine zunehmende Forschungstätigkeit auf dem Gebiet – exemplarisch seien hier die Arbeiten von Kelner (1950), Dulbecco (1950), Chang et al. (1985), Chrtek und Popp (1991), Lazarova et al. (1998), der EPA (2003) sowie von Hijnen et al. (2006) angeführt – sowie erste Betriebserfahrungen verstärkten die Implementierung dieser Technologie ab dem Ende der 1970er Jahre auch in anderen europäischen Ländern. Einen deutlichen Schub erfuhr die Desinfektion mittels UV-Bestrahlung mit Entdeckung der Entstehung von teilweise karzinogenen Desinfektionsnebenprodukten bei der bis dato üblichen Chlorung. Ein umfangreicher Vergleich beider Technologien findet sich beispielsweise bei Darby et al. (1995). Laut EPA (2003) waren im Jahr 1996 in Europa bereits mehr als 2000 UV-Desinfektionssysteme in der Trinkwasseraufbereitung im Betrieb. Mit einer zunehmenden Wiederverwendung der Klarwasserabläufe kommunaler Kläranlagen haben auch Desinfektionssysteme in der Abwasserreinigung deutlich an Bedeutung gewonnen. Auch hier ist die UV-Bestrahlung heutzutage eine gängige Technologie. Das der UV-Desinfektion zugrunde liegende Wirkprinzip wird in den nachfolgenden Abschnitten erläutert.

3.3.1.1 UV-C-Strahlung

Elektromagnetische Strahlung ist in Abhängigkeit von der Wellenlänge unterschiedlich energiereich. Mit abnehmender Wellenlänge steigt die vorhandene Strahlungsenergie an und verhält sich umgekehrt proportional zum Quadrat der Wellenlänge. Elektromagnetische Strahlung wird im Allgemeinen je nach Wellenlänge in

Gamma-Strahlung (< 150 nm), in UV-Licht (150 – 400 nm), in sichtbares Licht (400 – 750 nm) und in den Infrarotbereich (> 750 nm) eingeteilt. Eine Besonderheit des Wellenlängenbereichs zwischen 200 und 750 nm ist, dass die Energiegehalte der Lichtquanten in diesem Bereich die Größenordnung der Bindungsenergie verschiedener Atome und Moleküle abdecken, wodurch photochemische Reaktionen bei einer ausreichenden Lichtabsorption ausgelöst werden können. Das ultraviolette Strahlungsspektrum von 150 – 400 nm wird entsprechend der biologischen Wirkung weiter in vier Spektralbereiche unterteilt, wobei die UV-C-Strahlen die größte inaktivierende Wirkung auf Mikroorganismen besitzen (Bild 1).

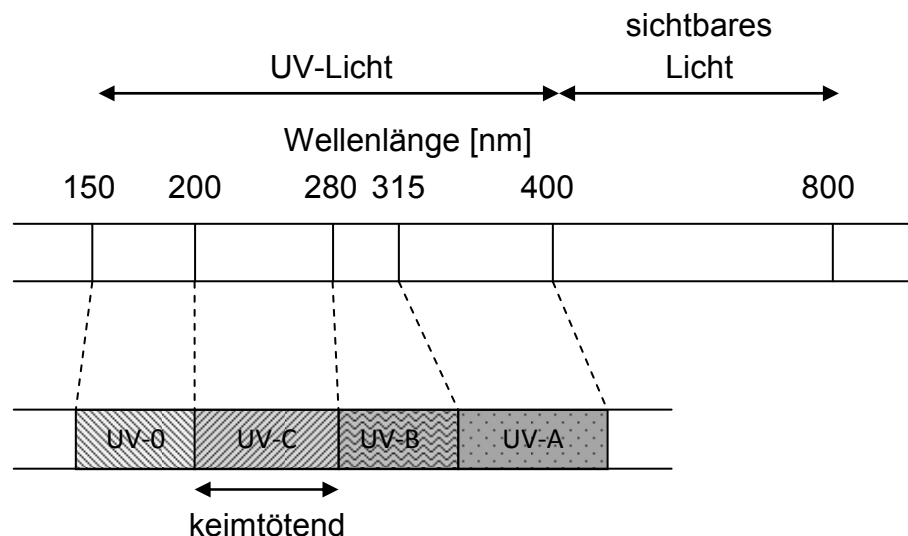


Bild 1: Einteilung des ultravioletten Strahlungsspektrums

Technisch wird UV-Strahlung durch das künstliche Aufbringen einer entsprechenden Spannung an ein Gasgemisch erzeugt, wodurch ein Photonen-austausch angeregt wird. Die spezifische Wellenlänge des dabei emittierten Lichts hängt wesentlich von der elementaren Gaszusammensetzung sowie dem Energieniveau der Lampe ab. Bei UV-Lampen für die Wasseraufbereitung wird überwiegend ein Gasgemisch auf Quecksilberbasis verwendet. Der Lichtausstoß wird durch die vorhandene Konzentration an Quecksilberatomen bedingt, die wiederum direkt vom vorherrschenden Strahlerdruck abhängt. Quecksilber-Niederdruckstrahler emittieren hauptsächlich monochromatisches UV-Licht bei einer Wellenlänge von 253,7 nm (Bild 2). In UV-Strahlern, die mit höherem Dampfdruck und bei größeren Temperaturen betrieben werden, erhöht sich die Häufigkeit der Kollisionen zwischen den Quecksilberatomen, wodurch polychromatische UV-Strahlung über ein weiteres Wellenspektrum mit einer insgesamt höheren Intensität entsteht.

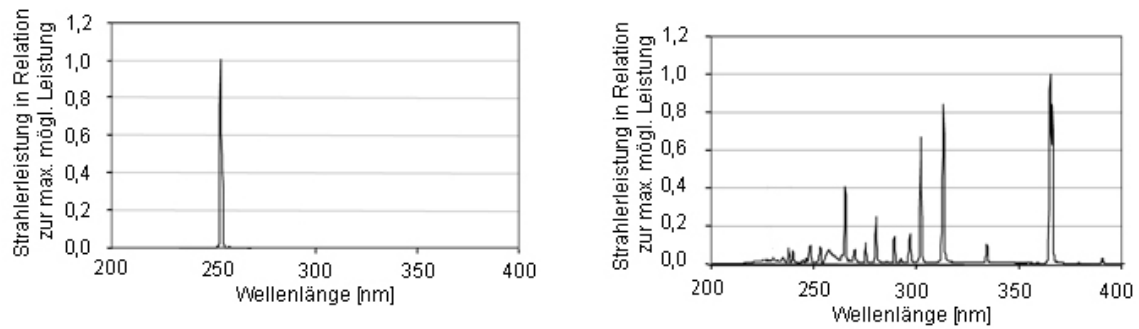


Bild 2: Strahlerleistung eines Quecksilber-Niederdruckstrahlers (links) im Vergleich zu der Strahlerleistung eines Quecksilber-Mitteldruckstrahlers (rechts)

3.3.1.2 Mikrobielle Wirkungsweise von UV-C-Strahlung

Die inaktivierende Wirkung von energiereicher UV-Strahlung auf Mikroorganismen entsteht vornehmlich durch eine Schädigung ihrer Desoxyribonukleinsäure (DNA) bzw. ihrer Ribonukleinsäure (RNA). Ein Blick auf die ungestörte Struktur der DNA-Doppelhelix (Bild 3) zeigt die beiden durch Wasserstoffbrückenbindungen zusammengehaltenen Einzelstränge sowie die Paarung der Basen Adenin mit Thymin sowie Guanin mit Cytosin. Bei normaler DNA-Replikation dienen die beiden sich trennenden Stränge der Doppelhelix jeweils als Bauplan für die Konstruktion eines neuen, gegenüberliegenden Strangs. Dabei ist die Basenpaarung ganz entscheidend.

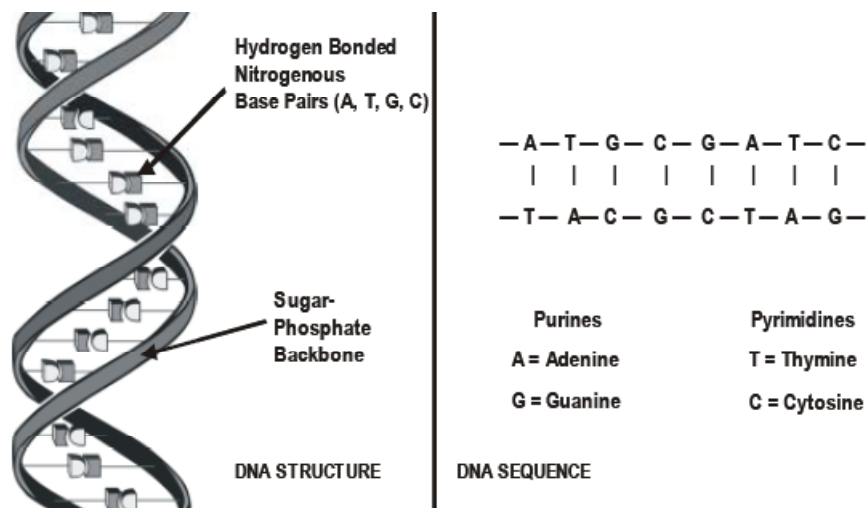


Bild 3: Struktur der Desoxyribonucleinsäure (DNA) und entsprechende Nucleotiden-Sequenz

Trifft ultraviolette Strahlung auf die Nukleinsäure, können eine Vielzahl von Veränderungen bzw. Schädigungen an der DNA-Struktur hervorgerufen werden, die im Wesentlichen zum Verlust der Replizierbarkeit oder zu einer fehlerhaften Replikation führen. Die Bildung von Pyrimidin- bzw. Thymindimeren ist in diesem Zusammen-

hang die am häufigsten auftretende und am besten untersuchte DNA-Schädigung. Hierbei werden zwei benachbarte Thyminbasen der DNA kovalent gebunden, wodurch eine Replikation nur fehlerhaft vonstattgeht. Aus Bild 4 wird die besondere Wirksamkeit von UV-C-Strahlung im Wellenlängenbereich um 260 nm deutlich. Sowohl die Absorptionskurve der Nucleinsäuren als auch die spektrale Wirkungskurve der Zell-Inaktivierung weisen bei 260 nm ein Maximum auf. Halogen- und Quecksilber-Niederdruckstrahler (vgl. Bild 2) besitzen dazu passend in diesem Spektralbereich (254 nm) starke Emissionsbänder.

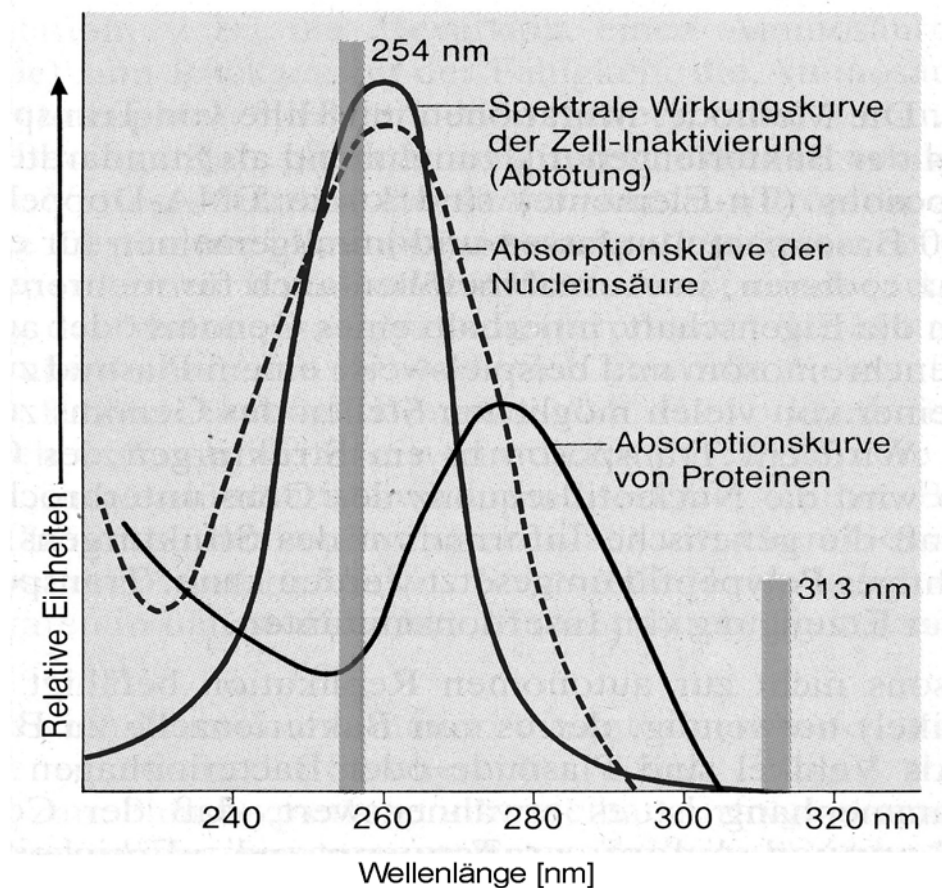


Bild 4: Mutationsauslösung und Abtötung von Mikroorganismen durch UV-C-Strahlung bei 254 nm Wellenlänge (nach Schlegel, 1992)

Die durch die UV-C-Bestrahlung bewirkten Schäden an der DNA der Mikroorganismen sind teilweise reparabel. Hierfür sind zwei unterschiedliche Prozesse verantwortlich, einerseits die Photoreaktivierung und andererseits die Dunkelreaktivierung. Bestrahlt man eine Bakteriensuspension mit einer hohen UV-Dosis, so erfährt ein hoher Prozentsatz der Zellen letale Schäden, was sich darin äußert, dass bei einer sofort anschließenden Dunkelinkubation nur ein geringer Anteil der Zellen Kolonien bildet. Der Effekt der Photoreaktivierung lässt sich besonders gut erkennen, wenn man direkt im Anschluss an die UV-Inaktivierung die Suspension mit längerwelligem Licht (320 – 550 nm) bestrahlt. Bei einer entsprechenden Analyse wird in diesem Fall

ein deutlich höherer Anteil an koloniebildenden Zellen bestimmt. Verantwortlich für diese Photoreaktivierung ist ein Enzym, das durch Licht aktiviert wird und die vorab durch die UV-C-Strahlung verursachten Schäden an der DNA durch eine erneute Spaltung der Thymin-Dimere wieder repariert. Im Gegensatz hierzu zeichnet sich die Dunkelreaktivierung dadurch aus, dass defekte Abschnitte des DNA-Stranges komplett herausgeschnitten und durch neue Nucleotide ersetzt werden. Beide Reparaturmechanismen sind für den Einsatz der UV-Desinfektion in der Wasseraufbereitung von Bedeutung und wurden umfangreich sowie für eine Vielzahl von unterschiedlichen Organismen untersucht (Harm, 1980; Harris et al., 1987; Lindenauer und Darby, 1993; Kashimada et al., 1996.; Sinha und Hader, 2002), da durch sie eine Wiederverkeimung, zumindest in gewissem Umfang, nach einer ausschließlichen Desinfektion mittels UV-Strahlung nicht ausgeschlossen werden kann.

Entscheidend für die Wirksamkeit einer UV-Desinfektion ist die auf die Mikroorganismen treffende UV-Dosis (D). Sie ist definiert als applizierte Energie pro Fläche und ist das Produkt der Bestrahlungsintensität (I) in mW/cm^2 bei einer bestimmten Wellenlänge (beim Einsatz von Niederdruckstrahlern ist der Bezug auf 254 nm üblich) und der Bestrahlungsdauer (t) in s. Die applizierte UV-Dosis hat die Einheit $\text{mW s}/\text{cm}^2$.

$$D_{254} = I_{254} \cdot t \quad [\text{mW s}/\text{cm}^2] \quad (\text{Gleichung 3-1})$$

mit:

D = UV-Dosis bei 254 nm Wellenlänge

I_{254} = Strahlungsintensität bei 254 nm Wellenlänge [mW/cm^2]

t = Bestrahlungsdauer in Sekunden [s]

Die in einer kontinuierlich durchflossenen UV-Desinfektionsstufe tatsächlich auf einzelne Mikroorganismen treffende UV-Dosen sind jedoch in der Praxis nicht konstant und werden durch eine Vielzahl von Randbedingungen wie beispielsweise dem Abstand des Organismus von der Strahlungsquelle, dem Alter der Strahler sowie von schwankenden Wasserqualitäten bedingt. In jeder UV-Anlage müssen die Lichtstrahlen vor dem Auftreffen auf die Mikroorganismen unterschiedliche Medien durchqueren, wobei jeweils ein gewisser Verlust an Strahlungsintensität entsteht. In der Regel muss die UV-Strahlung zunächst die Quarzglashülle des Strahlers selbst, danach einen luftgefüllten Raum und anschließend das ebenfalls aus Quarzglas bestehende Strahlerschutzrohr durchdringen, bevor sie die je nach Reaktortyp unterschiedlich lange Entfernung im Wasser bis zum entsprechenden Mikroorganismus zurücklegen muss. Die Verluste an Strahlungsintensität, die in der flüssigen Phase durch Absorp-

tion auftreten, können nach dem Gesetz von Lambert-Beer beschrieben werden und machen zumindest in der Abwasserreinigung den deutlich größten Teil der Gesamtverluste aus. Als Konsequenz aus dem großen Einfluss der vorherrschenden Wasserbeschaffenheit auf die wirksame Dosis im Gegensatz zur applizierten Dosis und somit auf die erzielte Wirksamkeit der jeweiligen Desinfektionsanlagen bleibt für eine optimale Bestimmung von Mindestbestrahlungsdosen bzw. für eine optimierte Dimensionierung der Desinfektionsstufe an sich in der Praxis oftmals nur die Durchführung eines angepassten aber aufwendigen Untersuchungsprogramms bei möglichst betriebsnahen Bedingungen.

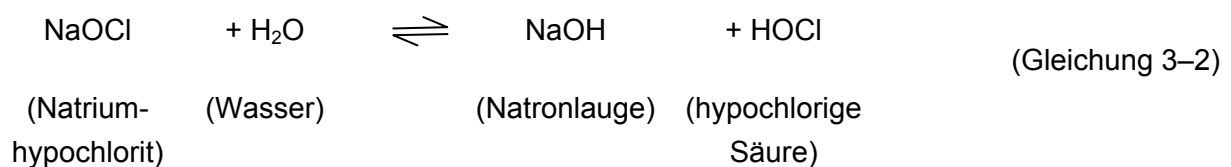
3.3.2 Chlorung

Global gesehen ist die Chlorung zur Entkeimung von Wasser das am weitesten verbreitete Desinfektionsverfahren. Insbesondere bei der zentralen Wasserversorgung und Trinkwasseraufbereitung ist die Zugabe von Chlor und Chlorverbindungen seit Jahrzehnten auch international gängige Praxis. Dies gilt ebenfalls für solche Bereiche der kommunalen Abwasserreinigung, bei denen aus hygienischer Sicht gehobene Ansprüche an die Qualität der Abläufe erfüllt werden müssen. Einen wesentlichen Faktor für den Erfolg der Desinfektion mit Chlor und den jeweiligen Chlorverbindungen stellt hier die vorhandene Güte der vorgeschalteten Reinigungsstufen dar. Die folgenden Desinfektionsmittel auf Chlorbasis finden bei der Chlorierung überwiegend Anwendung: Natriumhypochlorit (NaOCl ; flüssig, als wässrige Lösung), Calciumhypochlorit ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$; fest), Chlorgas (Cl_2 ; gasförmig) und Chlordioxid (ClO_2 ; flüssig, als wässrige Lösung).

Bei den im Rahmen dieses Forschungsprojektes durchgeführten Untersuchungen wurde jedoch ausschließlich Natriumhypochlorit als Chlorierungsmittel benutzt. Auch wenn die oxydative Wirkung des Natriumhypochlorits bedeutend geringer ist als beispielsweise die von Chlorgas – der Gehalt an freiem Chlor befindet sich bei einer technischen Lösung in der Regel bei etwa 12-14 % - und auch wenn unter Kostengesichtspunkten der Einsatz von Chlorgas sehr interessant erscheint, bietet der Einsatz von Natriumhypochlorit unter Sicherheitsaspekten große Vorteile. Chlorgas ist eine hochtoxische Substanz und sowohl beim Transport sowie der Lagerung als auch beim Einsatz als Desinfektionsmittel sind erhebliche Sicherheitsvorkehrungen zu treffen, um das Betriebspersonal zu schützen. Der Einsatz von Natriumhypochlorit gestaltet sich in dieser Beziehung sehr viel einfacher. Auch in großtechnischen Anwendungen insbesondere in Schwellen- und Entwicklungsländern ist dieser Sicherheitsaspekt von Bedeutung. Bei dem im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes verwendeten Natriumhypochlorit handelt es sich um eine technische Lösung, die den Lieferbedingungen nach DIN EN 901:2007-06 entspricht. Bei der Verwendung von Natriumhypochlorit-Lösung als Desinfektionsmittel ist zu beachten, dass

diese nur sehr begrenzt haltbar ist, da sie sich allmählich zersetzt, wobei der Gehalt an für die Desinfektion wirksamen Chlors abnimmt. Im Wesentlichen kommt es hierbei nicht zu einer Ausgasung von Chlor, sondern es entstehen neue chemische Verbindungen, nämlich Natriumchlorat (NaClO_3), Natriumchlorid (NaCl) und Sauerstoff aus der Natriumhypochlorit-Lösung. Diese Zersetzung tritt bevorzugt bei erhöhter Temperatur, direkter Sonneneinstrahlung und bei Anwesenheit von Ammoniumsalzen und gelösten organischen Stoffen auf. Natriumhypochlorit kann auch durch Elektrolyse von Natriumchlorid-Lösungen direkt am Verwendungsort hergestellt werden, was bei Anwendungen in der Praxis zwar erheblich teurer ist, auf Grund der oben geschilderten Zersetzungsproblematik aber von Vorteil sein kann.

Entscheidend für die Wirkungsweise der Chlorverbindungen als Desinfektionsmittel sind die Hydrolyse und Dissoziation des Chlors. Die Desinfektionswirkung des freien Chlors wird in erster Linie durch die Wirksubstanz hypochlorige Säure (HOCl) verursacht, die durch die Reaktion der zugegebenen Chlorverbindungen mit Wasser gebildet wird, jedoch mit steigendem pH-Wert dissoziiert. Die Reaktionsgleichung für die Hydrolyse von Natriumhypochlorit als flüssigem Chlorungsmittel lautet wie folgt:



Während die Natronlauge dissoziiert, bleibt die hypochlorige Säure im sauren bis neutralen Bereich undissoziiert und zerfällt erst mit steigendem pH-Wert in H^+ - und ClO^- -Ionen. Die Desinfektionswirkung des freien Chlors, sprich der hypochlorigen Säure, ist somit ab einem pH-Wert im Wasser von über 8,5 praktisch zu vernachlässigen. Die Dissoziation der hypochlorigen Säure ist in Bild 5 in Abhängigkeit von der Temperatur und vom pH-Wert dargestellt.

Neben der Wirksubstanz hypochlorige Säure entstehen freie Sauerstoffradikale durch den Zerfall von HOCl in HCl und atomaren Sauerstoff. Diese starken Oxidanten sind ebenfalls ein wesentlicher Faktor für die Desinfektionswirkung.

Die keimtötende Wirkung des Chlors an sich ist sehr vielseitig. Ein entscheidender Mechanismus ist hierbei die Oxidation von Zellkomponenten wie der Nukleinsäure und Proteinen (SH-Gruppen der Aminosäure). Darüber hinaus wird die Zellwand durch die Oxidation zerstört, wodurch ein Verlust des Zytoplasmas eintritt. Weiterhin wird der Energiestoffwechsel durch die Beschädigung relevanter Enzyme maßgeblich beeinträchtigt.

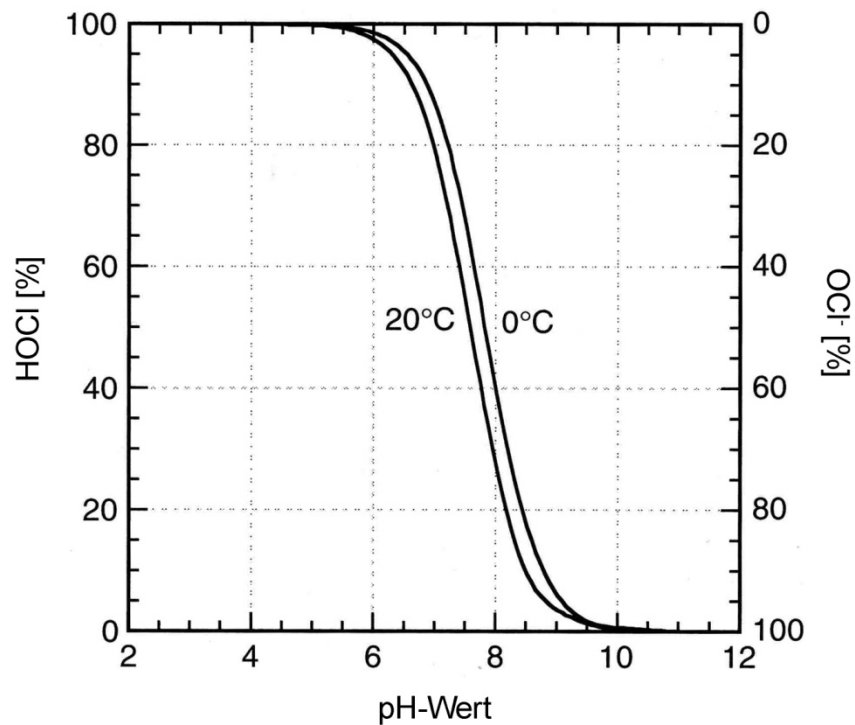


Bild 5: Dissoziation von hypochloriger Säure (HOCl) in Abhängigkeit von der Temperatur und dem pH-Wert

Die genaue Bestimmung der erforderlichen Dosiermenge an Chlorungsmittel ist insbesondere bei Desinfektionsstufen in der kommunalen Abwasserreinigung kompliziert, da freies Chlor bzw. hypochlorige Säure als starkes Oxidationsmittel wirken. Enthält das zu desinfizierende Wasser Ammoniumionen, Amine oder weitere organische Stickstoffverbindungen, so wird ein erheblicher Anteil des zugegebenen Chlors zuerst für die Oxidation dieser Wasserinhaltsstoffe verbraucht. Die Oxidation von Ammonium bzw. Ammoniak erfolgt dabei in drei Schritten, wobei jeweils ein Wasserstoffatom durch ein Chloratom ausgetauscht wird. Es bilden sich Monochloramin, Dichloramin und Stickstofftrichlorid, wobei die Reaktionen stark vom im Wasser vorherrschenden pH-Wert, der Temperatur, der Kontaktzeit und den vorhandenen Ammoniumderivaten abhängt. Bei den in der kommunalen Abwasserreinigung vorherrschenden Bedingungen dominieren meistens die ersten beiden Reaktionen. Die Bildung von Trichloramin erfolgt nur bei sehr niedrigen pH-Werten und kann im Wasser weitestgehend vernachlässigt werden. Um eine effektive Desinfektion von vorbehandeltem kommunalem Abwasser sicher gewährleisten zu können, ist eine genaue Kenntnis darüber erforderlich, welche Menge an zugegebenen Chlorungsmitteln bei diesen Oxidationsprozessen verbraucht wird, und ab welchem Punkt eine gesteigerte Zugabemenge sich auch in einem steigenden Gehalt an freiem Chlor widerspiegelt. Das in Bild 6 dargestellte Schema der Knickpunktchlorung beschreibt diese Zusammenhänge.

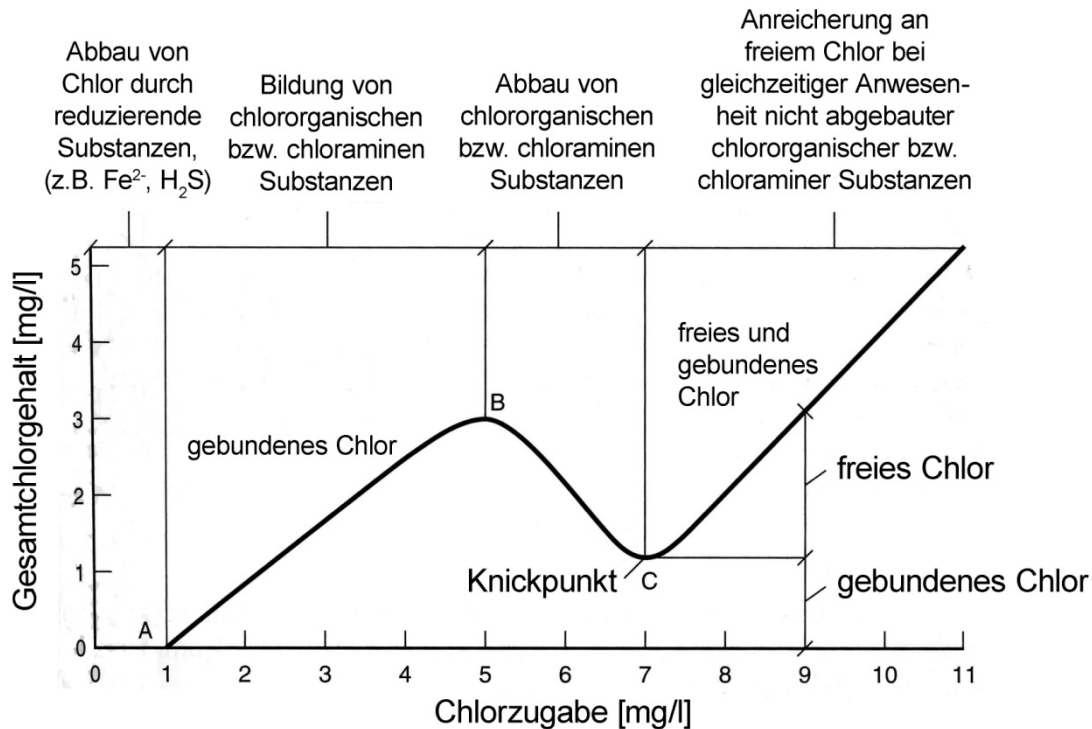


Bild 6: Schematische Darstellung einer Knickpunktchlorung (nach Tchobanoglous et al., 2003)

Es ist zu beachten, dass bei der Desinfektion mit Hypochlorit durch die Reaktion des Chlors mit gelösten organischen Abwasserinhaltsstoffen gesundheitsschädliche und zum Teil karzinogene Nebenprodukte, wie beispielsweise Trihalogenmethane, Dimethylamine und halogenierte Essigsäuren, entstehen können. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, sowohl die eingesetzte Chlordosis als auch den zu akzeptierenden Restchlorgehalt, der nach einer angemessenen Reaktionszeit von unter einer Stunde in der Wasserprobe noch nachweisbar ist, zu limitieren.

4 Versuchsbeschreibung

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden umfangreiche Versuche zur Erfassung der technischen Alternativen zur Abwasseraufbereitung und zur Entwicklung von Verfahrensketten zur Wiederverwendung auf lehrstuhleigenen Versuchsanlagen durchgeführt. Darüber hinaus wurde die Übertragbarkeit der in Deutschland erzielten Ergebnisse im Rahmen eines Pilotbetriebes im Partnerland Marokko demonstriert. Im Folgenden werden die während der Projektlaufzeit betriebenen Versuchsanlagen sowie die jeweils durchgeführten Untersuchungsreihen detailliert beschrieben.

4.1 Laboranlage Ölbachtal

In Ergänzung zu den ursprünglich vorgesehenen Versuchen wurden auf dem Versuchsgelände Ölbachtal des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt-

technik der Ruhr-Universität Bochum Untersuchungen zum Einfluss erhöhter Temperaturen auf die Reduktion an Indikatororganismen durch das Belebtschlammverfahren sowie zur Wirksamkeit einer Langsandsandfiltrationsstufe durchgeführt. Hierzu wurde eine entsprechende biologische Abwasserreinigungsanlage nach dem Belebtschlammverfahren mit einer nachgeschalteten Filtrationsstufe im Labormaßstab betrieben.

4.1.1 Beschreibung der Laboranlage Ölbachtal

Das zu reinigende Rohabwasser wurde dem Zulauf der benachbarten kommunalen Kläranlage Bochum Ölbachtal entnommen und nach einer mechanischen Reinigung durch einen Stabrechen und einen belüfteten Sandfang der Versuchsanlage zugeführt. Die Versuchsanlage selbst ist zweistraßig ausgebildet und besteht aus jeweils einem vorgeschalteten anaeroben Reaktor (1,6 l Volumen), einem intermittierend belüfteten Belebungsbecken (16 l Volumen) und einer trichterförmigen Nachklärung (3,6 l Volumen). Bild 7 zeigt eine schematische Darstellung der Laboranlage Ölbachtal. Die gläsernen Belebungsreaktoren sind mit einem Schlauchsystem umwickelt und können mit Hilfe von Umlaufthermostaten unterschiedlich temperiert werden. Die Belüftung der Belebungsbecken erfolgte über handelsübliche Belüfstersteine. Eine ausreichende Durchmischung wurde durch den Einsatz von Rührwerken sichergestellt.

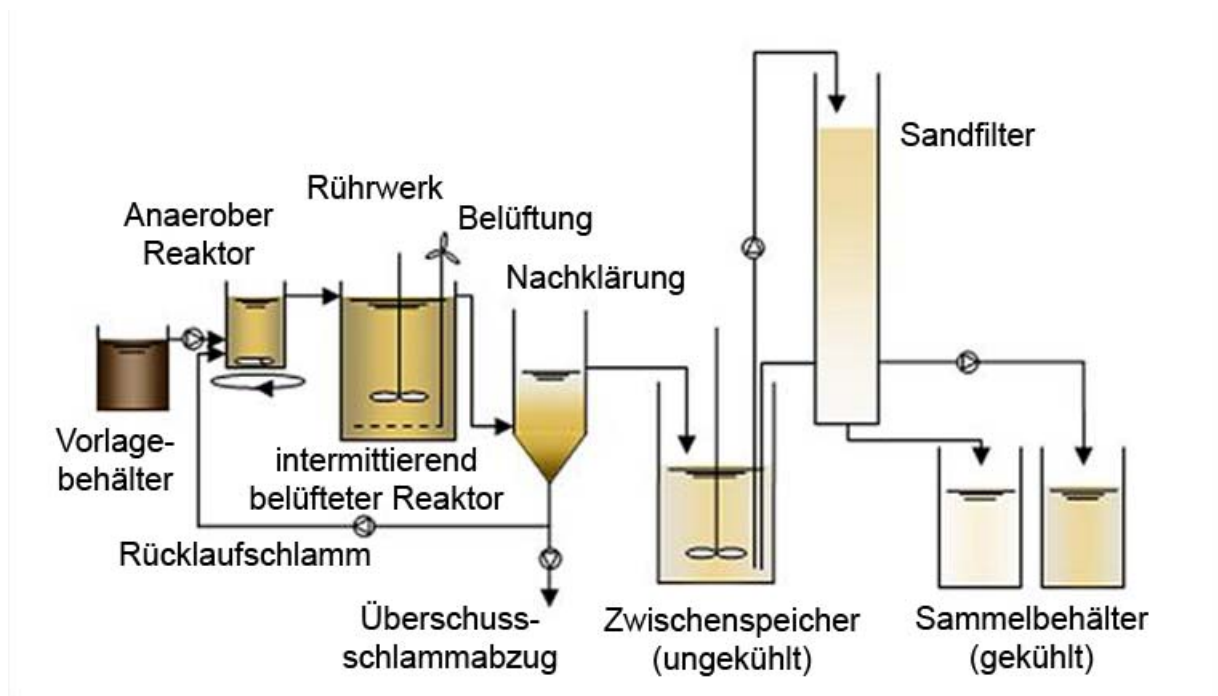


Bild 7: Schematische Darstellung der Laboranlage Ölbachtal inklusive nachgeschalteter Filtrationseinheit

Der in den Nachklärungen abgesetzte Schlamm wurde mittels Schlauchpumpen kontinuierlich als Rücklaufschlamm in die vorgeschalteten anaeroben Reaktoren rückge-

fördert. Der Überschussschlammabzug erfolgte mehrmals täglich mit einer handgesteuerten Schlauchpumpe. Das zu reinigende Abwasser durchfloss beide Straßen im freien hydraulischen Gefälle. Die Klarwasserabläufe wurden in Sammelbehältnissen aufgefangen, die sich in einer Kühltruhe befanden, deren Temperatur über eine Sonde erfasst und reguliert wurde.

Eine der beiden Versuchsstraßen der Laboranlage wurde um eine nachgeschaltete Langsamsandfiltrationseinheit ergänzt. Die hierfür verwendete Filtersäule besitzt eine Höhe von 1,2 m bei einem Durchmesser von 0,15 m. Das Filtermedium bestand aus Quarzsand der Körnung 0,2 - 0,6 mm (0,2 mm < 97,2 Gew.-% < 0,63 mm; 2,6 Gew.-% < 0,2 mm; 0,2 Gew.-% > 0,63 mm; EUROQUARZ GMBH). Als Stützsicht wurde Basalt mit einer Körnung von 3,5 - 5,6 mm verwendet. Die Filtrationsstufe wurde mit dem ungekühlten Klarwasserablauf der Nachklärung mittels handgesteuerter Schlauchpumpe beschickt und bei einer mittleren Filtergeschwindigkeit von 0,05 m/h betrieben. Da die Filtersäule erhöht aufgestellt war, konnte das Filtrat direkt in einem gekühlten Sammelbehältnis aufgefangen werden.

4.1.2 Messtechnik auf der Laboranlage Ölbachtal

An kontinuierlicher Messtechnik wurden auf der Laboranlage Ölbachtal eine Sauerstoffsonde inklusive Temperaturmessung und eine TS-Sonde der Firma Hach-Lange im Belebungsreaktor installiert. Zur Überprüfung der Versuchsbedingungen wurden darüber hinaus täglich die Durchflüsse, der pH-Wert sowie der Überschussschlammabzug kontrolliert. Zum Abgleich der kontinuierlichen TS-Messung wurde dreimal wöchentlich eine Stichprobe des Belebtschlammes aus dem Belebungsreaktor gemäß DIN analysiert. 24h-Mischproben wurden täglich sowohl im Zulauf mittels automatischem Probenehmer (10 Minutenintervall, Probenahme 15ml) als auch in den Abläufen der Laboranlage (Sammelbehälter) genommen. Die 24h-Mischprobenentnahme erfolgte für die Abläufe der Laboranlage aus den gekühlten Sammelbehältern. Die Analyse der Proben wurde im Labor des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik hinsichtlich folgender Parameter durchgeführt: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), Nitratstickstoff ($\text{NO}_3^-\text{-N}$), abfiltrierbare Stoffe (AFS), UV-Transmission und Trübung. In Ergänzung zu diesen Standardparametern wurden für die Zu- und Abläufe der Anlage die Indikatorparameter *E. coli* und intestinale Enterokokken sowie in geringerem Umfang somatische Coliphagen und Adenoviren mittels Laboranalyse bestimmt. Die Analyse der Zu- bzw. Abläufe hinsichtlich der oben genannten Standardparameter erfolgte im Wesentlichen parallel zu der mikrobiologischen bzw. virologischen Analyse, das heißt in der Regel zwei- bis dreimal pro Woche.

4.1.3 Versuchsreihen auf der der Laboranlage Ölbachtal

Die Laboranlage Ölbachtal wurde im Rahmen des hier vorliegenden Projektes von Anfang September 2008 bis Mitte Februar 2009 betrieben. Eine der beiden Versuchsstraßen wurde als Referenz bei 20°C betrieben, wohingegen die zweite Straße auf etwa 30°C temperiert wurde. Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrug der Zufluss zur Versuchsanlage jeweils ca. 1 l/h und der angestrebte Trockensubstanzgehalt in den Belebungsreaktoren lag bei 2,0 – 2,5 g/l. Aufgrund von bereits vorhandenen Betriebserfahrungen mit der Laboranlage erfolgte der Sauerstoffeintrag intermittierend, wobei die belüfteten Phasen 45 Minuten andauerten, während die unbelüfteten Phasen 75 Minuten umfassten. Der Sauerstoffgehalt in den Belebungsreaktoren überstieg in den belüfteten Phasen dabei immer weit den als Minimum empfohlenen Wert von 2,0 mg/l.

Im Rahmen des Projektes wurden auf der Laboranlage Ölbachtal zwei Versuchsreihen durchgeführt, sodass sich der gesamte dortige Untersuchungszeitraum wie folgt unterteilen lässt:

- **Untersuchungszeitraum LÖ1 10/2008 – 11/2008:**

In diesem ersten Untersuchungszeitraum in den Monaten Oktober und November 2008 wurde die Fragestellung bearbeitet, welchen Einfluss eine erhöhte Temperatur – in diesem Fall 30°C gegenüber der Referenztemperatur von 20°C – auf die Leistungsfähigkeit des Belebtschlammverfahrens hinsichtlich einer Reduktion der Indikatororganismen *E. coli* und intestinale Enterokokken hat. In Ergänzung zu diesen beiden Indikatoren, die analysetechnisch auf allen der im Rahmen des Forschungsprojektes betriebenen Anlagen bestimmt werden konnten, wurde in diesem Untersuchungszeitraum zusätzlich der Gehalt an somatischen Coliphagen und Adenoviren in den Wasserproben untersucht.

- **Untersuchungszeitraum LÖ2 01/2009 – 02/2009:**

In dem zweiten Untersuchungszeitraum in den Monaten Januar und Februar 2009 wurde die Leistungsfähigkeit einer Langsandsandfiltration als nachgeschaltete Reinigungsstufe analysiert. Kern des Interesses war hier zum einen die Wirksamkeit einer solchen Filtrationsstufe hinsichtlich eines Indikatorrückhaltes. Darüber hinaus wurde ihr Einfluss auf die Verbesserung der Wasserqualität hinsichtlich einer nachfolgenden UV-Desinfektionsstufe untersucht. Der Sandfilter wurde bereits ab Anfang Dezember 2008 mit dem Klarwasserablauf der Belebungsanlage beschickt, sodass genügend Zeit für eine ausreichende Bildung einer Schmutzdecke vorhanden war.

4.2 Versuche zur Feinst- bzw. Mikrosiebung auf der Kläranlage Bochum Ölbachtal

Um die Fragestellung inwieweit sich eine rein mechanische Behandlungsstufe und somit ein sehr einfaches Reinigungskonzept vor dem Hintergrund einer Wasserwiederverwendung sinnvoll einsetzen lässt zu klären, wurden Versuche zur Feinst- bzw. Mikrosiebung mit kommunalem Abwasser der großtechnischen Kläranlage Bochum Ölbachtal durchgeführt. Die Siebverfahren wurden gewählt, weil sie durch ihre gegenüber einer konventionellen mechanischen Vorreinigung sehr kompakte und platzsparende Bauweise, für kleine evtl. sogar mobile Anwendungsformen der Wiederverwendung Vorteile bieten. Solche Anwendungsformen können insbesondere für Konzepte einer punktuellen oder saisonalen Wasserwiederverwendung dann günstig sein, wenn die mittels Siebung erzielte Wasserqualität ausreicht, um nachfolgend eine Desinfektionsstufe effizient betreiben zu können. Von hauptsächlichem Interesse war in diesen Versuchen also der Einfluss, den eine entsprechende Siebung auf die Parameter Feststoffgehalt, Trübung und UV-Transmission als die entscheidenden Größen für den Einsatz einer UV-Desinfektionsstufe besitzen.



Bild 8: Siebschnecke einer Feinstsiebung (250 µm Spaltweite, links) und Mikrosiebung (80 µm Maschenweite, rechts)

Zwei unterschiedliche Siebeinheiten wurden im Rahmen der Untersuchungen getestet. Dabei kam einerseits als Feinstsieb ein Spiralsieb der Fa. Passavant Geiger GmbH mit einer Spaltweite von 250 µm im Zulauf der Kläranlage Bochum Ölbachtal zum Einsatz. Das kommunale Abwasser wurde direkt aus dem Zulaufgerinne der Kläranlage in einen Vorlagebehälter gepumpt und konnte anschließend in freiem Gefälle durch das Feinstsieb fließen. Die Siebeinheit wurde in Abhängigkeit von dem sich einstellenden Einstauniveau automatisch von den zurückgehaltenen Feststoffen durch eine integrierte Siebschnecke (Bild 8, links) gereinigt. Während der Versuchsreihe wurden aus dem Zu- und Ablauf des Feinstsiebes 2h-Mischproben zur Bestimmung der Standardparameter und der Indikatororganismen genommen.

