

Laboruntersuchungen zur Eliminationsleistung und Betriebssicherheit von Bodenfiltern zur Wasseraufbereitung in Schwimm- und Badeteichanlagen

von

I. Scholz, H. Frehse

1. Einleitung

Es ist in Fachkreisen weitestgehend unstrittig, dass die besucherbedingten Einträge in Naturfreibädern den bedeutsamsten Einfluss auf die Badewasserqualität darstellen (vgl. Schulz 1981 S. 531ff). Hierzu zählen vor allem humanpathogene Keime, aber auch Nährstoffe wie Phosphor- und Stickstoffverbindungen. Die Höhe der Einträge und der messbaren Wasserbelastung variiert in Abhängigkeit der Benutzungsintensität, dem Hygieneverhalten der Badbenutzer und dem Verhältnis von Wasservolumen zu Badegast. In Bezug auf die Wasserqualität aus mikrobiologischer Sicht wurden vom UMWELTBUNDESAMT (UBA, 2003) und der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND LANDSCHAFTSBAU E.V. (FLL, 2003) Empfehlungen formuliert, welche die maximal zulässigen Konzentrationen von Indikatororganismen beinhalten (siehe Tab. 1). Hierbei handelt es sich um Keime, die als Anzeiger einer fäkalen Verunreinigung dienen, welche selbst jedoch nicht zwingend pathogen sein müssen. Zu diesen Indikatororganismen zählen auch *Escherichia Coli* (*E. coli*) und die Gruppe der Enterokokken (Fäkalstreptokokken). Der Nachweis dieser Keime kann darauf hindeuten, dass durch fäkale Ausscheidungen der Badenden auch andere Krankheitserreger in das Badewasser gelangt sind - dies muss aber nicht immer der Fall sein. Umgekehrt ist es ebenso möglich, dass Indikatorkeime nicht nachgewiesen werden können, trotzdem aber andere potentiell krankmachende Keime vorhanden sind. Da jedoch unmögliche alle relevanten Krankheitserreger beprobt werden können, bedient man sich der Indikatoren als Hilfsgröße. Dies gilt im Grundsatz auch für die gechlorten Bäder, wobei hier die Grenzwerte entsprechend der DIN 19643 gelten.

Tab. 1: Mikrobiologische Anforderungen an die Qualität des Wassers in Kleinbadeteichen (verändert nach UBA, 2003).

Parameter	Höchstwert an koloniebildenden Einheiten (KBE)
<i>Escherichia Coli</i>	100 in 100 ml
Enterokokken	50 in 100 ml

Ein ständiger Eintrag an Keimen durch die Badegäste bedingt die Notwendigkeit einer effektiven Keimelimination. Zwar werden Keime und auch andere Mikroorganismen durch das natürlicherweise vorkommende Zooplankton, speziell durch kleine Zooplankter (Metazooplankton) wie Rotatorien u.ä., gefressen und somit zum Teil bereits im Freiwasser eliminiert. Es muss jedoch auch bei starkem Badebetrieb und demzufolge besonders hohem Eintrag an Keimen sichergestellt werden, dass es zu keiner Akkumulierung von Keimen und infolgedessen zu keiner Höchstwertüberschreitung kommt. Besonders kritisch ist, dass hohe Badegastzahlen häufig mit hohen Luft- und Wassertemperaturen gekoppelt sind. Erhöhte Wassertemperaturen bedingen eine erhöhte Überlebensdauer der Keime (MASCHER, 2003) und somit auch eine schnellere Akkumulation, wobei in dieser Betrachtung eine verstärkte Elimination durch die gleichzeitig zunehmende Zahl und Aktivität der Antagonisten nicht berücksichtigt wird.

Vor diesem Hintergrund wird in der aktuellen FLL- Empfehlung zu Recht eine Bemessung der Aufbereitungsanlagen in Abhängigkeit der Schmutzfrachten und der hydraulischen Last gefordert. Zudem sollen sich die Filtergeschwindigkeiten an den tatsächlichen Abbauleistungen orientieren (FLL, 2003 S. 33).

In größeren, kommerziell genutzten, Schwimm- und Badeteichanlagen werden zur Elimination von Keimen Filteranlagen unterschiedlichster Bauart verwendet. Die Anlagen unterscheiden sich sowohl in der Art ihrer Rohwasserbeschickung, der Fließrichtung und der Fließgeschwindigkeit im Filter, als auch in der Substratkörnung, der Kornoberflächenstruktur und ihrer mineralisch-chemischen

Zusammensetzung. In den Empfehlungen der FLL werden Filteranlagen aufgeführt, die mit einer relativ geringen hydraulischen Belastungen bei der Durchströmung des Filtermediums arbeiten. Die durchschnittlichen Beschickungsraten werden je nach Verfahren mit 0,05 bis 1 [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$] angegeben, die Maximalwerte sollten 5 [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$] nicht überschreiten (FLL, 2003, Tab. 11, S. 36). Dies hat zur Folge, dass die für die Wasseraufbereitung erforderlichen Flächen entsprechend groß dimensioniert sein müssen, damit das gesamte Wasser des Nutzungsbereichs bei hoher Besucherfrequentierung in kurzer Zeit gereinigt werden kann.

Bei einer Schwimm- und Badeteichanlage mit einem angenommenen Nutzungsbereichsvolumen von 3000 m^3 müsste der Regenerationsbereich, bei einer geforderten durchschnittlichen Beschickungsrate von 1 [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$], eine Fläche von 3000 m^2 besitzen, sofern das gesamte Wasservolumen innerhalb eines Tages filtriert werden soll. Diese Größenverhältnisse setzen enge Maßstäbe an die Planer und Anlagenbetreiber und sollten deshalb näher betrachtet werden:

- ⇒ Je größer der Aufbereitungsbereich bemessen werden muss, desto größer wird der Investitionskostenbedarf.
- ⇒ Der Platzbedarf für große Aufbereitungsflächen geht häufig zu Lasten des Liege- und Freiflächenangebots. In Extremfällen sind diese Flächen gar nicht vorhanden.
- ⇒ Ggf. kann der Aufbereitungsbereich auf Grund fehlender Flächen nur sehr klein bemessen werden. Infolgedessen muss in der Bilanz auch die Eintragsseite angepasst werden, d.h. die Nennbesucherzahl muss reduziert werden, so dass die Anlage möglicherweise nicht mehr wirtschaftlich betrieben werden kann.

Zu den tatsächlichen Reinigungsleistungen und zu den potenziell möglichen Beschickungsraten der verschiedenen Aufbereitungsverfahren gibt es derzeit nur wenige wissenschaftliche Untersuchungen. Viele Anlagen wurden bislang anhand von Orientierungswerten ausgelegt, die aus weitergehenden Untersuchungen biotechnischer Verfahren zur Aufbereitung von kommunalen oder privaten Abwässern stammen. Im Rahmen des mit finanziellen Mitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit geförderten gemeinsamen Forschungsvorhabens, des Arbeitskreises für Badeseen und Schwimmteiche ABS (KLS - Hamburg und Polyplan GmbH Hannover-Bremen) und dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, wurden deshalb Filtersysteme bestehender Anlagen sowohl im Freiland, als auch im Labor untersucht. In diesem Beitrag sollen die Forschungsergebnisse der labortechnischen Untersuchung des im Naturfreibad Kirchdorf zum Einsatz kommenden Filtersystems „Neptun“ der Fa. POLYPLAN vorgestellt werden.

Bei diesem Filter handelt es sich um einen vertikal durchströmten Bodenfilter, der in Intervallen mit dem Wasser aus dem Nutzungsbereich beregnet wird und mit hydraulischen Belastungen von bis zu 5 [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$] arbeitet.

Anhand von zwei Bodensäulenversuchen wurde die hygienische Eliminationsleistung und die Betriebssicherheit des Neptunfilters untersucht. Die Versuche wurden im Dezember 2003 im Labor des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Hannover (ISAH) durchgeführt und verfolgten im Wesentlichen folgende Zielsetzung:

1. Bestimmung der maximalen hydraulischen Belastung, bei der noch eine Elimination an Keimen von einer log-Stufe gegeben ist (gemäß FLL- Empfehlung 2003, S. 18).
2. Bestimmung des „Durchbruchpunktes“: Die hydraulische Last, bei der mehr als die Hälfte der Keime des Zulaufs auch im Ablauf wieder zu finden sind.
3. Überprüfung des Zusammenhangs zwischen der Schichtdicke des Filters und der Eliminationsrate.