In Ergänzung zu den Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit des Feinstsiebes wurden labortechnische Versuche mit einem Mikrosieb der Maschenweite 80 µm (Bild 8,

rechts) durchgeführt. Die Mikrosiebung sowie die Probenentnahme erfolgte in diesen Versuchen manuell als Stichprobe.

Die durchgeführten Versuche lassen sich anhand der beiden folgenden Untersuchungszeiträume gliedern:

- **Untersuchungszeitraum FS1 08/2008:**

Die Versuche zur Feinstsiebung mit dem Spiralsieb der Fa. Passavant Geiger wurden im August 2008 auf der großtechnischen Kläranlage Bochum Ölbachtal durchgeführt. Die Leistungsfähigkeit der Feinstsiebung wurde im Zulauf der Kläranlage bestimmt.

- **Untersuchungszeitraum MS1 10/2009 – 11/2009:**

Die Versuche zur Mikrosiebung wurden im Labormaßstab in den Monaten Oktober bis November 2009 durchgeführt. Auch für diese Versuche wurde der Zulauf der großtechnischen Kläranlage verwendet. Die Probenentnahme erfolgte in diesen Versuchen jedoch manuell als Stichproben.

4.3 Versuchsanlage Düsseldorf

Ein wesentlicher Anteil der praktischen Versuche zur Erfassung der technischen Alternativen für eine entsprechende Abwasseraufbereitung wurde auf der Versuchsanlage Düsseldorf durchgeführt. Die Schwerpunkte der hier untersuchten Fragestellungen lagen auf der Wirksamkeit des Belebungsverfahrens hinsichtlich einer Elimination an pathogenen Keimen, auf der Leistungsfähigkeit von rückspülbaren Schnellfiltrationsstufen und auf der Ermittlung notwendiger Voraussetzungen für den effizienten Betrieb einer UV-Desinfektionsstufe. Die Versuchsanlage Düsseldorf wurde in weiten Teilen schon für die Bearbeitung des Forschungsprojektes „Bemesungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und stofflichen Eigenschaften“ (Grube und Orth, 2009) genutzt und musste für die Arbeiten des hier vorliegenden Projektes nur noch um einzelne Verfahrensstufen ergänzt werden.

4.3.1 Beschreibung der Versuchsanlage Düsseldorf

Die vom Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik betriebene Versuchsanlage Düsseldorf befindet sich auf dem Gelände des Klärwerks Düsseldorf Süd der Stadtentwässerungsbetriebe Düsseldorf. Hierbei handelt es sich um eine zweistraßige Belebungsanlage mit Reaktorvolumen von ca. 38 m³ für das Belebungsbecken und 6,5 m³ für die Nachklärung pro Versuchsstraße. Die Anlage wurde mit einer vorgeschalteten Denitrifikationsstufe betrieben, die einen Anteil von 50 % des gesamten Belebungsvolumens ausmachte. Denitrifikations- und Nitrifikationsbereich waren durch eine Wand aus Querbalken voneinander getrennt, die sowohl

über- als auch unterströmt wurden. Der Überschussschlamm wurde an der Sohle des Belebungsbeckens durch mehrere über die Länge gleichmäßig verteilte Öffnungen abgezogen. Eine eigene Vorklärung wurde auf der Versuchsanlage selbst nicht betrieben, da die Anlage direkt mit dem Ablauf der Vorklärung des Großklärwerkes Düsseldorf Süd beschickt wird. Es handelt sich hierbei um kommunales Abwasser mit einem relativ hohen Industriewasseranteil. Die Versuchsanlage Düsseldorf wurde im Rahmen des dort unmittelbar vorher bearbeiteten Forschungsprojektes so ausgebaut, dass eine der beiden Versuchstraßen temperierbar ist und somit die Leistungsfähigkeit der biologischen Abwasserreinigung bei konstanten Wassertemperaturen bis 30°C analysiert werden kann (Bild 9).

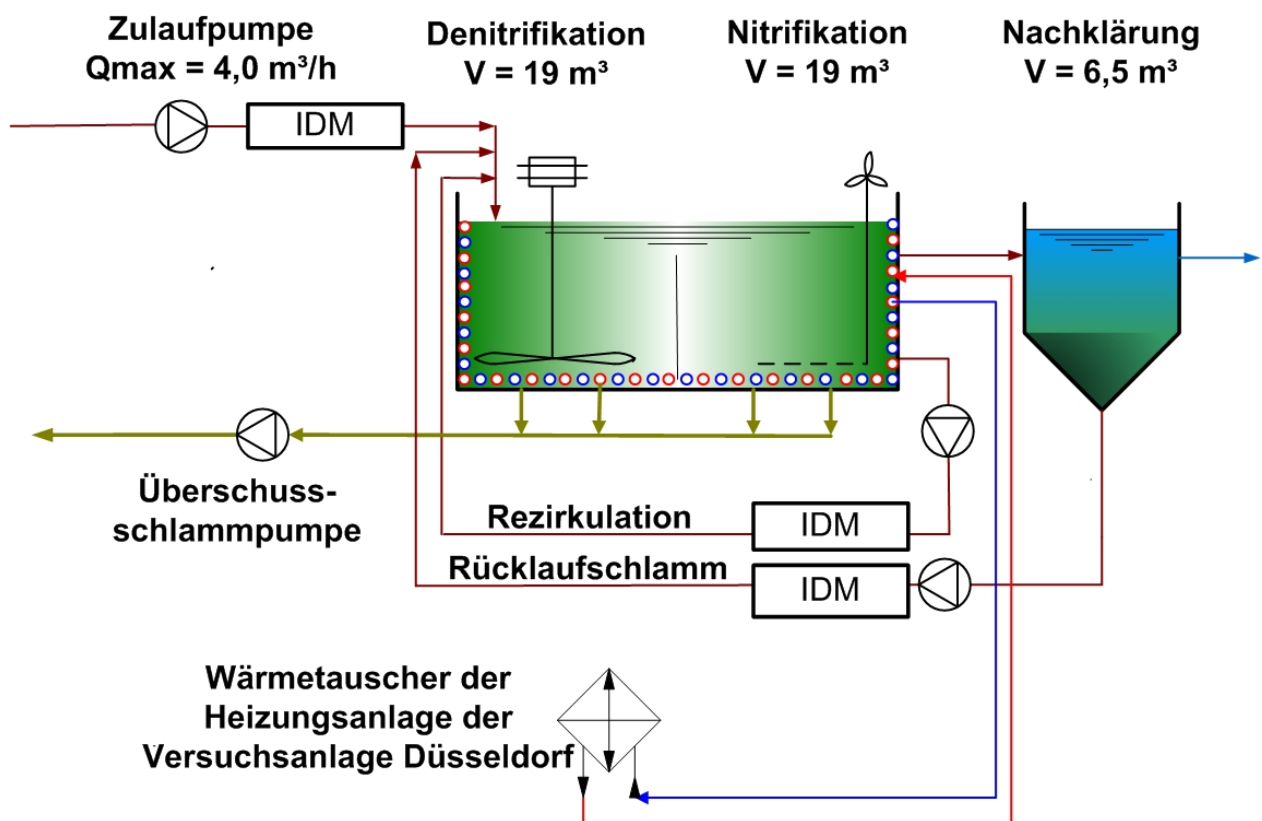


Bild 9: Schematische Darstellung der Belebungsstufe auf der Versuchsanlage Düsseldorf (einstraßige Darstellung, zweite Straße baugleich, jedoch ohne Heizkreislauf) (nach Grube und Orth, 2009)

Für die Untersuchungen zur Wasserwiederverwendung wurde eine Straße der Versuchsanlage darüber hinaus mit einer zusätzlichen Filtrationsstufe sowie mit nachgeschalteten Desinfektionsstufen ausgerüstet. Bei der Filtrationsstufe (Bild 10) handelt es sich um einen rückspülbaren Raumfilter, der mit dem Ablauf der Nachklärung beschickt wurde. Dieser offene, abwärtsdurchströmte Mehrschichtfilter besitzt eine Filteroberfläche von 0,123 m² und wurde bei einer mittleren Filtergeschwindigkeit von 14,6 m/h betrieben. Das Filtrat wurde in einem Speicherbecken mit einem Volumen

von 1 m³ aufgefangen. Hieraus konnten sowohl die nachgeschalteten Desinfektionsstufen beschickt werden als auch das Wasser für die regelmäßig erfolgenden Filterrückspülungen entnommen werden.



Bild 10: Rückspülbare Schnellfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf

Als nachgeschaltete Desinfektionsstufen wurden eine UV-Desinfektionsstufe und eine Chlorungseinheit parallel betrieben (Bild 11). Als UV-Desinfektionsanlage wurde ein Dünnschichtreaktor der Firma ProMinent® aus der Baureihe *Dulcodes D* mit einem 130 Watt Strahler eingesetzt. Die Chlorung erfolgte mittels Zugabe von Natriumhypochlorit (NaOCl). Für die Dosierung der Chemikalie wurde eine Magnetdosierpumpe der Firma ProMinent® aus der Baureihe *gamma/L* verwendet. Die Zugabe des Natriumhypochlorits erfolgte in einen volldurchmischten Behälter mit einem Volumen von 15 l. Über eine Überfallkante floss das Wasser in einen Speicherbehälter in dem die Aufenthaltszeit (Kontaktzeit vor der Probenentnahme) hydraulisch auf 1,5 h eingestellt wurde.



Bild 11: UV-Desinfektionsanlage (links) und Chlorungsanlage (rechts) auf der Versuchsanlage Düsseldorf

4.3.2 Messtechnik auf der Versuchsanlage Düsseldorf

Auf der Versuchsanlage Düsseldorf konnte während der Projektlaufzeit auf eine breite Palette an Messtechnik zurückgegriffen werden. Der überwiegende Teil dieser Messtechnik wurde bereits für das unmittelbar vorher bearbeitete Projekt „Bemessungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und stofflichen Eigenschaften“ (Grube und Orth, 2009) installiert und verwendet.

Der Zulauf zur Belebung, der Ablauf der Nachklärung sowie das Filtrat wurden mittels automatischer Probenehmer als 24h-Mischprobe (10 Minutenintervall, Probenahme 15ml) beprobt und anschließend im Labor des Lehrstuhls auf die maßgebenden Parameter, und zwar abfiltrierbare Stoffe (AFS), Trübung und UV-Transmission, chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Ammonium- ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) und Nitratstickstoff ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) sowie Orthophosphatphosphor ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$), analysiert.

Kontinuierliche Messtechnik stand für die Bestimmung von Sauerstoff- und Trockensubstanzgehalt (AFS) sowie von Temperatur und pH-Wert in der Belebungsstufe zur Verfügung. Darüber hinaus wurden im Klarwasserablauf der Nachklärung installierte S:CAN-Sonden verwendet, um die Prozessstabilität des Belebtschlammverfahrens von Bochum aus online überprüfen zu können.

Die Nachweise der für die Wasserwiederverwendung entscheidenden Indikatororganismen erfolgten durch die Analyse von manuell genommenen Stichproben.

4.3.3 Versuchsreihen auf der Versuchsanlage Düsseldorf

Die Belebungsstufe der Versuchsanlage Düsseldorf wurde bereits im Juli 2007 in Betrieb genommen. In erweiterter Form wurde die Versuchsanlage Düsseldorf dann im Rahmen des hier vorliegenden Projektes von März 2008 bis Ende Dezember 2008 betrieben. Über diesen gesamten Zeitraum der Untersuchungen zur Wasserwiederverwendung wurde die Versuchsanlage nicht künstlich temperiert, sodass sich die vorherrschende Abwassertemperatur in beiden Versuchsstraßen im Bereich von 18 bis 23°C befand. Der angestrebte Trockensubstanzgehalt in den beiden Belebungsreaktoren lag bei etwa 3,5 g/l. Der Sauerstoffeintrag wurde über den kontinuierlich im aeroben Bereich des Belebungsbeckens gemessenen Sauerstoffgehalt geregelt, wobei hier ein O_2 -Gehalt von 2,0 – 3,0 mg/l eingestellt war.

Auf der Versuchsanlage Düsseldorf wurden vier Untersuchungsreihen durchgeführt, sodass sich der gesamte Versuchszeitraum in die folgenden Abschnitte unterteilen lässt:

- **Untersuchungszeitraum VD1 02/2008 – 04/2008:**

In diesem ersten Untersuchungszeitraum auf der Versuchsanlage Düsseldorf wurde von Februar bis April 2008 in einer Intensivmessphase die Reinigungsleistung der Belebungsanlage überprüft. Neben der Analyse der üblichen Standardparameter lag hierbei das besondere Augenmerk auch auf der erzielten Reduktionleistung hinsichtlich der Indikatororganismen *E. coli* und intestinale Enterokokken. Die Qualität des Klarwasserablaufs der Belebungsstufe wurde über diese Intensivmessphase hinaus auch in den weiteren Untersuchungszeiträumen bis Ende 2008 analysiert, da es sich hierbei jeweils um die Zulaufqualität für alle nachfolgenden Reinigungsstufen handelte. Dies geschah dann allerdings in einem reduzierten Umfang.

- **Untersuchungszeitraum VD2 07/2008 u. 11/2008:**

Während der zweiten auf der Versuchsanlage Düsseldorf durchgeführten Versuchsreihe lag der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Wirksamkeit einer rückspülbaren Schnellfiltration als eine dem Belebungsverfahren nachgeschaltete Reinigungsstufe. Die Versuchsreihe zur Schnellfiltration wurde im Zeitraum von Juli 2008 bis November 2008 durchgeführt, wobei jeweils im Juli 2008 und im November 2008 Intensivmessphasen stattfanden. Auch in diesen Messphasen (07/2008 u. 11/2008) lag der analysetechnische Schwerpunkt auf der Reduktionsleistung der Filtrationsstufe hinsichtlich pathogener Keime sowie auf der Fragestellung, inwieweit die Wasserqualität für eine nachfolgende Desinfektionsstufe durch die Filtration verbessert werden kann.

- **Untersuchungszeitraum VD3 11/2008:**

Der *Untersuchungszeitraum VD3 11/2008* kennzeichnet die auf der Versuchsanlage Düsseldorf durchgeführte Versuchsreihe zur Desinfektion des Filtrats der Schnellfiltration. Der Fokus lag hier auf einer der Filtrationsstufe nachgeschalteten UV-Desinfektion. Um ausreichende Betriebserfahrungen für diese Verfahrenskette zu sammeln, wurde die UV-Desinfektionsstufe bereits im gesamten *Untersuchungszeitraum VD2 07/2008 u. 11/2008* betrieben. Allerdings wurde die Wirksamkeit der UV-Anlage hinsichtlich einer Indikatorreduktion erst im *Untersuchungszeitraum VD3 11/2008* mit Hilfe einer Intensivmessphase begutachtet. Parallel zu der UV-Desinfektion wurde in dieser Versuchsreihe die Wirksamkeit einer Chlorung für den Klarwasserablauf der zweiten Belebungsstraße untersucht.

- **Untersuchungszeitraum VD4 12/2008:**

In einer weiteren Versuchsreihe im Dezember 2008 wurde auf der Versuchsanlage Düsseldorf die UV-Desinfektion des Klarwasserablaufs einer der Belebungsstufen direkt betrieben. Parallel dazu wurde das Filtrat der Schnellfiltration mittels Chlorung behandelt. Auch hier stand die Wirksamkeit der beiden

Desinfektionsverfahren bzw. Verfahrensketten hinsichtlich der erzielten Reduktion an pathogenen Keimen im Vordergrund.

4.4 Demonstrationsbetrieb Rabat, Marokko

Der im Rahmen dieses Forschungsprojektes durchgeführte Demonstrationsbetrieb fand im Partnerland Marokko auf der Pilotanlage *station d'épuration des eaux usées* der staatlichen marokkanischen Wasserbehörde *Office National de l'Eau Potable (ONEP)*, die sich in dem Komplex *Bouergreg* in Rabat befindet, statt. Auf diesem Gelände wurde in den Jahren 2000 – 2001 in marokkanisch-kanadischer Kooperation sowohl eine Teichanlage als auch eine Anlage zur biologischen Abwasserreinigung mit dem Belebtschlammverfahren errichtet und als Forschungs-, Trainings- und Weiterbildungsplattform in Betrieb genommen. Der Pilotbetrieb zur Wasserwiederverwendung auf dieser Anlage ermöglichte die Überprüfung der in Deutschland erzielten Ergebnisse unter realen Bedingungen arider bzw. semiarider Regionen.

4.4.1 Beschreibung der Pilotanlage Rabat

Im derzeitigen Ausbauzustand wird auf der Pilotanlage in Rabat überwiegend kommunales Abwasser aus dem angrenzenden Stadtgebiet *cité cadre et ma trise* behandelt. Das kommunale Abwasser fließt der Belebungsanlage jedoch nicht kontinuierlich zu, sondern wird aus einem vorgeschalteten Zwischenspeicher mehrmals pro Stunde auf die Anlage gepumpt. Für den Demonstrationsbetrieb zur Wasserwiederverwendung wurde die vorhandene Belebungsstufe, die für einen mittleren, täglichen Zulauf von 86,4 m³/d ausgelegt ist, um eine nachgeschaltete Filtrationsstufe sowie eine UV-Desinfektionsstufe erweitert. Die Pilotanlage selbst verfügt über einen kleinen, manuell zu reinigenden Rechen mit einer Stabweite von 1 cm. Das zu behandelnde Abwasser fließt danach jedoch ohne weitere Vorklärung direkt in das Belebungsbecken. Dieses Belebungsbecken mit einem Gesamtvolumen von 95 m³ besteht aus fünf hintereinander geschalteten Kammern   19 m³, die je nach Belastung und Reinigungsziel unabhängig voneinander belüftet werden können. Während des Demonstrationsbetriebs wurde die Belebungsanlage mit einer vorgeschalteten Denitrifikationsstufe und dem Ziel einer biologischen Phosphorelimination betrieben. Der Belebungsstufe ist eine Nachklärung mit einem Behältervolumen von 32 m³ nachgeschaltet. Der produzierte Überschussschlamm wird in einer separaten Schlammbehandlung (39 m³ Volumen) aerob stabilisiert und nachfolgend in drei Becken solar getrocknet. Der Klarwasserablauf der Nachklärung konnte vor einer weitergehenden Behandlung mittels nachgeschalteter Reinigungsstufen in einem 2 m³ großen Becken gespeichert werden. Hierdurch ließ sich der diskontinuierliche Zulauf zur Pilotanlage soweit vergleichmäßigen, dass die Filtrationseinheit und die UV-Desinfektionsstufe kontinuierlich beschickt werden konnten.



Bild 12: Filtrationseinheit (links) und UV-Desinfektionsanlage (rechts) auf der Pilotanlage Rabat, Marokko

Als Filtrationsstufe (Bild 12, links) wurde ein abwärtsdurchströmter, rückspülbarer Raumfilter der Firma Behnke GmbH aus der Baureihe *Muenchen D 600* mit einer Filteroberfläche von 0,283 m² eingesetzt. Der Filterzulauf konnte mit Hilfe einer drosselbaren Tauchpumpe reguliert werden. Das Filtrat floss direkt und ohne weiteren Zwischenspeicher der UV-Desinfektionsstufe zu. Der Filter wurde in regelmäßigen Abständen mit Brauchwasser der Pilotanlage rückgespült. Als nachgeschaltete Desinfektionsstufe (Bild 12, rechts) wurde eine UV-Desinfektionsanlage der Firma ProMinent® aus der Baureihe *Dulcodes P* mit einem 16 Watt Niederdruckstrahler eingesetzt.

4.4.2 Messtechnik auf der Pilotanlage Rabat

Der Schwerpunkt des den Demonstrationsbetrieb begleitenden Untersuchungsprogramms lag auf der Beurteilung der Ablaufqualitäten aus hygienischer Sicht. Kontinuierliche Messtechnik stand während des Demonstrationsbetriebes auf der Pilotanlage Rabat nicht zur Verfügung. Lediglich zwei automatische Probenehmer konnten für die Analyse der Zu- und Ablaufqualitäten eingesetzt werden. Da diese Probenehmer über keine Kühlung verfügten und die Betriebszeiten auf der Pilotanlage relativ eingeschränkt waren, wurden überwiegend 2h-Mischproben zur Bestimmung der Standardparameter herangezogen. Manuell genommene Stichproben wurden auch hier auf die Indikatororganismen *E. coli* und intestinale Enterokokken untersucht, um eine entsprechende Bewertung der auf der Pilotanlage demonstrierten Verfahrenskette

unter hygienischen Gesichtspunkten zu ermöglichen. Für den Zeitraum des Demonstrationsbetriebes wurde das bereits auf der Pilotanlage in Rabat vorhandene Labor u.a. um ein UV/VIS-Photometer, einen Tischautoklaven sowie einen Wärmeschrank ergänzt. Hierdurch war es möglich sowohl die Analyse aller Standardparameter der Abwasserreinigung als auch entsprechende Nachweisverfahren für die Indikatororganismen ohne Fremdvergabe direkt vor Ort durchzuführen.

4.4.3 Versuchsreihen auf der Pilotanlage Rabat

Der Demonstrationsbetrieb auf der Pilotanlage Rabat fand in den Monaten Juli 2009 bis einschließlich Oktober 2009 statt. Nach der Erweiterung der Pilotanlage wurden in Marokko keine neuen Fragestellungen untersucht, sondern die vorab in Deutschland erzielten Ergebnisse unter den vor Ort vorherrschenden Randbedingungen überprüft, sodass sich die durchgeführten Versuchsreihen wie folgt zusammenfassen lassen:

- **Untersuchungszeitraum PR1 08/2009 – 10/2009:**

Von August bis Oktober 2009 lag der Fokus der in Marokko durchgeführten Messkampagne zum Einen auf der Beurteilung der Leistungsfähigkeit der dort betriebenen Belebungsstufe. Darüber hinaus wurden im gleichen Zeitraum die Wirksamkeit der nachgeschalteten Filtrations- und UV-Desinfektionsstufe und somit der gesamten demonstrierten Verfahrenskette bewertet. Diese beiden weitergehenden Reinigungsstufen wurden während des Untersuchungszeitraums in drei verschiedenen Einstellungen bei mengenmäßig unterschiedlich großen Zuflüssen betrieben.

4.5 Laborbestrahlungsversuche zur Ermittlung von Mindestbestrahlungsdosen für die UV-Desinfektion

Um fundierte Aussagen über notwendige Mindestbestrahlungsdosen für die UV-Desinfektion treffen zu können, wurden Versuche mit einer Laborbestrahlungsanlage (Collimated Beam Device) durchgeführt. Bei diesem Verfahren wird die UV-Inaktivierungskinetik bzw. die Dosis-Wirkungs-Beziehung für die maßgebenden Indikatororganismen bestimmt. Eine solche Bestimmung erfolgte im Rahmen des Forschungsprojektes an Abwasserproben von unterschiedlicher Qualität (mikrogesiebter Zulauf, Klarwasserablauf der Belebungsstufe, Filtrat der Schnellfiltration, Filtrat der Langsamsandfiltration) und von verschiedenen Anlagen (Laboranlage Bochum Öl-bachtal, Versuchsanlage Düsseldorf, Pilotanlage Rabat). Die Bestimmung von Mindestbestrahlungsdosen für Abwasserproben von so unterschiedlicher Qualität erlaubt eine gute Einschätzung der Wirksamkeit einer UV-Desinfektionsstufe an verschiedenen Stellen möglicher Verfahrensketten. Für diese Untersuchungen wurde eine den Vorgaben des DVGW-Arbeitsblattes W-294 (DVGW, 2006) entsprechende Laborbe-

strahlungsanlage der Firma ITT Wedeco verwendet (Bild 13). Als Strahlungsquelle dienen in dieser Anlage 4 Niederdruckstrahler des Types NLR 2036. Über einen pneumatisch betriebenen Verschluss, der über ein nahezu stufenlos einstellbares Zeitrelais gesteuert wird, kann bei konstanter Strahlungsintensität die Bestrahlungszeit und somit die sich ergebende Bestrahlungsdosis (Gleichung 5–4) genau und reproduzierbar eingestellt werden. Die unterschiedlichen Abwasserproben wurden jeweils in Petrischalen mit einem Durchmesser von 19 cm bestrahlt. Die Konstanz der von den Niederdruckstrahlern ausgehenden Strahlungsintensität wurde kontinuierlich mit Hilfe eines UV-C-Sensors überprüft. Die tatsächliche Strahlungsintensität wurde zusätzlich mit Hilfe einer Uridinaktinometrie bestimmt (vgl. Kapitel 5.3), was wiederum eine Kontrolle des verwendeten UV-C-Sensors ermöglichte.



Bild 13: Laborbestrahlungsanlage

5 Messmethodik und Versuchsauswertung

5.1 Analyse von Standardparametern der Abwasserreinigung

Der überwiegende Teil der während der praktischen Versuche genommenen Proben wurde im Labor des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum sowie im Labor auf der Pilotanlage Rabat in Marokko analysiert. Unter dem Begriff Standardparameter sind im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes im Wesentlichen die nach A 131 (ATV-DVWK, 2000) relevanten Verschmutzungsparameter zu verstehen. Für eine Bewertung der Wasserqualität hinsichtlich einer UV-Desinfektion wurden zusätzlich die Parameter UV-Transmission bei 254 nm und Trübung bestimmt. In den Versuchsreihen zur Wirksamkeit einer Chlorung wurde die Liste der Parameter um den Gesamtchlorgehalt, den freien Restchlorgehalt sowie um den Gehalt an adsorbierbaren organisch gebundenen Halogenen (AOX) erweitert. Nachstehende Tabelle 5 gibt einen Überblick über die im Labor bestimmten Parameter, die zugehörigen Normen und die jeweils gewählten Analyseverfahren.

Tabelle 5: Analyseverfahren - Standardparameter

Parameter	Norm	gewähltes Analyseverfahren
Abfiltrierbare Stoffe (AFS)	DIN 38409-2	Normverfahren
Trübung	DIN EN ISO 7027:1999	Normverfahren
UV-Transmission (UV-T ₂₅₄)	DIN 38404-2	Normverfahren
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	DIN ISO 15705	Vereinfachtes Nachweisverfahren in Anlehnung an das Normverfahren. Küvette ¹⁾ : LCK 314, LCK 114
Gesamtstickstoff (N _{ges.})	DIN EN ISO 11905-1 u. DIN 38405-9	vereinfachtes Nachweisverfahren in Anlehnung an das Normverfahren. Küvette ¹⁾ : LCK 238, LCK 338
Ammoniumstickstoff (NH ₄ ⁺ -N)	DIN 38406-5	Vereinfachtes Nachweisverfahren in Anlehnung an das Normverfahren. Küvette ¹⁾ : LCK 304, LCK 305, LCK 303
Nitratstickstoff (NO ₃ ⁻ -N)	DIN 38405-9	Vereinfachtes Nachweisverfahren in Anlehnung an das Normverfahren. Küvette ¹⁾ : LCK 339, LCK 340
Gesamtphosphor (P _{ges.}), Orthophosphat (PO ₄ -P)	DIN EN ISO 6878	Vereinfachtes Nachweisverfahren in Anlehnung an das Normverfahren. Küvette ¹⁾ : LCK 349, LCK 350
Gesamtchlor (Chlor _{ges.}), Freies Chlor (Chlor _{frei.})	DIN EN ISO 7393-2	Vereinfachtes Nachweisverfahren in Anlehnung an das Normverfahren. Küvette ¹⁾ : LCK 310, LCK 343
adsorbierbare organisch gebundene Halogenen (AOX)	DIN EN ISO 9562	Vereinfachtes Nachweisverfahren in Anlehnung an das Normverfahren. Küvette ¹⁾ : LCK 390

¹⁾ Küvettentests der Firma HACH LANGE GmbH

Berechnung von Reduktions- bzw. Steigerungsraten: Um die Wirksamkeit der untersuchten Verfahrensstufen bewerten zu können, werden mittlere Reduktions- bzw. Steigerungsraten hinsichtlich der gemessenen Standardparameter bei der Ergebnisdarstellung verwendet. Diese Raten wurden nicht aus den gemittelten Zu- und Ablaufwerten der jeweiligen Verfahrensstufe berechnet, sondern als Median für die aus den gemessenen Einzelwerten gebildeten Reduktions- bzw. Steigerungsraten angegeben und wie folgt berechnet:

Schritt 1 – Berechnung der einzelnen Reduktions- bzw. Steigerungsraten:

$$x_i = \left(1 - \frac{y_i}{z_i}\right) \cdot 100 \quad [\%] \quad \text{für } (i = 1 \text{ bis } n) \quad (\text{Gleichung 5-1})$$

mit: x_i = Reduktions- bzw. Steigerungsrate

y_i = Messwert d. Konzentration im Ablauf

z_i = Messwert d. Konzentration im Zulauf

n = Anzahl der Messungen

Schritt 2 – Berechnung des Median \tilde{x} aus den nach Größe geordneten (kardinal skalierten) Reduktions- bzw. Steigerungsraten:

$$\tilde{x} = \begin{cases} \frac{x_{n+1}}{2} & \text{für eine ungerade Anzahl } n \\ \frac{1}{2} \left(x_{\frac{n}{2}} + x_{\frac{n}{2}+1} \right) & \text{für eine gerade Anzahl } n \end{cases} \quad (\text{Gleichung 5-2})$$

mit: x_i = in Schritt 1 ermittelte Reduktions- bzw. Steigerungsraten

n = Anzahl der Messungen

\tilde{x} = Median Reduktions- bzw. Steigerungsraten

5.2 Nachweis von Indikatororganismen

Für den Nachweis der bakteriellen Indikatorparameter *E. coli* und intestinale Enterokokken wurde ein Flüssiganreicherungsverfahren (MPN-Test) der Firma BIO RAD LABORATORIES, INC. verwendet. Die notwendigen Probenvolumina wurden, soweit dies erforderlich war, nach der Probenentnahme gekühlt, dunkel gelagert und anschließend unmittelbar ohne weitere Aufbereitung für das Testverfahren verwendet. Das für die Analyse benutzte Flüssiganreicherungsverfahren basiert auf Mikrotiterplatten, deren 96 Vertiefungen bereits mit einem Trockensubstrat gefüllt sind, und entspricht einem Nachweis nach DIN EN ISO 9308-3 für den Parameter *E. coli* bzw. DIN EN ISO 7899-1 für die intestinale Enterokokken.

Nachweisprinzip: Der Nachweis erfolgt für den Parameter *E. coli* über die Aktivität des Enzyms β -Glucuronidase. Dieses katalysiert die Freisetzung einer unter UV-A-Strahlung stark fluoreszierenden Substanz aus dem Substrat 4-Methyl-umbelliferyl- β -

D-Glucuronid (MUG). Neben *E. coli* besitzen auch Vertreter der Gattungen *Shigella*, *Salmonella* und *Yersinia* dieses Enzym, ihre Zahl in Oberflächen- und Abwasser ist jedoch im Vergleich zur Anzahl von *E. coli* zu vernachlässigen.

Bei den intestinalen Enterokokken wird die Aktivität des Enzyms β -Glucosidase genutzt. Es katalysiert die Freisetzung eines ebenfalls unter UV-A-Strahlung stark leuchtenden Fluorophors aus dem Substrat 4-Methyl-umbelliferyl- β -D-Glucosid (MUD). Unter den gegebenen Bedingungen bilden die intestinalen Enterokokken *E. faecium*, *E. faecalis*, *E. durans* und *E. hirae*, sowie die nicht fäkalen Enterokokken *E. mundtii*, *E. casseliflavus* und *E. raffinosus* das Enzym β -Glucosidase, wobei Letztere in der Regel nicht in Wasser vorkommen (Hernandez et al., 1993).

Vorgehen: Für das MPN-Testverfahren werden in sterilen Reagenzgläsern mit einer speziellen Lösung Verdünnungen der zu untersuchenden Proben angefertigt. Je nach Herkunft bzw. Qualität der Probe werden zwei (1:2, 1:20), vier (1:2, 1:20, 1:200, 1:2.000) oder sechs Verdünnungsstufen (1:2, 1:20, 1:200, 1:2.000, 1:20.000, 1:200.000) hergestellt, die maßgeblich die Höhe der Nachweisgrenze bestimmen (15, 38 bzw. 58 KBE/100 ml). Die verdünnten Proben werden erst in sterile Petrischalen gegeben bevor aus diesen mit Hilfe einer Mehrkanalpipette jede Vertiefung der Mikrotiterplatte mit 200 μ l verdünnter Probe gefüllt wird. Wie viele Vertiefungen mit welcher Verdünnungsstufe zu füllen sind, hängt von der gewählten Anzahl der Verdünnungsstufen ab. Während bei der Wahl von vier oder sechs Verdünnungsstufen die Anzahl der jeweilig zu füllenden Vertiefungen gleichmäßig verteilt war, wurden bei der Wahl von nur zwei Verdünnungsstufen 2/3 der Vertiefungen mit der 1:2 Verdünnung befüllt und nur 1/3 der Vertiefungen mit der 1:20 Verdünnung. Danach werden die Mikrotiterplatten mit den vom Hersteller mitgelieferten Klebestreifen verschlossen und für 48 ± 4 Stunden bei 44°C im Wärmeschrank inkubiert.

Auswertung: Die Auswertung dieses Flüssiganreicherungsverfahrens liefert auf Grundlage der Poisson-Verteilung die wahrscheinlichste Anzahl (Most Probable Number, MPN) der in der Probe enthaltenen Bakterien. Hierfür müssen die inkubierten Mikrotiterplatten unter UV-A-Licht gehalten und die fluoreszierenden Vertiefungen in jeder Platte gezählt werden. Die Bestimmung der wahrscheinlichsten Anzahl sowie der Grenzen eines 95 % Konfidenzintervalls kann rechnerbasiert (MPN-Rechner,

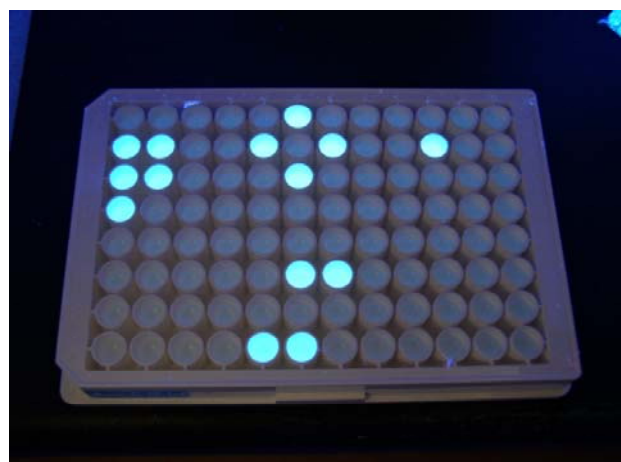


Bild 14: Beispiel für eine fluoreszierende Mikrotiterplatte zum Nachweis von Indikatororganismen

AES CHEMUNEX, Frankreich) erfolgen.

Anmerkungen: Es ist zu beachten, dass das hier für die Analyse der bakteriellen Indikatoren *E. coli* und intestinale Enterokokken gewählte Flüssiganreicherungsverfahren (MPN-Test) mit seiner minimalen Nachweisgrenze von 15 KBE/100 ml nicht genau genug ist, um die Einhaltung der vom State of California (2000) geforderten Grenzwerte (vgl. Tabelle 4) nachzuweisen. Hierfür muss ein klassisches Filtrationsverfahren aus der Trinkwasseranalytik angewendet werden. Um bei einer Unterschreitung der Nachweisgrenze des MPN-Testverfahrens – es fluoresziert also keine einzige Vertiefung bei der Auswertung der Mikrotiterplatten – nicht fälschlicherweise davon auszugehen, es sei nachgewiesen worden, dass die Probe keine Indikatororganismen enthält, wird in diesem Fall jeweils der halbe Grenzwert als Ergebnis der Analyse angesetzt.

Somatische Coliphagen / Adenoviren: Der vereinzelte Nachweis der somatischen Coliphagen erfolgte durch einen Phagen-Plaque-Test. Adenoviren wurden im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes in geringem Umfang via Real-Time-PCR bestimmt. Für die Analyse dieser Parameter war eine entsprechende Aufbereitung der Proben notwendig. Bei den Klarwasserablauf- und Filtratproben umfasste diese eine entsprechende Aufkonzentrierung durch einen Filtrationsschritt, gefolgt von einer Eluierung unter Verwendung eines Kaliumdihydrogenphosphatpuffers und eine abschließende Zentrifugation. Für detailliertere Informationen zu den angewendeten Nachweisverfahren hinsichtlich der somatischen Coliphagen und Adenoviren sei an dieser Stelle auf die Arbeit von Grote (2009) verwiesen.

5.3 Bestimmung der UV-Strahlungsintensität

Bei der Anwendung von UV-Desinfektionsstufen ist für die Bestimmung der wirksamen Bestrahlungsdosis die effektive Intensität an UV-C-Strahlung an der maßgebenden Stelle im Wasserkörper neben der Bestrahlungsdauer die entscheidende Größe (Gleichung 3–1). Um für UV-Desinfektionssysteme in der Praxis eine ausreichende Sicherheit gewährleisten zu können, wird die UV-Strahlungsintensität immer an der vom UV-Strahler am weitesten entfernten Stelle bestimmt. Durch diesen Ansatz werden die durch Absorption bei der Durchquerung der unterschiedlichen Medien (Quarzglas, Flüssigphase) auftretenden Intensitätsverluste von der Strahlungsquelle bis zum Messpunkt (vgl. Kapitel 3.3.1.2) berücksichtigt. Die Messung der UV-Strahlungsintensität erfolgt dabei im Wesentlichen mit Hilfe von UV-Sensoren. Bei den verwendeten UV-Desinfektionsanlagen der Firma ProMinent® sowie bei der Laborbestrahlungsanlage der Firma ITT Wedeco wurden hierfür hochselektive, temperatur- und alterungsstabile UV-C-Sensoren verwendet. Alle drei Sensoren entsprechen den Vorgaben des DVGW-Arbeitsblattes W 294 (DVGW, 2006) und wurden vor der Inbetriebnahme der Anlagen herstellerseitig kalibriert.

Während des Demonstrationsbetriebes auf der Pilotanlage in Marokko wurde zusätzlich die Intensität der solaren Strahlung in dem für eine Photoreaktivierung maßgeblichen Wellenlängenbereich von 310 bis 490 nm bestimmt. Hierzu wurde ein UV/VIS-Radiometer der Firma Dr. Gröbel UV-Elektronik GmbH aus der Baureihe RM12 kombiniert mit einem UV-A-Sensor verwendet. Dieser UV-A-Sensor wurde ebenfalls vor Inbetriebnahme herstellerseitig kalibriert und weist ein Maximum an spektraler Empfindlichkeit bei einer Wellenlänge von etwa 365 nm auf.

Uridinaktinometrie: Da für die Ermittlung von Mindestbestrahlungsdosen mit Hilfe einer Laborbestrahlungsanlage eine exakte Bestimmung der Strahlungsintensität entscheidend ist, wurde, wie bereits erwähnt, der hierfür verwendete UV-C-Sensor im Rahmen der Untersuchungsreihen mehrfach mittels Uridinaktinometrie überprüft. Dieses Verfahren basiert auf einer photochemischen Reaktion von Uridin, das ein Absorptionsmaximum für Licht bei einer Wellenlänge von 262 nm besitzt. Bei einer Bestrahlung mit Licht dieser Wellenlänge reagiert es zu Uridinhydrat. Für diese Reaktion ist hauptsächlich das Chromophor Uracil entscheidend, welches auch ein Bestandteil der RNS jedes Lebewesens ist. Das Reaktionsprodukt Uridinhydrat absorbiert kein Licht in diesem Wellenlängenbereich und hat somit keinen Einfluss auf das Ergebnis. Der Grad der photochemischen Umsetzung von Uridin zu Uridinhydrat kann photometrisch bestimmt werden. Bei einer Uridinaktinometrie wird nun durch einen Vergleich der Ausgangsabsorption mit der verbliebenden Absorption nach einer Bestrahlung der Probe mit Licht der Wellenlänge 262 nm die erforderliche Bestrahlungszeit für den 90 %igen Abbau der Uridinlösung ermittelt. Hierzu wird der logarithmierte Quotient der Absorption vor und nach der Bestrahlung gegen die Bestrahlungszeit graphisch aufgetragen. Aus der ermittelten Bestrahlungszeit für die 90 %ige Umsetzung der Uridinlösung lässt sich gemäß dem DVGW-Arbeitsblatt W 294 (DVGW, 2006) mit Hilfe von (Gleichung 5–3) die applizierte Bestrahlungsintensität berechnen.

$$E = Q_{253,7} * 10^5 * (\epsilon * \phi_{Abb.} * t_{90})^{-1} = 29500 / t_{90} \text{ [W/m}^2\text{]} \quad (\text{Gleichung 5–3})$$

mit:

$Q_{253,7}$ = Quantenenergie bei 253,7 nm

ϵ = molare Extinktion von Uridin ($\epsilon = 841 \text{ m}^2/\text{mol}$)

$\phi_{Abb.}$ = Quantenausbeute für den Abbau ($\phi_{Abb.} = 0,019$)

t_{90} = Zeitpunkt des 90 %-Abbaus [s]

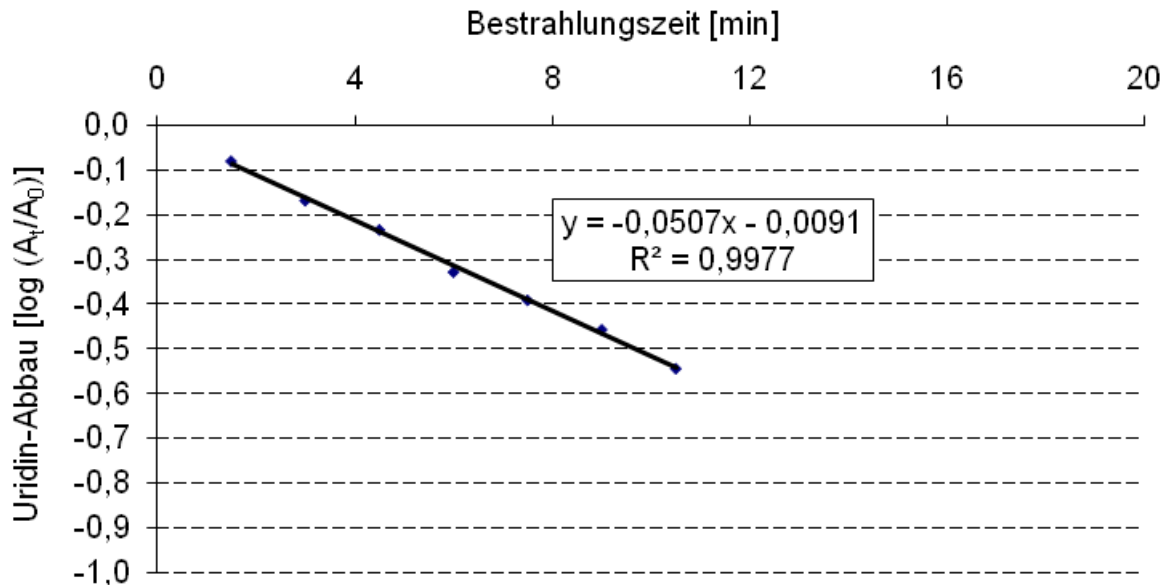


Bild 15: Graphische Auswertung einer im Rahmen der Laborbestrahlungsversuche durchgeführten Uridinaktinometrie

Die graphische Auswertung für eine entsprechende, im Rahmen des Projektes durchgeführte Uridinaktinometrie ist in Bild 15 dargestellt. In diesem Fall wurde die Uridinlösung mit einem Phosphatpuffer verdünnt und in einer Konzentration von $14 \mu\text{mol/l}$ verwendet. A_t bezeichnet hier die Absorption der jeweiligen Uridinlösungen nach der Bestrahlung, während A_0 die Absorption der nicht bestrahlten Uridinlösung bezeichnet. Ausgehend von der Gleichung der linearen Regressionsgeraden wurde eine Bestrahlungszeit von 19,54 min für einen 90 %igen Abbau ermittelt, was nach (Gleichung 5–3) einer applizierten Strahlungsintensität von $2,52 \text{ mW/cm}^2$ entspricht.