Abb. 1: Neptunfilter im Naturfreibad Kirchdorf

2. Material und Methoden

Die Versuchsanlage bestand aus einer Glassäule (Säule 1: Länge 60 cm, Durchmesser 3,5 cm) und einer Plexiglassäule (Säule 2: Länge 100 cm, Durchmesser 4,5 cm). Diese Säulen wurden aus einem 150 l Zulaufbehälter (eine handelsübliche Regentonnen) über eine Tauchpumpe mit Wasser beschickt. Der Zulaufbehälter war mit 120 l Wasser gefüllt, welches aus dem Naturfreibad Kirchdorf stammte. Das Filtermaterial in den Bodensäulen war ein mineralisches Granulat, das vor der Einlaufphase der Säulen aus dem Neptunfilter des Naturbades Kirchdorf entnommen worden war. Die unteren Hälften der Säulen wurden mit dem Mineral der Körnung 1/3 mm, die obere mit der Körnungsgröße 2/5 mm, entsprechend dem Aufbau des Originalfilters befüllt. Das Granulat enthält keine „Null-Fraktion“ bzw. Feinsteile. Die Gesamtschichtdicke der Säule-1 betrug 58 cm, die der Säule-2 96 cm.

Die Zuflussmenge zu den Bodensäulen wurde unter Verwendung von Magnetventilen und einer Tauchpumpe über eine elektronische Steuereinheit geregelt. Die Verrieselungsgeschwindigkeit wurde manuell über Schlauchklemmen eingestellt und rechnerisch anhand der aufgefangenen Durchflussmenge bestätigt (V/t).

Vor Beginn der Versuche wurden die Bodensäulen zwei Wochen lang entsprechend der Funktionsweise des Neptunfilters im Freilandbetrieb eingefahren. Die hydraulische Belastung war mit $10 \text{ [m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d]}$ etwa doppelt so hoch gewählt, wie die maximale Belastung des Filters im Freilandbetrieb, da laut Angaben des Herstellers (Fa. POLYPLAN) bereits Erfahrungswerte vorlagen, die einen störungsfreien Betrieb bis zu dieser Beschickung verifizieren.

Mit Beginn der Versuche wurden *E. coli*- Zellkulturen eines nicht pathogenen Stammes (K 12), angereichert in einem Flüssignährmedium, in den Zulaufbehälter gegeben, um die Keimelimination der Bodensäulen zu testen. Zur Durchführung der Versuche war eine *E. coli*- Konzentration im Zulauf der Säulen von ca. 20 [MPN/100 ml] für die ersten Versuche (BV1) und ca. 100 [MPN/100 ml] für die zweiten Versuche (BV2) angestrebt. Der erste Wert stellt eine realistische Konzentration an *E. coli* im Nutzungsbereich eines Naturbades dar, der zweite Wert ist nach den Richtlinien der FLL (2003) und des UBA (2003) die im Nutzungsbereich maximal tolerierte Konzentration und wurde daher ausgewählt.

Unmittelbar vor Versuchsbeginn wurde aus dem Vorlaufbehälter nahe der Tauchpumpe und aus den Abläufen der Säulen je eine 100 ml Probe entnommen. Anschließend wurde die Zellkultur in den Zulaufbehälter gegeben und gründlich durchmischt.

Zu Beginn des ersten Versuchsdurchgangs wurde die Anlage auf eine hydraulischen Belastung von $10 \text{ [m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d]}$ und dauerhafte Beschickung eingestellt. Nach 20 min wurde je eine Probe aus dem Zulaufbehälter und dem Ablauf der Säulen entnommen. Anschließend erfolgte eine schrittweise Steigerung der hydraulischen Belastung um jeweils $2 \text{ [m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d]}$, wobei jeweils nach 20 min ebenfalls Zulauf- und Ablaufproben entnommen wurden. Zwischen den Belastungssteigerungen waren Pausen

von je 10 min erforderlich, um die Steuerparameter an der Anlage neu einzustellen. Die Belastung wurde bis zu einem Wert von 20 [m³/m²*d] gesteigert.

In der Zeit zwischen den beiden Bodensäulenversuchen wurde die Anlage über zwei Wochen mit einer Auslastung von 50 % (d.h. abwechselnd 5 Minuten Beschickung und 5 Minuten Pause) und einer Belastung von 5 [m³/m²*d] gefahren, um eine Regeneration des Biofilms in einen neutralen Ausgangszustand zu ermöglichen.

Für den zweiten Versuchsdurchgang wurde die Konzentration an *E. coli* im Zulauf höher gewählt. Es sollten Aussagen über eine mögliche Elimination von hohen Keimbelastungen im Nutzungsbereich durch den Neptunfilter auf ein Niveau deutlich unter dem empfohlenen Höchstwert erhalten werden. Die hydraulische Belastung wurde bei diesem zweiten Versuchsdurchgang jeweils alle 30 min schrittweise bis auf 26 [m³/m²*d] gesteigert; die Probenahme erfolgte alle 30 min.

Zur qualitativen und quantitativen Analyse wurde das „Coli-18/ Quanti-Tray“- Verfahren der Fa. IDEXX eingesetzt, bei welchem es sich um ein anerkanntes Alternativverfahren zur DIN ISO 9308-1 handelt.

3. Ergebnisse

In der folgenden Tabelle (Tab. 2) sind die gemessenen Konzentrationen an *E. coli* (in der Einheit [MPN/100ml] - entspricht [KBE/100ml]), während des ersten Bodensäulenversuchs aufgeführt. Angegeben sind die Konzentrationen im Vorlaufbehälter nahe der Tauchpumpe und im Wasser der Abläufe der Säulen bei unterschiedlichen hydraulischen Belastungsstufen. Die mit „(10)“ angegebene Belastungsstufe bezieht sich auf die Konzentrationen vor der Zugabe der Keime bei einer Belastung von 10 [m³/m²*d].

Generell lassen sich nach der Passage des Wassers durch die Filter bei allen Belastungsstufen bei beiden Säulen geringere Ablaufkonzentrationen an *E. coli* messen als im Vorlaufbehälter. Die Konzentrationen in den Abläufen nahmen mit steigender hydraulischer Belastung zu. Die Konzentrationen von Säule 1 (Schichtdicke 58 cm) überschritten ständig diejenigen von Säule 2 (Schichtdicke 96 cm).

Tab. 2: *E. coli*- Konzentrationen des ersten Bodensäulenversuchs (BV1)

Belastung [m ³ /m ² *d]	Vorlauf [MPN/100ml]	Säule 1 [MPN/100ml]	Säule 2 [MPN/100ml]
(10)	0	0	0
10	18,1	0	0
12	18,1	pos.*	1,0
14	16,8	9,7	3,0
16	34,5	9,7	5,2
18	24,0	14,6	7,3
20	26,2	17,7	10,8

: Volumen zur quantitativen Bestimmung zu gering -
Qualitative Probenauswertung war positiv.

Bei einer hydraulischen Belastung von 10 [m³/m²*d] konnten bei beiden Bodensäulen keine *E. coli*-Organismen im Ablauf nachgewiesen werden. Der erste positive Befund war in beiden Fällen bei einer Belastung von 12 [m³/m²*d] zu verzeichnen. In den darauf folgenden Belastungsstufen wurden im Ablauf der Säule 1 (Schichtdicke 58 cm) jeweils höhere Keimkonzentrationen nachgewiesen als in Säule 2 mit einer Schichtdicke von 96 cm. Eine Verringerung der *E. coli*- Konzentration um eine log-Stufe fand bei Säule 2 bis zu einer Belastung von 12 [m³/m²*d] statt. Bei Säule 1 definitiv nachweislich nur bis zu einer hydraulischen Belastung von 10 [m³/m²*d].

Die Ergebnisse des zweiten Bodensäulenversuchs mit Zulaufkonzentrationen im Bereich der max. zulässigen Höchstwerte für den Nutzungsbereich nach FLL sind in der nachfolgenden Tabelle 3 dargestellt. Es konnten im Vergleich zum ersten Versuch insgesamt höhere Konzentrationen an *E. coli* im Wasser der Abläufe beider Säulen nachgewiesen werden.