5.4 Bestimmung der UV-Bestrahlungsdosen bei Laborbestrahlungsversuchen

Um bei Untersuchungen mittels Laborbestrahlungsanlage die wirksame UV-Bestrahlungsdosen möglichst exakt zu bestimmen, ist es entscheidend anstelle der von den UV-Strahlern emittierten oder anstelle der an der Probenoberfläche auftretenden UV-Strahlungsintensität diejenige zu verwenden, die auf den am weitesten entfernten Indikatororganismus auftrifft. Dies bedeutet, dass die an der Oberfläche der sich in einer Petrischale befindenden Probe auftretende und dort gemessene Strahlungsintensität um entsprechende Faktoren für die auftretenden Strahlungsintensitätsverluste (Reflexion an der Luft-Wasser-Grenzfläche, Absorption innerhalb der Suspension) reduziert werden muss. Aus der Berücksichtigung dieser Faktoren für die Reduktion der effektiven Strahlung und somit auch für die Bestimmung der tatsächlich wirksamen Bestrahlungsdosis ergibt sich die in (Gleichung 5–4) dargestellte Berechnungsformel. Dieser Ansatz entspricht sowohl den Vorgaben des

DVGW-Arbeitsblattes W 294 (DVGW, 2006) als auch denen des EPA-Handbuches zur UV-Desinfektion (EPA, 2003).

$$D = E \cdot P_f \cdot (1 - R) \cdot L / (d + L) \cdot (1 - 10^{-ad}) / (a \cdot d \cdot \ln 10) \cdot t \quad (\text{Gleichung 5-4})$$

mit:

D = UV-Dosis [mJ/cm^2]

E = Bestrahlungsintensität bzw. -stärke [mW/cm^2]

P_f = Petri-Faktor ($P_f = 0,9$)

R = Reflektion an der Luft-Wasser Grenzfläche bei 254 nm ($R = 0,025$)

L = Entfernung von der Oberfläche der Probe zu den UV-Lampen [cm]

d = Schichtdicke der Probe [cm]

a = Absorptionskoeffizient der Probe bei 254 nm [cm^{-1}]

t = Bestrahlungsdauer [s]

Wenn die Wirksamkeit einer UV-Desinfektion an Wasserproben unterschiedlicher Qualität bei jeweils gleichbleibenden Probevolumina und stabiler Strahlerleistung an ein und derselben Laborbestrahlungsanlage untersucht wird, dann beeinflusst ausschließlich der Absorptionskoeffizient der verschiedenen Proben die tatsächlich am Boden der Suspension auftreffende UV-Strahlungsintensität. Über eine Variation der Bestrahlungsdauer können dann entsprechend den jeweiligen hygienischen Anforderungen Mindestbestrahlungsdosen bestimmt werden.

6 Versuchsergebnisse und Diskussion

6.1 Zulaufbeschaffenheit der Versuchsanlage Düsseldorf und der Pilotanlage Rabat

Als Grundlage für die nachfolgend diskutierten und im Rahmen der Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit einzelner Verfahrensstufen erzielten Ergebnisse werden hier zuerst die Zulaufbeschaffenheit für die Versuchsanlage Düsseldorf und die Pilotanlage Rabat, Marokko dargestellt. Wie bereits in den Kapiteln 4.3 und 4.4 beschrieben, wurden beide Anlagen mit kommunalem Abwasser beschickt, wobei sich der Zulauf zur Kläranlage Düsseldorf Süd durch einen erhöhten industriellen Abwasseranteil auszeichnet.

Standardparameter: Tabelle 6 und Tabelle 7 zeigen jeweils die minimalen, maximalen und durchschnittlichen Werte für die Parameter Zufluss, Feststoffgehalt, UV-Transmission (254 nm), Trübung, CSB, $N_{\text{ges.}}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ und $P_{\text{ges.}}$. Die Werte entstammen Intensivmessphasen – für Düsseldorf in den Monaten Februar 2008 bis April 2008 und in Rabat während der Monate August 2009 und September 2009 durchgeführt – und sind repräsentativ für die gesamten Versuchszeiträume.

Tabelle 6: Abwasserbeschaffenheit des Zulaufs zur Versuchsanlage Düsseldorf

		Minimum	Maximum	Median
Zufluss	[m ³ /d]	36,4	87,4	69,1
Feststoffgehalt	[mg/l]	75	870	240
UV-T ₂₅₄	[% cm ⁻¹]	1,3	2,3	1,6
Trübung	[FNU]	104	120	110
<i>Chemischer Sauerstoffbedarf</i>				
CSB (24h-Fracht)	[kg/d]	20,7	101,5	47,3
CSB (Konzentration)	[mg/l]	379	1420	663
<i>Nährstoffe</i>				
$N_{\text{ges.}}$	[mg/l]	33	90	61
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	[mg/l]	15	47	38
$P_{\text{ges.}}$	[mg/l]	5	25	8,6

Tabelle 7: Abwasserbeschaffenheit des Zulaufs zur Pilotanlage Rabat, Marokko

		Minimum	Maximum	Median
Zufluss	[m ³ /d]	23,0	65,6	31,9
Feststoffgehalt	[mg/l]	106	250	172
UV-T ₂₅₄	[% cm ⁻¹]	2,8	17,8	10,3
Trübung	[FNU]	98	304	156
<i>Chemischer Sauerstoffbedarf</i>				
CSB (24h-Fracht)	[kg/d]	10,2	35,3	13,9
CSB (Konzentration)	[mg/l]	203	745	425
<i>Nährstoffe</i>				
N _{ges.}	[mg/l]	25	67	43
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	16	52	36
P _{ges.}	[mg/l]	9	14	11

Die Höhe des Feststoffgehalts, der UV-Transmission und der Trübung im Zulauf beider Anlagen sind in vergleichbarer Größenordnung. Die durchschnittlichen Verhältnisse von Kohlenstoffverbindungen (CSB) zu Stickstoff (N_{ges.}) und Phosphor (P_{ges.}) zeigen allerdings mit C : N : P = 77,1 : 7,1 : 1 für die Versuchsanlage Düsseldorf und mit C : N : P = 38,6 : 3,9 : 1 für die Pilotanlage Rabat erste deutliche Unterschiede auf. Im Vergleich zu den vorhandenen Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen sind insbesondere die in Rabat gemessenen Phosphorgehalte relativ hoch. Die um circa ein Drittel geringere CSB-Zulaufkonzentration in Rabat – 425 mg/l im Vergleich zu 663 mg/l in Düsseldorf – bestätigt allerdings auch das häufig in Schwellen- und Entwicklungsländern auftretende Phänomen von geringeren Zulaufbelastungen („dünne“ Abwässer). Als wesentlicher Unterschied der beiden Anlagen muss jedoch auf den mit 31,9 m³/d in Rabat deutlich geringeren Zufluss hingewiesen werden. Bei doppelt so großem Belebungsvolumen ($V_{BB \text{ Düsseldorf}} = 38 \text{ m}^3$ gegenüber $V_{BB \text{ Rabat}} = 95 \text{ m}^3$) war die Pilotanlage in Rabat deutlich unterbelastet.

Mikrobiologische Parameter: In Tabelle 8 sind die Zulaufbelastungen mit *E. coli* und intestinalen Enterokokken für die Versuchsanlage Düsseldorf und die Pilotanlage Rabat gegenübergestellt. Ein Vergleich dieser Indikatoren für fäkale Verunreinigungen

gen ergibt für beide Anlagen übereinstimmende Werte in der Größenordnung von 10^7 KBE/100 ml für *E. coli* beziehungsweise 10^6 KBE/100 ml für intestinale Enterokokken. Die vorab beschriebene geringere Zulaufbelastung der Pilotanlage Rabat an chemischem Sauerstoffbedarf und Nährstoffkonzentrationen spiegelt sich somit nicht in einer ebenfalls geringeren Belastung mit Indikatororganismen wieder.

Tabelle 8: Zulaufbelastung mit Indikatororganismen – Vergleich der Versuchsanlage Düsseldorf und der Pilotanlage Rabat

		Minimum	Maximum	Mittel
Zulauf Versuchsanlage Düsseldorf				
<i>E. coli</i>	[KBE/100ml]	$2,00 \cdot 10^6$	$3,00 \cdot 10^7$	$1,33 \cdot 10^7$
Intest. Enterokokken	[KBE/100ml]	$1,60 \cdot 10^5$	$8,00 \cdot 10^6$	$1,70 \cdot 10^6$

Zulauf Pilotanlage Rabat				
<i>E. coli</i>	[KBE/100ml]	$2,46 \cdot 10^5$	$7,94 \cdot 10^7$	$1,27 \cdot 10^7$
Intest. Enterokokken	[KBE/100ml]	$1,07 \cdot 10^5$	$5,36 \cdot 10^6$	$1,12 \cdot 10^6$

6.2 Untersuchungen zur Reinigungsleistung des Belebtschlammverfahrens

Das Belebtschlammverfahren bildete sowohl auf der Versuchsanlage Düsseldorf als auch auf der Pilotanlage Rabat als biologische Reinigungsstufe auch für eine Wiederverwendung die Basis einer Aufbereitung des kommunalen Abwassers. Auch wenn der Schwerpunkt des vorliegenden Forschungsprojektes nicht auf speziellen Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit beziehungsweise zur Optimierung des Belebtschlammverfahrens lag, ermöglichen unktionierenden Verfahrensstufe.

Tabelle 9 und Tabelle 10 nachfolgend einen Überblick über die auf beiden Anlagen erzielte Reinigungsleistung durch diese Verfahrensstufe.

Standardparameter: Es sind sowohl die mittleren Ablaufwerte als auch die jeweiligen Eliminationsraten für die Parameter Feststoffgehalt, Trübung, CSB, $N_{ges.}$, NH_4^+ -N und $P_{ges.}$ in Prozent angegeben. Die Verbesserung der UV-Transmission ist dagegen als Erhöhung in absoluten Prozentpunkten angegeben. Eine mittlere CSB-Reduktion um 92,5 % auf der Versuchsanlage in Düsseldorf und ein vergleichbarer Wert von 92,7 % auf der Anlage in Rabat sowie geringe Feststoffgehalte in den Klarwasserabläufen der jeweiligen Nachklärbecken – 8 mg/l AFS in Düsseldorf und 10 mg/l AFS in Rabat – zeugen von einer gut funktionierenden Verfahrensstufe.

Tabelle 9: Reinigungsleistung des Belebtschlammverfahrens - Versuchsanlage Düsseldorf

		Ablaufwert Median	Eliminationsrate [%]		
			Minimum	Maximum	Median
Feststoffgehalt	[mg/l]	8	66,7	99,3	97,0
UV-T ₂₅₄	[% cm ⁻¹]	58	44,8 ¹⁾	63,4 ¹⁾	56,3 ¹⁾
Trübung	[FNU]	4	92,2	99,0	96,5
CSB	[mg/l]	56	85,8	96,0	92,5
N _{ges.}	[mg/l]	11	55,0	96,2	82,4
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	0,5	73,3	99,8	98,5
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	6	-	-	-
P _{ges.}	[mg/l]	0,8	56,3	97,2	94,5

¹⁾ Angabe der Verbesserung der UV-Transmission in absoluten %-Punkten

Tabelle 10: Reinigungsleistung des Belebtschlammverfahrens - Pilotanlage Rabat

		Ablaufwert Median	Eliminationsrate [%]		
			Minimum	Maximum	Median
Feststoffgehalt	[mg/l]	10	85,1	97,4	94,3
UV-T ₂₅₄	[% cm ⁻¹]	59,6	39,3 ¹⁾	56,7 ¹⁾	47,8 ¹⁾
Trübung	[FNU]	5,1	93,8	98,6	96,7
CSB	[mg/l]	30	78,9	96,9	92,7
N _{ges.}	[mg/l]	15	53,3	79,5	60,5
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	4	65,5	98,9	85,3
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	10	-	-	-
P _{ges.}	[mg/l]	4	30,3	85,7	59,0

¹⁾ Angabe der Verbesserung der UV-Transmission in absoluten %-Punkten

Bezüglich der UV-Transmission, gemessen bei einer Wellenlänge von 254 nm, stehen mittlere Ablaufwerte von 58 % cm⁻¹ in Düsseldorf und 59,6 % cm⁻¹ Rabat ebenfalls für eine deutliche Verbesserung der Wasserqualität. Entsprechende Trübungswerte liegen bei 4 FNU und 5,6 FNU in den Klarwasserabläufen der Düsseldorfer Anlage bzw. der Anlage in Rabat. Bei der Elimination der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor zeigten jedoch zumindest die Reduktionsraten auf der Anlage in Rabat weiteres Optimierungspotential, auch wenn die Ammoniumfracht weitgehend eliminiert werden konnte.

Mikrobiologische Parameter: Eine Reduktion der Indikatororganismen durch das Belebtschlammverfahren konnte bei den Untersuchungen sowohl auf der Versuchsanlage Düsseldorf als auch während des Pilotbetriebs in Rabat nachgewiesen werden. In Tabelle 11 sind die minimalen, maximalen und mittleren Indikatorkonzentrationen für die Klarwasserabläufe beider Anlagen sowie die gemessenen mittleren Log-Stufen-Reduktionen bezogen auf die Zulaufkonzentrationen aufgelistet. Auf beiden Anlagen wurden sowohl mittlere Ablaufwerte in vergleichbarer Größenordnung (10⁴ KBE/100 ml für *E. coli* und 10³ KBE/100 ml an intestinalen Enterokokken), als auch entsprechende Reduktionsraten im Bereich von 2,2 – 2,5 Log-Stufen bestimmt. Es ist festzuhalten, dass sich bezogen auf die aus hygienischer Sicht bedeutenden Indikatororganismen keine Unterschiede in der Reinigungsleistung des Belebtschlammverfahrens ergaben, obwohl sich wesentliche Randbedingungen wie die Abwassertemperatur, die Kläranlagenbelastung oder die Sonneneinstrahlung auf beiden Anlagen deutlich unterschieden.

Tabelle 11: Reduktion der Indikatororganismen durch das Belebtschlammverfahren – Vergleich der Versuchsanlage Düsseldorf und der Pilotanlage Rabat, Marokko

		Ablaufwerte (Nachklärung)			Log-Stufen Reduktion
		Minimum	Maximum	Mittel	
Versuchsanlage Düsseldorf					
<i>E. coli</i>	[KBE/100ml]	5,50 • 10 ²	3,00 • 10 ⁵	5,11 • 10 ⁴	~ 2,3
Enterokokken	[KBE/100ml]	5,30 • 10 ²	3,70 • 10 ⁴	7,80 • 10 ³	~ 2,4
Pilotanlage Rabat					
<i>E. coli</i>	[KBE/100ml]	4,02 • 10 ²	3,53 • 10 ⁵	4,34 • 10 ⁴	~ 2,5
Enterokokken	[KBE/100ml]	3,80 • 10 ¹	6,63 • 10 ⁴	7,45 • 10 ³	~ 2,2

6.2.1 Einfluss erhöhter Temperaturen auf die Reduktion der Indikatororganismen durch das Belebtschlammverfahren

Im Rahmen des hier beschriebenen Forschungsvorhabens wurden in Ergänzung zu den Untersuchungen auf der Versuchsanlage Düsseldorf und dem Pilotbetrieb in Rabat zusätzliche Versuchsreihen auf einer zweistraßigen und temperierbaren Belebungsanlage im Labormaßstab (vgl. Kapitel 4.1) durchgeführt, um den Einfluss erhöhter Temperaturen auf die Reduktion an Indikatororganismen durch das Belebtschlammverfahren nachzuweisen (Grote, 2009). Die biologische Reinigung erfolgte zum Einen bei einer Temperatur von 20°C. Parallel wurde eine zweite Versuchsstraße bei 30°C betrieben, um erhöhte Abwassertemperaturen, wie sie oftmals in Schwellen- und Entwicklungsländern vorkommen, besser abzubilden. Neben den Parametern *E. coli* und intestinale Enterokokken konnten in diesen Versuchen ebenfalls die Eliminationsraten von somatischen Coliphagen und Adenoviren bestimmt werden. In Tabelle 12 sind die minimalen, maximalen und mittleren Log-Stufen-Reduktionen für alle vier analysierten Indikatororganismen für den jeweiligen Betrieb des Belebtschlammverfahrens bei 20°C bzw. 30°C gegenübergestellt. Mit einer mittleren Reduktion von 2,2 und 2,0 Log-Stufen für *E. coli* bzw. intestinale Enterokokken wurden hier sowohl bei 20°C als auch bei 30°C Eliminationsraten erzielt, die in vergleichbarer Größe auch im Versuchsbetrieb Düsseldorf und während des Pilotbetriebs in Rabat nachgewiesen werden konnten. Für die Parameter somatische Coliphagen und Adenoviren wurde mit mittleren Reduktionsraten von 2,0 und 2,4 Log-Stufen für 20°C bzw. 2,1 und 2,2 Log-Stufen für 30°C ähnliche Werte gemessen. Die in den Laborversuchen erzielten Ergebnisse lassen auf keine verbesserte Leistung des Belebtschlammverfahrens bei höherer Temperatur hinsichtlich der Reduktion der untersuchten Bakterien- und Virenspezies schließen. Um diese Aussage abzusichern, wurden die gemessenen Werte mit Hilfe eines Man-Whitney-U-Tests auf Unterschiede in den Reduktionsraten aufgrund von erhöhter Abwassertemperatur geprüft. Diese statistische Auswertung, deren Ergebnisse in Tabelle 13 aufgeführt sind, ergab ebenfalls keine signifikanten Unterschiede – dieser Fall trifft zu, wenn $U_{\text{berechnet}}$ größer ist als U_{kritisch} – zwischen den Reduktionsraten für beide Temperaturbereiche. Der Umfang der auf Adenoviren untersuchten Proben war zwar für eine statistische Auswertung zu gering, jedoch ist ein deutlicher Unterschied zwischen der nachgewiesenen Menge an RNA beim Anlagenbetrieb in den verschiedenen Temperaturbereichen (Tabelle 12) ebenfalls nicht zu erkennen. Über die tatsächliche Infektiösität der Adenoviren kann jedoch aufgrund des gewählten Nachweisverfahrens keine Aussage getroffen werden.

Tabelle 12: Reduktion an Indikatororganismen durch das Belebtschlammverfahren in Abhängigkeit von der Temperatur - Laboranlage Ölbachtal

	Temperatur [°C]	Log-Stufen-Reduktion		
		Minimum	Maximum	Median
<i>E. coli</i>	20	2,0	2,9	2,2
Enterokokken	20	1,7	2,6	2,0
Coliphagen	20	2,0	2,2	2,0
Adenoviren	20	2,0	2,5	2,4
<i>E. coli</i>	30	1,7	2,6	2,2
Enterokokken	30	1,7	2,7	2,0
Coliphagen	30	1,8	2,5	2,1
Adenoviren	30	1,7	2,6	2,2

Tabelle 13: Prüfung auf Unterschiede in den Reduktionsraten an Indikatororganismen aufgrund der Temperatur mit Hilfe des Man-Whitney-U-Tests

	Prüfgröße		Anzahl der Proben bei		Irrtumswahrscheinlichkeit
	$U_{\text{berechnet}}$	U_{kritisch}	20 °C	30 °C	
<i>E. coli</i>	49	23	$n_{20} = 9$	$n_{30} = 11$	$\alpha = 5 \%$
Enterokokken	51	23	$n_{20} = 9$	$n_{30} = 11$	$\alpha = 5 \%$
Coliphagen	29	10	$n_{20} = 6$	$n_{30} = 9$	$\alpha = 5 \%$

6.3 Untersuchungen zur Reinigungsleistung von Filtrationsstufen

Als erster weiterführender Reinigungsschritt wurden dem Belebtschlammverfahren nachgeschaltete Filtrationsstufen untersucht. Hierbei lag das Augenmerk nicht nur auf der Reinigungsleistung der Filtration bezüglich wesentlicher Standardparameter und fäkaler Indikatororganismen an sich, sondern auch auf der Fragestellung, inwie-

weit eine zwischengeschaltete Filtrationsstufe für ein nachfolgendes Desinfektionsverfahren notwendig bzw. vorteilhaft ist.

6.3.1 Schnellsandfiltration

Schnellsandfiltrationseinheiten, als weitergehende Behandlungsstufe für den Klarwasserablauf der jeweiligen Nachklärung, wurden sowohl während der Untersuchungen auf der Versuchsanlage Düsseldorf betrieben als auch auf der Pilotanlage in Rabat demonstriert.

Auf der Versuchsanlage Düsseldorf wurde diese Filtrationseinheit in Form eines offenen, abwärtsdurchströmten und rückspülbaren Raumfilters (vgl. Kapitel 4.3) ausgeführt. Zwei Intensivmessphasen wurden in den Monaten Juli 2008 und November 2008 (*Untersuchungszeitraum VD2 07/2008 u. 11/2008*) zur Analyse der Leistungsfähigkeit genutzt. Der Betrieb des Raumfilters unterschied sich in den beiden Zeiträumen wesentlich. Bei einer annähernd gleichen hydraulischen Belastung des Filters (Zufluss von etwa 1,8 m³/h) wurde die Filterspülung in beiden Phasen unterschiedlich betrieben. Während im Juli 2008 durchschnittliche Filterlaufzeiten von 48 h erreicht wurden, bis der Filter das maximale Stauziel von 2,84 m über der Filteroberfläche erreichte und eine Rückspülung automatisch eingeleitet wurde, erfolgte die Filterspülung im November 2008 ohne Erreichen der maximalen Stauhöhe alle 24 Stunden. Der größte Filterüberstau betrug bei dieser veränderten Betriebsweise etwa 2,0 m. Das Spülprogramm des Filters wurde in der zweiten Phase des *Untersuchungszeitraums VD2 07/2008 u. 11/2008* ebenfalls optimiert. Es erfolgte eine Umstellung von einer Aufstauspülung hin zu einer Durchlaufspülung.

Während des Demonstrationsbetriebes in Rabat wurde ein kompakteres, geschlossenes System als Schnellsandfiltration betrieben. Es handelte sich hierbei ebenfalls um einen rückspülbaren Raumfilter (vgl. Kapitel 4.4), der unter Druck, durch die Speisepumpe erzeugt, betrieben wurde. Innerhalb des *Untersuchungszeitraums PR1 08/2009 – 10/2009* wurde die Filterspülung alle 48 h (bzw. 72 h über die Wochenenden) von Hand eingeleitet. Da der Filter während des Demonstrationsbetriebs direkt an eine nachfolgende UV-Desinfektionsstufe gekoppelt war und somit der Zufluss zur Filtrationseinheit auch dem Zufluss des UV-Reaktors entsprach, war die hydraulische Beschickung nicht konstant, sondern wurde dem Versuchsprogramm der Desinfektionsstufen angepasst.

6.3.1.1 Feststoffrückhalt, Verbesserung von Trübung und Transmission

Versuchsanlage Düsseldorf: Eine Darstellung des durch die Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf erzielten Rückhalts an abfiltrierbaren Feststoffen (AFS) ist für beide Einstellungen innerhalb des *Untersuchungszeitraums VD2 07/2008 u. 11/2008* in Bild 16 gegeben. Entsprechende minimale, maximale und mitt-

lere Werte für den Zulauf zur Filtrationseinheit, der dem Klarwasserablauf der Belebungsstufe entspricht, sowie für das Filtrat sind in Tabelle 14 aufgelistet. Der mittlere AFS-Gehalt im Filtrat von 1 mg/l zeigt, dass sich durch den Betrieb der Filtrationseinheit eine fast vollständige Entfernung der noch im Klarwasserablauf der Nachklärung vorhandenen Feststoffe realisieren ließ. Insbesondere Spitzenbelastungen, beispielsweise durch ungewollten Schlammabtrieb aus der Nachklärung, konnten durch die Filtrationsstufe wirkungsvoll abgefangen werden. Eine erhöhte Leistungsfähigkeit durch den in der zweiten Versuchsphase veränderten Filterbetrieb ließ sich für diesen Parameter nicht nachweisen. Für eine Bewertung des erzielten Ergebnisses muss hier angefügt werden, dass eine mittlere Ablaufkonzentration von 8 mg/l AFS für die Nachklärung einer kommunalen Kläranlage jedoch bereits als sehr gut eingestuft werden kann.

Tabelle 14: Reinigungsleistung der Schnellsandfiltration - Versuchsanlage Düsseldorf

Abfiltrierbare Stoffe (AFS)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	1,0	28,0	6,5
Filtrat	[mg/l]	1,0	9,0	1,0
Reduktion	[%]			75,0
UV-Transmission (UV-T ₂₅₄)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[% cm ⁻¹]	28,3	67,8	57,8
Filtrat	[% cm ⁻¹]	30,3	74,2	59,5
Steigerung	[%]			3,9
Trübung		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[FNU]	1,1	8,6	3,8
Filtrat	[FNU]	0,6	4,0	1,1
Reduktion	[%] ¹⁾			66,0
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	37	73	52
Filtrat	[mg/l]	23	58	43
Reduktion	[%]			16,2

¹⁾ berechnet aus Einzelwerten nach (Gleichung 5-1) und (Gleichung 5-2).

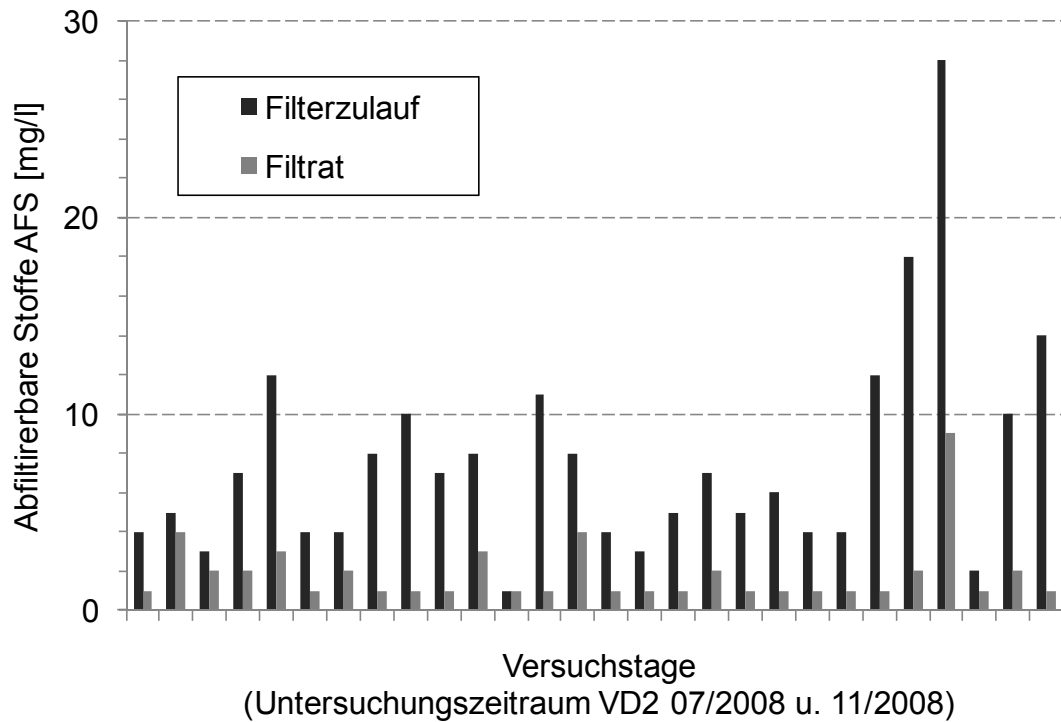


Bild 16: Abfiltrierbare Stoffe (AFS) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf

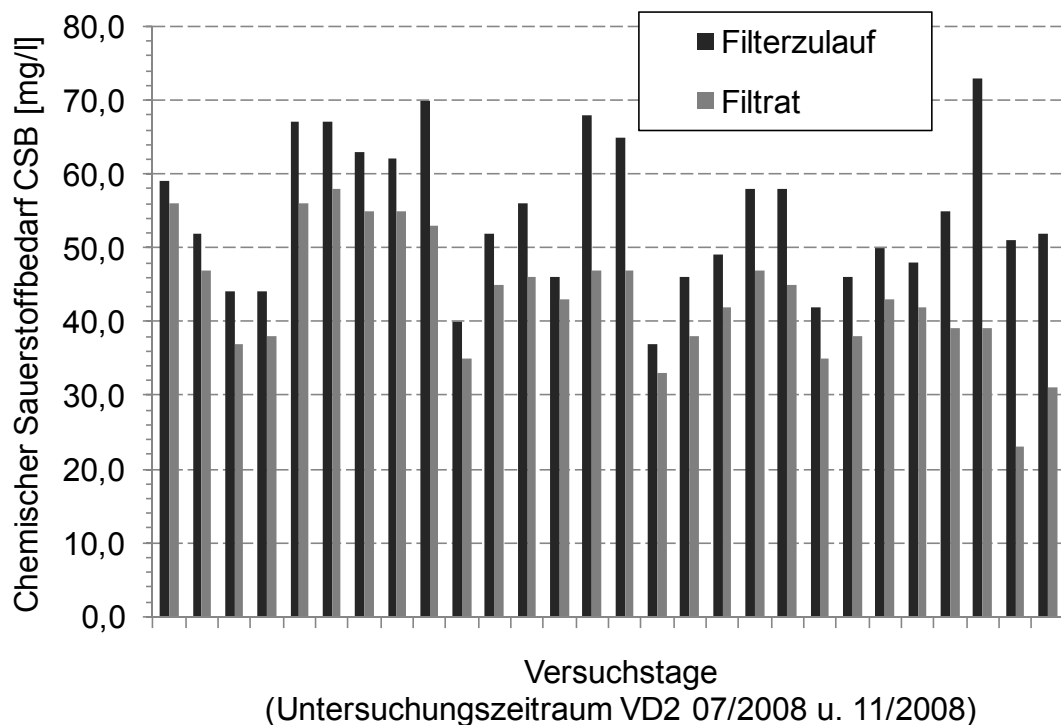


Bild 17: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf

Im Vergleich zu den auf der Versuchsanlage Düsseldorf erzielten Ergebnissen schwanken die jährlichen AFS-Konzentrationen des Großklärwerks Düsseldorf Süd beispielsweise um einen Mittelwert von 14,8 mg/l im Klarwasserablauf der Nachklärung und um einen Mittelwert von 2,1 mg/l im Filtrat der dort betriebenen Raumfiltration.

Der durch die Schnellsandfilter geleistete wirksame Feststoffrückhalt spiegelte sich während des *Untersuchungszeitraums* VD2 07/2008 u. 11/2008 auf der Versuchsanlage Düsseldorf auch in einer Reduktion des chemischen Sauerstoffbedarfs wieder (vgl. Bild 17 und Tabelle 14). Hier konnte ein Rückhalt von im Mittel 16,2 % der mittleren CSB-Zulaufkonzentration von 52 mg/l auf einen CSB-Wert von 43 mg/l im Filtrat erzielt werden.

Die Reinigungsleistung der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf bezüglich des Parameters Trübung und der insbesondere für die Bemessung von nachgeschalteten UV-Desinfektionsstufen entscheidenden UV-Transmission bei 254 nm Wellenlänge ist Bild 18, Bild 19 sowie ebenfalls Tabelle 14 zu entnehmen. Zwar wies der Klarwasserablauf der Nachklärung mit einem mittleren Wert von 3,8 FNU schon eine für kommunale Belebungsanlagen geringe Ausgangstrübung auf, jedoch konnte diese im Mittel durch die Filtration noch einmal um etwa 66 % auf Trübungswerte von 1,1 FNU im Filtrat gesenkt werden. Eine direkte Korrelation zwischen dem Rückhalt an Feststoffen (AFS) oder der Verringerung der Trübung und einer Erhöhung der UV-Transmission konnte in keinem der Untersuchungszeiträume auf der Versuchsanlage Düsseldorf nachgewiesen werden, was sicherlich auch in der guten Ablaufqualität der Nachklärung begründet ist. Die UV-Transmissionswerte ließen sich im Mittel lediglich von 57,8 % cm^{-1} auf 59,5 % cm^{-1} steigern. Dies lässt den Schluss zu, dass gelöste Schmutzstoffe im Filtrat noch eine markante Limitierung der UV-Transmission verursachen. Die Auswertung von stichprobenartigen Vergleichsmessungen auf dem Großklärwerk Düsseldorf Süd zeigte jedoch, dass ein vergleichbarer Sandfilter bei schlechterer Zulaufqualität (d.h. bei höheren Feststoffgehalten) auch für den Parameter UV-Transmission eine stärkere Reinigungsleistung aufweisen kann. In einzelnen Stichproben wurde hier eine Verbesserung der UV-Transmission von bis zu 15 Prozentpunkten pro Zentimeter Suspension – von 54,6 % cm^{-1} im Ablauf der Nachklärung auf etwa 70 % cm^{-1} im Filtrat – gemessen.

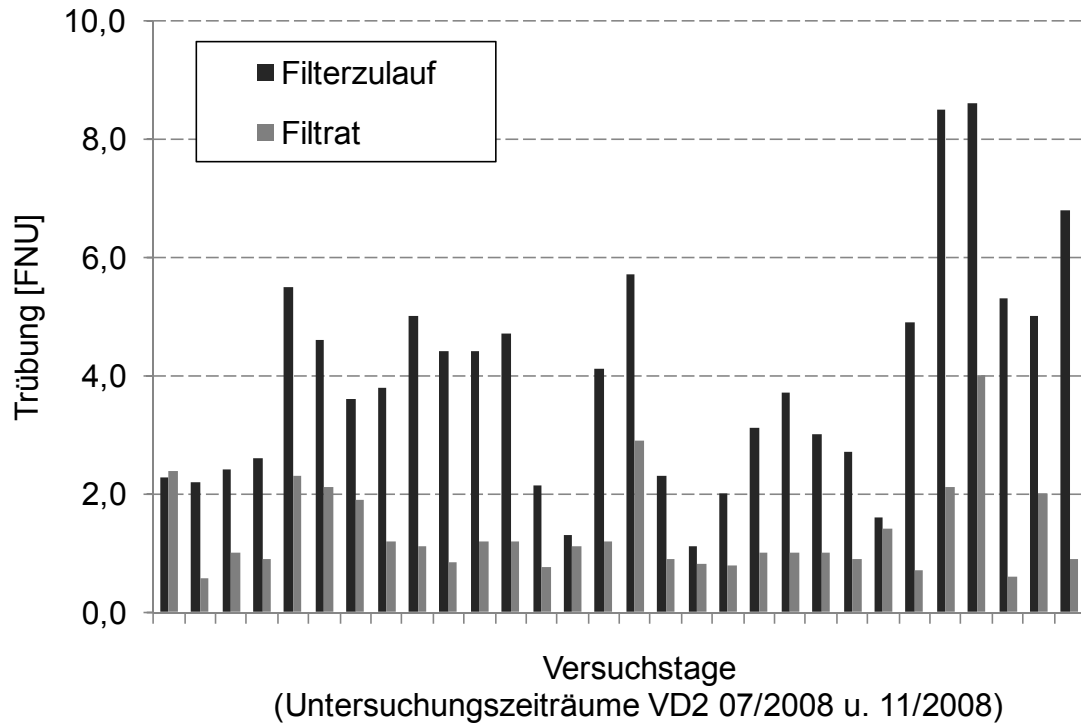


Bild 18: Trübung im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf

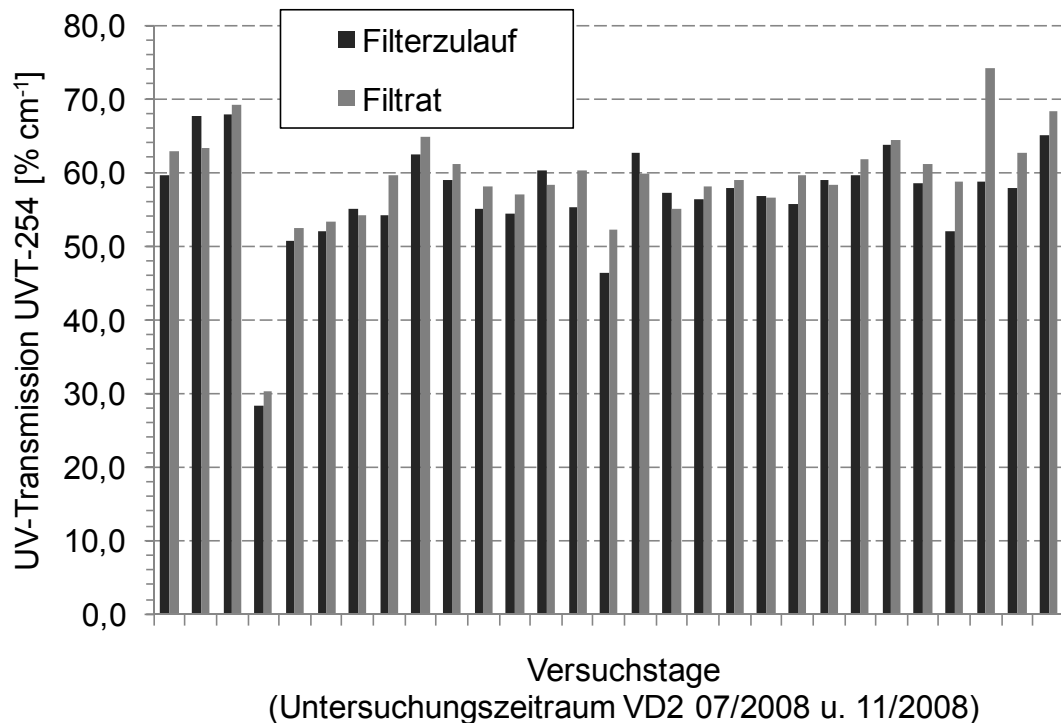


Bild 19: UV-Transmission (UVT-254nm) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf

Pilotanlage Rabat: Während des Demonstrationsbetriebes in Rabat konnten die in Düsseldorf erzielten und vorab beschriebenen Ergebnisse bestätigt werden, wobei anzumerken ist, dass sich die Ausgangsbedingungen durch teilweise extrem hohe hydraulische Aufenthaltszeiten in der Nachklärung (bis zu 22,5 Stunden) von den Versuchsbedingungen in Düsseldorf unterschieden. Trotz dieser Unterbelastung der Pilotanlage in Rabat und obwohl die Anlage nicht eingehaust ist, wodurch bei intensiver Sonneneinstrahlung das Algenwachstum im Nachklärbecken begünstigt wird, war der nachgewiesene Gehalt an abfiltrierbaren Feststoffen mit im Mittel 10 mg/l (vgl. Tabelle 15) im Klarwasserablauf der Nachklärung in identischer Größenordnung. Das Filtrat wies hier noch eine mittlere AFS-Konzentration von 1,25 mg/l auf.

Tabelle 15: Reinigungsleistung der Schnellsandfiltration - Pilotanlage Rabat, Marokko

Abfiltrierbare Stoffe (AFS)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	4,0	18,0	10,0
Filtrat	[mg/l]	1,0	3,0	1,25
Reduktion	[%]			87,5
UV-Transmission (UV-T ₂₅₄)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[% cm ⁻¹]	54,4	64,2	59,6
Filtrat	[% cm ⁻¹]	55,9	65,6	62,5
Steigerung	[%]			5,5
Trübung		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[FNU]	2,5	9,1	5,0
Filtrat	[FNU]	1,0	4,5	2,4
Reduktion	[%]			46,8
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	33,2	64,9	42,4
Filtrat	[mg/l]	27,7	45,2	31,3
Reduktion	[%]			17,1

¹⁾ berechnet aus Einzelwerten nach (Gleichung 5–1) und (Gleichung 5–2).

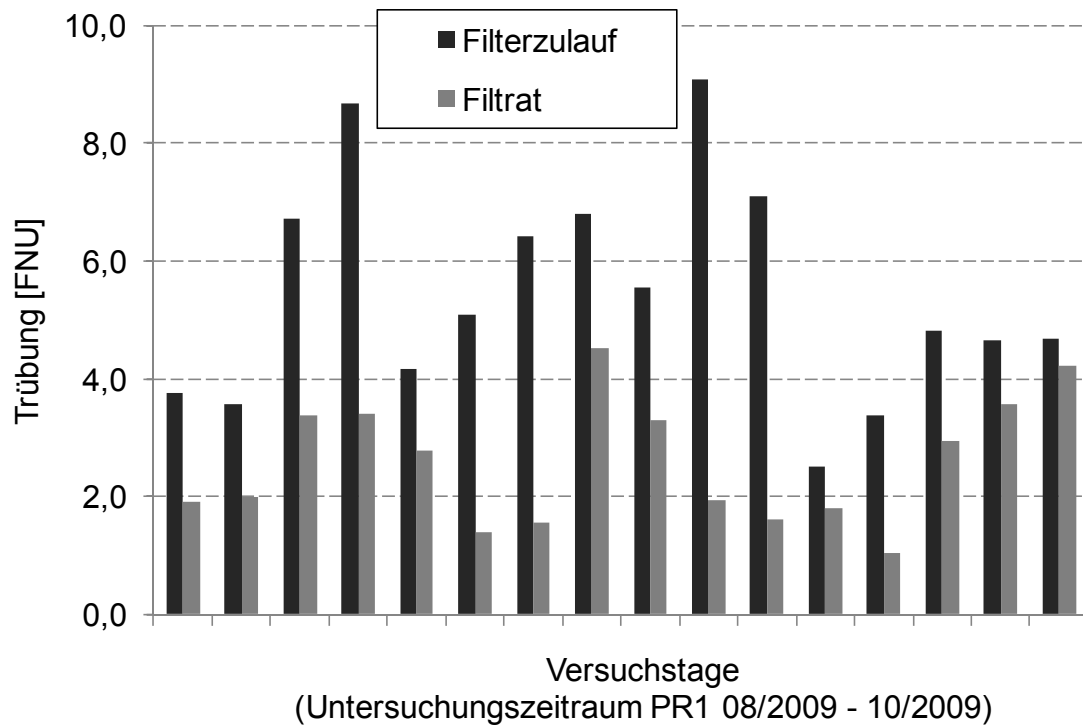


Bild 20: Trübung im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Pilotanlage Rabat, Marokko

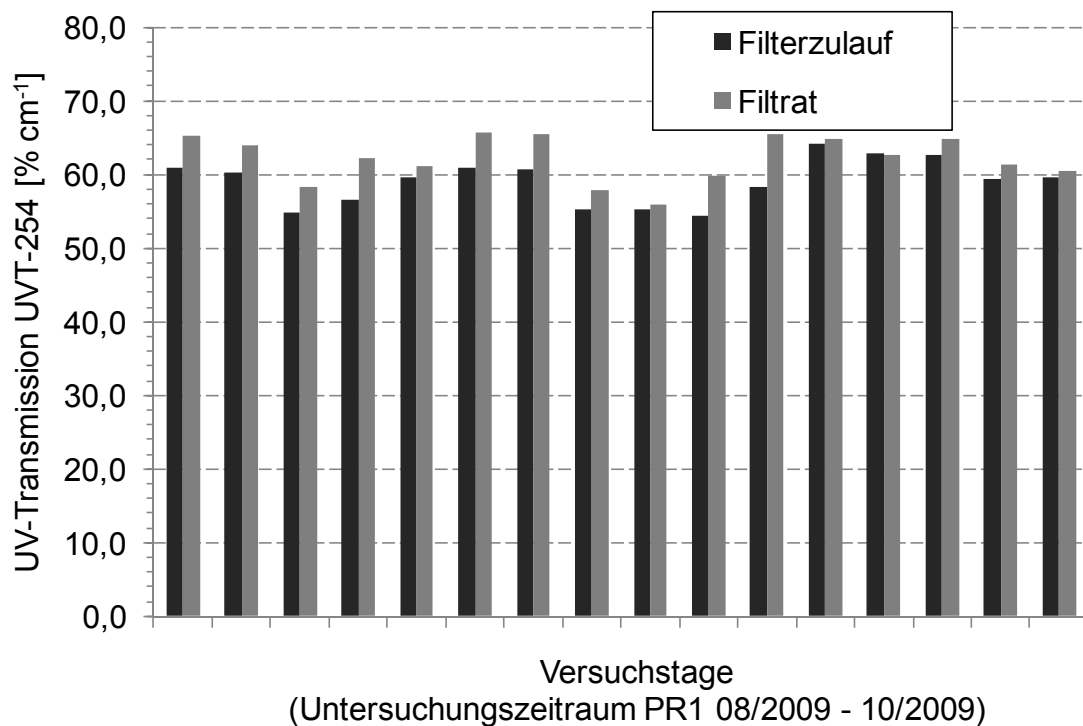


Bild 21: UV-Transmission (UVT-254nm) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Pilotanlage Rabat, Marokko

Durch den Filterbetrieb konnten somit auch in Rabat die Feststoffe fast vollständig zurückgehalten werden. Analog zu den Untersuchungsergebnissen aus Düsseldorf ging der weitgehende Feststoffrückhalt auch in Rabat mit einer merklichen Reduktion des chemischen Sauerstoffbedarfs (im Mittel 17,1 %) einher. Im Vergleich der beiden Anlagen war die CSB-Konzentration in Rabat jedoch sowohl im Zulauf als auch im Klarwasserablauf geringer und lag dementsprechend auch im Filtrat auf einem tieferen Niveau von im Mittel bei 31,3 mg/l. Die Reinigungsleistung der in Rabat betriebenen Schnellsandfiltration bezüglich der Parameter Trübung und UV-Transmission kann Bild 20 und Bild 21 entnommen werden. Bei einer maximalen Trübung von 4,5 FNU im Filtrat konnte in Rabat eine im Vergleich zu den Untersuchungsergebnissen aus Düsseldorf ähnlich wirksame Reinigungsleistung der Filtrationsstufe für diesen Parameter demonstriert werden. Es wurde eine Verbesserung der UV-Transmission von im Mittel 59,6 % cm^{-1} im Ablauf der Nachklärung in Rabat um 2,9 Prozentpunkte auf 62,5 % cm^{-1} im Filtrat der Anlage erzielt. Somit gingen auch während des Demonstrationbetriebes der Schnellsandfiltrationsstufe der merkliche Rückhalt an Feststoffen und die Verbesserung der Trübung nicht mit einer entsprechenden Transmissionsverbesserung im Klarwasserablauf der Nachklärung einher.