Tab. 3: *E. coli*- Konzentrationen des zweiten Bodensäulenversuchs (BV2)

Belastung [m ³ /m ² *d]	Vorlauf [MPN/100ml]	Säule 1 [MPN/100ml]	Säule 2 [MPN/100ml]
(10)	0	0	0
10	83,9	0	2,0
12	90,9	11,5	6,2
14	98,0	36,7	14,1
16	91,1	44,9	29,4
18	77,6	45,2	36,8
20	79,2	49,6	42,8
22	93,5	61,8	64,0
24	98,2	82,9	75,2
26	93,5	87,3	77,6

Bei einer hydraulischen Belastung von 10 [m³/m²*d] konnten in Säule-1 keine, in Säule-2 2,0 [MPN/100 ml] nachgewiesen werden. Bei der stufenweisen Steigerung der Belastung konnten dann allerdings im Ablauf der Säule 2 fast ausschließlich geringere Konzentrationen nachgewiesen werden. Dieser Umstand legt die Vermutung nahe, dass 2 [MPN/100 ml] Keime bei 10 [m³/m²*d] auf einen arbeitstechnischen oder analytischen Fehler zurückzuführen sind.

Bei Säule 2 konnte in diesem Versuch eine Elimination um eine log-Stufe bis zu einer Belastung von 12 [m³/m²*d] nachgewiesen werden. Säule 1 zeigte bei einer Schichtdicke von 58 cm noch eine solche Eliminationsrate bis 10 [m³/m²*d]. Der „Durchbruchpunkt“ lag bei Säule 1 im Bereich von 16 [m³/m²*d], bei Säule 2 bei ca. 18,5 [m³/m²*d].

Die graphische Darstellung der prozentualen Eliminationsleistungen (Abb. 2 und Abb. 3), berechnet über die Frachten im Zu- und Ablauf der jeweiligen Säule im Bodensäulenversuch, erlauben einen direkten Vergleich der Eliminationsleistungen der Bodensäulen. Die Eliminationsleistung beider Säulen nahm bei steigender hydraulischer Belastung ab.

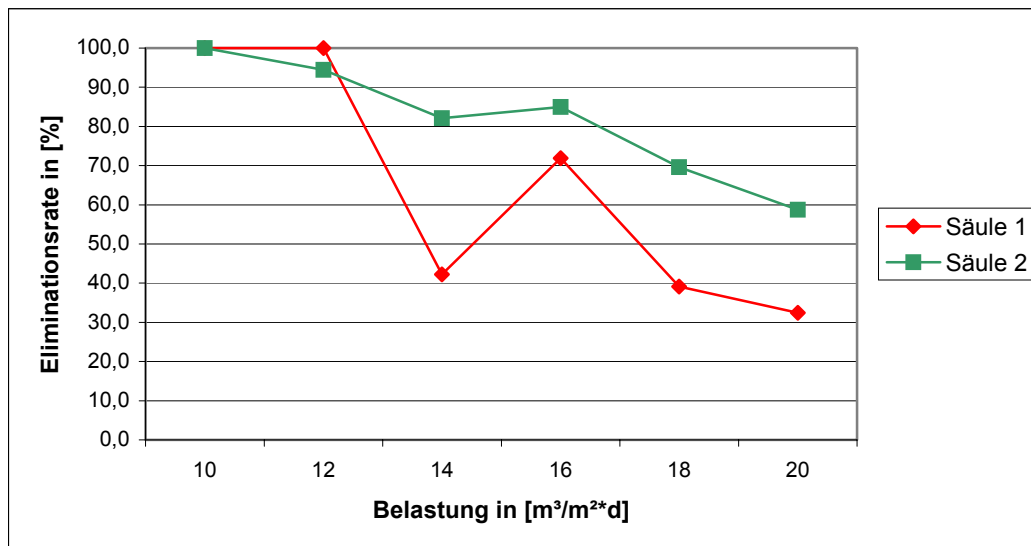


Abb. 2: *Prozentuale Eliminationsraten der Bodensäule 1 mit 58 cm und der Bodensäulesäule 2 mit 98 cm Schichtdicke bei BV 1.*