6.3.1.2 Wirksamkeit hinsichtlich Stickstoffverbindungen

Im Rahmen der Untersuchungen zur Reinigungsleistung einer Schnellsandfiltration wurden auf beiden Anlagen die Ammonium- und die Nitratstickstoffkonzentrationen sowohl im Klarwasserablauf der Nachklärung als auch im Filtrat bestimmt. In Tabelle 16 sind die entsprechenden Zahlenwerte für den *Untersuchungszeitraum VD2 07/2008 u. 11/2008* auf der Versuchsanlage Düsseldorf zusammengefasst. Wie schon in Kapitel 6.2 gezeigt, wurde die Ammoniumstickstofffracht mit Hilfe des Belebtschlammverfahrens fast vollständig nitrifiziert, sodass der Filtrationsstufe überwiegend nur sehr geringe NH_4^+ -N-Konzentrationen zufließen. Im Mittel lagen diese bei 0,2 mg/l und sie wurden während des Filtrationsprozesses weiter reduziert. Ein Blick auf Bild 22, in dem der entsprechende Verlauf für die Ammoniumstickstoffkonzentration über die Versuchstage in Düsseldorf dargestellt ist, zeigt jedoch deutlich, dass zufließende NH_4^+ -N-Spitzenbelastungen – anders als beispielsweise AFS-Spitzen – nicht durch die Filtrationseinheit abgefangen wurden, was insbesondere für den Betrieb nachfolgender Oxidationsverfahren zur Desinfektion von Bedeutung ist, da somit solche Spitzenbelastung auch eine umgehende Anpassung der hinzudosierten Menge an Oxidationsmittel (beispielsweise Chlor) erfordern.

In Bild 23 ist der Verlauf der Nitratstickstoffkonzentration im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration über die Versuchstage aufgezeichnet. Aus einer Betrachtung dieses Verlaufes und der dazugehörigen Werte in Tabelle 16 wird ersichtlich,

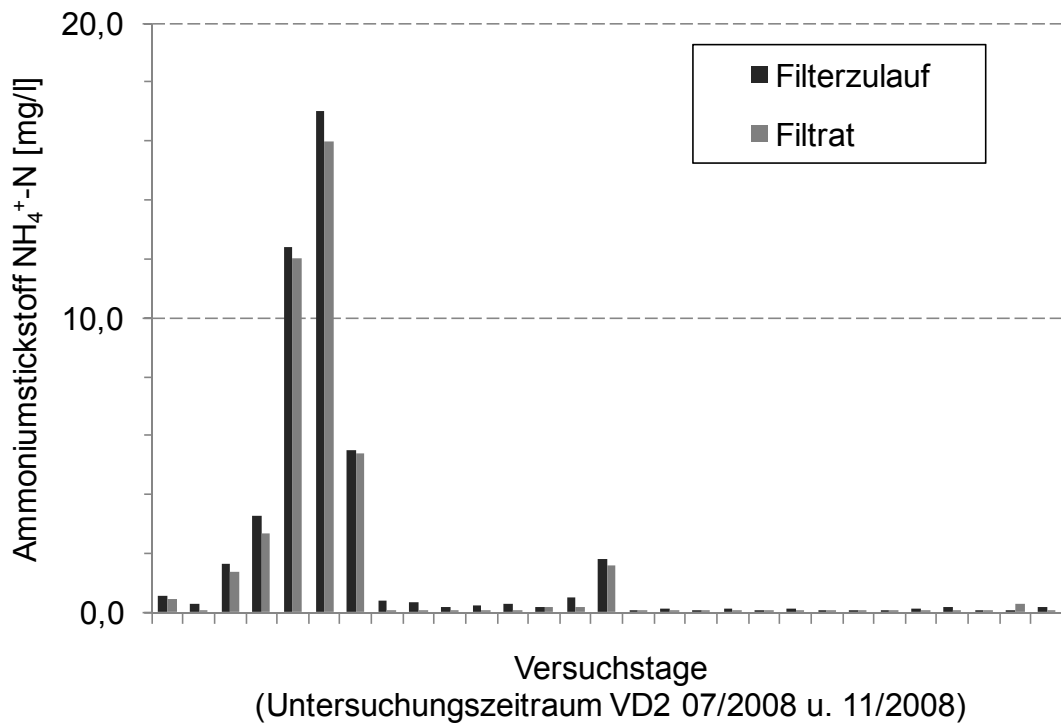


Bild 22: Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf

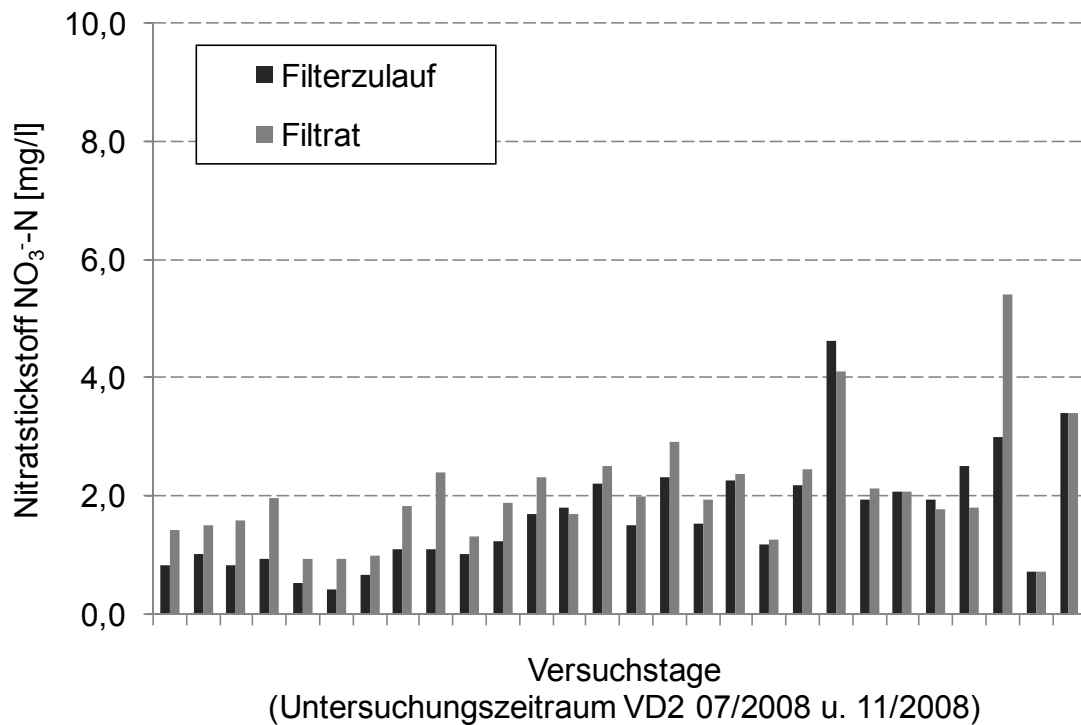


Bild 23: Nitratstickstoff ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf

dass die NO_3^- -N-Konzentrationen im Filtrat im Vergleich zum Zulauf leicht erhöht sind. Im Mittel wurde eine Steigerung um 28,1 % von 1,52 mg/l im Zulauf auf 1,9 mg/l im Filtrat gemessen. Die Zunahme an Nitratstickstoff im Filtrat spricht bei der vorab beschriebenen geringfügigen Reduzierung der NH_4^+ -N-Konzentrationen für eine leichte biologische Aktivität des Filters, wobei dieses Nitrifikationsvermögen in einer zu vernachlässigen Größenordnung stattfand. Der Einfluss der Schnellsandfiltration auf den Rückhalt von Stickstoffverbindungen war insgesamt zu keinem Zeitpunkt innerhalb des *Untersuchungszeitraums* VD2 07/2008 u. 11/2008 in Düsseldorf von Bedeutung.

Tabelle 16: Reinigungsleistung der Schnellsandfiltration bezogen auf die Parameter: Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff - Versuchsanlage Düsseldorf

Ammoniumstickstoff (NH_4^+ -N)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	0,06	17	0,20
Filtrat	[mg/l]	0,02	16	0,07
Reduktion	[%] ²⁾			60,0
Nitratstickstoff (NO_3^- -N)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	0,42	4,63	1,52
Filtrat	[mg/l]	0,70	5,40	1,90
Steigerung	[%] ²⁾			28,1

¹⁾ berechnet aus Einzelwerten nach (Gleichung 5–1) und (Gleichung 5–2).

²⁾ bezogen auf die Zulaufkonzentration der Filtrationsstufe

Mit der während des Demonstrationsbetriebs in Rabat eingesetzten Filtrationseinheit wurden gleichartige Ergebnisse erzielt. Diese sind in Kurzform in Tabelle 17 aufgelistet. Eine leichte Reduktion der NH_4^+ -N-Konzentration – von einer mittleren Zulaufbelastung von 4,0 mg/l auf 2,5 mg/l im Filtrat – konnte mit Hilfe der Schnellsandfiltration erreicht werden, wobei auch hier auftretende Spitzenbelastungen nicht wirkungsvoll vergleichmäßig wurden. Leicht erhöhte NO_3^- -N-Werte im Filtrat lassen auf eine geringe weitergehende Nitrifikation während des Filtrationsprozesses schließen, wobei auch während des Demonstrationsbetriebes das Ausmaß so gering war, dass es als vernachlässigbar eingestuft werden kann.

Tabelle 17: Reinigungsleistung der Schnellsandfiltration bezogen auf die Parameter: Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff - Pilotanlage Rabat, Marokko

Ammoniumstickstoff (NH ₄ ⁺ -N)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	0,4	9,6	4,0
Filtrat	[mg/l]	0,1	8,6	2,5
Reduktion	[%] ²⁾			18,0
Nitratstickstoff (NO ₃ ⁻ -N)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	0,5	13	9,8
Filtrat	[mg/l]	0,5	10,7	10,1
Steigerung	[%] ²⁾			0,0

¹⁾ berechnet aus Einzelwerten nach (Gleichung 5–1) und (Gleichung 5–2).

²⁾ bezogen auf die Zulaufkonzentration der Filtrationsstufe

6.3.1.3 Wirksamkeit hinsichtlich der Reduktion von Indikatororganismen

Sowohl bei den Untersuchungen auf der Versuchsanlage Düsseldorf als auch während des Demonstrationsbetriebs in Rabat konnte eine Reduktion der Indikatororganismen durch die Schnellsandfiltrationseinheiten nachgewiesen werden. In Tabelle 18 sind die minimalen, maximalen und mittleren Zu- und Ablaufwerte für den Filter in Düsseldorf, sowie die durch diese Verfahrensstufe erzielte mittlere Log-Stufen-Reduktion angegeben. Entsprechende Werte für den Betrieb der Pilotanlage in Rabat finden sich in Tabelle 19. Der durch die Filtrationseinheiten erzielte Rückhalt an Indikatororganismen fiel in beiden Fällen relativ gering aus. In Düsseldorf wurde durch den Filter nur eine mittlere Reduktion von 0,3 Log-Stufen für den Parameter *E. coli* und von 0,8 Log-Stufen an intestinalen Enterokokken erreicht. Mit einer Verringerung um 0,2 Log-Stufen bei *E. coli* und 0,4 Log-Stufen für den Indikator intestinale Enterokokken lagen die in Marokko gemessenen Werte in einer vergleichbaren Größenordnung. Durch die Schnellsandfiltrationsstufen werden im Wesentlichen Indikatororganismen zurückgehalten, die an Partikel anhaften. Es erfolgt somit keine direkte Abtötung oder Inaktivierung der Indikatoren. Für eine Bewertung der erzielten Ergebnisse wird an dieser Stelle wiederum auf die geringen AFS-Konzentrationen in den Klarwasserabläufen der Nachklärbecken beider Versuchsanlagen verwiesen. Für den Fall, dass im Filterzulauf erhöhte Feststoffgehalte beispielsweise durch einen verstärkten Schlammabtrieb aus der Nachklärung auftreten, ist auch eine erhöhte Wirksamkeit der Schnellsandfiltration bezüglich des Rückhalts an Indikatororganismen zu vermuten. Eine deutliche Verringerung der mittleren Ablaufkonzentrationen

unter 10^4 KBE/100 ml für *E. coli* und 10^3 KBE/100 ml für Enterokokken ist jedoch nicht zu erwarten.

Tabelle 18: Reduktion an Indikatororganismen durch eine Schnellsandfiltration - Versuchsanlage Düsseldorf

		Minimum	Maximum	Mittel
Zulauf Schnellsandfiltration				
<i>E. coli</i>	[KBE/100ml]	$5,50 \cdot 10^2$	$3,00 \cdot 10^5$	$5,11 \cdot 10^4$
Enterokokken	[KBE/100ml]	$5,30 \cdot 10^2$	$3,70 \cdot 10^4$	$7,80 \cdot 10^3$

Filtrat Schnellsandfiltration				
<i>E. coli</i>	[KBE/100ml]	$2,90 \cdot 10^2$	$3,00 \cdot 10^5$	$2,86 \cdot 10^4$
Enterokokken	[KBE/100ml]	$1,60 \cdot 10^2$	$8,00 \cdot 10^3$	$1,19 \cdot 10^3$

Tabelle 19: Reduktion an Indikatororganismen durch eine Schnellsandfiltration - Pilotanlage Rabat, Marokko

		Minimum	Maximum	Mittel
Zulauf Schnellsandfiltration				
<i>E. coli</i>	[KBE/100ml]	$4,02 \cdot 10^2$	$3,53 \cdot 10^5$	$4,34 \cdot 10^4$
Enterokokken	[KBE/100ml]	$3,80 \cdot 10^1$	$6,63 \cdot 10^4$	$7,45 \cdot 10^3$

Filtrat Schnellsandfiltration				
<i>E. coli</i>	[KBE/100ml]	$8,62 \cdot 10^2$	$2,01 \cdot 10^5$	$3,02 \cdot 10^4$
Enterokokken	[KBE/100ml]	$3,80 \cdot 10^1$	$1,60 \cdot 10^4$	$2,68 \cdot 10^3$

6.3.2 Langsamsandfiltration

In Ergänzung zu den Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit von Raumfiltern wurde auf dem Versuchsgelände Ölbachtal ein Langsamsandfilter im Labormaßstab betrieben (vgl. Kapitel 4.1). Der Klarwasserablauf der dort betriebenen Belebungsanlage wurde mit dieser Filtrationseinheit weitergehend behandelt, wobei die mittlere Filtergeschwindigkeit über den Versuchszeitraum bei 0,05 m/h lag. Die in Tabelle 20 aufgelisteten Daten ermöglichen eine Bewertung der erzielten Wirksamkeit des Filters.

Tabelle 20: Reinigungsleistung der Langsamsandfiltration - Laboranlage Ölbachtal

Abfiltrierbare Stoffe (AFS)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	2,0	91,0	7,8
Filtrat	[mg/l]	1,0	2,0	1,0
Reduktion	[%] ²⁾			87,0
UV-Transmission (UVT-254nm)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[% cm ⁻¹]	33,0	68,0	59,6
Filtrat	[% cm ⁻¹]	66,6	77,9	69,3
Steigerung	[%] ²⁾			16,0
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	27	122	41
Filtrat	[mg/l]	15	71	18
Reduktion	[%] ²⁾			49,5
Ammoniumstickstoff (NH ⁴ -N)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	0,1	0,1	0,1
Filtrat	[mg/l]	0,1	0,1	0,1
Reduktion	[%] ²⁾			0
Nitratstickstoff (NO ³ -N)		Minimum	Maximum	Median ¹⁾
Zulauf Filtration	[mg/l]	12	36	23,5
Filtrat	[mg/l]	14	38	28
Steigerung	[%] ²⁾			7,9

¹⁾ berechnet aus Einzelwerten nach (Gleichung 5–1) und (Gleichung 5–2).

²⁾ bezogen auf die Zulaufkonzentration der Filtrationsstufe

Auch mit der Langsamsandfiltration konnten die noch im Klarwasserablauf der Belebungsstufe enthaltenen Feststoffe fast vollständig bis auf eine Restkonzentration von 1 mg/l zurückgehalten werden. Die mittlere CSB-Elimination lag bei 49,5 %, was zu einer mittleren CSB-Konzentration im Filtrat von 18 mg/l führte. Auch im Bezug auf die Transmission führte die Langsamsandfiltration zu einer deutlichen Verbesserung der Werte. Die Transmission konnte von im Mittel 59,6 % cm⁻¹ im Zulauf um

9,7 %-Punkte auf im Mittel $69,3 \text{ \% cm}^{-1}$ im Filtrat verbessert werden, was einer Steigerung um 16 % entspricht. Im Vergleich zu der Wirksamkeit der Schnellfilter konnte mit diesen Ergebnissen ein deutlich größerer Einfluss der Langsandsandfiltration auf die UV-Transmission gezeigt werden. Über die Elimination von Ammoniumstickstoff kann hingegen keine Aussage getroffen werden, da die ursprüngliche NH_4^+ -N-Konzentration bereits in der vorgeschalteten Belebungsstufe weitestgehend abgebaut war. Für Nitratstickstoff wurde auch hier, genau wie bei den untersuchten Schnellfiltern, ein leichter Anstieg der NO_3^- -Konzentration im Filtrat beobachtet.

6.3.2.1 Wirksamkeit hinsichtlich der Reduktion von Indikatororganismen

Der eigentliche Schwerpunkt der Versuche zur Langsandsandfiltration im *Untersuchungszeitraum LÖ2 01/2009 – 02/2009* lag jedoch auf dem Rückhaltevermögen des Filters bezüglich maßgebender Indikatororganismen (Grote, 2009). In Bild 24 sind die in diesem Versuchszeitraum im Filtrat gemessenen Konzentrationsverläufe an *E. coli* und intestinalen Enterokokken dargestellt.

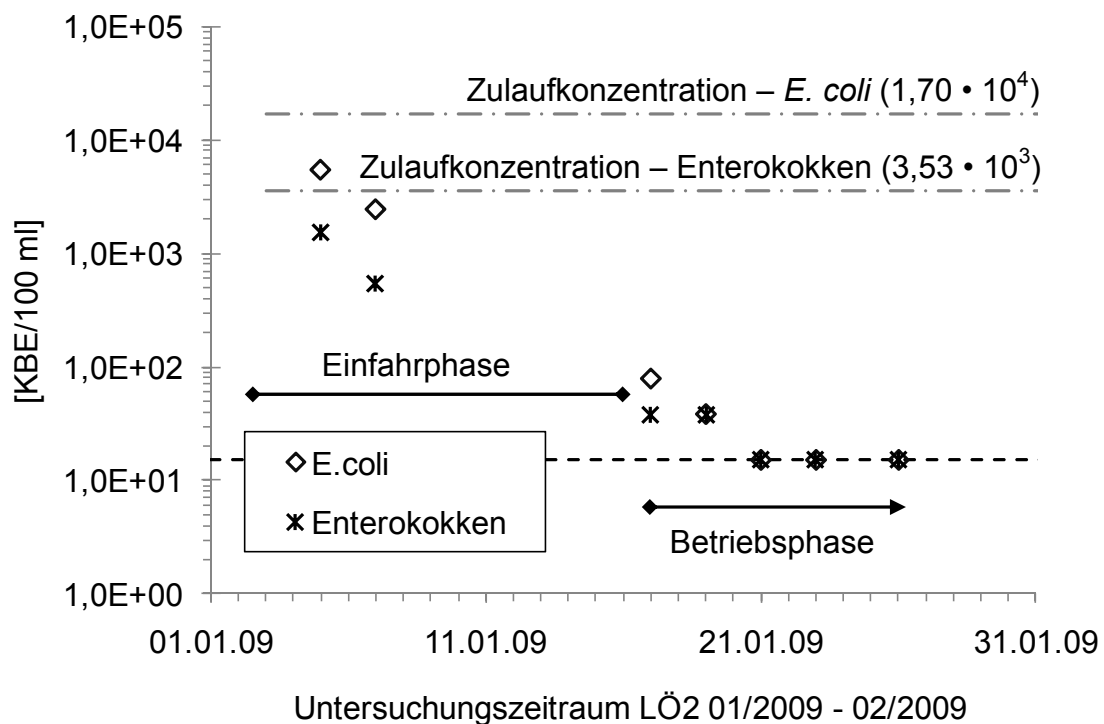


Bild 24: Reduktion an Indikatororganismen durch einen Langsandsandfilter - Laboranlage Ölbachtal

Bei Betrachtung der Ergebnisse fällt auf, dass sowohl die Konzentrationen an *E. coli* als auch an Intestinalen Enterokokken in den untersuchten Filtratproben mit zunehmender Laufzeit der Langsandsandfiltration deutlich abfallen. Zu Beginn des Untersuchungszeitraums lagen die gemessenen Konzentrationen für beide Indikatororganismen noch in einer Größenordnung von 10^3 bis 10^4 KBE/100 ml und es konnten nur sehr geringe Log-Stufen-Reduktionen gemessen werden. Mit zunehmender

Laufzeit steigerte sich das Rückhaltevermögen der Filtrationseinheit deutlich, sodass die im Filtrat bestimmte Anzahl an *E. coli* und intestinalen Enterokokken ab dem 21. Versuchstag auf der Nachweisgrenze des Testverfahrens von 15 KBE/100 ml lag. Die Ergebnisse der Laboruntersuchungen zeigen, dass neben einem reinen Feststoffrückhalt insbesondere die Ausbildung einer biologisch aktiven Schmutzdecke auf der Filteroberfläche das entscheidende Kriterium für die Wirksamkeit dieser Verfahrensstufe ist. Sobald diese ausreichend ausgebildet ist, weist der Langsandsandfilter im Vergleich zu den vorab beschriebenen Schnellfiltern eine deutlich größere Leistungsfähigkeit bezüglich des Rückhalts an Indikatororganismen auf. Bei der Anwendung einer Langsandsandfiltration für die weitergehende Reinigung von Abwasser muss jedoch der gegenüber Oberflächenwasser höhere Gehalt an Schweb- sowie Nährstoffen Beachtung finden. Es muss mit verkürzten Filterlaufzeiten gerechnet werden und nach jeder Reinigung bzw. nach dem Abtragen der obersten Filterschicht muss ein ausreichender Zeitraum für die Neubildung der Schmutzdecke eingerechnet werden.

6.4 Untersuchungen zur Reinigungsleistung einer Feinst- und Mikrosiebung als rein mechanische Behandlungsstufe

In Ergänzung zu den Untersuchungen zur Reinigungsleistung des Belebtschlammverfahrens und der verschiedenen nachgeschalteten Filtrationsstufen wurden im Rahmen des Forschungsprojektes auch Untersuchungen zur Feinst- bzw. Mikrosiebung durchgeführt. Dabei interessierte besonders die Fragestellung, inwieweit sich diese Technologie als rein mechanische Behandlungsstufe und somit als einfaches Reinigungskonzept vor dem Hintergrund einer Wasserwiederverwendung einsetzen lässt. Ein wesentliches Kriterium hierbei ist die Frage, ob sich mit einer so vereinfachten Form der Abwasserreinigung eine ausreichende Wasserqualität erzielen lässt, die den nachfolgenden Betrieb von Desinfektionsstufen ermöglicht, um auch entsprechenden hygienischen Anforderungen genügen zu können. Als entscheidende Parameter für eine nachgeschaltete UV-Desinfektionsstufe sind besonders der Feststoffgehalt, die Trübung und die UV-Transmission des zu behandelnden Wassers zu nennen. Die Untersuchungen wurden auf der großtechnischen Kläranlage Bochum Ölbachtal durchgeführt. Während einer ersten Versuchsreihe wurde als Feinstsieb ein Spiralsieb der Fa. Passavant Geiger GmbH (vgl. Kapitel 4.2) mit einer Spaltweite von 250 µm eingesetzt. Darüber hinaus wurden in mehreren Laborversuchen Mikrosiebe mit einer Maschenweite von 80 µm zur Behandlung des Kläranlagenzulaufs verwendet.

Die vor bzw. hinter dem im Zulauf der Kläranlage Ölbachtal betriebenen Spiralsieb gemessenen Minimal-, Maximal- und Mittelwerte sind für die Parameter Feststoffgehalt (AFS), UV-Transmission (UV-T₂₅₄), Trübung und chemischen Sauerstoffbedarf

(CSB) in Tabelle 21 aufgelistet. Zusätzlich sind die für die beiden Indikatororganismen *E. coli* und intestinale Enterokokken bestimmten Konzentrationsverläufe angegeben. Die Reinigungsleistung des Spiralsiebs mit einer Spaltweite von 250 µm war im Zulauf der Kläranlage Ölbachtal insgesamt nur minimal. Die Feststoffkonzentration (AFS) konnte durch die Siebung zwar im Mittel von 355 mg/l auf 300 mg/l reduziert werden, was sich gleichzeitig in einer mittleren Reduktion des chemischen Sauerstoffbedarfs von 659 mg/l auf 568 mg/l widerspiegelte. Die bei 254 nm Wellenlänge gemessene UV-Transmission sowie die Trübung verbesserten sich jedoch durch die Siebung nicht. Auch die Wirksamkeit des Spiralsiebs hinsichtlich einer Reduktion an Indikatororganismen war sehr gering. Für den Parameter *E. coli* wurden vor und nach der Siebung nahezu identische Konzentrationen bestimmt. Einhergehend mit dem durch das Spiralsieb erzielten Feststoffrückhalt konnte hingegen eine leichte Reduktion an intestinalen Enterokokken um etwa 0,8 Log-Stufen gemessen werden.

Tabelle 21: Wirksamkeit eines Spiralsiebs (250 µm) - Zulauf der Kläranlage Ölbachtal

		Zulauf Spiralsieb (250 µm)			Ablauf Spiralsieb (250 µm)		
		Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.	Mittel
AFS	[mg/l]	250	550	355	110	360	300
UV-T ₂₅₄	[% cm ⁻¹]	1,0	7,7	1,9	0,8	11,0	1,6
Trübung	[FNU]	106	239	152	70	253	155
CSB	[mg/l]	338	1024	659	206	706	568
<i>E. coli</i>	[KBE/100 ml]			1,06 · 10 ⁷			9,76 · 10 ⁶
Enterokokken	[KBE/100 ml]			2,87 · 10 ⁶			4,60 · 10 ⁵

Die ebenfalls am Zulauf der Kläranlage Ölbachtal untersuchte Wirksamkeit einer Mikrosiebung mit einer Maschenweite von 80 µm ist in Tabelle 22 dargestellt. Wiederum sind die vor und hinter der Siebung gemessenen Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für die entsprechenden Parameter aufgelistet.

Tabelle 22: Wirksamkeit einer Mikrosiebung (80 µm) - Zulauf der Kläranlage Ölbachtal

		Zulauf Mikrosieb (80 µm)			Ablauf Mikrosieb (80 µm)		
		Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.	Mittel
AFS	[mg/l]	170	1040	350	50	290	130
UV-T ₂₅₄	[% cm ⁻¹]	0,2	8,1	1,6	0,4	20,6	6,0
Trübung	[FNU]	171	626	267	35	312	120
CSB	[mg/l]	330	1011	557	91	606	221
<i>E. coli</i>	[KBE/100 ml]			2,87 · 10 ⁷			1,39 · 10 ⁷
Enterokokken	[KBE/100 ml]			2,46 · 10 ⁶			6,42 · 10 ⁵

Tabelle 23: Wirksamkeit eines Spiralsiebs (250 µm) bzw. einer Mikrosiebung (80 µm) - Vergleich der Eliminationsraten

		Spiralsieb (250 µm)	Mikrosieb (80 µm)
		Eliminationsrate ¹⁾	Eliminationsrate ¹⁾
AFS	[%]	23,7	64,1
UV-T ₂₅₄	[%] ²⁾	-15,4	-231,0
Trübung	[%]	2,2	53,3
CSB	[%]	16,6	48,9
<i>E. coli</i>	[Log-Stufen]	~ 0,04	~ 0,2
Enterokokken	[Log-Stufen]	~ 0,8	~ 0,6

¹⁾ berechnet aus Einzelwerten nach (Gleichung 5–1) und (Gleichung 5–2).

²⁾ UV-T₂₅₄ erhöhte sich durch die Siebung, daher negative Vorzeichen

Es zeigte sich in diesen Versuchsreihen, dass mittels Mikrosiebung bei einer Maschenweite von 80 µm ein im Vergleich deutlich erhöhter Rückhalt an Feststoffen erzielt werden konnte. Die mittlere Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe wurde von 350 mg/l auf 130 mg/l bei einer mittleren Elimination von 64 % gesenkt. Die mittlere

Konzentration des chemischen Sauerstoffbedarfs sank damit einhergehend um 336 mg/l, bei einer mittleren Eliminationsrate von 48,9 %. Bezüglich der Indikatororganismen waren die gemessenen Log-Stufen-Reduktionen zwar auch bei der Mikrosiebung eher gering, jedoch ließen sich mit einer Maschenweite von 80 µm sowohl die UV-Transmission bei 254 nm Wellenlänge als auch die gemessene Trübung der Abwasserprobe merklich verbessern. Ein Vergleich der mithilfe des Spiralsiebs (250 µm Spaltweite) und der Mikrosiebung (80 µm Maschenweite) erzielten Eliminationsraten, die in Tabelle 23 einander gegenübergestellt sind, verdeutlicht die sehr viel größere Wirksamkeit der Mikrosiebung. Schon an dieser Stelle soll jedoch angemerkt werden, dass eine UV-Transmission von im Mittel 6 % cm⁻¹ bei einem mittleren Feststoffgehalt von 130 mg/l den sinnvollen Betrieb einer UV-Desinfektionsstufe nicht bzw. nur schwerlich ermöglicht.

6.5 Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit ausgewählter Desinfektionsverfahren als weitergehende Reinigungsstufen

Die in den vorangegangenen Abschnitten dargestellten Ergebnisse zeigen deutlich, dass weder eine rein mechanische Abwasserbehandlung mittels Mikrosiebung noch der alleinige Betrieb des Belebtschlammverfahrens oder eine Kombination desselben mit einer nachgeschalteten Schnellfiltration es ermöglichen, eine Ablaufqualität mit sehr geringen Konzentrationen an pathogenen Organismen sicher und langfristig zu gewährleisten. Insbesondere Wiederverwendungsanwendungen mit gehobenen hygienischen Anforderungen an die Wasserqualität erfordern daher oftmals den Betrieb von Desinfektionsstufen als weitergehende Reinigungsverfahren. Der Schwerpunkt der im Rahmen dieser Forschungsarbeit durchgeführten, praktischen Untersuchungen lag hierbei auf der UV-Desinfektion. Die Grundlage für eine spätere Bewertung der Leistungsfähigkeit dieser Technologie bilden die in den folgenden Kapiteln beschriebenen Versuchsergebnisse.

Die Wirksamkeit der UV-Desinfektion und Anforderungen in der Anwendung bei unterschiedlichen Rahmenbedingungen wurden in zwei Abschnitten untersucht. Im ersten wurden Mindestbestrahlungsdosen für eine entsprechende Reduktion an Indikatororganismen mit Hilfe einer Laborbestrahlungsanlage (vgl. Kapitel 4.5) für verschiedene Wasserqualitäten bestimmt. Bei diesen Untersuchungen werden einzelne Wasserproben in definiertem Volumen bei genau bestimmter UV-Intensität bestrahlt. Die Bestrahlungsdosis wird hierbei ausschließlich über die Bestrahlungsdauer gesteuert. Diese Vorgehensweise ermöglicht die Spezifizierung des Einflusses verschiedener Wasserqualitäten auf die Reduktionsleistung von UV-Desinfektionsanlagen unter definierten und konstanten Randbedingungen und ist somit auch für die Praxis bei der Dimensionierung kontinuierlicher Desinfektionsanlagen in der Großtechnik von großer Bedeutung. Der zweite Untersuchungsabschnitt diente der

Validierung der Ergebnisse und der Demonstration im Pilotmaßstab. Es wurden sowohl eine dem Belebtschlammverfahren direkt nachgeschaltete UV-Desinfektionsanlage im kontinuierlichen Betrieb als auch eine entsprechende Verfahrenskette mit zwischengeschalteter Schnellsandfiltration untersucht und demonstriert. Dies erfolgte auf der Versuchsanlage Düsseldorf und auf der Pilotanlage in Rabat, Marokko.

6.5.1 UV-Mindestbestrahlungsdosen für Klarwasserabläufe von Belebungsanlagen

Die hier präsentierten Untersuchungsergebnisse beinhalten zuerst mehrere UV-Bestrahlungsreihen, die an Proben aus dem Nachklärungsablauf verschiedener Belebungsanlagen durchgeführt wurden. Im Einzelnen wurden für diese Versuchsreihen Proben der Versuchsanlage Düsseldorf und der Laboranlage Bochum Ölbachtal, der großtechnischen Kläranlagen Düsseldorf Süd und Bochum Ölbachtal herangezogen. Bild 25 zeigt die Ergebnisse von 13 Laborbestrahlungsreihen für den Parameter *E. coli*, die während der Untersuchungen in Deutschland durchgeführt wurden. Die insgesamt 65 Einzelproben wurden mit Bestrahlungsdosen von 0,0 bis 40,6 mW s/cm² behandelt und anschließend auf den Indikatorparameter untersucht. Die Nachweisgrenze des eingesetzten Testverfahrens lag bei 15 KBE/100 ml, wobei für Proben in denen die gemessene Konzentration unterhalb der Nachweisgrenze lag der halbe Grenzwert, also 7,5 KBE/100 ml, als Ergebnis angesetzt wurde.

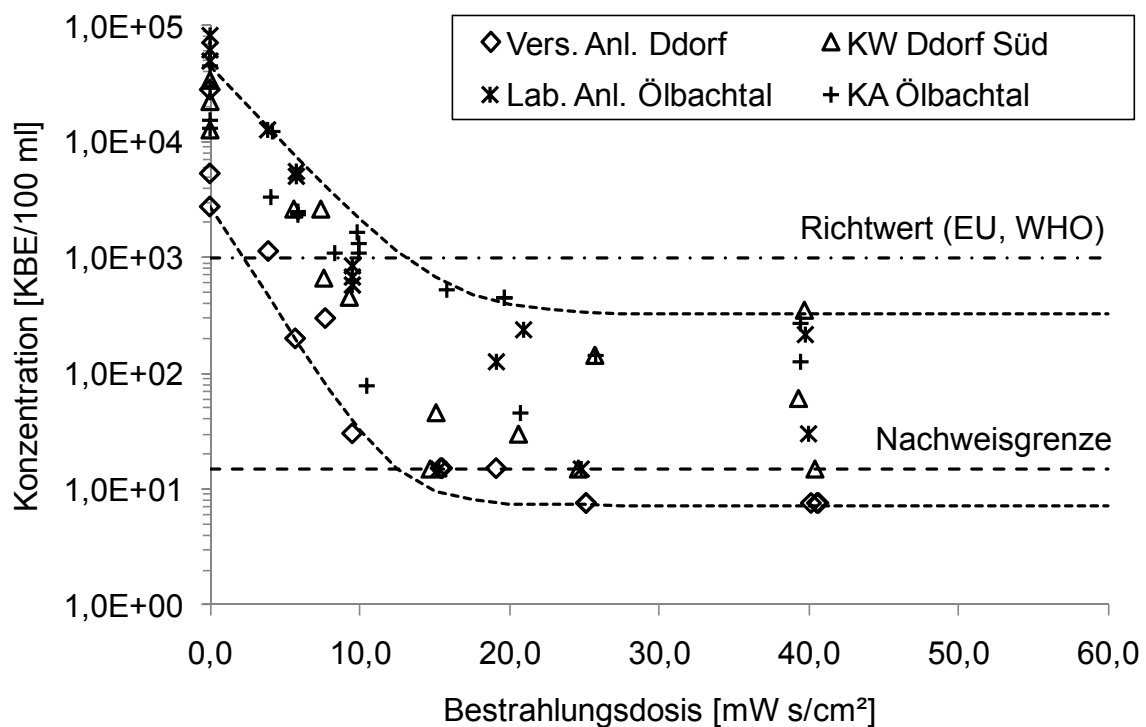


Bild 25: Inaktivierung von *E. coli* durch UV-Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Klarwasserablauf Belebungsanlage (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)

Als Bewertungskriterium ist in Bild 25 zusätzlich ein Richtwert bei $1,0 \cdot 10^3$ KBE/100 ml gekennzeichnet, der sowohl die Anforderungen an Bewässerungswasser nach WHO (1989) als auch die der EG-Badegewässerrichtlinie (EU, 2006) für Badegewässer „guter“ Qualität widerspiegelt.

Die Ausgangskonzentration an *E. coli* – in diesen Laborbestrahlungsreihen entspricht sie der Organismenkonzentration in den Klarwasserabläufen der untersuchten Belebungsanlagen – lag im Mittel bei $2,8 \cdot 10^4$ KBE/100 ml. Die minimalen und maximalen Ausgangskonzentrationen lagen bei $2,8 \cdot 10^3$ KBE/100 ml bzw. bei $8,3 \cdot 10^4$ KBE/100 ml. Wie zu erwarten, zeigte sich eine deutliche Abnahme der Bakterienkonzentration mit zunehmender UV-Bestrahlungsdosis. Zu Beginn, das heißt bei der Applikation von geringen UV-Dosen unterhalb von $15,0 \text{ mW s/cm}^2$ folgt die Inaktivierung von *E. coli* annähernd einem linearen Verlauf, wobei sich diese Reduktion bei zunehmenden Bestrahlungsdosen abschwächt. Die gemessenen Konzentrationsverläufe lassen sich mit Hilfe einer Hüllkurve erfassen, deren Ränder sich annähernd durch die folgenden beiden Funktionen beschreiben lassen:

$$\text{oberer Rand: } y(D) = - (4,52 \cdot 10^4 - 3,23 \cdot 10^2) \cdot (1 - e^{-0,3226 \cdot D}) + 4,52 \cdot 10^4$$

$$\text{unterer Rand: } y(D) = - (2,73 \cdot 10^3 - 7,27 \cdot 10^1) \cdot (1 - e^{-0,4689 \cdot D}) + 2,75 \cdot 10^3$$

mit: $D = \text{Strahlungsdosis in mW s/cm}^2$

Bei genauer Betrachtung der Messwerte fällt auf, dass die Ausgangskonzentration an *E. coli* für die Bestrahlungsreihen sowohl in den Proben der Laboranlage Ölbachtal als auch in denen der großtechnischen Kläranlage Bochum Ölbachtal größer waren als die in den entsprechenden Proben aus Düsseldorf. Die Reduktionsverläufe der unterschiedlichen Bestrahlungsreihen sind insgesamt zwar vergleichbar ausgeprägt, die Messwerte aus Bochum befinden sich jedoch auf einem höheren Niveau als die entsprechenden Werte aus Düsseldorf. Die Ergebnisse aller 13 durchgeführten Laborbestrahlungsreihen zeigen allerdings, dass bei einer Mindestbestrahlungsdosis von $> 15,0 \text{ mW s/cm}^2$ eine ausreichende Inaktivierung an Indikatororganismen in den Klarwasserabläufen aller untersuchten Belebungsanlagen erzielt wurde, um den angegebenen Richtwert zu unterschreiten und somit eine für viele Wiederverwendungsanwendungen ausreichende Wasserqualität zu erzielen.

Um den Einfluss der unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen von Indikatororganismen bei der Darstellung der Bestrahlungsergebnisse zu minimieren, wird die erzielte Inaktivierung häufig direkt als Log-Stufen-Reduktion und nicht in absoluten Werten angegeben. In den Bereichen geringer Bestrahlungsdosen – also insbesondere dort wo die erzielte Inaktivierung noch einem linearen Verlauf folgt – können somit die Kurvenverläufe vergleichmäßigt werden, wodurch sich der obere und untere

re Rand einer entsprechenden Hüllkurve deutlich annähern. Bei der Bewertung von in dieser Form dargestellten Ergebnissen muss jedoch darauf geachtet werden, dass um sehr hohe Log-Stufen-Reduktionen erzielen zu können eine ausreichende Menge an Indikatororganismen in den zu bestrahlenden Ausgangsproben vorhanden sein muss.

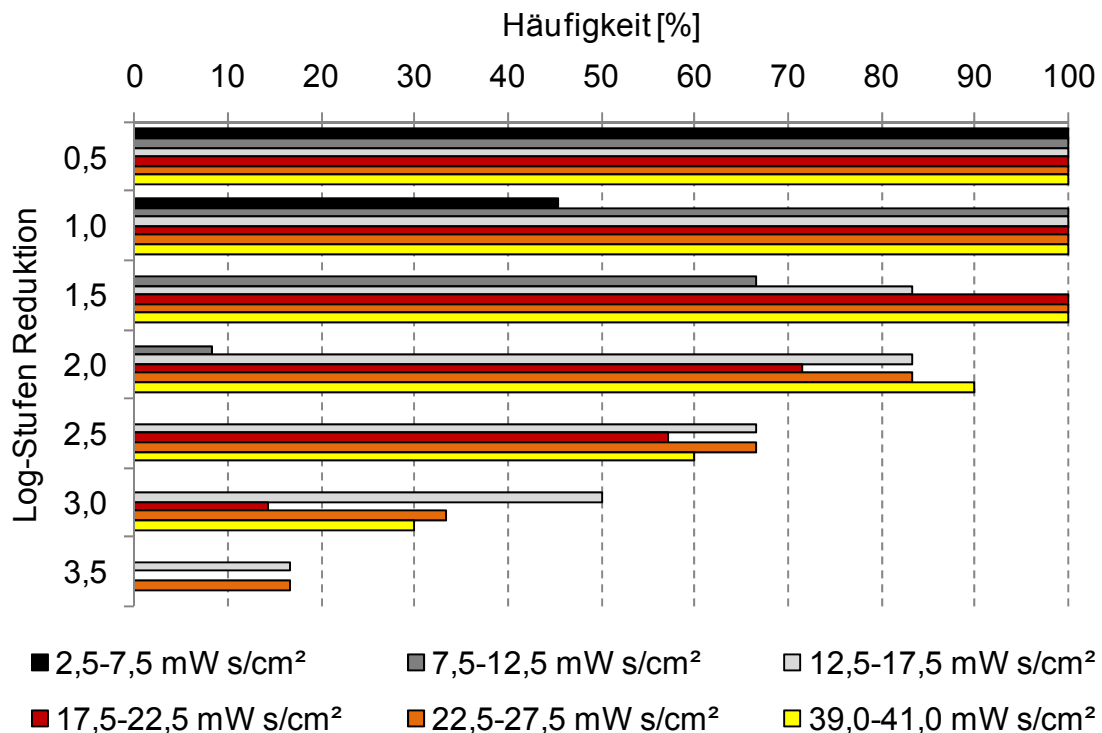


Bild 26: Häufigkeitsverteilung der Inaktivierung von *E. coli* durch UV-Bestrahlung (Log-Stufen-Reduktion, Klarwasserablauf Belebung)

In Bild 26 ist die erzielte Inaktivierung hinsichtlich des Parameters *E. coli* für die unterschiedlich bestrahlten Proben direkt als Log-Stufen-Reduktion entsprechend der jeweils erzielten Häufigkeiten dargestellt. In den 13 durchgeführten Bestrahlungsreihen konnte eine Reduktion an *E. coli* von einer Log-Stufe in 100 % der Wasserproben erzielt werden, die mit mindestens 12,5 mW s/cm² bestrahlt wurden. Bei einer UV-Dosis von mindestens 17,5 mW s/cm² konnte immerhin noch in gut 80 % aller Proben eine entsprechende Reduktion von zwei Log-Stufen nachgewiesen werden.

Vergleichbare Ergebnisse der mit Klarwasserabläufen der untersuchten Belebungsanlagen durchgeführten Bestrahlungsreihen hinsichtlich des Indikatororganismus intestinale Enterokokken sind nachfolgend in Bild 27 und Bild 28 dargestellt. Die Inaktivierung von intestinalen Enterokokken bezogen auf die wirksamen UV-Bestrahlungsdosen ist in Bild 27 wiederum in absoluten Werten angegeben. Als Bewertungskriterium ist für den Parameter intestinale Enterokokken hier ein Richtwert von $4,0 \cdot 10^2$ KBE/100 ml angegeben, der ebenfalls die Anforderungen an Bewässerungswasser nach WHO (1989) widerspiegelt. Die Ausgangskonzentration an intesti-

nalen Enterokokken lag im Mittel bei $9,20 \cdot 10^3$ KBE/100 ml, wobei als minimale und maximale Konzentrationen $3,20 \cdot 10^2$ KBE/100 ml bzw. $1,71 \cdot 10^4$ KBE/100 ml gemessen wurden. Auch bei der Analyse der intestinalen Enterokokken zeigte sich eine deutliche Bakterienabnahme mit zunehmender UV-Bestrahlungsdosis. Insgesamt verlief die Inaktivierung von intestinalen Enterokokken analog zu der des Indikatororganismus *E. coli*. Die Ränder einer entsprechenden Hüllkurve lassen sich hier annähernd durch die folgenden beiden Funktionen beschreiben:

$$\text{oberer Rand: } y(D) = - (1,70 \cdot 10^4 - 3,96 \cdot 10^2) \cdot (1 - e^{-0,1950 \cdot D}) + 1,70 \cdot 10^4$$

$$\text{unterer Rand: } y(D) = - (3,20 \cdot 10^2 - 7,49 \cdot 10^0) \cdot (1 - e^{-0,3905 \cdot D}) + 3,20 \cdot 10^2$$

mit: D = Strahlungsdosis in mW s/cm^2

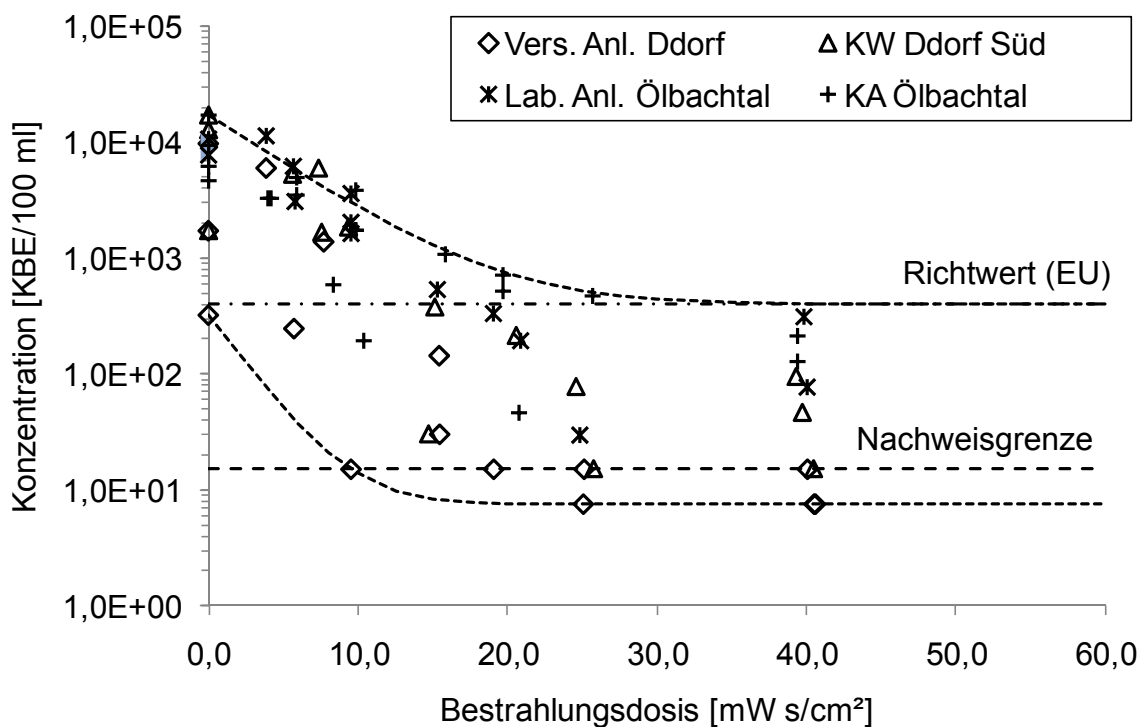


Bild 27: Inaktivierung von intestinalen Enterokokken durch UV-Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Klarwasserablauf Belebung (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)

Tendenziell liegen auch für den Parameter intestinale Enterokokken die gemessenen Bakterienkonzentrationen in den Proben der Laboranlage Ölbachtal und von der großtechnischen Anlage Bochum Ölbachtal über den entsprechenden Messwerten aus Düsseldorf. Hinsichtlich einer sicheren Unterschreitung des angegebenen Richtwertes ergab sich jedoch aus den Ergebnissen der 13 durchgeführten Laborbestrah-

lungssreihen, dass für den Parameter intestinale Enterokokken eine im Vergleich erhöhte Mindestbestrahlungsdosis von etwa 27,5 mW s/cm² notwendig ist.

Die in den Klarwasserablaufproben der untersuchten Belebungsanlagen erzielte Inaktivierung von intestinalen Enterokokken ist in Abhängigkeit von der Bestrahlungsdosis und der Häufigkeitsverteilung in Bild 28 wiederum direkt als Log-Stufen-Reduktion dargestellt. Auch hier zeigt sich, dass eine UV-Bestrahlung der intestinalen Enterokokken mit einer erhöhten Dosis erfolgen muss, um vergleichbare Reduktionsergebnisse wie für den Parameter *E. coli* zu erzielen. Erst bei einer UV-Bestrahlung von mindestens 17,5 mW s/cm² konnte in 100 % der Wasserproben eine Inaktivierung an intestinalen Enterokokken um eine Log-Stufe nachgewiesen werden. Bei einer UV-Dosis von mindestens 27,5 mW s/cm² konnte immerhin noch in gut 80 % aller Proben eine entsprechende Reduktion von zwei Log-Stufen nachgewiesen werden. Auch die in Bild 28 dargestellten Bestrahlungsergebnisse für geringe UV-Dosen bis 12,5 mW s/cm² veranschaulichen im Vergleich zu den in Bild 26 angegebenen Werten deutlich, dass die intestinalen Enterokokken in den Klarwasserabläufen aller hier untersuchten Belebungsanlagen deutlich resistenter gegen UV-Bestrahlung waren als *E. coli* Bakterien.

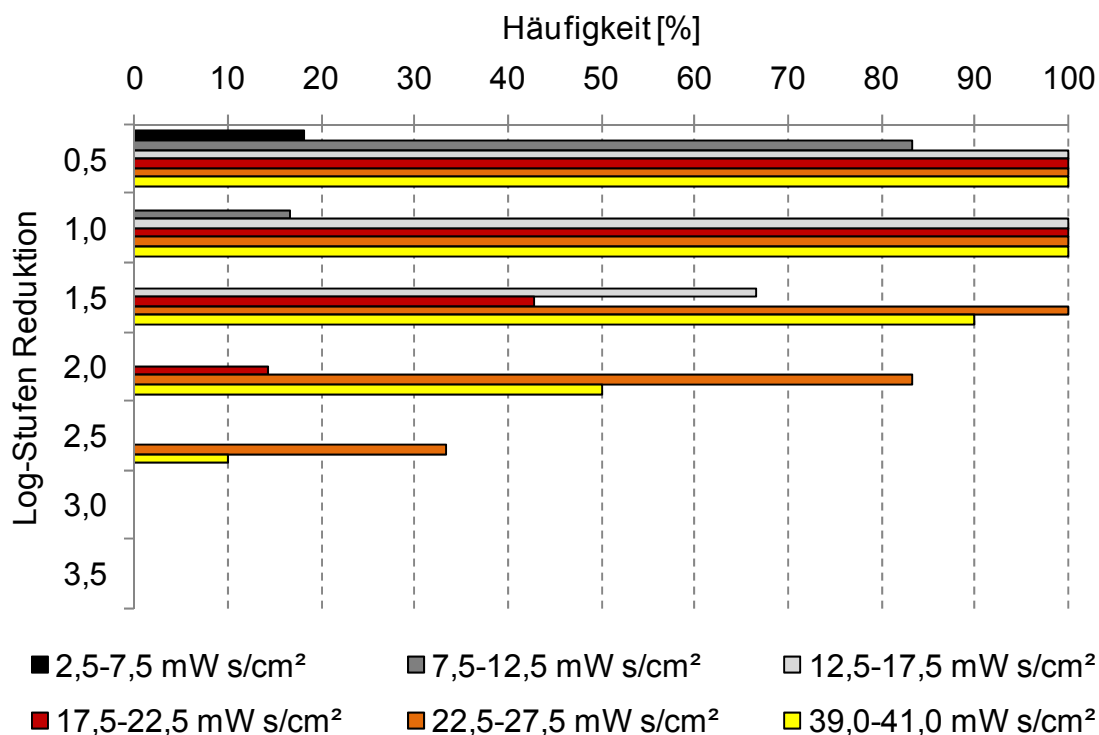


Bild 28: Häufigkeitsverteilung der Inaktivierung von intestinalen Enterokokken durch UV-Bestrahlung (Log-Stufen-Reduktion, Klarwasserablauf Belebung)

6.5.2 UV-Mindestbestrahlungsdosen für Filtrat einer Schnellfiltration

Vergleichbare Untersuchungen zu den erforderlichen Mindestbestrahlungsdosen wurden in einem zweiten Schritt ebenfalls für das Filtrat von hinter Belebungsanlagen

geschalteten Schnellfiltern durchgeführt. Hierfür wurden in insgesamt 6 Laborreihen Filtratproben von der Versuchsanlage Düsseldorf sowie dem großtechnischen Klärwerk Düsseldorf Süd bestrahlt. Die insgesamt 30 Einzelproben wurden mit Bestrahlungsdosen von 0,0 bis 40,7 mW s/cm² behandelt und anschließend wiederum auf die beiden Indikatoren *E. coli* und intestinale Enterokokken analysiert. Die mit der UV-Bestrahlung erzielte Inaktivierung an *E. coli* ist in Bild 29 wiederum als Verlauf der absoluten Werte über die wirksame Strahlungsdosis aufgetragen. Die Nachweisgrenze des eingesetzten Testverfahrens lag ebenfalls bei 15 KBE/100 ml und auch hier wurde für Proben, in denen die gemessenen Konzentrationen die Nachweisgrenze unterschritten, der halbe Grenzwert (7,5 KBE/100 ml) eingesetzt. Als Bewertungskriterium für die Wirksamkeit der UV-Desinfektion wurde wiederum ein Richtwert von $1,0 \cdot 10^3$ KBE/100 ml angegeben. In den Laborbestrahlungsreihen des Filtrats lag die Ausgangskonzentration an *E. coli* im Mittel bei $2,12 \cdot 10^3$ KBE/100 ml. Die minimalen und maximalen Ausgangskonzentrationen lagen hier bei $5,98 \cdot 10^2$ KBE/100 ml bzw. bei $1,12 \cdot 10^4$ KBE/100 ml. Mit zunehmender UV-Dosis zeigte sich auch bei den bestrahlten Filtratproben eine deutliche Abnahme der Bakterienkonzentration, wobei der lineare Inaktivierungsverlauf steiler ausgeprägt war als bei den vorab beschriebenen Bestrahlungsreihen an Klarwasserablaufproben der Belebungsanlagen.

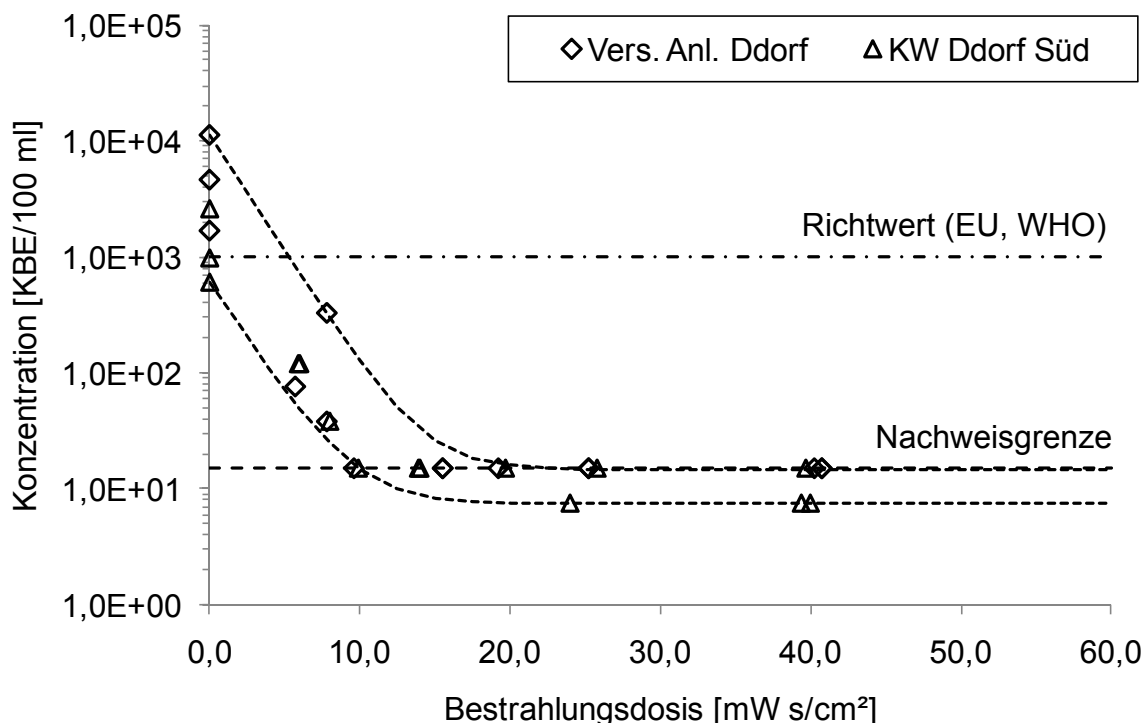


Bild 29: Inaktivierung von *E. coli* durch UV-Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Filtrat (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)

Die gemessenen Konzentrationsverläufe lassen sich auch bei den Filtratproben mit Hilfe einer Hüllkurve erfassen, deren Ränder sich annähernd durch die folgenden beiden Funktionen beschreiben lassen:

$$\text{oberer Rand: } y(D) = - (1,12 \cdot 10^4 - 1,47 \cdot 10^1) \cdot (1 - e^{-0,4588 \cdot D}) + 1,12 \cdot 10^4$$

$$\text{unterer Rand: } y(D) = - (5,90 \cdot 10^2 - 7,50 \cdot 10^0) \cdot (1 - e^{-0,4410 \cdot D}) + 5,90 \cdot 10^2$$

mit: D = Strahlungsdosis in mW s/cm^2

Bei den 6 durchgeführten Laborbestrahlungsreihen waren insgesamt nur sehr geringe Mindestbestrahlungsdosen von etwas über $5,0 \text{ mW s/cm}^2$ notwendig, um den angegebenen Richtwert zu unterschreiten und somit eine für viele Anwendungen der Wiederverwendung ausreichende Wasserqualität zu erreichen. Es fällt außerdem auf, dass ab einer Bestrahlungsdosis von $> 15,0 \text{ mW s/cm}^2$ die Anzahl von *E. coli* vollständig auf bzw. unter die Nachweisgrenze gesenkt werden konnte. In diesem Punkt unterscheiden sich die erzielten Desinfektionsergebnisse für die Filtratproben deutlich von den in Bild 25 dargestellten und vorab beschriebenen Ergebnissen für die Klarwasserabläufe der untersuchten Belebungsanlagen.

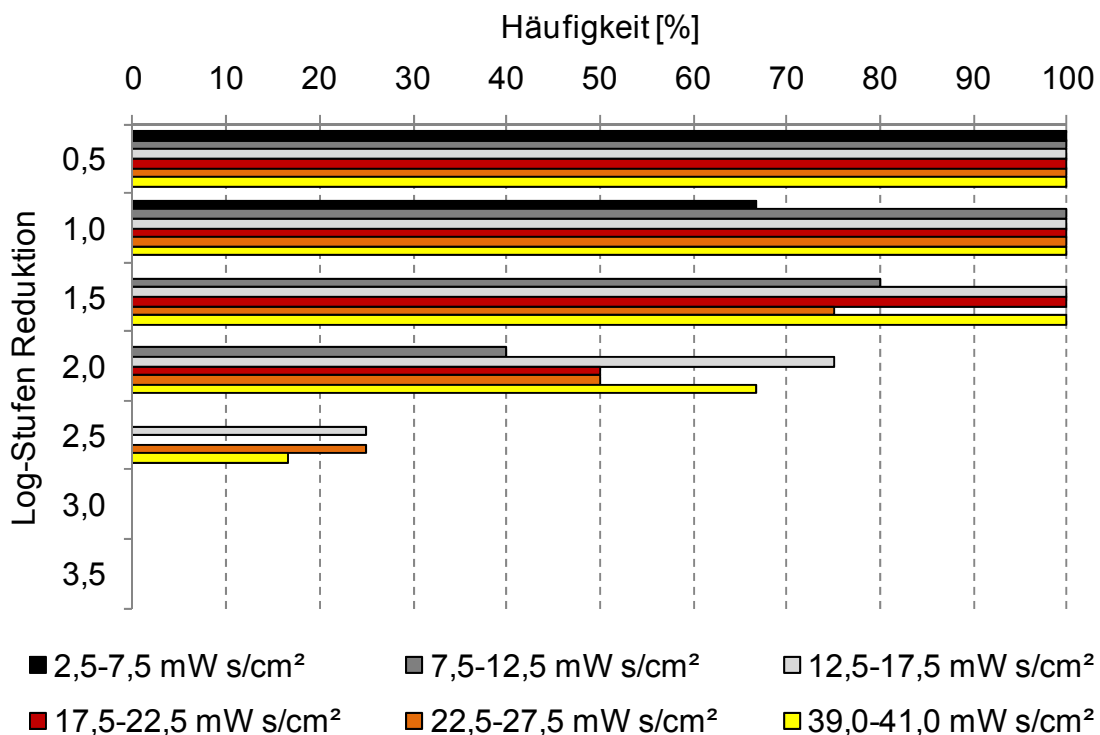


Bild 30: Häufigkeitsverteilung der Inaktivierung von *E. coli* durch UV-Bestrahlung (Log-Stufen-Reduktion, Filtrat)

Ein Blick auf die Häufigkeitsverteilung der erzielten Log-Stufen-Reduktionen hinsichtlich des Parameters *E. coli*, die in Bild 30 für die unterschiedlich stark bestrahlten Filtratproben dargestellt sind, verdeutlicht, dass hier schon mit sehr geringen Be-

strahlungsdosen eine erhebliche Inaktivierung erzielt wurde. Bei einer UV-Dosis von $7,5 \text{ mW s/cm}^2$ wurde schon in annähernd 70 % der Proben eine Reduktion um eine Log-Stufe erzielt. In 75 % der mit $17,5 \text{ mW s/cm}^2$ bestrahlten Proben konnte eine Reduktion um zwei Log-Stufen nachgewiesen werden, was bei der geringen mittleren Ausgangskonzentration von $2,12 \cdot 10^3 \text{ KBE/100 ml}$ einer sehr weitgehenden Inaktivierung der *E. coli* Bakterien entspricht.

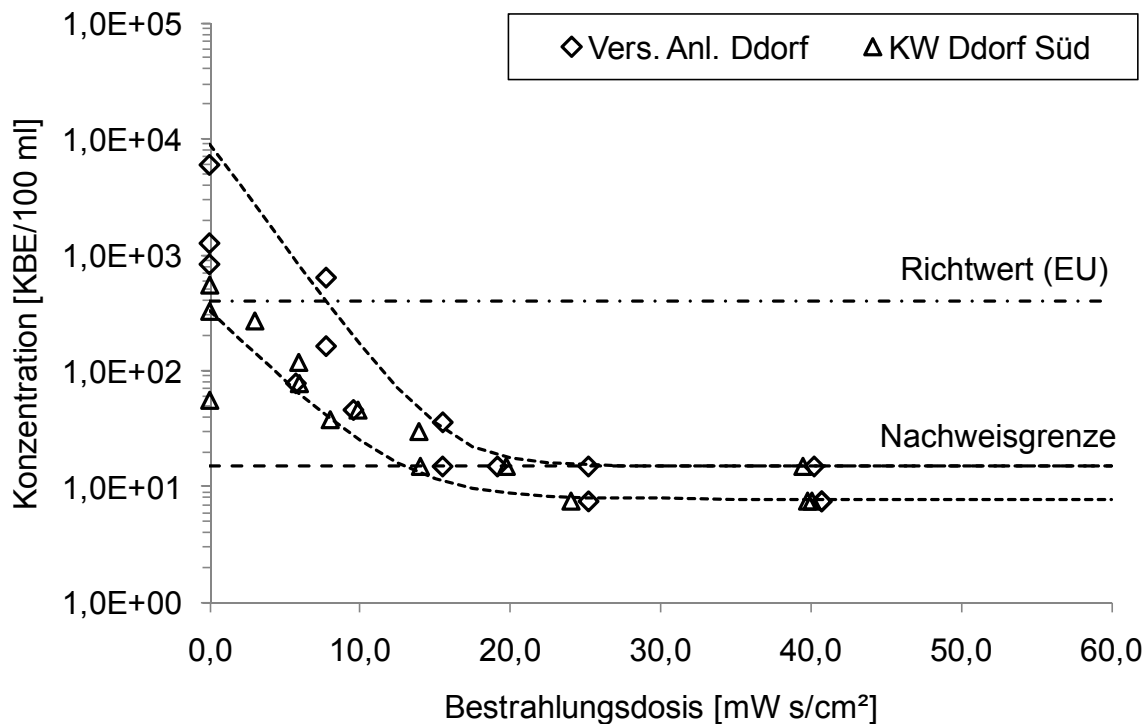


Bild 31: Inaktivierung von intestinalen Enterokokken durch UV-Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Filtrat (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)

Die in den 6 Laborbestrahlungsreihen erzielten Reduktionsergebnisse hinsichtlich des Indikatororganismus intestinale Enterokokken sind für die Filtratproben in Bild 31 und Bild 32 dargestellt. Die Ausgangskonzentration von intestinalen Enterokokken befindet sich hier im Mittel bei $6,92 \cdot 10^2 \text{ KBE/100 ml}$. Die entsprechenden minimalen und maximalen Konzentrationen belaufen sich zu $5,60 \cdot 10^1 \text{ KBE/100 ml}$ bzw. $5,94 \cdot 10^3 \text{ KBE/100 ml}$. Wieder stellt sich die mit zunehmender Bestrahlungsdosis gemessene Konzentrationsabnahme an intestinalen Enterokokken ähnlich zu dem Verlauf der *E. coli* dar. Auch die in den Filtratproben nach der UV-Bestrahlung gemessenen Bakterienkonzentrationen lassen sich mit Hilfe einer wie folgt spezifizierten Hüllkurve umfassen:

$$\text{oberer Rand: } y(D) = - (9,00 \cdot 10^3 - 1,51 \cdot 10^1) \cdot (1 - e^{-0,4062 \cdot D}) + 9,00 \cdot 10^3$$

$$\text{unterer Rand: } y(D) = - (3,30 \cdot 10^2 - 7,85 \cdot 10^0) \cdot (1 - e^{-0,2935 \cdot D}) + 3,30 \cdot 10^2$$

mit: D = Strahlungsdosis in mW s/cm^2

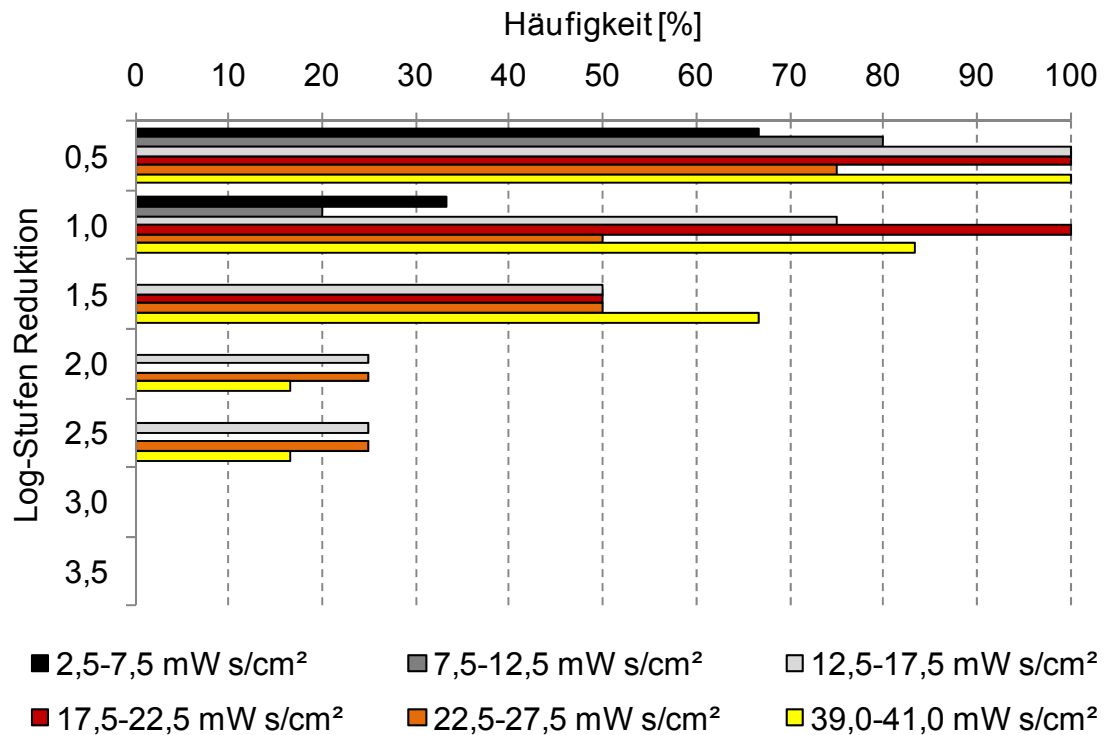


Bild 32: Häufigkeitsverteilung der Inaktivierung von intestinalen Enterokokken durch UV-Bestrahlung (Log-Stufen-Reduktion, Filtrat)

Bei genauerer Betrachtung der Ergebnisse lässt sich die im Vergleich zu *E. coli* größere Resistenz der intestinalen Enterokokken gegen UV-Strahlung auch in den Filtratproben erkennen. Um den angegebenen Richtwert sicher zu unterschreiten, war mit knapp $10,0 \text{ mW s/cm}^2$ eine geringfügig höhere Bestrahlungsdosis erforderlich und um die Indikatorkonzentration auf bzw. unter die Nachweisgrenze zu senken, war mit einer Bestrahlungsdosis von etwa $20,0 \text{ mW s/cm}^2$ ebenfalls ein etwas größerer Wert notwendig. Auch ein Blick auf die Häufigkeitsverteilung der in den Filtratproben gemessenen Log-Stufen-Reduktionen an intestinalen Enterokokken (Bild 32) bestätigt dies. Beispielsweise bei nur 33 %, im Gegensatz zu 70 % für *E. coli*, der mit einer Dosis von $7,5 \text{ mW s/cm}^2$ bestrahlten Proben trat eine Reduktion von einer Log-Stufe auf. Nur in 25 % der mit $17,5 \text{ mW s/cm}^2$ bestrahlten Proben konnte eine Reduktion um zwei Log-Stufen nachgewiesen werden. Die vergleichbare Häufigkeit für den Parameter *E. coli* lag hier bei 75 % der Proben.

6.5.3 UV-Mindestbestrahlungsdosen für Filtrat einer Langsandsandfiltration

Für das Filtrat der im Labormaßstab betriebenen Langsandsandfiltrationsstufe wurden drei UV-Bestrahlungsreihen durchgeführt. Die insgesamt 15 Einzelproben wurden mit UV-Dosen von 0,0 bis 39,7 mW s/cm² bestrahlt und anschließend wiederum auf die beiden Organismen *E. coli* und intestinale Enterokokken untersucht. In Bild 33 sind die gemessenen Konzentrationsverläufe für beide Indikatoren über die wirksame Bestrahlungsdosis aufgetragen.

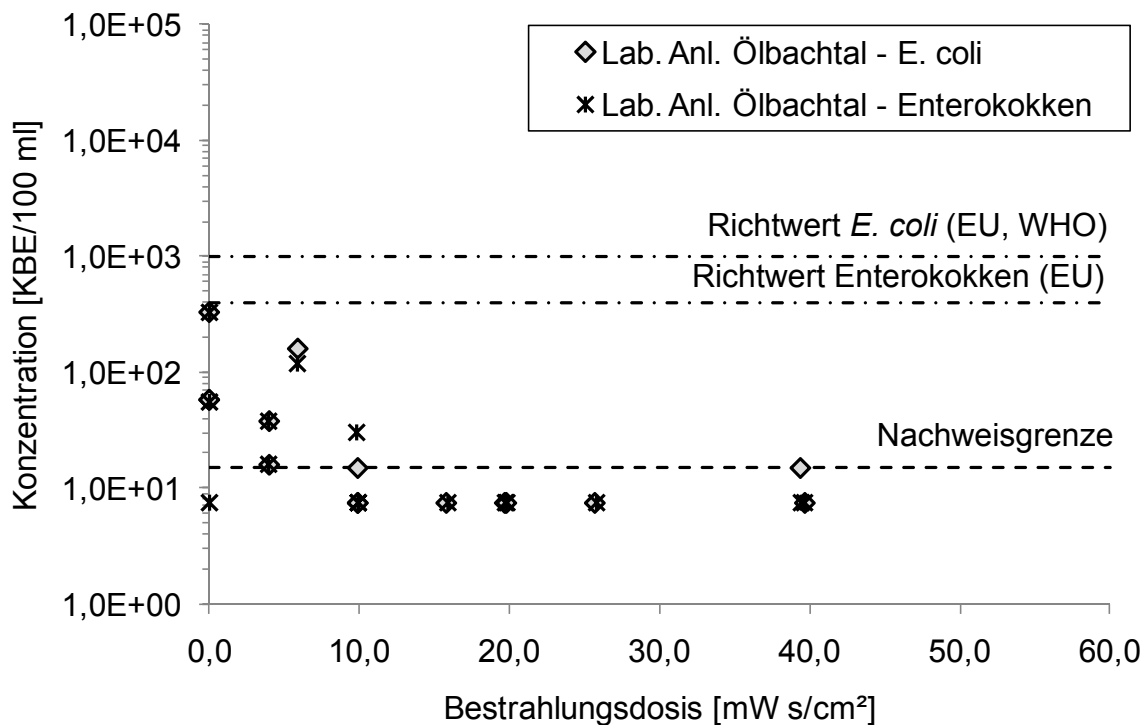


Bild 33: Inaktivierung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken durch UV-Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Filtrat Langsandsandfilter (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)

Erneut sind sowohl die Richtwert von $1,0 \cdot 10^3$ KBE/100 ml für *E. coli* und $4,0 \cdot 10^2$ KBE/100 ml für intestinale Enterokokken sowie bei 15 KBE/100 ml die Nachweisgrenze des Testverfahrens dargestellt. Bei unterhalb der Nachweisgrenze gemessenen Konzentrationen wurde auch hier wieder der halbe Grenzwert mit 7,5 KBE/100 ml angenommen. Die Ausgangskonzentrationen lagen im Mittel bei $1,49 \cdot 10^2$ KBE/100 ml für *E. coli* und $1,31 \cdot 10^2$ KBE/100 ml für intestinale Enterokokken. Entsprechende Minimalwerte von $5,80 \cdot 10^1$ KBE/100 ml und $7,50 \cdot 10^0$ KBE/100 ml sowie Maximalwerte von $3,30 \cdot 10^2$ KBE/100 ml und $3,30 \cdot 10^2$ KBE/100 ml wurden jeweils für die beiden Parameter in den Ausgangsproben bestimmt. Hierbei ist zu beachten, dass bereits alle gemessenen Ausgangskonzentrationen deutlich unterhalb der Richtwerte nach WHO (1989) bzw. EG-Badegewässerrichtlinie (EU, 2006) liegen. In den Untersuchungen auf der Laboranlage Ölbachtal

wurde mit Mindestbestrahlungsdosen von $> 10,0 \text{ mW s/cm}^2$ eine vollständige Inaktivierung beider Indikatororganismen bis zur bzw. unter die Nachweisgrenze des Testverfahrens erzielt.

6.5.4 UV-Mindestbestrahlungsdosen für rein mechanisch behandeltes Abwasser (Mikrosiebung)

Auch im Rahmen der Untersuchungen zur Reinigungsleistung einer Mikrosiebung mit $80 \text{ }\mu\text{m}$ Maschenweite wurden Laborbestrahlungsreihen zur Bestimmung erforderlicher Bestrahlungsdosen für eine weitgehende Keimreduzierung durchgeführt. In Bild 34 sind die erzielten Reduktionen für beide untersuchten Indikatoren über die Bestrahlungsdosis dargestellt. Die Ausgangskonzentrationen lagen hier im Mittel bei $7,94 \cdot 10^7 \text{ KBE/100 ml}$ für *E. coli* und $6,07 \cdot 10^6 \text{ KBE/100 ml}$ für intestinale Enterokokken. Entsprechende Minimal- sowie Maximalwerte wurden für *E. coli* und intestinale Enterokokken in der Höhe von $2,76 \cdot 10^6 \text{ KBE/100 ml}$ und $6,16 \cdot 10^5 \text{ KBE/100 ml}$ bzw. von $1,08 \cdot 10^8 \text{ KBE/100 ml}$ und $6,51 \cdot 10^6 \text{ KBE/100 ml}$ bestimmt.

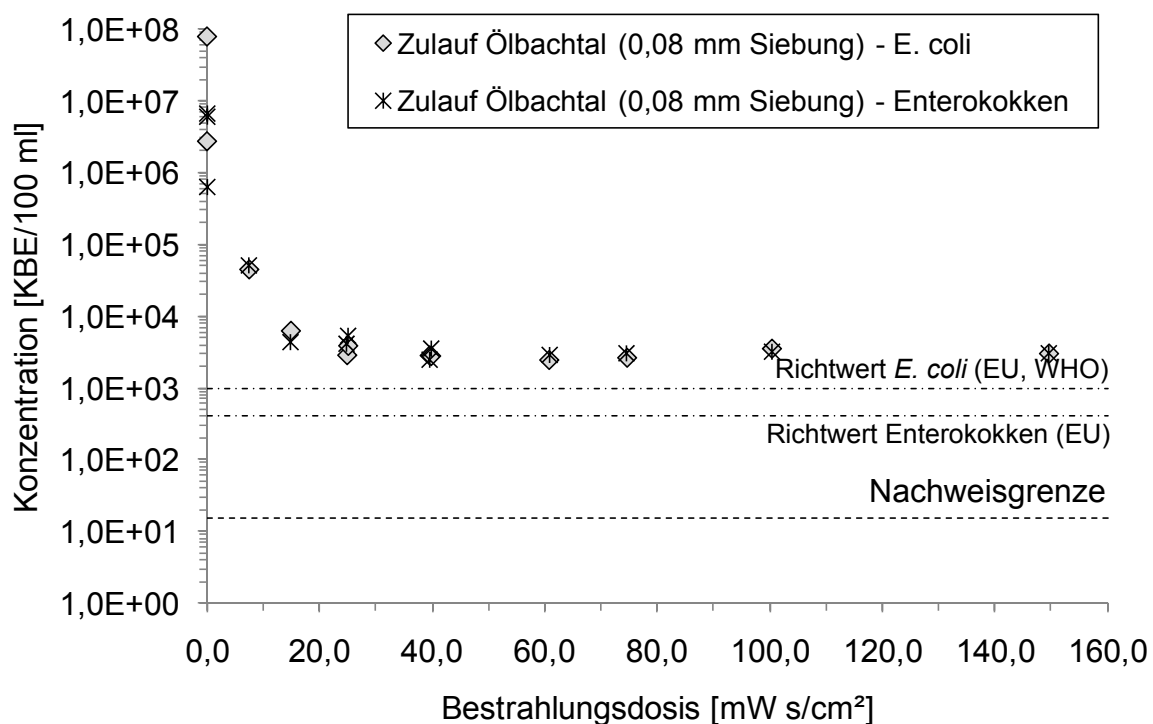


Bild 34: Inaktivierung von *E. coli* und Enterokokken durch UV-Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Mikrosiebung Zulauf

Es zeigt sich, dass auch für das nur mittels Mikrosiebung vorbehandelte Abwasser mit einer UV-Desinfektion, zumindest zu Beginn der Bestrahlungsreihe, eine deutliche Inaktivierung sowohl an *E. coli* als auch an intestinalen Enterokokken erzielt werden konnte. Bis zu einer UV-Dosis von etwa $40,0 \text{ mW s/cm}^2$ wurden die Indikatorkonzentrationen wirksam abgesenkt und es konnten maximale Reduktionsraten von etwa 4,6 Log-Stufen für *E. coli* und 3,4 Log-Stufen für intestinale Enterokokken

erreicht werden. Bei steigenden UV-Dosen bis 150,0 mW s/cm war jedoch in den Laborbestrahlungsreihen keine weitere Inaktivierung nachzuweisen. Die gemessenen Indikatorkonzentrationen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken pendelten sich auf einen Minimalwert von etwa $3,0 \cdot 10^3$ KBE/100 ml ein. Trotz der hohen Bestrahlungsdosen und obwohl erhebliche Reduktionsraten erzielt wurden, konnten somit die angegebenen Richtwerte von $1,0 \cdot 10^3$ bzw. $4,0 \cdot 10^2$ KBE/100 ml für keinen der Beiden Parameter unterschritten werden.

6.5.5 Einfluss von Feststoffen auf die Wirksamkeit einer UV-Desinfektionsstufe

Anhand der vorab dargestellten Ergebnisse der Laborbestrahlungsversuche, die an Abwasserproben von unterschiedlichster Qualität durchgeführt wurden, lässt sich der Einfluss vorhandener Feststoffkonzentrationen auf die Wirksamkeit einer UV-Desinfektionsstufe sehr gut aufzeigen. Hierfür ist ein Vergleich der Bestrahlungsreihen, die mit mikrogeseibten Zulauf (80 µm Maschenweite) bei noch relativ hohen Feststoffgehalten durchgeführt wurden (Bild 34), mit den für die Klarwasserabläufe der Belebungsanlagen (Bild 25 für *E. coli* u. Bild 27 für Enterokokken) und den für die unterschiedlichen Filtrate (Schnellfilter: Bild 29 für *E. coli* u. Bild 31 für Enterokokken; Langsamsandfilter: Bild 33) durchgeführten Bestrahlungsreihen notwendig.

Tabelle 24: Mittlere Feststoffgehalte der in den Laborbestrahlungsreihen (vgl. Bild 25 bis Bild 34) verwendeten Proben

Probenherkunft	AFS-Konzentration [mg/l]	
Ablauf Mikrosieb – Zulauf, KA Ölbachtal	130,00	Bild 34
Ablauf NK – Versuchsanl. Düsseldorf	1,33	Bild 25, Bild 27
Ablauf NK – KW Düsseldorf Süd	29,66	Bild 25, Bild 27
Ablauf NK – Laboranl. Ölbachtal	7,50	Bild 25, Bild 27
Ablauf NK – KA Ölbachtal	6,13	Bild 25, Bild 27
Filtrat – Schnellfilter, Versuchsanl. Düsseldorf	1,33	Bild 29, Bild 31
Filtrat – Schnellfilter, KW Düsseldorf Süd	1,00	Bild 29, Bild 31
Filtrat – Langsamsandfilter Laboranl. Ölbachtal	1,00	Bild 33

Tabelle 24 zeigt eine Zusammenstellung der in den unterschiedlichen Laborbestrahlungsreihen verwendeten Proben unter Angabe der in ihnen vorhandenen mittleren

Feststoffgehalte und mit einem entsprechenden Bezug zu den jeweils in den vorangegangenen Abschnitten diskutierten Bildern.

Bei Betrachtung der Ergebnisse der Laborbestrahlungsreihen ist gut erkennbar, dass insbesondere bei den Abwasserproben mit hohen Feststoffgehalten eine deutliche Steigerung der Bestrahlungsdosen ab einem gewissen Punkt zu keiner weiteren Inaktivierung der Indikatororganismen führte. Besonders deutlich ist dieser Effekt bei den Bestrahlungsreihen für die mikrogeseibten Proben (Bild 34), in denen noch eine mittlere Feststoffkonzentration von 130,0 mg/l vorhanden war. Über den gesamten Bestrahlungsdosenbereich von etwa 40,0 bis 160,0 mW s/cm² wurde hier eine gleichbleibende Konzentration an Indikatororganismen von etwa $3,0 \cdot 10^3$ KBE/100 ml gemessen. Hauptursache für diese gleichbleibend hohen Indikatorkonzentrationen ist, dass ein wesentlicher Anteil der im Abwasser vorkommenden Mikroorganismen und Bakterien an Partikel angeheftet bzw. von Feststoffen wie beispielsweise Schlammflocken eingeschlossen sind. Darüber hinaus schirmen hohe Feststoffgehalte einen Teil der vorhandenen Mikroorganismen vor der applizierten UV-C-Strahlung ab. Dieser Einfluss hoher Feststoffgehalte auf die Wirksamkeit einer UV-Desinfektion lässt sich in abgeschwächter Form auch in den Ergebnissen der Laborbestrahlungsreihen für die Klarwasserabläufe der untersuchten Belebungsanlagen wiederfinden. Hier flachen die Inaktivierungskurven der Indikatororganismen bei Bestrahlungsdosen größer 15 mW s/cm² deutlich ab (Bild 25, Bild 27). Darüber hinaus führte auch in diesen Versuchsreihen eine Erhöhung der Bestrahlungsdosen zu keiner weiteren wesentlichen Reduktion an *E. coli* bzw. intestinalen Enterokokken. Der negative Einfluss vorhandener Feststoffgehalte zeigt sich bei diesen Bestrahlungsreihen auch an der Breite der die Messwerte umfassenden Hüllkurve. Die Konzentrationsverläufe an Indikatororganismen verliefen in den bestrahlten Klarwasserproben, in denen noch nennenswerte Feststoffgehalte vorhanden waren (KW Düsseldorf Süd, Laboranlage Ölbachtal, Kläranlage Ölbachtal – vgl. Tabelle 24), stets deutlich oberhalb der gemessenen Werte für den nahezu feststofffreien Klarwasserablauf der Versuchsanlage Düsseldorf. Bei alle Laborbestrahlungsreihen für die unterschiedlichen Filtratproben (Bild 29, Bild 31 und Bild 33), die mit AFS-Konzentrationen ≤ 2 mg/l ebenfalls nahezu feststofffrei waren, wurde unabhängig von den Ausgangskonzentrationen mit steigenden Bestrahlungsdosen eine nahezu lineare Inaktivierung an *E. coli* und Enterokokken bis zur bzw. unterhalb der Nachweisgrenze festgestellt. Die abschirmende Wirkung der in diesen Abwasserproben sehr geringen Feststoffgehalte war vernachlässigbar gering. Eine nennenswerte Beeinflussung der Wirksamkeit der UV-Desinfektion durch die noch vorhandenen minimalen Feststoffkonzentrationen konnte hier nicht nachgewiesen werden.

6.5.6 Untersuchungen zum kontinuierlichen Betrieb einer UV-Desinfektionsstufe auf der Versuchsanlage Düsseldorf

In Ergänzung zu den durchgeführten Laborbestrahlungsversuchen wurde im Rahmen des hier vorliegenden Forschungsprojektes auf der Versuchsanlage Düsseldorf auch die Leistungsfähigkeit einer UV-Desinfektionsstufe bei kontinuierlicher Betriebsweise untersucht. Hierfür wurde ein Dünnschichtreaktor der Firma ProMinent® aus der Baureihe *Dulcodes D* mit einem 130 Watt Strahler eingesetzt (vgl. Kapitel 4.3). In mehreren Versuchsphasen wurde sowohl das Filtrat der dort betriebenen Schnellsandfiltration behandelt als auch der Klarwasserablauf der Belebungsstufe direkt desinfiziert.

UV-Desinfektion des Filtrats der Schnellsandfiltration: Beispielhaft für die Wirksamkeit des in der Verfahrenskette Schnellsandfiltration plus nachgeschaltete UV-Desinfektionsstufe betriebenen Dünnschichtreaktors sind die im *Untersuchungszeitraum VD3 11/2008* erzielten Ergebnisse in Bild 35 für den Indikator *E. coli* und in Bild 36 für den Parameter intestinale Enterokokken dargestellt.