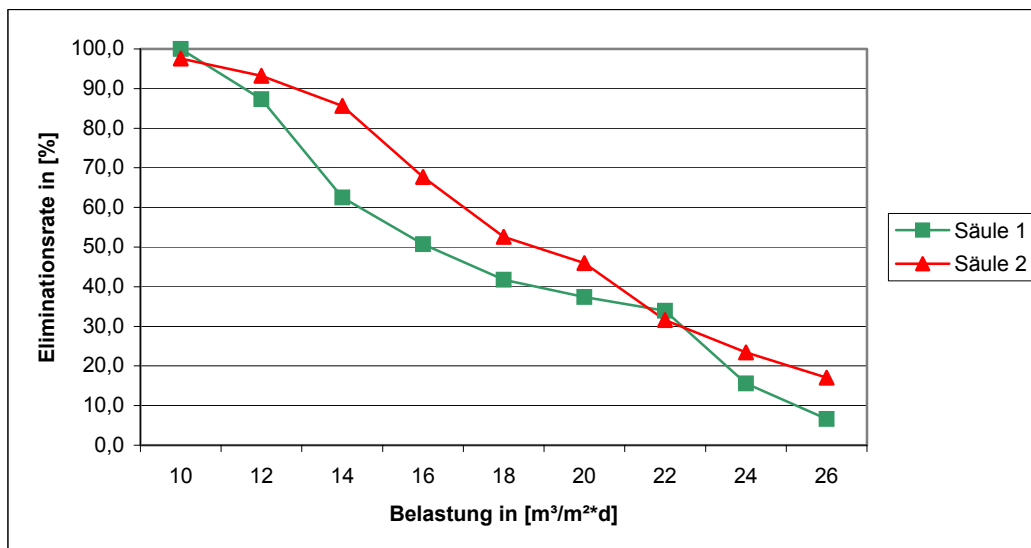


Abb. 3: Prozentuale Eliminationsraten der Bodensäule 1 mit 58 cm und der Bodensäulesäule 2 mit 98 cm Schichtdicke bei BV 2.

Beide Darstellungen veranschaulichen, dass die Eliminationsleistungen in den beiden Bodensäulenversuchen abhängig sind von der Schichtdicke des Filtergranulats. In beiden Versuchen zeigte die Säule 2 auf Grund der größeren Schichtdicke eine höhere Eliminationsrate. Der Verlauf der Eliminationsleistungen beider Säulentypen bezogen auf die steigende hydraulische Belastung in den zwei Versuchen, weist hingegen einen vergleichbaren Verlauf auf: Bei hydraulischen Belastungen von 10 [m³/m²*d] bis 12 [m³/m²*d] nimmt die Elimination nur sehr langsam ab. Bis zu einer Belastung von ca. 20 [m³/m²*d] ist eine höhere Abnahme der Eliminationsleistungen zu verzeichnen und bei Belastungen über 20 [m³/m²*d] nimmt vor allem bei Säule 1 die Eliminationsrate nochmals stark ab. Es ist jedoch festzuhalten, dass bei geringeren hydraulischen Belastungen (bis 12 [m³/m²*d]) beide Säulentypen eine ähnlich gute Eliminationsleistung aufweisen.

Zusammenfassend lässt sich für die drei eingangs erwähnten Ziele (Eliminationsleistung, Durchbruchpunkt, Schichtdicke) der Bodensäulenversuche folgendes feststellen:

1. Die Eliminationsleistung des Neptunfilters ist abhängig von der Konzentration der Keime im Zulauf und der hydraulischen Belastung. Bei steigender hydraulischer Belastung nimmt die Eliminationsrate ab. Bei hohen Konzentrationen an Keimen im Zulauf ist die Abnahme größer als bei geringen Konzentrationen. Bis zu einer hydraulischen Belastung von 12 [m³/m²*d] findet bei Säule 2 eine Reduktion an *E. coli*- Keimen um eine log-Stufe statt.
2. Ein „Durchbruchpunkt“, an dem mehr als 50 % der Keime aus dem Zulauf im Ablauf wieder zu finden sind, kann für den Neptunfilter bei hoher Keimkonzentration im Zulauf ab einer hydraulischen Belastung von über 18 [m³/m²*d] erwartet werden. An diesem Punkt zeigt die Säule mit der gleichen Schichtdicke wie der Neptunfilter im Freiland (ca. 98 cm) Eliminationsraten unter 50%.
3. Die Eliminationsleistung ist abhängig von der Schichtdicke des Filters. Bei einer größeren Schichtdicke des Filters ist die Eliminationsleistung vor allem bei geringeren Konzentrationen an Keimen im Zulauf (um ca. 20 [MPN/100 ml]) deutlich höher als bei einer kleinen Schichtdicke. Bei höheren Keimkonzentrationen im Zulauf (um ca. 100 [MPN/100 ml]) ist dieser Unterschied ebenfalls gegeben, ist jedoch nicht so stark ausgeprägt.

4. Diskussion der Ergebnisse

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse geben Hinweise darauf, dass berechnete Bodenfilteranlagen des beschriebenen Typs „Neptun“ durchaus in der Lage sind, zur Keimelimination höhere

hydraulische Belastungen aufzunehmen, als für die beschriebenen biotechnischen Verfahren nach FLL-Empfehlung derzeit angegeben wird. Die geforderten Eliminationsraten sind auch noch bei Beschickungsraten von $12 \text{ [m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d]}$ im Labor erreichbar, was einer mehr als doppelt so hohen hydraulischen Belastbarkeit entspricht, als von der FLL mit $5 \text{ [m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d]}$ vorgesehen wird. Erst bei mehr als 18 m Wassersäule wird ein kritischer Durchbruchpunkt erreicht. Selbst bei dieser Rate würde jedoch noch die Hälfte der im Badewasser befindlichen Indikatorkeime eliminiert. In welchem Umfang die Eliminationsleistung durch Erhöhung der Schichtdicke optimiert werden kann, muss jedoch noch detaillierter untersucht werden. Es konnte mit den durchgeführten Bodensäulenversuchen gezeigt werden, dass auch bei den beschriebenen Substratmächtigkeiten eine schnelle Filtration des Wasserkörpers bei gleichzeitig geringem Platzbedarf zu bewerkstelligen ist. Zumindest Spitzenbelastungen können so kurzfristig aufgenommen werden. Über welche Zeiträume der Filter diesen Belastungen standhält bedarf ebenfalls eingehender Untersuchungen. Eine zunehmend sichere Auslegung der Filteranlagen wird aber mit Hilfe der erhobenen Daten möglich.

Es ist zu vermuten, dass auch andere Filtersysteme bei höheren Beschickungsraten eine ausreichende Reduktion der Indikatororganismen um eine log-Stufe erreichen, als derzeit angenommen wird. Der Nachweis für diese Eliminationsleistung muss allerdings für die verschiedenen Filtertypen im Einzelfall erbracht werden. Zudem sind zur Verifikation der bisherigen Laborergebnisse zusätzliche Untersuchungen mit weiteren Bakterien und Viren, auch unter realen, variierenden Betriebsbedingungen, als auch im Freilandversuch anzuraten. Ein entsprechendes Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes befindet sich zur Zeit in Vorbereitung.

Die Reduzierung und Festlegung von Nährstoffen, darf in diesem Zusammenhang nicht vernachlässigt werden. In welchem Umfang eine Elimination von Nährstoffen bei höheren hydraulischen Belastungen als die FLL vorsieht gegeben ist, ist zur Zeit Mittelpunkt weiterer Untersuchungen. Erste Messreihen geben Hinweise darauf, dass Beschickungsraten zur P-Elimination weit geringer anzusetzen sind und je nach Filteraufbau zwischen 1 und $3 \text{ [m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d]}$ liegen, womit die Vorgaben der FLL bestätigt würden.

Im Gesamtkontext bedeutet dies, dass in der Auslegung von Schwimmteichanlagen und den dazugehörigen Wasseraufbereitungsanlagen, nicht ein Parameter isoliert zu betrachten ist. Vielmehr erscheint es sinnvoll, sowohl die Keimelimination, das Phosphoradsorptionsvermögen, als auch die hydraulische Umwälzleistung insgesamt, in Abhängigkeit der Belastungssituation zu betrachten.