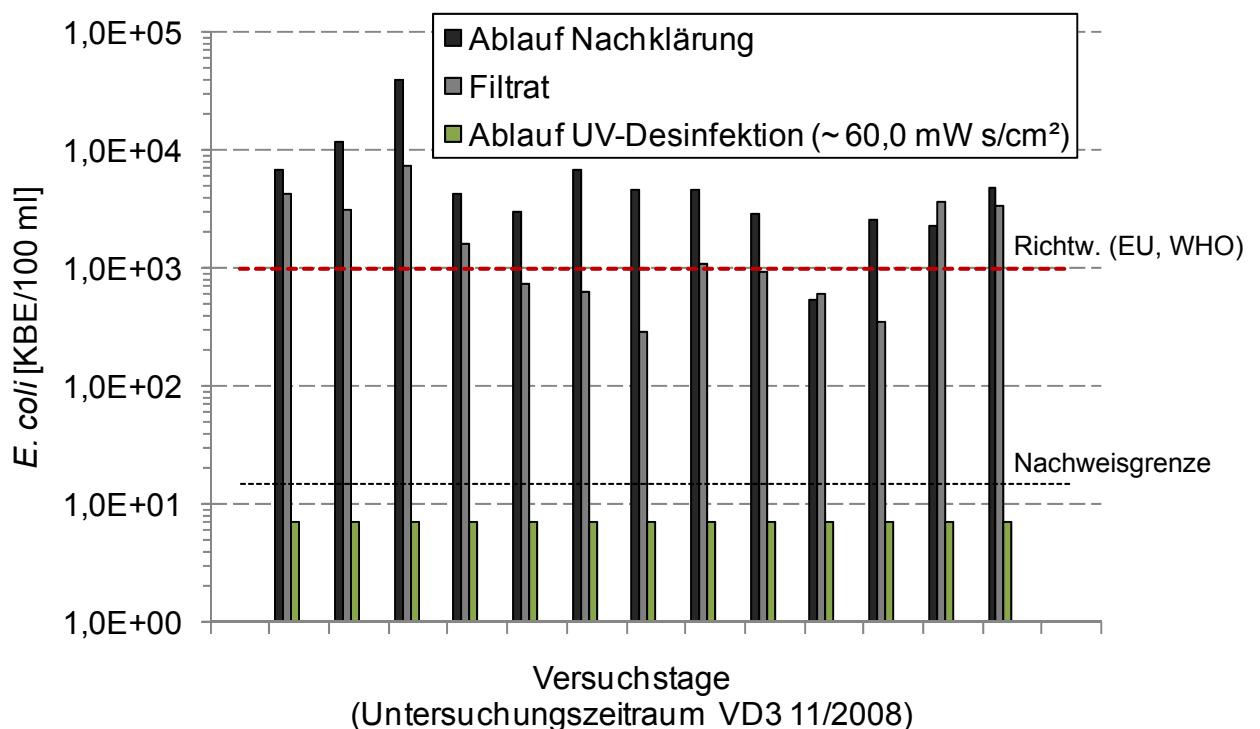


Bild 35: Wirksamkeit einer UV-Desinfektionsstufe bei kontinuierlicher Betriebsweise bezogen auf den Indikator *E. coli* - Versuchsanlage Düsseldorf, Filtrat (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)

Während dieses Untersuchungszeitraums wurde der Dünnschichtreaktor konstant mit einer Filtratwassermenge von 1,85 m³/h beschickt. Im Filtrat lag die gemessene UV-Transmission bei der Wellenlänge von 254 nm im Mittel bei 59,5 % cm⁻¹ (vergl. Bild 19 bzw. Tabelle 14). Laut Herstellerangaben ergibt sich unter diesen Randbe-

dingungen bei dem verwendeten Dünnschichtreaktor eine wirksame UV-Dosis von ungefähr $60,0 \text{ mW s/cm}^2$. In Bild 35 und Bild 36 sind jeweils die an 13 unterschiedlichen Versuchstagen gemessenen Indikatorkonzentrationen für den Klarwasserablauf der Belebungsstufe, das Filtrat der Schnellsandfiltration sowie den Ablauf der UV-Desinfektionsstufe gezeigt. Darüber hinaus ist in beiden Bildern bei $1,5 \cdot 10^1 \text{ KBE/100 ml}$ die Nachweisgrenze des verwendeten MPN-Testverfahrens eingetragen.

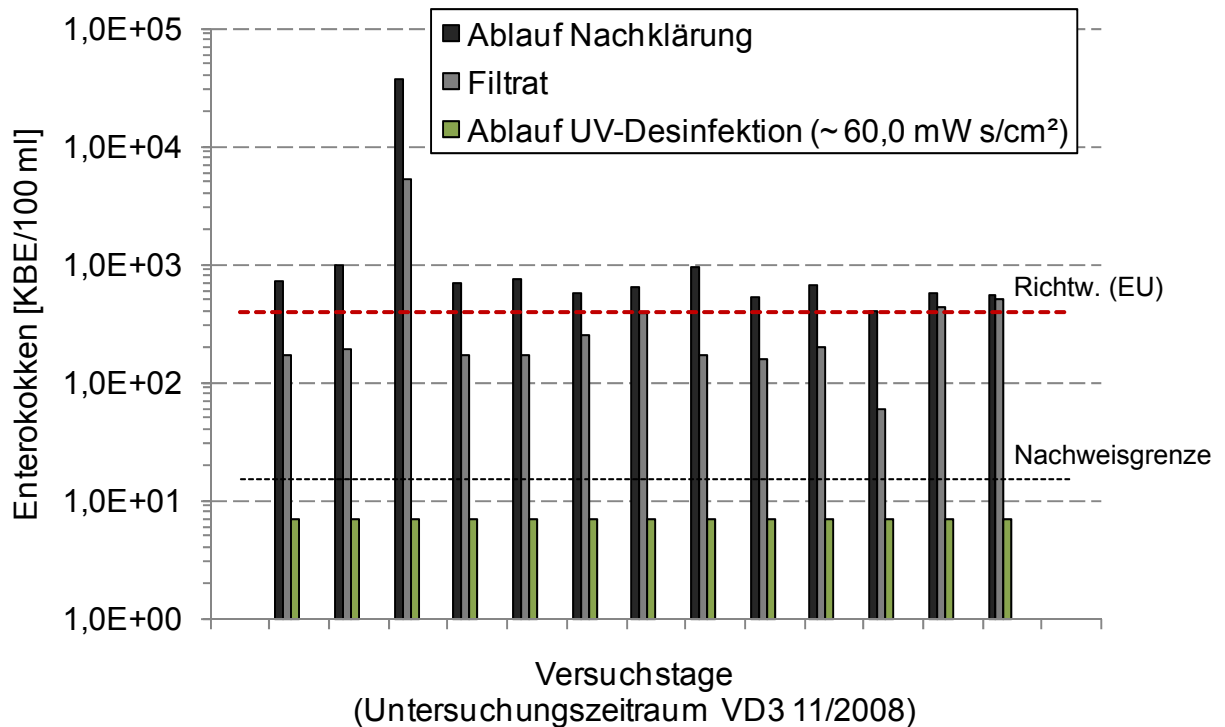


Bild 36: Wirksamkeit einer UV-Desinfektionsstufe bei kontinuierlicher Betriebsweise bezogen auf den Indikator intestinale Enterokokken - Versuchsanlage Düsseldorf, Filtrat (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)

Um eine sinnvolle Einordnung der erzielten Inaktivierung an Indikatororganismen zu ermöglichen sind hier wiederum zwei Richtwerte angegeben. In Bild 35 zeigt dieser mit $1,0 \cdot 10^3 \text{ KBE/100 ml}$ für *E. coli* erneut die Vorgaben der WHO (1989) für Bewässerungswasser bzw. der EG-Badegewässerrichtlinie (EU, 2006). Wie bereits vorab geschildert, gilt die Grenze von kleiner $4,0 \cdot 10^2 \text{ KBE/100 ml}$ für den Parameter intestinale Enterokokken (Bild 36) laut EG-Badegewässerrichtlinie (EU, 2006) als Anforderung an eine „gute Gewässerqualität“. Die hier dargestellten Versuchsergebnisse verdeutlichen auf der einen Seite noch einmal, dass wie bereits in den Kapiteln 6.2 u. 6.3.1.3 beschrieben, weder die Qualität des Klarwasserablaufs der Belebungsanlage noch die Qualität des Filtrats der Schnellsandfiltration ausreichen, um diese hygienischen Anforderungen sicher zu erfüllen. Anhand der Ergebnisse in Bild 35 und Bild 36 wird jedoch auch deutlich, dass mit der gewählten UV-Bestrahlung konstant eine sichere und fast vollständige Inaktivierung der Indikatororganismen erzielt wer-

den konnte. Die hinter der UV-Desinfektion gemessenen Indikatorkonzentrationen lagen stets unterhalb der Nachweisgrenze von $1,5 \cdot 10^1$ KBE/100 ml und somit deutlich unter den angegebenen Richtwerten.

UV-Desinfektion des Klarwasserablaufs der Belebungsanlage: In Ergänzung zu der untersuchten Verfahrenskette Belebung, Schnellsandfiltration plus nachgeschaltete UV-Desinfektionsstufe wurde die UV-Desinfektion auf der Versuchsanlage Düsseldorf auch direkt zur Behandlung des Klarwasserablaufs der Belebungsstufe eingesetzt. Diese Versuchsphase (*Untersuchungszeitraum VD4 12/2008*) zeichnete sich jedoch insbesondere beim Betrieb der Belebungsstufe durch einige schwerwiegende Probleme aus, die auch erhebliche Auswirkungen auf den Betrieb des direkt nachgeschalteten UV-Reaktors hatten. In diesem Untersuchungszeitraum war das Absetzverhalten des Belebtschlammes in den Nachklärbecken stark gestört und es kam zu einem erheblichen Schlammabtrieb. Da die UV-Desinfektionsstufe ohne zwischengeschaltete Filtrationsstufe betrieben wurde, sammelte sich der abgetriebene Belebtschlamm oftmals direkt im UV-Reaktor, weshalb der Desinfektionsbetrieb mehrmals unterbrochen werden musste und insgesamt nur unzureichend realisiert werden konnte. Die aufgetretenen Probleme werden im nachfolgenden Abschnitt 6.5.8 noch weitergehend diskutiert.

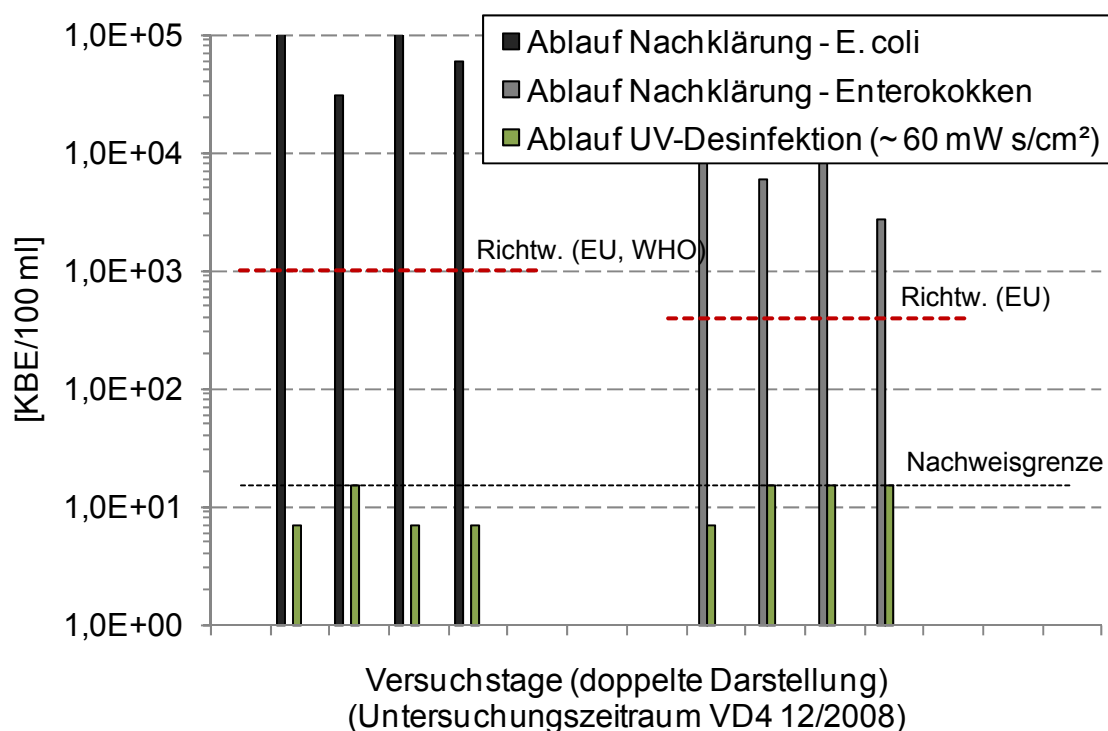


Bild 37: Wirksamkeit einer UV-Desinfektion bei kontinuierlicher Betriebsweise bezogen auf die Indikatoren E. coli (links) und intestinale Enterokokken (rechts) - Versuchsanlage Düsseldorf, Ablauf Nachklärung (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)

An dieser Stelle sollen zunächst die bei störungsfreiem Betrieb der UV-Anlage aufgenommenen Messergebnisse präsentiert werden. Die in dem Klarwasserablauf der Belebungsstufe gemessenen UV-Transmissionswerte lagen im Mittel bei $57,8 \text{ \% cm}^{-1}$ (vergl. Bild 19 sowie unktionierenden Verfahrensstufe.

Tabelle 9 u. Tabelle 14), zumindest an den Tagen, an denen der Betrieb der UV-Desinfektionsstufe nicht durch den Schlammabtrieb gestört wurde. Wiederum wurde der UV-Reaktor mit einer relativ konstanten Wassermenge von $1,85 \text{ m}^3/\text{h}$ beschickt, sodass auch während dieser Untersuchungsphase von einer wirksamen Dosis von etwa $60,0 \text{ mW s/cm}^2$ ausgegangen werden kann.

In Bild 37 ist die während des ungestörten Betriebs durch die UV-Bestrahlung erzielte Inaktivierung sowohl für den Parameter *E. coli* (linker Bereich des Bildes) als auch für die intestinalen Enterokokken (rechter Bereich des Bildes) zusammengefasst dargestellt. Entsprechende Richtwerte ($1,0 \cdot 10^3 \text{ KBE}/100 \text{ ml}$ für *E. coli* und $4,0 \cdot 10^2 \text{ KBE}/100 \text{ ml}$ für intestinale Enterokokken) sowie die Nachweisgrenze des Testverfahrens ($1,5 \cdot 10^1 \text{ KBE}/100 \text{ ml}$) sind auch hier wieder angegeben. Mit einer UV-Dosis von $60,0 \text{ mW s/cm}^2$ konnte auch bei der direkten Behandlung der Klarwasserabläufe eine nahezu vollständige Inaktivierung der Indikatororganismen *E. coli* und intestinale Enterokokken gewährleistet werden. Die im Ablauf der UV-Desinfektionsstufe gemessenen Konzentrationen lagen für beide Parameter stets an bzw. unter der Nachweisgrenze. Dieses Ergebnis ist jedoch vorbehaltlich der geschilderten schwerwiegenden Betriebsprobleme zu betrachten.

6.5.7 Demonstrationsbetrieb einer UV-Desinfektionsstufe auf der Pilotanlage Rabat

Ein wesentlicher Schwerpunkt des in Rabat durchgeführten Demonstrationsbetriebs lag auf der Validierung und Bestätigung von in Düsseldorf erzielten Ergebnissen hinsichtlich des kontinuierlichen Betriebs einer UV-Desinfektionsanlage. Auch auf der Pilotanlage in Rabat wurde die UV-Desinfektionsstufe direkt hinter der Belebungsstufe und im Anschluss einer zwischengeschalteten Schnellsandfiltrationsstufe betrieben. Für beide Fälle wurde ein kleinerer UV-Reaktor der Firma ProMinent® aus der Baureihe *Dulcodes P* mit einem 16 Watt Strahler eingesetzt (vgl. Kapitel 4.4.1). Durch den Einsatz dieser kleineren UV-Desinfektionseinheit (geringeres Reaktorvolumen und schwächere Strahlerleistung) war es möglich, die in Düsseldorf bei vergleichsweise hohen Bestrahlungsdosen ($\sim 60,0 \text{ mW s/cm}^2$) erzielten Ergebnisse auch in Bereichen kleinerer Bestrahlungsdosen zu überprüfen. Somit konnte eine weitgehende Annäherung an die mittels Laborbestrahlungsreihen bestimmten Mindestbestrahlungsdosen erreicht werden, was mit einer Optimierung des Verfahrens insbesondere vor dem Hintergrund des notwendigen Energieeinsatzes einhergeht.

Konkret werden anhand der in Bild 38 und Bild 39 präsentierten Ergebnisse drei verschiedene Einstellungen diskutiert mit denen die UV-Desinfektionsstufe in Marokko während des *Untersuchungszeitraums PR1 08/2009 – 10/2009* jeweils mindestens zwei Wochen betrieben wurde. In den ersten beiden Einstellungen wurde der UV-Reaktor der Schnellsandfiltration nachgeschaltet, sodass hier der Filtratwasserstrom desinfiziert wurde. Der Klarwasserablauf der Belebungsstufe wurde anschließend in der dritten Demonstrationsphase direkt behandelt. Für eine Beschreibung der Wasserqualität des der Desinfektionsanlage zufließenden Filtratwassers und des Klarwasserablaufs der Belebungsstufe anhand der für die Leistungsfähigkeit einer UV-Desinfektion maßgebenden Parameter sei an dieser Stelle noch einmal rückblickend auf die Daten aus Tabelle 15 sowie aus Bild 21 verwiesen.

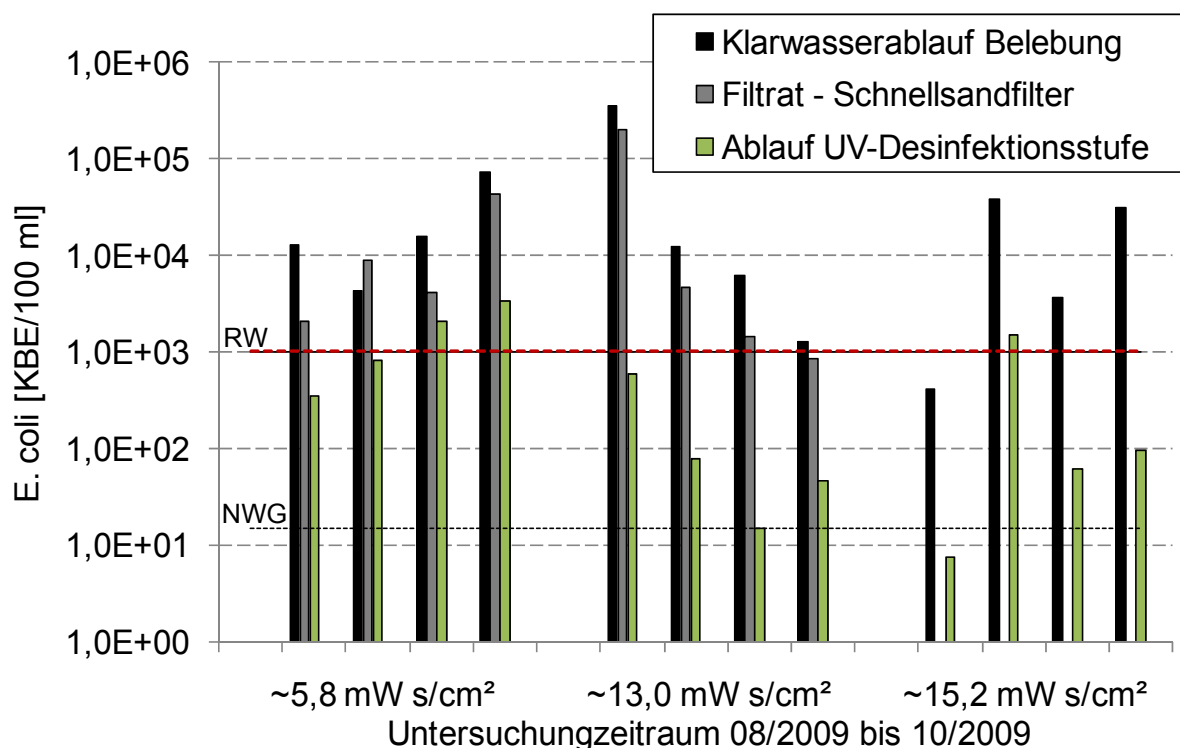


Bild 38: Wirksamkeit einer kontinuierlich betriebenen UV-Desinfektionsstufe bezogen auf den Indikator *E. coli* in Abhängigkeit von der Bestrahlungsdosis - Demonstrationsbetrieb Rabat (Bei 15,2 mW s/cm² ohne Filtrationsstufe, RW = Richtwerte (EU, WHO), NWG = Nachweisgrenze des Testverfahrens, Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)

Die mittlere Transmission ($UV-T_{254}$) betrug für das Filtrat $62,5 \% \text{ cm}^{-1}$ bei einem mittleren AFS-Gehalt von $1,25 \text{ mg/l}$ und im Klarwasserablauf der Belebung $59,6 \% \text{ cm}^{-1}$ bei einem deutlich höheren AFS-Gehalt von im Mittel $10,0 \text{ mg/l}$. In der ersten Demonstrationsphase wurde der UV-Reaktor mit einem Durchfluss von etwa $1,0 \text{ m}^3/\text{h}$ beschickt, sodass sich laut Herstellerangabe die wirksame Bestrahlungsdosis zu $5,8 \text{ mW s/cm}^2$ ergab. In der anschließenden Demonstrationsphase zwei wurde der

Durchfluss auf ca. 0,7 m³/h reduziert. Die entsprechende UV-Bestrahlungsdosis erhöhte sich hierdurch auf 13,0 mW s/cm². Für eine direkte Behandlung des Klarwasserablaufs der Belebungsstufe wurde in der dritten Phase der Volumenstrom auf etwa 0,5 m³/h abgesenkt, wodurch die Bestrahlungsstärke auf 15,2 mW s/cm² weiter anstieg. In Bild 38 ist die durch die UV-Bestrahlung erzielte Reduktion an *E. coli* für diese drei unterschiedlichen Einstellungen dargestellt. Es zeigt sich, dass eine Dosis von 5,8 mW s/cm² bei einer kontinuierlichen Betriebsweise der Anlage noch nicht ausreichte, um eine *E. coli*-Konzentration von kleiner 1,0 • 10³ KBE/100 ml (Richtwert nach WHO, 1989 u. EU, 2006) durch die UV-Bestrahlung des Filtrats sicher zu gewährleisten. Alle Kontrollproben, die während der zweiten Demonstrationsphase nach einer Bestrahlung mit 13,0 mW s/cm² analysiert wurden, wiesen *E. coli*-Konzentrationen unterhalb dieses Richtwertes auf. Eine ausreichende Desinfektionsleistung war bei diesen Einstellungen gegeben, auch wenn die vorhandene Sicherheit sehr gering erscheint, da einige der gemessenen Indikatorkonzentrationen nur geringfügig unterhalb von 1,0 • 10³ KBE/100 ml lagen.

Bei einer direkten Bestrahlung des Klarwasserablaufs der Belebungsstufe mit einer Dosis von 15,2 mW s/cm² war der Richtwert in drei von vier Proben eingehalten und wurde in einer einzelnen Probe geringfügig überschritten. Um *E. coli* Konzentrationen kleiner 1,0 • 10³ KBE/100 ml sicher gewährleisten zu können wäre die wirksame Dosis bei Verzicht auf eine Filtration noch weiter zu erhöhen.

Betrachtet man die erzielten Ergebnisse für den Indikator intestinale Enterokokken (Bild 39) so fällt auf, dass die gewählten UV-Dosen in beiden Demonstrationsphasen in denen das Filtrat bestrahlt wurde (5,8 mW s/cm² und 13,0 mW s/cm²) ausreichend waren, um die verbleibenden Konzentrationen unter den Richtwert von 4,0 • 10² KBE/100 ml zu senken. Es muss jedoch beachtet werden, dass in der Demonstrationsphase eins, in der eine Bestrahlungsdosis von 5,8 mW s/cm² appliziert wurde, die Ausgangskonzentrationen an intestinalen Enterokokken sowohl im Klarwasserablauf der Belebungsstufe als auch im Filtrat der Schnellfiltration im Vergleich zu den über den gesamten Untersuchungszeitraum PR1 08/2009 – 10/2009 gemessenen Konzentrationswerten sehr gering waren. Im Mittel lagen dort die entsprechenden Werte (vgl. Tabelle 19) bei 7,45 • 10³ KBE/100 ml für den Klarwasserablauf der Belebungsstufe und bei 2,68 • 10³ KBE/100 ml für das Filtrat der Schnellsandfiltration. Um eine hinreichende Reduktionswirkung inklusive einer entsprechenden Sicherheit auch bei höheren Belastungen zu gewährleisten, kann daher eine Bestrahlungsdosis von nur 5,8 mW s/cm² nicht als sicher empfohlen werden. Bei einer UV-Dosis von 13 mW s/cm² wurde der maßgebende Richtwert, in diesem Fall 4,0 • 10² KBE/100 ml (WHO, 1989), zwar stets unterschritten, die Gewährleistung eines ausreichenden Sicherheitsfaktors ist jedoch auch hier zu überprüfen.

Für den Parameter intestinale Enterokokken zeigte sich wieder in der dritten Demonstrationsphase ohne zwischengeschaltete Filtrationsstufe, dass mit einer Bestrahlungsdosis von $15,2 \text{ mW s/cm}^2$ auf der einen Seite zwar eine gute Indikatorreduktion möglich ist, diese allerdings bei vergleichsweise hohen Zulaufkonzentrationen nicht ausreicht, um den Richtwert, immer sich zu unterschreiten. Deshalb muss auch hier eine höhere Bestrahlungsdosis für einen sicheren Betrieb der dem Klarwasserablauf der Belebungsstufe direkt nachgeschalteten UV-Desinfektionsstufe empfohlen werden.

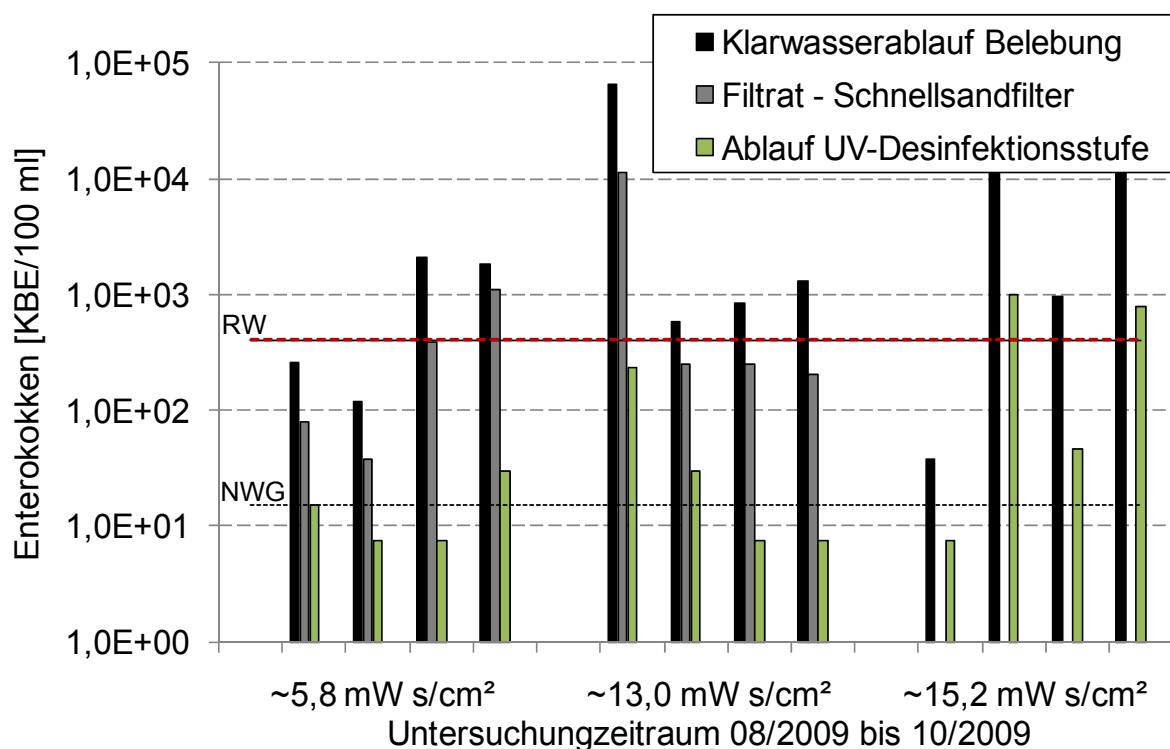


Bild 39: Wirksamkeit einer kontinuierlich betriebenen UV-Desinfektionsstufe bezogen auf den Indikator intestinale Enterokokken in Abhängigkeit von der Bestrahlungsdosis - Demonstrationsbetrieb Rabat (Bei $15,2 \text{ mW s/cm}^2$ ohne Filtrationsstufe, RW = Richtwerte (EU), NWG = Nachweisgrenze des Testverfahrens, Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)

6.5.8 Herausforderungen beim Betrieb einer UV-Desinfektionsstufe

Wie beschrieben, wurden UV-Desinfektionsanlagen im Rahmen der praktischen Untersuchungen dieses Forschungsprojektes an unterschiedlichen Stellen möglicher Verfahrensketten der Aufbereitung von Abwasser für eine Wiederverwendung kontinuierlich betrieben. Während des Einsatzes der beiden UV-Reaktoren traten sowohl auf der Versuchsanlage Düsseldorf als auch auf der Pilotanlage in Marokko einige Schwierigkeiten im Betrieb auf. Im Wesentlichen stellten sich hierbei zwei Aspekte als besonders herausfordernd dar, die in diesem Abschnitt noch einmal vertiefend

betrachtet und hinsichtlich ihres Einflusses auf die Auslegung und den Betrieb von UV-Desinfektionsstufen in der Praxis bewertet werden sollen.

Als erstes ist in diesem Zusammenhang der große Einfluss von Feststoffen auf die Wirksamkeit einer UV-Desinfektion zu nennen. Hier können sich insbesondere dann erhebliche Betriebsprobleme ergeben, wenn die UV-Desinfektionsanlage ohne vorgeschaltete Filtrationsstufe beschickt wird. Während der praktischen Untersuchungen waren hierbei jedoch nicht nur die abschirmende Wirkung der Feststoffe bzw. die Inkorporation der Mikroorganismen an sich problematisch, sondern vielmehr die Tatsache, dass die UV-Desinfektionsanlage in einer solchen Verfahrenskette ohne jegliche Form einer zusätzlichen Sicherheitsstufe funktionieren musste. Der temporäre Abtrieb großer Schwimmschlammflocken hatte auf der Versuchsanlage Düsseldorf zur Folge, dass sich abgetriebener Belebtschlamm direkt im Dünnschichtreaktor ansammelte, wodurch seine Funktionalität deutlich gestört wurde. Generell besteht die Gefahr, dass sich diese Feststoffe auf den Strahlerschutzrohren einbrennen wodurch deren UV-Transmission erheblich sinkt, sodass sie ausgetauscht werden müssen. Wie bereits geschildert konnte hingegen sowohl mit den Laborbestrahlungsreihen als auch mit den kontinuierlich betriebenen UV-Anlagen ausreichende Reduktionsraten für die Indikatororganismen nachgewiesen werden, auch wenn Feststoffgehalte bis 20 mg/l stetig im Klarwasserablauf enthalten waren (vgl. Bild 25, Bild 27 und Bild 37). Für den direkten Einsatz einer UV-Desinfektion im Klarwasserablauf einer Belebungsstufe ist daher eine überzeugend funktionierende Nachklärung mit einem sehr konstanten und guten Absetzverhalten des Belebtschlammes unumgänglich. Der Einsatz von automatischen Reinigungssystemen für die Strahlerschutzrohre sowie angepasst kurze Wartungsintervalle zur Kontrolle der Funktionalität des Systems sind hier ebenfalls besonders wichtig.

Darüber hinaus soll an dieser Stelle noch einmal vertiefend auf den Zusammenhang von vorhandener UV-Transmission, Volumenstrom durch den Reaktor und der daraus resultierenden Bestrahlungsdosis eingegangen werden, da dieser bei der Dimensionierung von UV-Systemen ausschlaggebende Bedeutung besitzt. Sobald eine Festlegung auf die wesentlichen Komponenten eines UV-Desinfektionssystem (z.B. Reaktorart u. -größe, Strahleranzahl u. -leistung, etc.) erfolgt ist, bietet sich im laufenden Betrieb eigentlich ausschließlich die Möglichkeit, die applizierte Bestrahlungsdosis durch die Bestrahlungsdauer zu regulieren. Hauptursache hierfür ist die meistens relativ hohe Konstanz der Transmission im Zulauf der UV-Anlage, die allenfalls durch eine technische Erweiterung der Verfahrenskette verbessert werden kann. Eine Optimierung der Bestrahlungsdosis bei laufendem Betrieb einer UV-Desinfektionsstufe erfordert deshalb eine der folgenden Maßnahmen:

- Eine **Erhöhung der UV-Dosis** impliziert, dass entweder der Volumenstrom reduziert werden muss, wobei hier eine ausreichende Speicherkapazität für den Zufluss der Anlage vorhanden sein muss, oder die Inbetriebnahme von zusätzlich vorhandenen UV-Reaktoren bzw. -Rackets notwendig wird.
- Eine **Verringerung der UV-Dosis**, die mit einer Reduzierung des Energieverbrauchs einhergeht, bedarf andererseits einer Erhöhung des Volumenstroms bzw. das Abschalten einzelner UV-Reaktoren bzw. -Rackets, was sich verfahrenstechnisch auch nicht immer einfach handhaben lässt.

Beide Varianten setzen voraus, dass die Kläranlagenperipherie (z.B. Speicherbecken, Pumpen, Rohrleitungen, etc.) eine entsprechende Veränderung des Volumenstroms erlauben.

Aufgrund dieser Problematik konnte die UV-Bestrahlungsdosis auf der Versuchsanlage Düsseldorf auch nicht unter $60,0 \text{ mW s/cm}^2$ gesenkt werden, da die verwendeten Zulaufpumpen zur Versuchsanlage keine weitere große Steigerung des Volumenstroms ermöglichten.

Weiterhin ist auf die übliche Alterung von UV-Strahlern, die zu einem stetigen Verlust an Strahlungsintensität bzw. UV-C-Ausbeute führt, hinzuweisen. Unter UV-C-Ausbeute wird allgemein das Verhältnis von eingespeister elektrischer Energie zu emittierter UV-C-Strahlung verstanden. Laut Herstellerangabe liegt die UV-C-Ausbeute für die verwendeten Niederdruckstrahler im neuen Zustand bei etwa 35 %. Nach 8.000 Betriebsstunden sinkt dieser Wert auf ca. 22 %. Für die Praxis bedeutet dies, dass der Betrieb einer UV-Desinfektionsstufe bei einer konstanten Bestrahlungsdosis allein schon aufgrund der Strahleralterung nur schwer möglich ist.

Insgesamt gestaltet sich eine kurzfristige Anpassung der Bestrahlungsdosen an unterschiedliche Belastungskonzentrationen hinsichtlich maßgebender Indikatororganismen als sehr aufwendig und schwierig, weshalb beim Betrieb von UV-Systemen in der Praxis stets eine ausreichende Sicherheitsreserve einzuplanen ist, auch wenn dies negative Auswirkungen auf den Energieverbrauch haben kann. Gründliche Voruntersuchungen und die Bestimmung von ausreichenden Mindestbestrahlungsdosen sind für eine optimale Dimensionierung von UV-Systemen daher unerlässlich.

6.5.9 Chlorung

Ein weiterer Schwerpunkt der experimentellen Untersuchungen lag auf der Wirksamkeit einer Chlorung als alternative Verfahrensstufe zur Desinfektion. Wie bereits erwähnt ist die Chlorung das weltweit am häufigsten eingesetzte Verfahren zur Abwasserdesinfektion und deswegen von besonderem Interesse auch für Anwendungen zur Wasserwiederverwendung. Im Rahmen der Untersuchungen des vorliegenden Forschungsprojektes wurde aus Gründen des einfachen Betriebs und einer hohen

Betriebssicherheit eine technische Natriumhypochloritlösung (NaOCl) als Desinfektionsmittel verwendet.

Drei unterschiedliche Versuche zum Einsatz einer Chlorung wurden durchgeführt. Aus dem Klarwasserablauf der Belebungsstufe Düsseldorf wurde ein Teilstrom von etwa 130 l/h durch die kontinuierliche Zugabe der NaOCl-Lösung desinfiziert und nach einer einstündigen Kontaktzeit hinsichtlich der erzielte Reduktion von maßgebenden Indikatororganismen untersucht (vgl. Kapitel 4.3.1). Zusätzlich wurde der Einfluss von Ammonium-Restbelastungen auf die Wirksamkeit der Chlorung mithilfe von umfangreichen Laborreihen analysiert. Hierfür wurden drei Proben aus dem Klarwasserablauf der Belebungsstufe Düsseldorf, die sich im Wesentlichen durch die vorhandenen NH_4^+ -N-Restkonzentrationen unterschieden, verwendet. Abschließend wurden in einer weiteren Versuchsreihe Dosis-Wirkungskurven für unterschiedlich behandelte Wasserproben (Ablauf d. Nachklärung, Filtrat d. Schnellfiltration und Filtrat d. Langsamsandfiltration) bestimmt, um den Einfluss von Feststoffen auf das Desinfektionsergebnis aufzeigen zu können.

Wirksamkeit der Chlorung: Die über den *Untersuchungszeitraum VD3 11/2008* erzielten Ergebnisse zur Wirksamkeit der Chlorung hinsichtlich einer Indikatorreduktion sind für den Klarwasserablauf der Belebungsstufe Düsseldorf in Bild 40 und Bild 41 dargestellt.

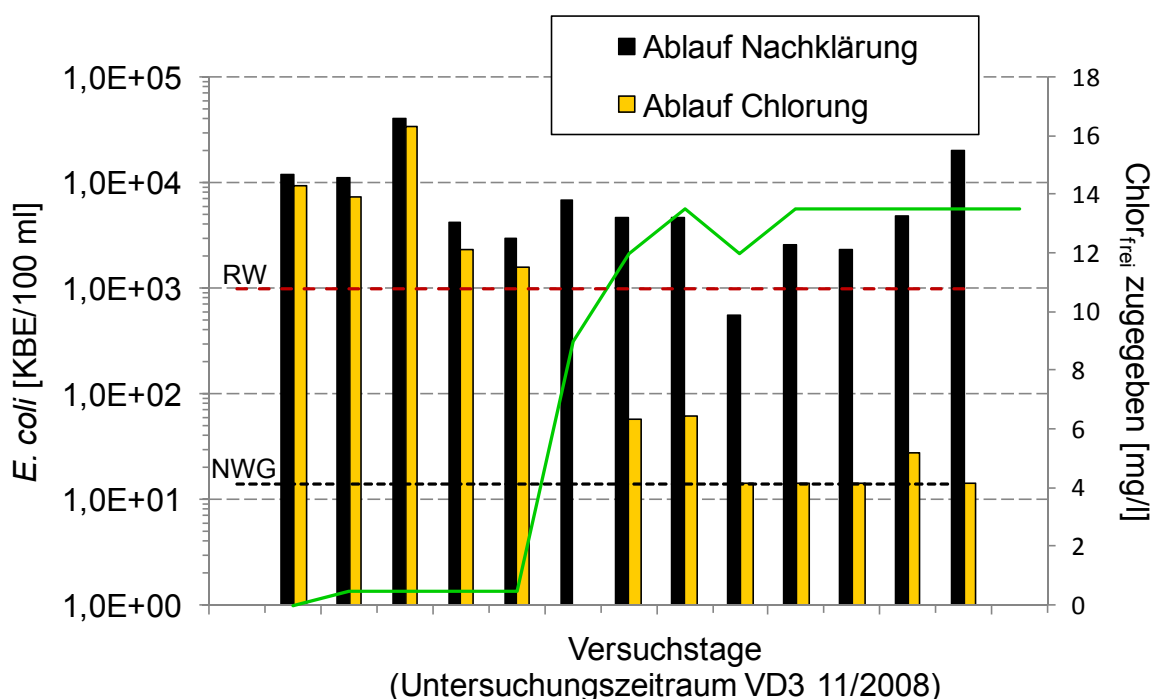


Bild 40: Reduktion von *E. coli* in Abhängigkeit von der Chlorzugabe (grüne Linie, rechte Achse) - Versuchsanlage Düsseldorf (RW = Richtwerte (EU, WHO), NWG = Nachweisgrenze des Testverfahrens)

Die beiden Bilder zeigen die jeweils vor und nach der Chlorungseinheit (bei einstündiger Kontaktzeit) in den Wasserproben bestimmten Konzentrationen von *E. coli* bzw. intestinalen Enterokokken. Die rechte Achse und die dazugehörige grüne Linie geben die zugegebene Chlormenge an. Mit $1,0 \cdot 10^3$ KBE/100 ml für *E. coli* bzw. mit $4,0 \cdot 10^2$ KBE/100 ml für intestinale Enterokokken sind auch hier wieder die entsprechenden Richtwerte der WHO (1989) für Bewässerungswasser bzw. der EU (2006) für Badegewässer „guter“ Qualität angegeben. Die während des *Untersuchungszeitraums* VD3 11/2008 in 24h-Mischproben bestimmten Ammonium-Restkonzentrationen im Klarwasserablauf der Belebungsstufe lagen im Mittel bei 0,1 mg/l (vgl. Bild 22, rechter Datenbereich). Natriumhypochlorit wurde innerhalb des Untersuchungszeitraums in zwei unterschiedlichen Dosiermengen (grüne Linie in Bild 40 u. Bild 41) als Chlorungsmittel getestet. In den ersten zwei Wochen (ersten fünf Messwerte) wurde mit einer Zugabe von 0,5 mg/l an freiem Chlor noch ein sehr schwaches Desinfektionsergebnis erzielt. In der zweiten Versuchsphase wurde die Dosiermenge daraufhin deutlich auf 12 – 13,5 mg/l $\text{Chlor}_{\text{frei}}$ erhöht, wodurch eine starke Reduktion von *E. coli* (bis zu 3,2 Log-Stufen) und intestinalen Enterokokken (bis zu 2,3 Log-Stufen) erreicht werden konnte.

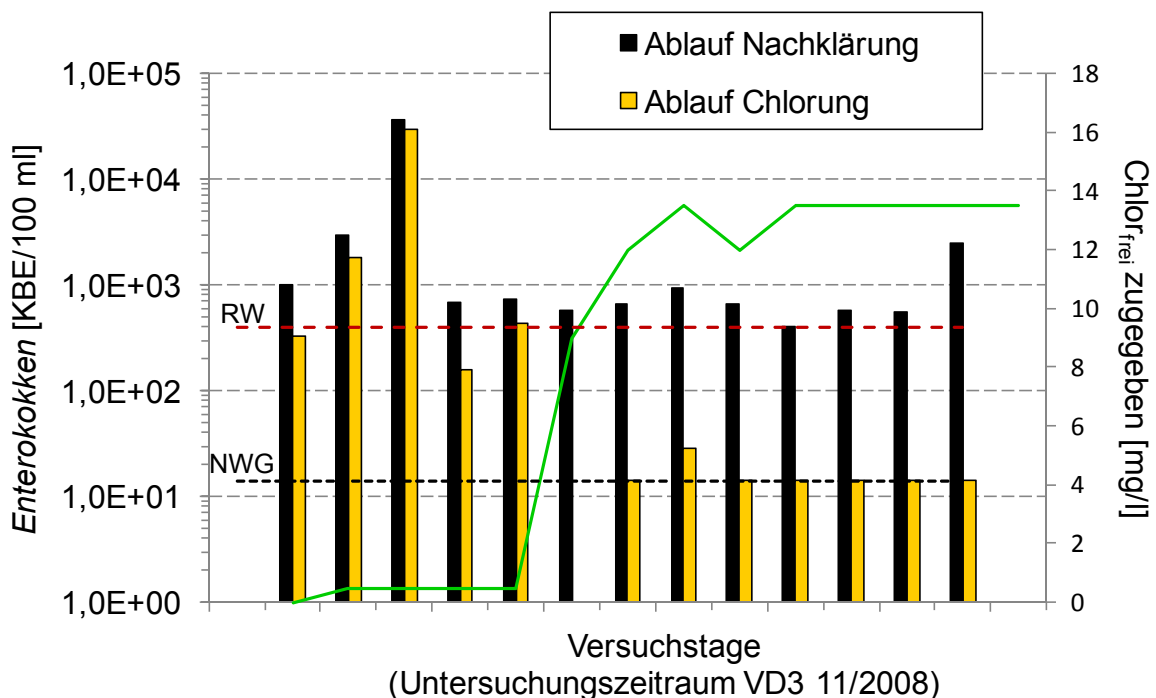


Bild 41: Reduktion von intestinalen Enterokokken in Abhängigkeit von der Chlorzugabe (grüne Linie, rechte Achse) - Versuchsanlage Düsseldorf (RW = Richtwerte (EU), NWG = Nachweisgrenze des Testverfahrens)

Erst in dieser Versuchsphase (letzten acht Messwerte) wurde nach einstündiger Kontaktzeit noch ein Restchlorgehalt im Ablauf der Chlorung nachgewiesen. Die gemessenen Restchlorgehalte lagen bei 0,3 mg/l wobei dieser Wert nicht konstant eingehalten

ten werden konnte. An drei der letzten acht Versuchstagen wurden mit 0,5 mg/l, 0,8 mg/l und 1,5 mg/l deutlich höhere Restchlorgehalte bestimmt.