Beispielsweise könnte in den Betriebsspitzen (hohe Besucherzahlen und hohe Keimeinträge) der Bodenfilter mit hohen Beschickungslasten angefahren werden, um in der akuten Situation eine schnelle Keimreduzierung zu erzielen. Bei diesen hohen Umwälzraten würde das in Biomasse gebundene Phosphat im Filter zu Ortho-Phosphat überführt. Normalerweise stünde dies nun erneutem Algenwachstum zur Verfügung. Bei einer angenommenen Umwälzung des gesamten Wasserkörpers an einem Tag verbleibt allerdings nicht genügend Zeit, um eine Algenblüte und dadurch verringerte Sichttiefe entstehen zu lassen. Auf lange Sicht ist es aber notwendig, Filterphasen mit geringer Beschickung zu schalten, damit die Phosphate gebunden werden können und sich nicht im freien Wasserkörper akkumulieren. Dies könnte beispielsweise im Nachtbetrieb geschehen oder aber mit Hilfe langsam durchströmter Adsorptionsfilter, die nur mit einem geringeren Teilstrom beschickt werden.

Die Schwimmteichanlage Kirchdorf wird über eine programmierbare Mess- und Regeltechnik gesteuert. Das heißt, Belastungsparameter die über Messsonden erfasst werden, können einer bestimmten Betriebssituation zugeordnet, und dementsprechend die erforderlichen Filterleistungen und Intervalle geschaltet werden. Hohe Filterlasten im Dauerbetrieb ohne geregelte Führungsgrößen sind nicht anzuraten, da sonst Auswaschungen aus dem Filtermedium zu befürchten sind.

In Anbetracht der Fülle und Verschiedenheit der in kommunalen Anlagen eingesetzten Filter und Filterkombinationen, erscheint es wenig zweckmäßig, allgemeine Richtwerte für die Beschickungsraten vorzugeben. Es ist nicht praktikabel sämtliche Wasseraufbereitungsverfahren und Varianten in Form von Richtwerttabellen vollständig zu erfassen. Zudem würde für innovative Verfahren, die diesem Raster nicht entsprechen, eine unnötige Anerkennungshürde geschaffen. Es könnte hingegen sinnvoller sein, seitens der Regelwerkausschüsse und aufsichtspflichtigen Behörden, standardisierte Testverfahren zu entwickeln, mit deren Hilfe die Betriebssicherheit und auch die hydraulische Belastbarkeit der jeweiligen Systeme, seitens der Planer bzw. des Anlagenanbieters, nachzuweisen ist. Mit den zu ermittelnden Anlagenkennwerten könnte dann eine sichere Auslegung erfolgen.

Literatur:

- **Empfehlung des Umweltbundesamtes** „Hygienische Anforderungen an Kleinbadeteiche (künstliche Schwimm- und Badeteichanlagen)“ Bundesgesundheitsblatt– Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz, Band 46, Nr. 6 · (2003), 527-529, Springer Verlag
- **Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V. (FLL)**, 2003, Empfehlung für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von öffentlichen Schwimm- und Badeteichanlagen, Bonn
- **Mascher, F.** (2003), „A Model for Risk Assessment for Small-Scale Bathing Ponds“, Vortrag im Rahmen des „International Symposium on Health- Related Water Microbiology“ im September 2003, Cape Town
- **Scholz, I.** (2004), Bewertung von Phosphor in Naturfreibädern, Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover
- **Schulz, L.** (1981): Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste. Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. B 173, S. 528 – 548.

Steckbrief der Autoren:

Ingo Scholz ist Dipl. Biologe und setzte seine Studienschwerpunkte im Bereich der Zoologie, Ökologie und speziell in der Hydrobiologie. Im Rahmen seiner Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover wurden auch die vorliegenden Untersuchungen zur Keimelimination durchgeführt.

Heiko Frehse, Dipl. -Ing. Landschafts- und Freiraumplanung, schrieb seine Diplomarbeit am Institut für Grünplanung und Gartenarchitektur der Universität Hannover über die Wasserführung in kommunalen Schwimmteichanlagen. Als Mitarbeiter der Polyplan GmbH ist er neben der Planung von Naturfreibädern auch in die Auswertung der aktuellen Forschungsergebnisse eingebunden.