Insgesamt erwies sich die Chlorung mittels Hypochlorit für eine weitgehende Desinfektion des Klarwasserablaufs der Belebungsstufe als geeignet. Bei einer mittleren Ammonium-Restkonzentration von ca. 0,1 mg/l war eine Chlorzugabe von 12,0 – 13,5 mg/l bei einstündiger Kontaktzeit ausreichend, um sowohl den *E. coli*-Gehalt als auch die Konzentration an intestinalen Enterokokken bis auf die Nachweisgrenze des angewendeten Testverfahrens von 15 KBE/100 ml zu senken. Die für eine Wasserwiederverwendung relevanten Richtwerte der WHO (1989) und der EU (2006) bezüglich der pathogenen Keimbelastung konnten somit sicher eingehalten werden. Die im Ablauf der Chlorung gemessenen Restchlorgehalte schwankten allerdings und ließen sich bei der gewählten Chlorzugabemenge nicht kontinuierlich unter einem angestrebten Wert von 0,3 mg/l halten. Die besondere Herausforderung bei einer Chlorung besteht aufgrund der in Kapitel 3.3.2 geschilderten Risiken der Bildung von karzinogenen Desinfektionsnebenprodukten darin, ein konstant gutes Desinfektionsergebnis bei möglichst geringer Chlordosierung und kleinen Restchlorgehalten zu realisieren. Auf die daraus resultierenden Schwierigkeiten in der Umsetzung und im Betrieb wird in den folgenden Abschnitten vertiefend eingegangen.

Einfluss der Ammonium-Restkonzentration: Es ist bekannt, dass bei einer Chlorung ein erheblicher Anteil der eingesetzten Chlorverbindungen für die Oxidation von Ammoniumionen, Aminen und anderen organischen Stickstoffverbindungen verbraucht wird, solange diese in dem zu desinfizierenden Wasser noch enthalten sind. Wie bereits in Kapitel 3.3.2 beschrieben reagiert das zugegebene Chlor dabei in mehreren Schritten zu Monochloramin, Dichloramin und Stickstofftrichlorid. Für die Desinfektion von Abwasser bedeutet dies, dass die Effizienz einer Chlorung stark von der Qualität und Leistungsfähigkeit der vorgeschalteten Reinigungsstufen abhängt. Sind der Chlorung beispielsweise biologische Abwasserreinigungsstufen vorgeschaltet ist vor diesem Hintergrund von besonderer Bedeutung, wie weitreichend eine Nitrifikation dabei betrieben wird. Um den Einfluss der Ammonium-Restkonzentrationen auf die Leistungsfähigkeit der in Düsseldorf betriebenen Chlorung zu verdeutlichen, wurden im Rahmen des experimentellen Untersuchungsprogramms mithilfe von Laboruntersuchungen Kurvenverläufe für eine Knickpunktchlorung (vgl. Bild 6) aufgenommen. Hierfür wurden innerhalb des *Untersuchungszeitraums VD3 11/2008* an drei verschiedenen Tagen genommene Stichproben des Klarwasserablaufs der Nachklärung verwendet, die anders als die 24h-Mischproben höhere NH_4^+ -N-Restkonzentration aufwiesen. In Bild 42 sind die Ergebnisse der drei Versuchsreihen dargestellt. Die in den Wasserproben enthaltenen Ammoniumkonzentrationen betragen 0,237 mg/l, 0,714 mg/l und 1,150 mg/l.

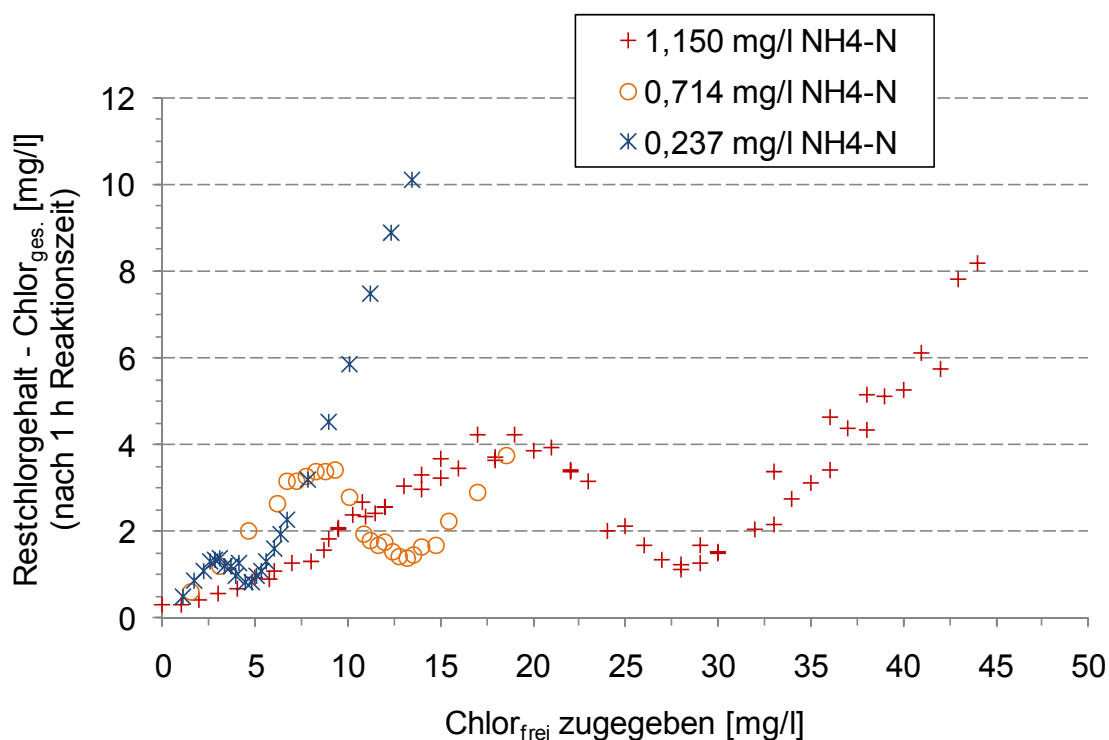


Bild 42: Darstellung des Einflusses der NH_4^+ -N-Konzentration auf die Wirksamkeit einer Chlorung am Beispiel der Knickpunktchlorung für den Belebungsablauf der Versuchsanlage Düsseldorf

Für die zugegebenen Chlormengen, die in kleinen Schritten bis auf 45 mg/l gesteigert wurden, ist hier stets der zugehörige gemessene Restchlorgehalt nach einstündiger Kontaktzeit angegeben. Eine deutliche Verschiebung des Knickpunktes C (vgl. Bild 6), der als Richtwert für die Bestimmung der erforderlichen Dosiermenge an Chlorungsmitteln für eine zielführende Desinfektion gilt, zeigte sich schon bei der hier untersuchten, relativ geringen Erhöhung der NH_4^+ -N-Konzentrationen. In der Wasserprobe mit einer NH_4^+ -N-Konzentration von 0,237 mg/l lag der Knickpunkt C bei etwa 5 mg/l zugegebenem $\text{Chlor}_{\text{frei}}$. Bei einer NH_4^+ -N-Konzentration von 0,714 mg/l wurde der Knickpunkt C bei etwa 13 mg/l zugegebenem $\text{Chlor}_{\text{frei}}$ bestimmt und bei einer NH_4^+ -N-Konzentration von 1,150 mg/l war eine Zugabe von etwa 28 mg/l $\text{Chlor}_{\text{frei}}$ notwendig, um den Knickpunkt C zu erreichen. In allen drei Fällen wurde nach einstündiger Kontaktzeit an den Knickpunkten C ein vergleichbarer Restchlorgehalt zwischen 0,82 und 1,67 mg/l bestimmt. Eine weitere Steigerung der zugegebenen Chlormenge – über die Knickpunkte hinaus – führte jeweils zu einem starken Anstieg der gemessenen Restchlorgehalte. Im Wesentlichen stieg dann der Gehalt an freiem Chlor an, welches über eine erheblich größere desinfizierende Wirkung verfügt als die vorab gebildeten Chloramine. Die Ergebnisse der Laboruntersuchungen veranschaulichen sehr gut, wie sensitiv eine Chlorung auf Schwankungen der Wasserqualität hinsichtlich vorhandener Ammoniumgehalte bzw. noch zu oxidierender gelöster organischer Substanzen reagiert. Für den großtechnischen Betrieb einer Chlorung

als Desinfektionsstufe in der Abwasserreinigung bedeutet dies, dass eine vorhergehende sehr weitreichende biologische Abwasserreinigung mit vollständiger Nährstoffelimination sowie die Umsetzung eines umfassenden Mess-, Steuer- und Regelkonzeptes für die Chlordosierung notwendig sind, um Restchlorkonzentrationen in einer gewünschten Größe von 0,3 mg/l kontinuierlich und sicher einhalten zu können.

Einfluss von Feststoffen: In einer weiteren Laborreihe wurden Dosis-Wirkungsfunktionen für die Chlorung mit Hypochlorit an zwei während des *Untersuchungszeitraums* VD3 11/2008 im Klarwasserablauf der Belebungsstufe und im Filtrat der Schnellfiltration genommenen Stichproben aufgenommen. In beiden Stichproben lag die vorhandene NH_4^+ -N-Konzentration bei 0,1 mg/l. Der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen war mit 21 mg/l bei der Stichprobe aus dem Ablauf der Nachklärung jedoch sehr hoch. Durch die Schnellfiltration wurde dieser Feststoffgehalt deutlich reduziert, sodass in der Filtratprobe ein AFS von 4 mg/l vorhanden war. In der Laborreihe wurden den Wasserproben jeweils 5, 7,5, 10, 15, 20 und 40 mg/l Chlor zugegeben. Vor der Chlorung und nach einstündiger Kontaktzeit erfolgte die Analyse der Proben auf die maßgebenden Indikatoren *E. coli* und intestinale Enterokokken.

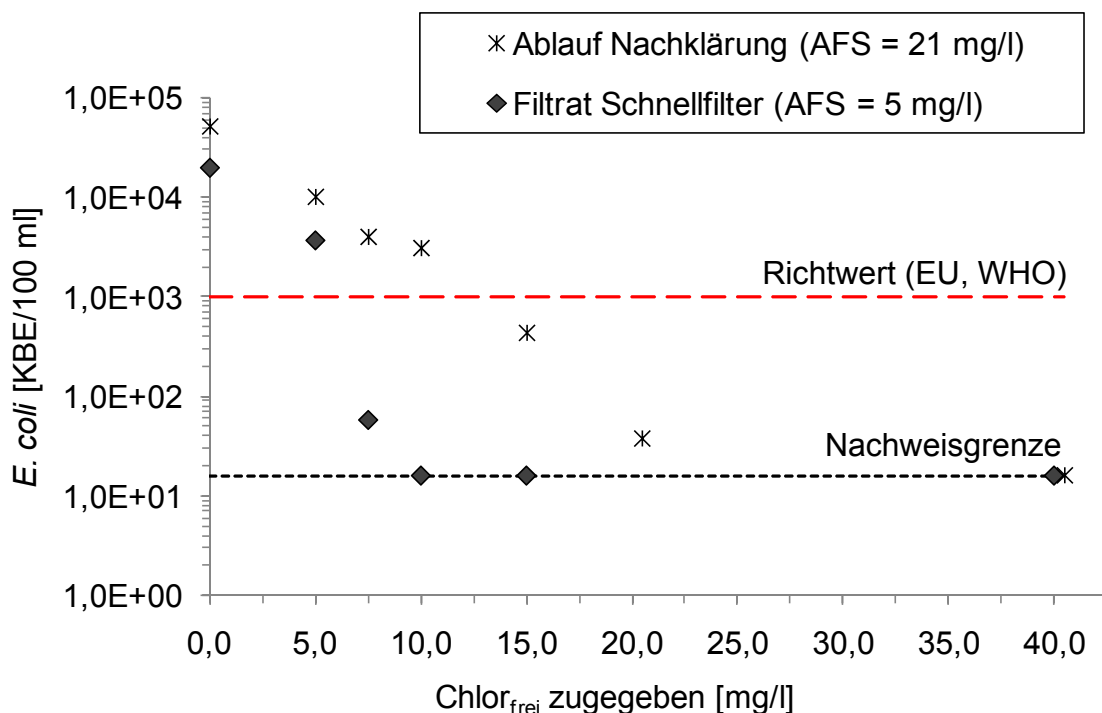


Bild 43: Einfluss von Feststoffen auf die Dosis-Wirkungsfunktion für die Chlorung mit Hypochlorit für den Indikator *E. coli* (Versuchsanlage Düsseldorf)

Bild 43 und Bild 44 zeigen die so aufgenommenen Dosis-Wirkungsfunktionen für die beiden Parameter. Wiederum sind bei $1,0 \cdot 10^3$ KBE/100 ml und bei $4,0 \cdot 10^2$ KBE/100 ml die entsprechenden Richtwerte der WHO (1989) und der EU (2006) eingezeichnet. Sowohl für *E. coli* als auch für intestinale Enterokokken zeigte sich bei gleicher Ammoniumkonzentration in der Ausgangsprobe eine deutliche Verbesse-

zung des Desinfektionsergebnisses durch die Reduktion der Feststoffe. Mit der in Düsseldorf betriebenen Schnellfiltration konnte zwar keine entscheidende Verbesserung der NH_4^+ -N-Konzentration erzielt werden (vgl. Kapitel 6.3.1.2). Die deutliche AFS-Reduktion führte jedoch im Filtrat dazu, dass ein bedeutend geringerer Anteil der pathogenen Keime in an Feststoffe angelagerter bzw. eingeschlossener Form vorlag, sodass diese leichter für eine Oxidation zugänglich sind. Dies resultiert in einem geringeren Verbrauch an Chlorverbindungen für ein gleichbleibend gutes Desinfektionsergebnis. In den untersuchten Stichproben wurde beispielsweise die Nachweisgrenze des Testverfahrens für beide Indikatorparameter im Filtrat bei einer Chlorzugabe von etwa 10 mg/l erzielt, wohingegen im Klarwasserablauf eine Zugabe von 20 mg/l für ein vergleichbares Desinfektionsergebnis notwendig war.

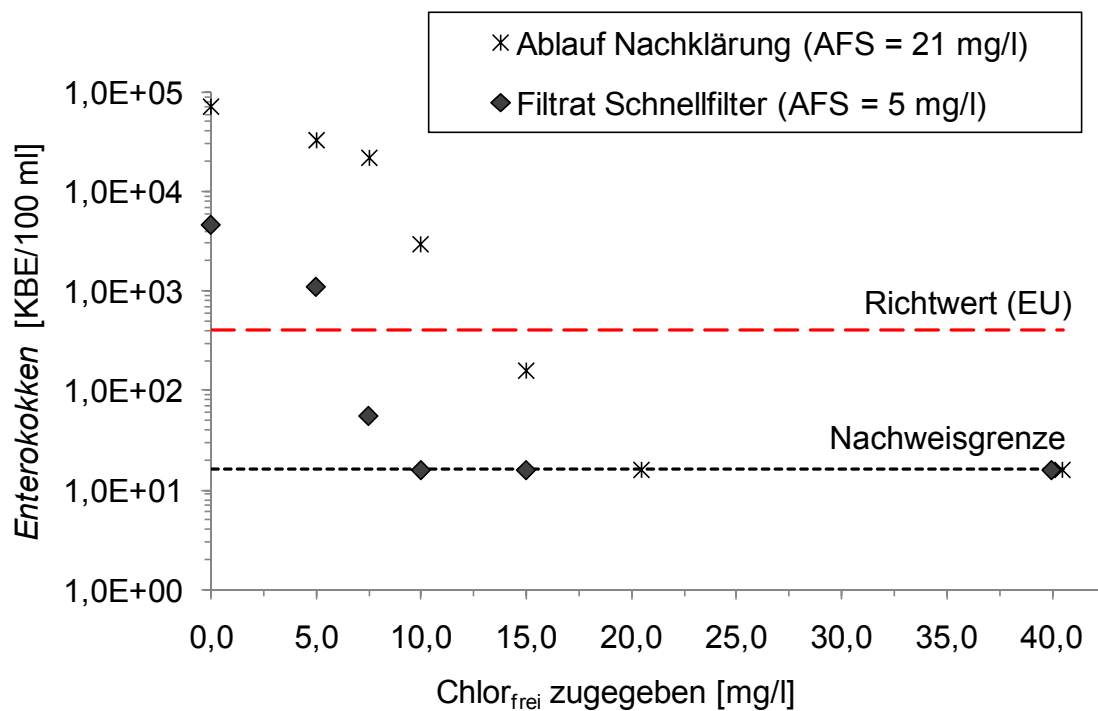


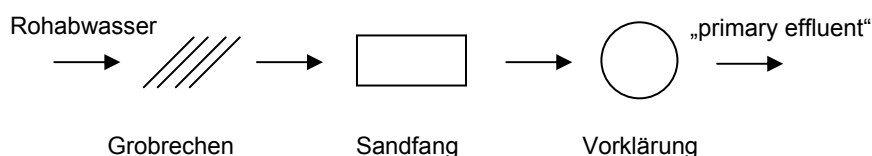
Bild 44: Einfluss von Feststoffen auf die Dosis-Wirkungsfunktion für die Chlorung mit Hypochlorit für den Indikator intestinale Enterokokken (Versuchsanlage Düsseldorf)

7 Entwicklung und Bewertung von entsprechenden Verfahrensketten für die Wiederverwendung von kommunalem Abwasser

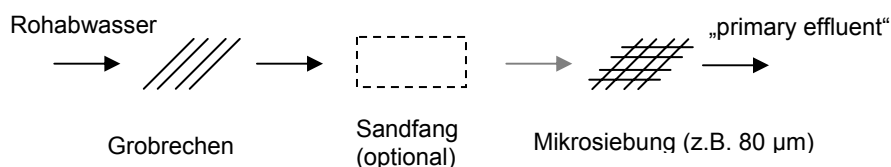
Aus der Vielzahl der einzelnen Verfahrensschritte zur Reinigung von kommunalem Abwasser lassen sich verschiedene Verfahrensketten bezüglich der Wiederverwendung von kommunalem Abwasser zusammenstellen. Mehrere wichtige Verfahrensketten werden nachfolgend vorgestellt und bezüglich ihrer Eignung für unterschiedliche Anwendungsformen der Wasserwiederverwendung unter Berücksichtigung der vorab in Kapitel 6 präsentierten Ergebnisse bewertet. Im Einzelnen werden eine rein mechanische Abwasserbehandlung, verschiedene Formen der biologischen Abwasserreinigung und eine biologische Abwasserreinigung mit nachgeschalteten weiterführenden Behandlungsstufen behandelt.

7.1 Mechanische Abwasserbehandlung

Als erste Verfahrenskette wird in diesem Abschnitt eine rein mechanische Abwasserbehandlung in zwei verschiedenen Ausführungen bewertet. Unterschieden wird hier einerseits zwischen einem klassischen mechanischen Reinigungsschema, wie es in Bild 45 a) dargestellt ist, und einer Variante, bei der eine Feinst- bzw. Mikrosiebung als Verfahrensstufe integriert ist (Bild 45 b)). Eine Beurteilung letzterer Variante erfolgt aufgrund der im Rahmen der praktischen Untersuchungen des vorliegenden Forschungsprojektes erlangten Ergebnisse hinsichtlich der Wirksamkeit einer Mikrosiebung bei einer definierten Maschenweite von 80 μm (vgl. Kapitel 6.4).



a) Mechanische Abwasserreinigung mit Vorklärung



b) Mechanische Abwasserreinigung mit Mikrosiebung

Bild 45: Mechanische Abwasserbehandlung im Kontext einer Wiederverwendung

In beiden Fällen werden fast ausschließlich partikuläre mineralische und organische Feststoffe entfernt. Die Reduktion von gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen, von Nährstoffen wie Phosphor und Stickstoff sowie von pathogenen Mikroorga-

nismen, Viren und Wurmeiern ist hingegen vernachlässigbar gering. Hygienische Mindestanforderungen, wie sie in Tabelle 4 anhand der Vorgaben der EPA (2004), des State of California (2000), der WHO (1989) bzw. der EU (2006) zusammengestellt sind, lassen sich somit mit einer rein mechanischen Abwasserreinigung nicht einhalten. Hinsichtlich dieser Kriterien kann der Einsatz einer solchen Verfahrenskette als alleinige Abwasseraufbereitung daher nur als ein erster Schritt eines Stufen- ausbaukonzeptes oder für Situationen akzeptiert werden, in denen keine besonderen hygienischen Anforderungen gestellt sind.

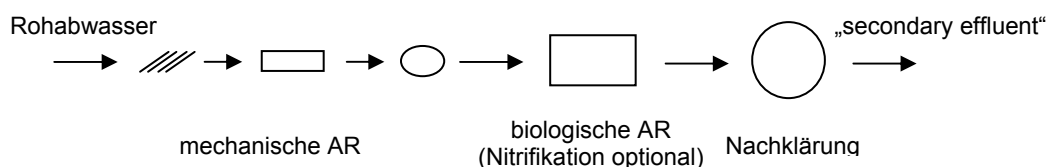
Eine rein mechanische Abwasserbehandlung als Vorstufe einer nachgeschalteten Desinfektionsstufe birgt ebenfalls erhebliche Schwierigkeiten. Der Einsatz einer UV-Desinfektion wird durch die vergleichsweise hohen Feststoffgehalte, die hohen Trübungswerte und die sehr geringe UV-Transmission in den Abläufen einer solchen Verfahrenskette im allgemeinen nicht effizient (vgl. Kapitel 6.5.4). Bei den durchgeführten Untersuchungen zur Bestimmung von UV-Mindestbestrahlungsdosen für die in Bild 45 b) aufgezeigte Verfahrenskette einer mechanische Abwasserreinigung mit Mikrosiebung ließen sich zwar mit Bestrahlungsdosen bis 40 mW s/cm^2 relativ große Log-Stufen-Reduktionen erzielen. Entsprechende Richtwerte für eine ausreichende Qualität von Bewässerungswasser konnten aber auch unter Einsatz erheblich größerer Bestrahlungsdosen bis hin zu 150 mW s/cm^2 in keinem Fall eingehalten werden. Darüber hinaus muss bei einer der Verfahrenskette direkt nachgeschalteten UV-Desinfektionsstufe aufgrund des hohen Anteils der noch vorhandenen organischen Inhaltstoffe und Nährstoffe mit einem beschleunigten Biofilmwachstum auf den Strahlerschutzrohren gerechnet werden, was zu einem erhöhten Reinigungsaufwand und deutlich erschwerten Betriebsbedingungen führt. Durch den kombinierten Einsatz von Fällungs- und Flockungsmitteln ist es möglich, die Wirksamkeit einer rein mechanischen Abwasserbehandlung soweit zu steigern (z.B. UV-T254 bis 30 %), dass der Betrieb einer direkt anschließenden UV-Desinfektion beispielsweise in kompakten Systemen realisierbar erscheint.

Wegen des im Ablauf einer rein mechanischen Verfahrenskette noch vorhandenen hohen Anteils gelöster organischer Verbindungen ist auch der direkt nachgeschaltete Einsatz von Oxidationsverfahren (z.B. Chlorung) nicht zu empfehlen. Wie in Kapitel 3.3.2 für die Chlorung dargestellt, wird in einem solchen Fall zuerst ein erheblicher Anteil des Oxidationsmittels verbraucht, um die vorhandenen organischen Substanzen zu oxidieren, bevor sich eine ausreichende desinfizierende Wirkung einstellt. Eine für die weitgehende Desinfektion ausreichende Chlorzugabe ist zwar durchaus vorstellbar, jedoch ist eine der mechanischen Abwasserbehandlung direkt nachgeschaltete Chlorung unter der Vorgabe möglichst konstant geringe Restchlorkonzentrationen im Ablauf einzuhalten aufgrund der stark schwankenden organischen Zulaufbelastungen kaum praktikabel. Sowohl die einzusetzende Chlordosis als auch

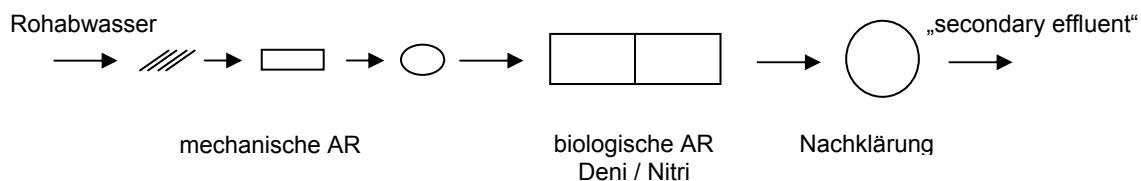
den nach der Desinfektion in der Wasserprobe einzuhaltenen Restchlorgehalt zu limitieren, ist insbesondere vor dem Hintergrund der möglichen Bildung gesundheitsschädlicher und zum Teil karzinogener Nebenprodukten, wie beispielsweise Trihalogenmethane, Dimethylamine und halogenierte Essigsäure, sinnvoll (vgl. Kapitel 3.3.2).

7.2 Biologische Abwasserreinigungsverfahren ohne weiterführende Behandlungsstufen

Das einer mechanischen Abwasserreinigung nachgeschaltete Belebungsverfahren ist die am weitesten verbreitete Form der biologischen Abwasserreinigung. Global gesehen wird diese Verfahrenskette am häufigsten mit der Zielsetzung einer weitgehenden Elimination gelöster Kohlenstoffverbindungen betrieben, wobei sich häufig zusätzlich eine ungeplante und unvollständige Nitrifikation des Ammoniumstickstoffs einstellt (Bild 46 a)). Als ein weiteres Beispiel für ein biologisches Abwasserreinigungsverfahren ohne weitgehende Nährstoffelimination sei an dieser Stelle die Verfahrenskette mechanische Abwasserreinigung plus UASB-Verfahren angeführt, die u.a. in einem parallelen Forschungsvorhaben an der Universität Hannover (Hinken et al., 2009) untersucht wurde. In beiden Varianten der Verfahrenskette bleibt stets ein hoher Anteil der Stickstofffracht im Klarwasserablauf enthalten, der bei einer Wiederverwendung als Bewässerungswasser zur Pflanzendüngung beitragen und somit Anteile des normalerweise extern zuzuführenden Pflanzendüngers substituieren kann.



a) Biologische Abwasserreinigung ohne vollständige Nährstoffelimination



b) Biologische Abwasserreinigung mit vollständiger Nährstoffelimination

Bild 46: Verfahrensschemata für eine biologische Abwasserreinigung im Kontext einer Wiederverwendung

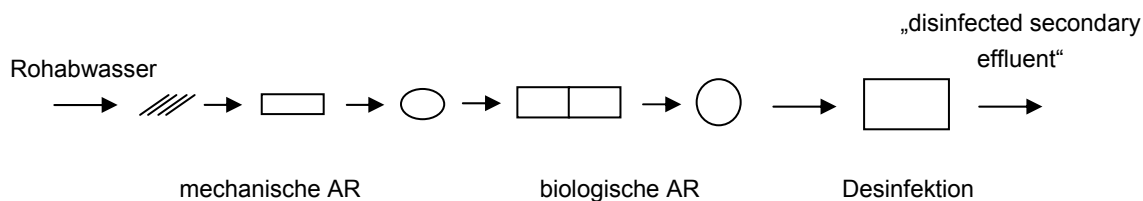
Durch die Verfahrenskombination einer mechanischen Abwasserreinigung mit einer nachgeschalteten Belebungsstufe erfolgt eine begrenzte Verbesserung der Wasserqualität hinsichtlich der pathogenen Keimbelastung aus fäkalen Verunreinigungen. In den praktischen Untersuchungen des vorliegenden Projektes konnte eine Reduktion der Indikatororganismen *E. coli* und intestinale Enterokokken durch diese Verfahrenskette um 2 – 2,5 Log-Stufen bestätigt werden (vgl. Kapitel 6.2). Ergebnisse in vergleichbarer Größenordnung konnten auch für die Parameter somatische Coliphagen und Adenoviren erzielt werden. Die Anforderungen an Bewässerungswasser der älteren Fassung der Richtlinie der Weltgesundheitsorganisation, die sich im Wesentlichen noch an absoluten Grenzwerten orientiert (WHO, 1989), sowie die Kriterien der EG-Richtlinie (EU, 2006) an eine „gute“ Badegewässerqualität“ können mit dieser Verfahrenskette nicht sicher eingehalten werden. Trotzdem ist die so erzielte Wasserqualität unter Berücksichtigung entsprechender Schutzmaßnahmen, wie dem Tragen von angemessener Kleidung etc., für einige direkte Formen der Wiederverwendung ausreichend. Dies ergibt sich auch aus den neuformulierten und auf einer Risikobewertung basierenden Anforderungen der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 2006) sowie in den Empfehlungen der EPA (2004). Als Anwendungsbeispiele können hier die landwirtschaftliche Bewässerung beim Anbau von Nutzpflanzen wie Zuckerrüben, Baumwolle, Tierfutter (z.B. Alfalfa) sowie die Bewässerung von Obstbäumen, Wein und Oliven sowie von Baumschulen genannt werden. Aus hygienischen Gründen ist für diese Wasserqualität nur eine Bewässerung in Form einer Oberflächen- oder Tröpfchenbewässerung zu empfehlen, da der Kontakt zwischen Mensch und Bewässerungswasser hierbei gering und kontrollierbar ist.

Der hohe Nährstoffgehalt kann jedoch bei saisonalen Betriebsweisen, wie sie z.B. in der landwirtschaftlichen Bewässerung oftmals vorherrschen, insbesondere in den vegetationsarmen Zeiträumen problematisch sein. Wasser mit hohen Stickstoffkonzentrationen sollte weder für die Anreicherung von Grundwasserleitern noch für eine Speicherung in offenen oder geschlossenen Reservoirien verwendet werden (vgl. Kapitel 2.3). Verfahrensketten, die nach einer biologischen Abwasserreinigung ohne weitgehende Nährstoffelimination enden, sind daher für eine Bewässerung oder Grundwasseranreicherung nur bedingt geeignet, auch wenn der Aspekt der Nährstoffnutzung auf den ersten Blick attraktiv erscheint. Sie müssen durch saisonal zuschaltbare Verfahrensschritte zur Stickstoffelimination ergänzt werden, wenn zum Schutz des Vorfluters oder der Böden eine Stickstoffelimination notwendig wird. Beispielhaft können hierfür der Betrieb einer klassischen Denitrifikationsstufe (Bild 46 b)) oder eine Erweiterung der Verfahrenskette um eine Biofiltration (Meda und Cornel, 2009) angeführt werden.

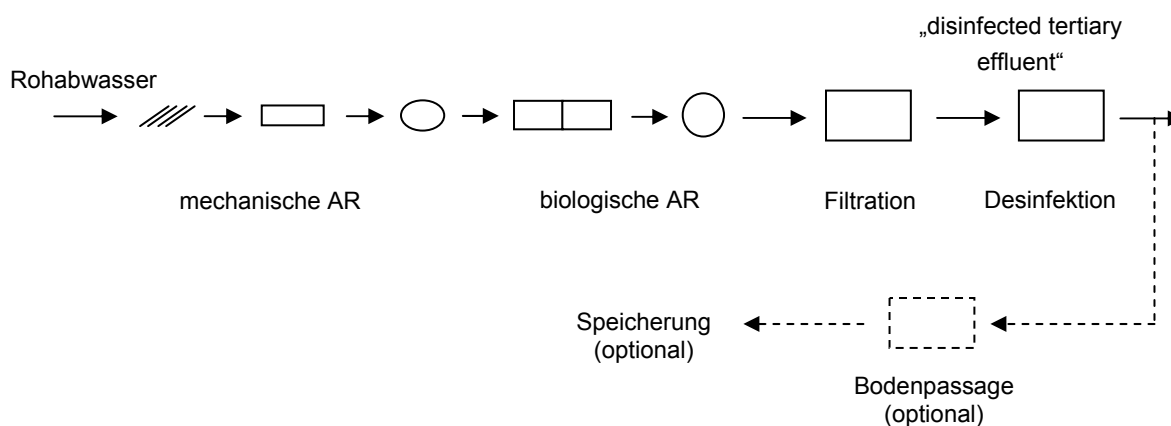
7.3 Biologische Abwasserreinigungsverfahren mit weiterführenden Behandlungsstufen

Die Ablaufqualität der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Verfahrenskette einer mechanischen Reinigung plus biologischer Reinigungsstufe ist oftmals ausreichend, um eine Desinfektionsstufe als weiterführende Behandlungsstufe direkt anzuschließen (Bild 47 a). Dies gilt zumindest für gut funktionierende und sicher betriebene biologische Reinigungsstufen nach dem Belebtschlammverfahren. Anhand der in diesem Projekt durchgeführten umfangreichen Untersuchungen konnte beispielsweise für eine UV-Desinfektion gezeigt werden, dass, solange im Klarwasserablauf der Nachklärung ein Feststoffgehalt kleiner 20 mg/l und eine ausreichende UV-Transmission von mehr als 50 % sichergestellt sind, dieses Desinfektionsverfahren direkt hinter der biologischen Reinigungsstufe betrieben werden kann. Mindestbestrahlungsdosen von 30 bis 40 mW s/cm² erwiesen sich in diesem Fall für eine weitreichende Keimelimination und somit für die meisten Anwendungsformen der Wasserwiederverwendung experimentell als ausreichend. Diese Ergebnisse stimmen mit dem „Ultraviolet Disinfection Guidance Manual“ (EPA, 2003) sowie mit den Angaben des Merkblattes ATV-M 205 „Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser“ (ATV, 1998) weitgehend überein. Die Ergebnisse können somit als Grundlage für die Bemessung von nachgeschalteten UV-Desinfektionsstufen empfohlen werden. Der in den Kapiteln 6.5.5 und 6.5.8 beschriebene große Einfluss des Feststoffgehaltes auf das Desinfektionsergebnis und die sich daraus ergebenden Herausforderungen für die Praxis sind jedoch unbedingt zu beachten. Desweiteren ist zu berücksichtigen, dass die UV-Desinfektion über keinerlei Depotwirkung verfügt und dass mit der Zeit eine mehr oder weniger intensive Wiederverkeimung zu erwarten ist. Eine Nutzung des so aufbereiteten Wassers sollte daher möglichst umgehend nach der Desinfektion erfolgen.

Chemische Oxidationsverfahren (Desinfektion mit Chlor, Chlordioxid) lassen sich ebenfalls direkt hinter einer gut funktionierenden biologischen Reinigungsstufe betreiben. Auf die Problematik der sich teilweise, insbesondere unter Verwendung der gängigen Chlorungsmittel Chlorgas, Natriumhypochlorit und Calciumhypochlorit, bildenden karzinogenen Desinfektionsnebenprodukte ist jedoch auch hier hinzuweisen. Der sichere Betrieb einer Chlorung mit ausreichender Keimreduktion bei angestrebten minimalen Restchlorgehalten ($\leq 0,5$ mg/l) erfordert einen erheblichen Überwachungsaufwand im Betrieb. Wie auch die Ergebnisse der im Rahmen dieses Forschungsprojektes durchgeführten experimentellen Untersuchungen zeigen (vgl. Kapitel 6.5.9), sind die Auswirkungen schwankender Stickstoffkonzentrationen, insbesondere von durchschlagenden Ammoniumspitzen, auf das Desinfektionsergebnis teilweise erheblich.



a) Biologische Abwasserreinigung mit Desinfektion



b) Biologische Abwasserreinigung mit Filtration und Desinfektion

Bild 47: Verfahrensschemata für eine biologische Abwasserreinigung mit weiterführenden Behandlungsstufen im Kontext einer Wasserwiederverwendung

Wasser, das mit einer solchen Verfahrenskette (mechanische AR + biologische AR + Desinfektionsstufe) gereinigt wurde, entspricht bei ausreichender Desinfektion der Qualität „disinfected secondary-23 effluent“ der vorab in Tabelle 4 genannten amerikanischen Richtlinien und Regelwerke. Die Anforderungen der Weltgesundheitsorganisation an Bewässerungswasser (WHO, 1989 bzw. 2006) sowie die der EU (2006) an Badegewässer „guter“ Wasserqualität lassen sich ebenfalls mit einer solchen Verfahrenskette erfüllen. Hiermit sind viele Anwendungsformen der Wasserwiederverwendung möglich. Ungeeignet ist allerdings auch diese Wasserqualität unter anderem noch für die Bewässerung von Pflanzen und Feldfrüchten für den direkten menschlichen Verzehr, für die Bewässerung von Grünflächen mit intensiver menschlicher Nutzung (Parks, Spielplätze), für industrielle Anwendungen bei denen Dampf/Aerosol entsteht und ein erheblicher Kontakt zum Betriebspersonal gegeben ist sowie für die direkte Anreicherung von Grundwasserleitern.

Die Verfahrenskette biologische Abwasserreinigung plus Desinfektion lässt sich sinnvoll durch einen zwischengeschalteten Filtrationsschritt (Bild 47 b)) ergänzen. Zu unterscheiden sind hier im Wesentlichen die zwei Verfahrensschritte der Schnellfiltration (Raumfilter, die häufig rückspülbar ausgeführt werden) und der Langsamsandfiltration (Oberflächenfilter ggf. auch eine Bodenpassage).

Eine zwischen der biologischen Reinigungsstufe und der Desinfektionsstufe betriebene Schnellfiltration steigert in erheblichem Maße die Betriebssicherheit der gesamten Verfahrenskette. Wie anhand der im Rahmen dieses Projektes experimentell erzielten Ergebnissen detailliert gezeigt werden konnte (vgl. Kapitel 6.3.1), verleiht die Schnellfiltration der Desinfektionsstufe zufließende Wasserqualität und reduziert insbesondere den Gehalt an abfiltrierbaren Feststoffen wesentlich. Dies wirkt sich besonders vorteilhaft auf das UV-Desinfektionsverfahren aus, da die Abschirmung von Mikroorganismen vor der UV-C-Strahlung somit minimiert wird. Ein maßgeblicher Feststoffrückhalt verringert darüber hinaus auch den notwendigen Wartungsaufwand der nachfolgenden Desinfektionsstufen (z.B. Reinigungszyklen der Strahlerschutzrohre). Besonders im Anschluss an biologische Reinigungsstufen, die nur mit dem Reinigungsziel des Kohlenstoffabbaus und gegebenenfalls noch mit dem Ziel einer Nitrifikation, jedoch ohne Denitrifikation, betrieben werden, kann eine Schnellfiltration hilfreich sein. In diesen Fällen beeinträchtigt beispielsweise eine unkontrollierte Denitrifikation oftmals die Leistungsfähigkeit der Nachklärbecken, wodurch ein erhöhter Schlammabtrieb gefördert wird. In den im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes durchgeführten Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit einer Schnellfiltration (vgl. Kapitel 6.3.1) ließ sich bei effizient und gut betriebenen Nachklärungen ($AFS \leq 20 \text{ mg/l}$) jedoch nur noch eine geringe Verbesserung der Trübung und der UV-Transmission (vgl. Tabelle 14 u. Tabelle 15) erzielen. Auch der Rückhalt von Indikatororganismen war hier mit unter einer Log-Stufe eher gering (vgl. Tabelle 18 u. Tabelle 19). Insbesondere beim Einsatz auf Anlagen in Schwellen- und Entwicklungsländern mit nur wenig erfahrenem Betriebspersonal kann es unter der Perspektive eines möglichst minimierten Aufwandes und sicheren Betriebs sinnvoll sein, rückspülbare Schnellfilter nur einschichtig auszuführen.

Generell erfordert der Einsatz einer Langsamsandfiltration im Vergleich zur Schnellfiltration wesentlich größere Flächen, weist aber auch im Anschluss an effiziente Nachklärungen noch eine höhere Reinigungsleistung auf. Die experimentellen Untersuchungen ergaben für die Langsamsandfiltration (vgl. Tabelle 20) einen fast vollständigen Rückhalt von abfiltrierbaren Stoffen ($AFS \leq 1 \text{ mg/l}$), die UV-Transmission verbesserte sich um ca. 15 % und strenge Anforderungen an die Trübung von $\leq 2 \text{ NTU}$ können eingehalten werden. Darüber hinaus wurde ein deutlich größerer Rückhalt von Indikatororganismen um 2 – 2,5 Log-Stufen mithilfe der Langsamsandfiltration erzielt. Somit lässt sich eine entsprechend kleinere Bemessung der nachfolgenden Desinfektionsstufen verwirklichen.

Die Wirksamkeit der unterschiedlichen Desinfektionsverfahren bezüglich der Reduktion bzw. Inaktivierung der jeweils relevanten pathogenen Mikroorganismen und Viren ist sehr verschieden ausgeprägt. An dieser Stelle ist vor dem Hintergrund der Entwicklung von entsprechenden Verfahrensketten darauf hinzuweisen, dass Filtrati-

onsverfahren insbesondere überall dort zu empfehlen sind, wo die Entfernung von Helminthen und Wurmeiern von großer Bedeutung ist, da diese durch keines der Verfahren ohne Filtrationsschritt zufriedenstellend eliminiert werden. (WHO, 2006)

Filtrierte Abläufe von biologischen Reinigungsverfahren mit nachgeschalteten, leistungsfähigen Desinfektionsschritten erfüllen die in Tabelle 4 dargestellten Mindestanforderungen der unterschiedlichen Richtlinien und Regelwerke weitgehend. Mit dem in dieser Arbeit angewendeten Messverfahren konnte jedoch keine Indikatorkonzentrationen unter 15 KBE/100 ml nachgewiesen werden. Für einen Nachweis von 0,0 oder ≤ 2.2 KBE/100 ml an fäkal- bzw. gesamtcoliformen Keimen, wie er laut EPA (2004) und dem Regelwerk des State of California (2000) für die Wasserqualität „disinfected tertiary effluent“ erforderlich ist, muss ein genaueres Analyseverfahren aus der Trinkwasseraufbereitung verwendet werden (vgl. Kapitel 5.2), auf welches hier verzichtet wurde, da der Schwerpunkt dieser Arbeit auf Anforderungen an Bewässerungswasser liegt. Amerikanische Erfahrungen zeigen jedoch, dass filtrierte Abläufe von biologischen Reinigungsverfahren mit nachgeschalteten, leistungsfähigen Desinfektionsstufen diese Wasserqualität erzielen können (EPA, 2004). Wasser dieser Qualität wird nahezu uneingeschränkt für alle wesentlichen Anwendungsformen der Wiederverwendung empfohlen. Sowohl eine Grundwasseranreicherung als auch eine unterirdische Wasserspeicherung sind möglich, wobei vor der Wiederverwendung dann eine nochmalige Desinfektion erforderlich werden kann. Je nach Anwendung sollten auch weitere Aspekte, wie der Salzgehalt, der pH-Wert, die Wasserhärte, die Permeabilität, der Gehalt an Schwermetallen sowie der Gehalt an Spurenstoffen und Arzneimittelrückständen, etc. überprüft werden (Ayers und Westcot, 1989; Westcot, 1997)

8 Abschließende Diskussion und Zusammenfassung

Im Rahmen des hier vorliegenden Forschungsprojektes wurden verschiedene technische Alternativen zur Aufbereitung eines für die Wiederverwendung geeigneten Abwassers erfasst. Ein umfangreiches experimentelles Untersuchungsprogramm wurde auf Versuchsanlagen im Labormaßstab sowie im halbtechnischen Maßstab und im Pilotmaßstab realisiert, um die Eingangsparameter und die Leistungsfähigkeit einzelner Verfahrensstufen zu konkretisieren. Besonders geeignete Verfahrensketten wurden aus den einzelnen Verfahrensschritten entwickelt und anschließend hinsichtlich ihrer Eignung für eine Wiederverwendung analysiert. Abschließend wurde ein viermonatiger Pilotbetrieb einer Wiederverwendungsanlage in Marokko realisiert, wodurch der zielführende und zuverlässige Betrieb einer der untersuchten Verfahrensketten auch unter speziellen Randbedingungen, wie sie in ariden und semiariden Regionen vorherrschen, demonstriert werden konnte. Der Schwerpunkt bei der Analyse und Bewertung der jeweiligen Reinigungstechnologien war die aus hygienischer Sicht für die Wiederverwendung wichtige Reduktion von Krankheitserregern.

Bei den experimentellen Untersuchungen zu einer rein mechanischen Abwasserbehandlung stand die Fragestellung im Vordergrund, ob sich mit einer so vereinfachten Form der Abwasserreinigung eine Wasserqualität erzielen lässt, die entweder direkt entsprechenden hygienischen Anforderungen genügt, oder den nachfolgenden Betrieb von Desinfektionssystemen sinnvoll ermöglicht. Die Reinigungsleistung des im Zulauf eingesetzten Feinstsiebes mit einer Spaltweite von 250 µm (vgl. Tabelle 21) war abgesehen von einer leichten Reduktion der abfiltrierbaren Feststoffe (im Mittel 23,7 %) und des chemischen Sauerstoffbedarfs (im Mittel 16,6 %) insgesamt sehr gering. Die für das UV-Desinfektionsverfahren wichtigen Eingangsparameter UV-Transmission und Trübung blieben praktisch unbeeinflusst. Die Mikrosiebung mit einer Maschenweite von 80 µm (vgl. Tabelle 22) zeigte einen deutlich besseren Feststoffrückhalt (im Mittel 64,1 %). UV-Transmission und Trübung verbesserten sich jedoch nur leicht (UV-T: von 1,6 % cm⁻¹ auf 6,0 % cm⁻¹; Trübung: von 267 FNU auf 120 FNU), sodass auch mit der so erzielten Ablaufqualität ein sinnvoller Betrieb einer UV-Desinfektionsstufe nicht möglich ist. Der hohe Anteil an feinen Partikeln und gelösten organischen Substanzen beeinträchtigt besonders oxidierende Desinfektionstechniken (Chlorung, Ozonung). Beide Siebarten beeinflussten den Gehalt an Indikatororganismen nur sehr wenig.

Das Belebungsverfahren bildete als weltweit am häufigsten eingesetztes biologisches Reinigungsverfahren den Kern der im Rahmen des vorliegenden Projektes untersuchten Reinigungstechnologien. Hinsichtlich mikrobiologischer Parameter konnte sowohl auf den Versuchsanlagen in Deutschland als auch während des Pilotbetriebs in Marokko eine deutliche Reduktion der Indikatororganismen nachgewiesen

werden. Die mit dieser Verfahrensstufe erzielten Reduktionsraten lagen für die Parameter *E. coli* und intestinale Enterokokken im Bereich von 2,2 – 2,5 Log-Stufen. Im Labormaßstab wurden auch für somatische Coliphagen und Adenoviren vergleichbare mittlere Reduktionsraten von 2,0 – 2,4 Log-Stufen erzielt. Die mit dem Belebungsverfahren erreichte Reduktion der fäkalen Indikatororganismen reichte allerdings nicht aus, um die Vorgaben der international gängigen Regelwerke und Richtlinien hinsichtlich der für wiederzuverwendendes Wasser zu akzeptierenden Keimbelastung sicher zu erfüllen.

In den Untersuchungen im Labormaßstab zeigte sich kein Einfluss einer erhöhten Temperatur auf die Reduktion von Indikatororganismen durch das Belebungsverfahren. Die Reduktionsraten der vier bestimmten Parameter *E. coli*, intestinale Enterokokken, somatische Coliphagen und Adenoviren lagen bei Abwassertemperaturen von 20 °C und 30 °C in gleicher Größenordnung. Auch dies spricht für eine gute Übertragbarkeit der in Deutschland erzielten Ergebnisse auf Regionen in warmen Klimaten.

Als weitergehende Reinigungsstufe wurde der Klarwasserablauf der Belebungsstufe alternativ mit einer Schnellfiltration (mittl. Filtergeschw. 14,6 m/h) und einer Langsandsandfiltration (mittl. Filtergeschw. 0,05 m/h) behandelt. Mit beiden Technologien ließ sich ein fast vollständiger Feststoffrückhalt (AFS < 2 mg/l) erreichen. Auch der Rückhalt von AFS-Stoßbelastungen stellt für beide Filtrationstypen keine Schwierigkeit dar. Die Wirksamkeit der Schnellfiltration bezüglich des Rückhalts von Indikatororganismen war jedoch mit Reduktionsraten von 0,2 – 0,8 Log-Stufen gering. Gleiches gilt für zufließende Ammoniumspitzen, da NH_4^+ -N-Stoßbelastungen fast vollständig durch die Schnellfiltration durchschlugen. Die UV-Transmission verbesserte sich nur geringfügig um ca. 5 %, obwohl durch die Schnellfiltration Trübungswerte von unter 4,5 FNU erreicht wurden. Die Langsandsandfiltration war hinsichtlich eines Rückhaltes der maßgebenden Indikatororganismen mit 2,6 Log-Stufen für *E. coli* und 2,2 Log-Stufen für intestinale Enterokokken bedeutend effizienter. Die im Filtrat bestimmten Konzentrationen der Indikatororganismen waren ausreichend gering, um den Anforderungen der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 1989) an wiederzuverwendendes Wasser ohne den zusätzlichen Einsatz einer Desinfektionsstufe zu genügen. Auch im Bezug auf die UV-Transmission führte die Langsandsandfiltration mit einer Steigerung von 16 % zu einer deutlichen Verbesserung der Ablaufwerte. Voraussetzung ist jedoch die ausreichende Bildung einer Schmutzdecke beziehungsweise eine ausreichend lange Einfahrphase.

Bei den experimentellen Untersuchungen zur Wirksamkeit von Desinfektionsverfahren stand die UV-Desinfektion im Vordergrund. Es wurden sowohl Laborbestrahlungsreihen an Abwasserproben von unterschiedlicher Qualität durchgeführt, um er-

forderliche Mindestbestrahlungsdosen zu quantifizieren, als auch betriebliche Aspekte von UV-Reaktoren an verschiedenen Stellen möglicher Verfahrensketten untersucht. Durch die erzielten Ergebnisse konnten Leistung und Entwurfskriterien dieses Desinfektionsverfahrens in Abhängigkeit von den Eingangsparametern ermittelt werden. Als Parameter von besonderer Bedeutung für die Dimensionierung und den sicheren Betrieb einer UV-Desinfektionsstufe stellten sich der Feststoffgehalt und die UV-Transmission heraus. Wie bereits erwähnt, war die durch eine reine Mikrosiebung (80 µm Maschenweite) erzielte Wasserqualität für eine direkte UV-Desinfektion ungenügend. Der Klarwasserablauf des Belebungsverfahrens war hingegen bei gut funktionierenden Nachklärbecken für eine direkt nachgeschaltete UV-Desinfektionsstufe geeignet. Es zeigte sich, dass für eine entsprechende Inaktivierung von intestinalen Enterokokken eine höhere Mindestbestrahlungsdosis als für eine Inaktivierung von *E. coli* notwendig war. Um den Richtwert von $1,0 \cdot 10^3$ KBE/100 ml für *E. coli* einzuhalten, lag die erforderliche Bestrahlungsdosis bei $15,0 \text{ mW s/cm}^2$. Um einen entsprechenden Richtwert von $4,0 \cdot 10^2$ KBE/100 ml für intestinale Enterokokken zu unterschreiten, mussten die Wasserproben hingegen mit einer Dosis von $27,5 \text{ mW s/cm}^2$ bestrahlt werden. Durch den vorgeschalteten Einsatz von Filtrationsstufen werden einerseits die erforderlichen Mindestbestrahlungsdosen reduziert, wodurch die Dimensionierung der UV-Anlage kleiner ausfallen kann, andererseits bestätigten die experimentellen Untersuchungen, dass sich durch die Filtrationseinheit deutliche Vorteile hinsichtlich der Betriebssicherheit der UV-Desinfektionsstufe ergeben. Der große negative Einfluss von Feststoffgehalten auf das Desinfektionsergebnis durch eine Einlagerung und Abschirmung der Mikroorganismen konnte mit Hilfe der Laborbestrahlungsversuche an Abwasserproben unterschiedlicher Qualität sehr gut gezeigt werden.

Da weltweit gesehen die Chlorung das am häufigsten verwendete Desinfektionsverfahren ist, wurden auch hierzu Untersuchungen durchgeführt. Wegen der vergleichsweise einfachen Handhabung erfolgte die Chlorung in den Versuchen durch Zugabe von Natriumhypochlorit. Da es sich bei der Chlorung um ein Oxidationsverfahren handelt, ist für einen effizienten Desinfektionsbetrieb ein möglichst geringer Gehalt an organischer Substanz im zufließenden Abwasser wesentlich. Um die Bildung von karzinogenen Desinfektionsnebenprodukten so weit wie möglich zu begrenzen, sind eine geringe Chlorzugabe und besonders eine starke Limitierung des nach einer entsprechenden Einwirkzeit erlaubten Restchlorgehaltes notwendig. Schwankungen in der organischen Zulaufbelastung zur Chlorung, beispielsweise verursacht durch Ammoniumspitzen im Klarwasserablauf der Belebung, beeinflussen das Desinfektionsergebnis wie zu erwarten negativ.

Zwischen den betriebenen Versuchsanlagen in Deutschland und der Pilotanlage in Marokko bestanden deutliche Unterschiede hinsichtlich der Zulaufbelastung. Das

zufließende Rohabwasser in Marokko war durch eine um etwa ein Drittel geringere Konzentration der Schmutzstoffe gekennzeichnet. Hier spiegelt sich das oftmals in Schwellen- und Entwicklungsländern auftretendes Phänomen von „dünnen“ bzw. schwach belasteten Abwässern wider. Trotz dieser Differenzen in der Zulaufbelastung und obwohl in Marokko insbesondere hinsichtlich der Sonneneinstrahlung und der Abwassertemperatur unterschiedliche Randbedingungen vorherrschen, waren die im Abwasser nachgewiesenen Konzentrationen an Indikatororganismen (*E. coli* u. intestinale Enterokokken) im Vergleich zu den in Deutschland gemessenen Werten in gleicher Größenordnung (vgl. Tabelle 8). Dies spricht für eine gute Übertragbarkeit der auf den Versuchsanlagen in Deutschland erzielten Ergebnisse.

Ausblick: Hinsichtlich der Wiederverwendung von kommunalem Abwasser kann zusammenfassend Folgendes festgehalten werden:

- Die Bedeutung einer kontrollierten Wiederverwendung von entsprechend gereinigtem kommunalem Abwasser als wesentlicher Bestandteil von nachhaltigen Bewirtschaftungskonzepten für vorhandene Wasserressourcen wächst schnell. Dies gilt besonders für Schwellen- und Entwicklungsländer in ariden und semiariden Regionen, die häufig durch einen sich verschärfenden Wassermangel gekennzeichnet sind. Mögliche Anwendungsszenarien für eine Wasserwiederverwendung sind vielseitig und reichen von einfachen Bewässerungsformen in der Landwirtschaft oder in innerstädtischen Bereichen über eine industrielle Nutzung, beispielsweise für Kühl- und Prozesswasser, bis hin zu Anreicherung bestehender Grundwasserleiter. Da weltweit der mit Abstand größte Wasserverbraucher die landwirtschaftliche Bewässerung ist, ergeben sich besonders auf diesem Gebiet sehr große Potentiale für eine Wiederverwendung.
- Einzuhaltende Qualitätsanforderungen an Wasser für eine Wiederverwendung unterscheiden sich je nach Anwendungsszenario erheblich und sind auch für gleiche Anwendungsformen global nicht einheitlich definiert. Die Erfüllung hygienischer Mindestanforderungen ist jedoch im Hinblick auf einen möglichst zuverlässigen Gesundheitsschutz der Menschen, die mit dem wiederzuwendenden Wasser in Kontakt kommen, für alle Anwendungsformen einer Wasserwiederverwendung wichtig. Vor diesem Hintergrund gelten international einige Richtlinien und Regelwerke, in denen hauptsächlich eine für die Wiederverwendung zur Bewässerung notwendige Wasserqualität definiert ist, als richtungsweisend. Hier finden sich neben hygienischen Mindestanforderungen auch Kriterien, die zum Schutz und der Erhaltung der Feldfrüchte, der Bodenqualität, der Vorfluter sowie der Grundwasserqualität dienen.

- In der Praxis stehen planende Ingenieure und im Ausland tätige Firmen bei der Konzeption von Projekten zur Wasserwiederverwendung vor der Herausforderung, aus einer Vielzahl von bekannten Reinigungstechnologien einzelne vor dem Hintergrund der jeweiligen örtlichen Verhältnisse und Randbedingungen auszuwählen und diese zu passenden Verfahrensketten zu kombinieren. Innerhalb dieses Forschungsvorhabens wurden verschiedene Verfahrensschritte von einer rein mechanischen Behandlungsstufe mittels Siebung, über eine biologische Abwasserreinigung mittels Belebtschlammverfahren und über unterschiedliche Filtrationsstufen bis hin zu Desinfektionsverfahren mittels UV-Bestrahlung und Chlorung vor dem Hintergrund einer Wasserwiederverwendung näher untersucht und zu möglichen Verfahrensketten kombiniert. Die im Rahmen dieses Projektes als geeignet ermittelten Verfahrensketten, bei denen die biologische Abwasserreinigung eine Kerntechnologie ist, sowie die Präzisierung der Eingangsvoraussetzungen für eine UV-Desinfektionsstufe können für eine solche Projektkonzeption als Grundlage dienen. Die Übertragbarkeit der in Deutschland erzielten Ergebnisse auf im ariden bzw. semiariden Ausland vorherrschende Randbedingungen sowie die Zuverlässigkeit der entwickelten Verfahrensketten konnten durch einen Demonstrationsbetrieb in Marokko validiert werden.

9 Verwertbarkeit der Ergebnisse

Die internationale Bedeutung der Wiederverwendung von entsprechend gereinigtem kommunalem Abwasser als wesentlicher Bestandteil von nachhaltigen Bewirtschaftungskonzepten für vorhandene Wasserressourcen wächst stetig. Dies gilt insbesondere in Schwellen- und Entwicklungsländern in ariden und semiariden Regionen der Erde, aber auch in zunehmendem Maße für hochtechnisierte Länder, beispielsweise in Südeuropa oder den USA. Hieraus ergibt sich für Fachleute der Siedlungswasserwirtschaft die zukünftige Herausforderung, eine möglichst weitgehende Wasserwiederverwendung in unterschiedlichsten Anwendungsformen systematisiert, sicher und kontrolliert umzusetzen und zu betreiben, was stets eine entsprechende vorausgehende Reinigung des kommunalen Abwassers umfasst. Auch für deutsche Firmen aus dem Bereich der Abwassertechnik ergibt sich auf diesem Themenfeld daher sowohl kurz- als auch längerfristig ein erhebliches Marktpotential. Für die Entwicklung entsprechender Konzepte einer Wasserwiederverwendung können die Ergebnisse des Forschungsprojektes einen wichtigen Beitrag leisten.

Um eine notwendige Realitätsnähe zu gewährleisten, wurden die Versuche zur Bewertung der einzelnen Verfahrensschritte und zur Entwicklung angepasster Verfahrensketten mit natürlichem Abwasser, unter natürlichen Zulaufschwankungen und bei unterschiedlichen Anlagengrößen durchgeführt. Um den zuverlässigen, zielführenden und wirtschaftlichen Betrieb der entwickelten und analysierten Verfahrensketten auch unter speziellen Randbedingungen, wie sie in ariden und semiariden Regionen vorherrschen, sicherzustellen, wurden die in Deutschland erzielten Ergebnisse in einem viermonatigen Demonstrationsbetrieb in Marokko überprüft. Die in den Untersuchungen zu Eingangsparametern, Leistung und Entwurfskriterien des UV-Desinfektionsverfahrens erzielten Ergebnisse bestätigten die Empfehlungen des Merkblattes ATV-M 205 „Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser“ (ATV, 1998) weitgehend. Die ermittelten Werte können deshalb als Basis bei der Konzeption von Projekten zur Wasserwiederverwendung empfohlen werden. Selbstverständlich sollten die hier getroffenen Empfehlungen in Zukunft durch die Auswertung des Betriebs realisierter Anlagen überprüft und fortgeschrieben werden.

Die Ergebnisse wurden der Fachwelt bereits in verschiedenen Veröffentlichungen und Vorträgen mitgeteilt. Sie stehen den Nutzern unmittelbar zur Verfügung und können sofort in ihren Planungen verwandt werden. Zu den Nutznießern gehören in erster Linie beratende Ingenieure, Ausrüster und Betreiber. Daneben sind sekundär spezialisierte Bauleister, Hochschulen und verwandte Bereiche infolge von Spin-off-Effekten zu nennen.

Sowohl der Projektfortschritt als auch die erzielten Ergebnisse wurden bereits während der gesamten Projektlaufzeit in einer intensiven Kooperation mit der DWA-

Arbeitsgruppe 11.4 *Wasserwiederverwendung* diskutiert. Ein Teil der erzielten Projektergebnisse fand bei der Erstellung des DWA-Themenbandes *Bewertung von Verfahrensstufen zur Abwasseraufbereitung für die Wiederverwendung* (DWA, 2008) Berücksichtigung und wurde somit direkt verwertet. Sowohl der Projektleiter als auch der Projektsachbearbeiter gehören zu den Autoren dieses Themenbandes. Der Themenband wurde bereits in fünf weitere Sprachen übersetzt, sodass ein Teil der Projektergebnisse mittlerweile auch international verfügbar ist. Der hohe Nutzen der im Rahmen dieses Projektes erzielten Ergebnisse für deutsche Anlagenbauer und Planungsbüros wird innerhalb der Arbeitsgruppe durch die dort vertretenden Firmen und Institutionen bestätigt.

Der im Rahmen des Forschungsprojektes durch den Demonstrationsbetrieb in Marokko intensivierte Kontakt zu der verantwortlichen staatlichen marokkanischen Wasserbehörde *Office National de l'Eau Potable (ONEP)* und ihren Mitarbeitern wurde bereits direkt im Anschluss an das Vorhaben im Rahmen des Länderforum Maghreb von German Water Partnership (GWP) weitergenutzt. Darüber hinaus wurde eine marokkanische Delegation auf Einladung des GWP-Länderforums hier in Deutschland begrüßt. Durch den Projektleiter, den Sachbearbeiter, weitere Vertreter deutscher Universitäten und durch Vertreter deutscher Ingenieurbüros wurde diese Delegation betreut, wobei die im Rahmen des Projektes gewonnenen Erkenntnisse beiderseitig als wichtiger Anknüpfungspunkt für weitere Kooperationen gesehen wurden.

10 Erfolgte und geplante Veröffentlichungen und wissenschaftliche Arbeiten

Schneider, Th., Schmidlein, F. (2006) Water Reuse – Potential and Necessity. Jordan-German Experts Workshop on Water and Waste (Vortrag), Yarmouk University, Irbid, Jordan

Schmidlein, F. (2007) Water Reuse – A German Perspective. Water & Waste Conference (Vortrag), Assiut University, Assiut, Egypt

Schmidlein, F. (2008) Einsatzbedingungen und Verfahrensketten zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser – Hintergrund zu einem Forschungsvorhaben. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft der Ruhr-Universität Bochum, ISSN 0178-0980, Bd. 55, S. 179-188

Schmidlein, F. (2008) Reuse Applications in Germany – Useful Experience. 14th European Water, Wastewater and Solid Waste Symposium (Vortrag/Messebeitrag), IFAT 2008, Munich, Germany

Schmidlein, F. (2008) Results of DWA-Working Group 11.4 “Water Reuse” and Reuse Applications in Germany. Technical Scientific Conference Program (Vortrag/Messebeitrag), IFAT CHINA 2008, Shanghai, China

Orth, H.M. (2009) Grundlegende Aspekte der Wasserwiederverwendung. In: Kramer, M. (Hrsg.) Integratives und nachhaltigkeitsorientiertes Wassermanagement, Gabler Verlag, Wiesbaden, ISBN-13: 978-3-8349-2083-6

Schmidlein, F. (2009) Wasserwiederverwendung – ein wesentlicher Aspekt für ein nachhaltiges Wassermanagement. DAAD-Alumni-Expertenseminar „Trinkwasser und Abwasser“ (Vortrag), Al-Balqa Applied University, Amman, Jordan

Schmidlein, F. und Grote, I. (2009) Siedlungswasserwirtschaft international - Schwerpunkt Wasserwiederverwendung. 27. Workshop Siedlungswasserwirtschaft „Gewässerschutz und Gewässergestaltung – Von der Idee zur konkreten Maßnahme“ (Poster), Ruhr-Universität Bochum, Bochum

Orth, H. (2010) Verfahren der Wasserwiederverwendung. In: Kramer, M. (Hrsg.) Integratives Umweltmanagement, Gabler Verlag, Wiesbaden, ISBN-13: 978-3-8349-1947-2

Schmidtlein, F. und Orth, H. (2010) Einsatzbedingungen und Verfahrensketten zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser. Abwassertechnologie für andere Länder – Ergebnispräsentation des Verbundprojektes „Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser“ an der Ruhr-Universität Bochum (Vortrag u. Poster), Bochum

Orth, H. (2010) Deutsche Wasserwirtschaft im internationalen Wettbewerb. Workshop zur Entwicklung einer Partnerschaft zwischen German Water Partnership (GWP) und dem marokkanischen Office National de l'Eau Potable (ONEP) (Vortrag), Rabat, Marokko

Schmidtlein, F., Grote, I., Wichern, M. und Orth, H. (geplant in 2010) Photoreactivation of Escherichia Coli in UV-disinfected municipal wastewater under natural conditions.

Schmidtlein, F., Sosinka, K., Wichern, M. und Orth, H. (geplant in 2010) Untersuchungen zur Mikrosiebung als Vorstufe einer UV-Desinfektion im Kontext der Wasserwiederverwendung.

Dissertationen

Schmidtlein, F. (geplant in 2010) Beitrag zur Entwicklung und Bewertung von Verfahrenskonzepten für eine Wasserwiederverwendung. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft der Ruhr-Universität Bochum, ISSN 0178-0980, Bd. 63

Projekt- und Masterarbeiten

Grote, I. (2009) Untersuchungen zur Desinfektion von kommunalem Abwasser vor dem Hintergrund einer möglichen Wiederverwendung. Masterarbeit, Betreuer: Schmidtlein, F., Orth, H., Naberhaus, F., Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum

Schneider, Y. (2006) Aspekte des Gewässerschutzes in Kalifornien – pathogene Keime in Oberflächengewässern. Projektarbeit, Betreuer: Schmidtlein, F., Wuertz, S., Orth, H., Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum (in Kooperation mit der University of California, Davis, USA)

Herzer, D. (2009) Aufbau und Inbetriebnahme einer Sandfiltration als Vorstufe einer UV-Desinfektion. Projektarbeit, Betreuer: Schmidtlein, F., Wichern, M., Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum

Kutsch, S. (2009) Untersuchungen über die Eignung verschiedener Verfahrensketten der Abwasserreinigung als Vorstufe einer UV-Desinfektionseinheit. Projektarbeit, Betreuer: Schmidtlein, F., Wichern, M., Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum

Sosinka, K. (2010) Einsatzmöglichkeiten einer Mikrosiebung und Langsam-sandfiltration in einfachen Verfahrensketten zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser. Projektarbeit, Betreuer: Schmidtlein, F., Wichern, M., Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum

11 Literaturverzeichnis

- Asano, T. und Levine, A.D. (1998) Wastewater Reclamation, Recycling, and Reuse: An Introduction, in: Wastewater Reclamation and Reuse. Editor: Asano, T., CRC Press LLC, Boca Raton, ISBN: 1-56676-620-6
- Asano, T., Burton, F.L., Leverenz, H.L., Tsuchihashi, R. und Tchobanoglous, G. (2007) Water Reuse: Issues, Technologies and Applications. Metcalf & Eddy Inc., McGraw-Hill, New York, ISBN-13: 978-0-07-145927-3
- ATV (1998) Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. Merkblatt ATV-M 205, ATV-Regelwerk, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef,
- ATV-DVWK (2000) Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131, ATV-DVWK-Regelwerk, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, ISBN-13: 978-3-933707-41-3
- Ayers, R.S. und Westcot, D.W. (1989) Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, <http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.htm>
- Bauerfeld, K., Dockhorn, T., Dichtl, N. (2009) Klärschlammbehandlung und -verwertung unter anderen klimatischen und sonstigen Randbedingungen. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0733, Technische Universität Braunschweig
- Bixio, D. und Wintgens, T. (2006) Water reuse system management manual. AQUAREC, EVK1-CT-2002-00130, European Commission, Editors: Bixio, D., Wintgens, T., European Communities Publishing Services, ISBN: 92-79-01934-1
- Blumenthal, U.J., Cifuentes, E., Bennett, S., Quigley, M. und Ruiz-Palacios, G. (2001) The risk of enteric infections associated with wastewater reuse: The effect of season and degree of storage of wastewater. Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene, Vol. 95 (2), 131-137
- Chang, J.C.H., Ossoff, S.F., Lobe, D.C., Dorfman, M.H., Dumais, C.M., Qualls, R.G. und Johnson, J.D. (1985) UV Inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. Appl. Environ. Microbiol., Vol. 49 (6), 1361-1365
- Chrtek, S. und Popp, W. (1991) UV Disinfection of secondary effluents from sewage treatment plants. Wat. Sci. Tech., Vol. 24 (2), 343-346
- Cifuentes, E. (1998) The epidemiology of enteric infections in agricultural communities exposed to wastewater irrigation: perspectives for risk control. International Journal of Environmental Health Research, Vol. 8 (3), 203-213

- Cornel, P. und Meda, A. (2008) Water reuse situation in Central Europe: the current situation, in: Water Reuse: An International Survey, Contrasts, issues and needs around the world. Editors: Jimenez, B. u. Asano, T., IWA Publishing, London, ISBN: 1843390892
- Darby, J., Heath, M., Jacangelo, J., Loge, F., Swaim, P. und Tchobanoglous, G. (1995) Comparison of UV Irradiation to Chlorination: Guidance for achieving optimal UV Performance. Water Environment Research Foundation, Final Report: Project 91-WWD-1, ISBN: 1-57278-002-9
- DIN EN 901:2007-06 Produkte zur Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch – Natriumhypochlorit. Deutsche Fassung EN 901:2007, Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin
- Dulbecco, R. (1950) Experiments on photoreactivation of bacteriophages inactivated with ultraviolet radiation. Journal of Bacteriology, Vol. 59, 329-347
- DVGW (2006) UV-Geräte zur Desinfektion in der Wasserversorgung. Arbeitsblatt W-294 Teil 1-3, Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn, ISSN: 0176-3504
- DWA (2008) Bewertung von Verfahrensstufen zur Abwasseraufbereitung für die Wiederverwendung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Themenband, Hennef
- EPA (2003) Ultraviolet Disinfection Guidance Manual, Draft. EPA/815/D-03/007, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- EPA (2004) Manual – Guidelines for Water Reuse. EPA/625/R-04/108, U.S. Environmental Protection Agency and U.S. Agency for International Development, Washington D.C.
- EU (2006) Richtlinie 2006/7/EG des europäischen Parlamentes und des Rates über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. ABL 64/37
- Feachem, R., Bradley, D., Garelick, H. und Mara, D.D. (1983) Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. John Wiley & Sons, Chichester,
<http://www.personal.leeds.ac.uk/~cen6ddm/Sanitation&Disease.html>
- Feuerpfeil, I. und Botzenhart, K. (Hrsg.) (2008) Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis. Wiley-VCH Verlag GmbH KGaA, Weinheim
- Fuhrmann, T. und Rudolph, K.-U. (2010) Bemessung und Betrieb von Abwasserteichen. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0543, Universität Witten/Herdecke

- Grote, I. (2009) Untersuchungen zur Desinfektion von kommunalem Abwasser vor dem Hintergrund einer möglichen Wiederverwendung. Masterarbeit, Betreuer: Schmidlein, F., Orth, H., Naberhaus, F., Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum
- Grube, S. und Orth, H. (2009) Bemessungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und stofflichen Eigenschaften. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0545, Ruhr-Universität Bochum
- Harm, W. (1980) Biological effects of ultraviolet radiation. Press Syndicate of the University of Cambridge, Cambridge
- Harris, G.D., Adams, V.D., Sorensen, D.L. und Curtis, M.S. (1987) Ultraviolet inactivation of selected bacteria and viruses with photoreactivation of the bacteria. *Water Res.*, Vol. 21 (6), 687-692
- Hernandez, J.F., Pourcher, A.M., Delattre, J.M., Oger, C., und Loeuillard, J.L. (1993) MPN miniaturized procedure for the enumeration of faecal enterococci in fresh and marine waters: The must procedure. *Water Res.*, Vol. 27 (4), 597-606
- Hijnen, W.A., Beerendonk, E.F. und Medema, G.J. (2006) Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: a review. *Water Research*, Vol. 40 (1), 3-22
- Hinken, L., Urban, I., Weichgrebe, D. und Rosenwinkel, K.-H. (2009) AnaKomA Laborversuche zur Adaption der anaeroben Kommunalabwasserbehandlung an außereuropäische Randbedingungen und deren Weiterentwicklung zur Nutzung des kommunalen Abwassers und des Biogases. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0546, Leibniz Universität Hannover
- IPCC (2007) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Fourth Assessment Report, Summary for Policymakers*. Intergovernmental Panel on Climate Change – Working Group II, Brussels
- Jimenez, B. und Asano, T. (2008) *Water Reuse: An International Survey, Contrasts, issues and needs around the world*. Editors: Jimenez, B. u. Asano, T., IWA Publishing, London, ISBN: 1843390892
- Kashimada, K., Kamiko, N., Yamamoto, K. und Ohgaki, S. (1996) Assessment of photoreactivation following ultraviolet light disinfection. *Wat. Sci. Technol.*, Vol. 33 (10-11), 261-269
- Kelner, A. (1950) Light-induced recovery of microorganisms from ultraviolet radiation injury, with special reference to *Escherichia coli*. *Bulletin of New York Academy of Medicine*, Vol. 26, 189-199

- Lazarova, V., Janex, M.L., Fiksdal, L., Oberg, C., Barcina, I. und Pommepuy, M. (1998) Advanced wastewater disinfection technologies: Short and long term efficiency. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 38 (12), 109-117
- Lindenauer, K.G. und Darby, J.L. (1993) Ultraviolet disinfection of wastewater: Effect of dose on subsequent photoreactivation. *Water Res.*, Vol. 28 (4), 805-817
- Mara, D.D. und Alabaster, G. (1995) An Environmental Classification of Housing-Related Diseases in Developing Countries. *Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, Vol. 98, 41-51
- Mara, D.D., Sleigh, P.A., Blumenthal, U.J. und Carr, R.M. (2007) Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. *Journal of Water and Health*, Vol. 5 (1), 39-50
- Meda, A. und Cornel, P. (2009) Sommer- und Winterbetrieb von Abwasserbehandlungsanlagen, die Bewässerungswasser erzeugen. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0584, Technische Universität Darmstadt
- MED-EUWI (2007) Mediterranean Wastewater Reuse Report. Mediterranean European Union Water Initiative, Joint Mediterranean EIWI/WFD Process, Produced by the Mediterranean Wastewater Reuse Working Group, <http://www.emwis.net/topics>
- Orth, H. (2005) Länderbericht USA, in: Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0452, Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum, ISBN: 3-9810255-0-4
- Pescod, M.B. (1992) Wastewater Treatment and Use in Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 47, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, <http://www.fao.org/docrep/t0551e/t0551e00.htm>
- Ruhr-Universität Bochum (2005) Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0452, Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum, ISBN: 3-9810255-0-4
- Schlegel, H.G. (1992) Allgemeine Mikrobiologie. 7. überarb. Aufl. / unter Mitarb. von Zaborosch, C., Georg Thieme Verlag, Stuttgart, ISBN: 3-13-444607-3
- Schneider, T. (2005) Länderbericht Jordanien, in: Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0452, Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum, ISBN: 3-9810255-0-4

- Sinha, R.P. und Hader, D.P. (2002) UV-induced DNA damage and repair: A review. Photochem. Photobiol. Sci., Vol. 1, 225-236
- State of California (2000) Water Recycling Criteria. Code of Regulations, Title 22, Division 4, Chapter 3, Section 60301 ff.
- Statistisches Bundesamt (2006) Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Kap. 12.4 in: Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland 2006. Statistisches Bundesamt Deutschland, ISBN-13: 978-3-8246-0773-0
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L. und Stensel, H.D. (2003) Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, 4th Edition. Metcalf & Eddy Inc., McGraw-Hill, New York, ISBN: 0-07-112250-8
- UNESCO (2006) Water – A Shared Responsibility, The United Nations World Water Development Report 2. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, UNESCO Publishing, Paris/Berghahn Books, New York, ISBN-13: 978-92-3-104006-1
- Westcot, D.W. (1997) Quality Control of Wastewater for Irrigated Crop Production. Water Reports No. 10, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, <http://www.fao.org/docrep/W5367E/W5367E00.htm>
- WHO (1989) Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. World Health Organization, Geneva
- WHO (2006) Guidelines for the safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture. World Health Organization, Geneva

12 Verzeichnis der Bilder

Bild 1: Einteilung des ultravioletten Strahlungsspektrums	33
Bild 2: Strahlerleistung eines Quecksilber-Niederdruckstrahlers (links) im Vergleich zu der Strahlerleistung eines Quecksilber-Mitteldruckstrahlers (rechts).....	34
Bild 3: Struktur der Desoxyribonucleinsäure (DNA) und entsprechende Nucleotidensequenz.....	34
Bild 4: Mutationsauslösung und Abtötung von Mikroorganismen durch UV-C-Strahlung bei 254 nm Wellenlänge (nach Schlegel, 1992).....	35
Bild 5: Dissoziation von hypochloriger Säure (HOCl) in Abhängigkeit von der Temperatur und dem pH-Wert	39
Bild 6: Schematische Darstellung einer Knickpunktchlorung (nach Tchobanoglous et al., 2003)	40
Bild 7: Schematische Darstellung der Laboranlage Ölbachtal inklusive nachgeschalteter Filtrationseinheit.....	41
Bild 8: Siebschnecke einer Feinstsiebung (250 µm Spaltweite, links) und Mikrosiebung (80 µm Maschenweite, rechts).....	44
Bild 9: Schematische Darstellung der Belebungsstufe auf der Versuchsanlage Düsseldorf (einstraßige Darstellung, zweite Straße baugleich, jedoch ohne Heizkreislauf) (nach Grube und Orth, 2009)	46
Bild 11: UV-Desinfektionsanlage (links) und Chlorungsanlage (rechts) auf der Versuchsanlage Düsseldorf	47
Bild 10: Rückspülbare Schnellfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf.....	47
Bild 12: Filtrationseinheit (links) und UV-Desinfektionsanlage (rechts) auf der Pilotanlage Rabat, Marokko	51
Bild 13: Laborbestrahlungsanlage	53
Bild 14: Beispiel für eine fluoreszierende Mikrotiterplatte zum Nachweis von Indikatororganismen.....	56
Bild 15: Graphische Auswertung einer im Rahmen der Laborbestrahlungsversuche durchgeführten Uridinaktinometrie	59
Bild 16: Abfiltrierbare Stoffe (AFS) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf	70
Bild 17: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf	70

Bild 18: Trübung im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf.....	72
Bild 19: UV-Transmission (UVT-254nm) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf.....	72
Bild 20: Trübung im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Pilotanlage Rabat, Marokko.....	74
Bild 21: UV-Transmission (UVT-254nm) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Pilotanlage Rabat, Marokko.....	74
Bild 22: Ammoniumstickstoff (NH ₄ ⁺ -N) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf.....	76
Bild 23: Nitratstickstoff (NO ₃ ⁻ -N) im Zu- und Ablauf der Schnellsandfiltration auf der Versuchsanlage Düsseldorf.....	76
Bild 24: Reduktion an Indikatororganismen durch einen Langsamsandfilter - Laboranlage Ölbachtal.....	81
Bild 25: Inaktivierung von <i>E. coli</i> durch UV-Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Klarwasserablauf Belebung (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt).....	86
Bild 26: Häufigkeitsverteilung der Inaktivierung von <i>E. coli</i> durch UV-Bestrahlung (Log-Stufen-Reduktion, Klarwasserablauf Belebung).....	88
Bild 27: Inaktivierung von intestinalen Enterokokken durch UV-Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Klarwasserablauf Belebung (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt).....	89
Bild 28: Häufigkeitsverteilung der Inaktivierung von intestinalen Enterokokken durch UV-Bestrahlung (Log-Stufen-Reduktion, Klarwasserablauf Belebung).....	90
Bild 29: Inaktivierung von <i>E. coli</i> durch UV-Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Filtrat (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt).....	91
Bild 30: Häufigkeitsverteilung der Inaktivierung von <i>E. coli</i> durch UV-Bestrahlung (Log-Stufen-Reduktion, Filtrat).....	92
Bild 31: Inaktivierung von intestinalen Enterokokken durch UV-Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Filtrat (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt).....	93
Bild 32: Häufigkeitsverteilung der Inaktivierung von intestinalen Enterokokken durch UV-Bestrahlung (Log-Stufen-Reduktion, Filtrat).....	94

- Bild 33: Inaktivierung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken durch UV-
Bestrahlung - Laborbestrahlungsreihe, Filtrat Langsandsandfilter (Messwerte
unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)..... 95
- Bild 34: Inaktivierung von *E. coli* und Enterokokken durch UV-Bestrahlung -
Laborbestrahlungsreihe, Mikrosiebung Zulauf 96
- Bild 35: Wirksamkeit einer UV-Desinfektionsstufe bei kontinuierlicher Betriebsweise
bezogen auf den Indikator *E. coli* - Versuchsanlage Düsseldorf, Filtrat
(Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert
berücksichtigt)..... 99
- Bild 36: Wirksamkeit einer UV-Desinfektionsstufe bei kontinuierlicher Betriebsweise
bezogen auf den Indikator intestinale Enterokokken - Versuchsanlage
Düsseldorf, Filtrat (Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem
Grenzwert berücksichtigt) 100
- Bild 37: Wirksamkeit einer UV-Desinfektion bei kontinuierlicher Betriebsweise
bezogen auf die Indikatoren *E. coli* (links) und intestinale Enterokokken
(rechts) - Versuchsanlage Düsseldorf, Ablauf Nachklärung (Messwerte unter
der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert berücksichtigt)..... 101
- Bild 38: Wirksamkeit einer kontinuierlich betriebenen UV-Desinfektionsstufe bezogen
auf den Indikator *E. coli* in Abhängigkeit von der Bestrahlungsdosis -
Demonstrationsbetrieb Rabat (Bei 15,2 mW s/cm² ohne Filtrationsstufe,
RW = Richtwerte (EU, WHO), NWG = Nachweisgrenze des Testverfahrens,
Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem Grenzwert
berücksichtigt)..... 103
- Bild 39: Wirksamkeit einer kontinuierlich betriebenen UV-Desinfektionsstufe bezogen
auf den Indikator intestinale Enterokokken in Abhängigkeit von der
Bestrahlungsdosis - Demonstrationsbetrieb Rabat (Bei 15,2 mW s/cm² ohne
Filtrationsstufe, RW = Richtwerte (EU), NWG = Nachweisgrenze des
Testverfahrens, Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit halbem
Grenzwert berücksichtigt) 105
- Bild 40: Reduktion von *E. coli* in Abhängigkeit von der Chlorzugabe (grüne Linie,
rechte Achse) - Versuchsanlage Düsseldorf (RW = Richtwerte (EU, WHO),
NWG = Nachweisgrenze des Testverfahrens)..... 108
- Bild 41: Reduktion von intestinalen Enterokokken in Abhängigkeit von der
Chlorzugabe (grüne Linie, rechte Achse) - Versuchsanlage Düsseldorf
(RW = Richtwerte (EU), NWG = Nachweisgrenze des Testverfahrens)..... 109

Bild 42: Darstellung des Einflusses der NH_4^+ -N-Konzentration auf die Wirksamkeit einer Chlorung am Beispiel der Knickpunktchlorung für den Belebungsablauf der Versuchsanlage Düsseldorf	111
Bild 43: Einfluss von Feststoffen auf die Dosis-Wirkungsfunktion für die Chlorung mit Hypochlorit für den Indikator <i>E. coli</i> (Versuchsanlage Düsseldorf)	112
Bild 44: Einfluss von Feststoffen auf die Dosis-Wirkungsfunktion für die Chlorung mit Hypochlorit für den Indikator intestinale Enterokokken (Versuchsanlage Düsseldorf).....	113
Bild 45: Mechanische Abwasserbehandlung im Kontext einer Wiederverwendung	114
Bild 46: Verfahrensschemata für eine biologische Abwasserreinigung im Kontext einer Wiederverwendung	116
Bild 47: Verfahrensschemata für eine biologische Abwasserreinigung mit weiterführenden Behandlungsstufen im Kontext einer Wasserwiederverwendung.....	119

13 Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Ursprüngliche Zeitplanung und tatsächlicher Verlauf des Forschungsprojektes.....	9
Tabelle 2: Aspekte der Wasserwiederverwendung nach Informationen in Ruhr-Universität Bochum (2005).....	13
Tabelle 3: Wesentliche Anwendungsformen der Wasserwiederverwendung	17
Tabelle 4: Zusammenstellung hygienischer Mindestanforderungen aus verschiedenen Richtlinien	23
Tabelle 5: Analyseverfahren - Standardparameter	54
Tabelle 6: Abwasserbeschaffenheit des Zulaufs zur Versuchsanlage Düsseldorf....	61
Tabelle 7: Abwasserbeschaffenheit des Zulaufs zur Pilotanlage Rabat, Marokko....	62
Tabelle 8: Zulaufbelastung mit Indikatororganismen – Vergleich der Versuchsanlage Düsseldorf und der Pilotanlage Rabat.....	63
Tabelle 9: Reinigungsleistung des Belebtschlammverfahrens - Versuchsanlage Düsseldorf.....	64
Tabelle 10: Reinigungsleistung des Belebtschlammverfahrens - Pilotanlage Rabat	64
Tabelle 11: Reduktion der Indikatororganismen durch das Belebtschlammverfahren – Vergleich der Versuchsanlage Düsseldorf und der Pilotanlage Rabat, Marokko	65
Tabelle 12: Reduktion an Indikatororganismen durch das Belebtschlammverfahren in Abhängigkeit von der Temperatur - Laboranlage Ölbachtal.....	67
Tabelle 13: Prüfung auf Unterschiede in den Reduktionsraten an Indikatororganismen aufgrund der Temperatur mit Hilfe des Man-Whitney-U-Tests.....	67
Tabelle 14: Reinigungsleistung der Schnellsandfiltration - Versuchsanlage Düsseldorf	69
Tabelle 15: Reinigungsleistung der Schnellsandfiltration - Pilotanlage Rabat, Marokko	73
Tabelle 16: Reinigungsleistung der Schnellsandfiltration bezogen auf die Parameter: Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff - Versuchsanlage Düsseldorf.....	77
Tabelle 17: Reinigungsleistung der Schnellsandfiltration bezogen auf die Parameter: Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff - Pilotanlage Rabat, Marokko.....	78
Tabelle 18: Reduktion an Indikatororganismen durch eine Schnellsandfiltration - Versuchsanlage Düsseldorf	79

Tabelle 19: Reduktion an Indikatororganismen durch eine Schnellsandfiltration - Pilotanlage Rabat, Marokko	79
Tabelle 20: Reinigungsleistung der Langsamsandfiltration - Laboranlage Ölbachtal	80
Tabelle 21: Wirksamkeit eines Spiralsiebs (250 µm) - Zulauf der Kläranlage Ölbachtal	83
Tabelle 22: Wirksamkeit einer Mikrosiebung (80 µm) - Zulauf der Kläranlage Ölbachtal.....	84
Tabelle 23: Wirksamkeit eines Spiralsiebs (250 µm) bzw. einer Mikrosiebung (80 µm) - Vergleich der Eliminationsraten	84
Tabelle 24: Mittlere Feststoffgehalte der in den Laborbestrahlungsreihen (vgl. Bild 25 bis Bild 34) verwendeten Proben	97