

Die vergleichenden Untersuchungen wurden in insgesamt sechs Pflanzenkläranlagen durchgeführt. Es wurde bezüglich der Vorreinigungssysteme die Rottefiltertechnik mit der Mehrkammerausfallgrube und bezüglich der Schilfbeete das Verfahren „vertikale Beschickung“ mit dem Verfahren „horizontale Beschickung“ vergleichend untersucht und hygienisch bewertet. Zusätzlich wurde die Rottefiltertechnik im halbertechnischen Maßstab hinsichtlich ihrer möglichen Keimelimination durch standardisierte Versuchsansätze näher untersucht.

Damit die in diesem Projekt gewonnenen Erkenntnisse auf viele bestehenden Pflanzenkläranlagen oder Anlagen mit ähnlicher Technik übertragbar sind, war es nötig, bei der Erstellung des Arbeitsplanes die verschiedensten Aspekte hinsichtlich der Anlagentechnik zu beachten. Dazu gehörte insbesondere die Auswahl möglichst repräsentativer Anlagen, die Erstellung eines Messplanes mit vergleichbaren Wasserentnahmepunkten, ein ausreichend langer Untersuchungszeitraum, die Auswahl sinnvoller Indikatorkeime sowie eine wissenschaftliche Darstellung der Ergebnisse.

Die ausgewählten repräsentativen Anlagen zeichneten sich dadurch aus, dass die zu vergleichenden Techniken häufig vorkommen und möglichst optimal verwirklicht wurden. Dabei ging es um die Techniken Mehrkammerausfallgrube und Rottefilter für die Vorreinigung sowie die Beschickungsmethoden horizontal und vertikal für die Hauptreinigungsstufe Pflanzenbeet.

Die genannte Auswahl der Vorreinigungstechniken geschah, weil mit der Rottefiltertechnik von verschiedenen Ingenieuren neue Ansätze im Hinblick auf die Umsetzung des KrW-/AbfG verwirklicht wurden, zu denen aber bisher keine näheren Erfahrungen hinsichtlich der hygienischen Parameter vorlagen (NAKLÄR, 1995).

Nach HAGENDORF (1994) wäre eine vergleichende Untersuchung der Hauptreinigungsstufe Schilfbeet in Teichsysteme, hydrobotanische Systeme und Bodensysteme möglich. Dieser Unterteilung wurde hier aus zwei Gründen nicht gefolgt. Einmal weicht die Technik dieser drei Systeme stark voneinander ab, was einen Vergleich nicht sinnvoll erscheinen lässt. Andererseits werden heute bei Pflanzenkläranlagen im Wesentlichen bepflanzte, nicht überstaute Bodenkörper angetroffen. Um also möglichst praktisch verwertbare Ergebnisse zu erhalten, wurden letztendlich nur solche ausgewählt.

Sinnvoller erschien hier eine vergleichende Untersuchung von Pflanzenkläranlagen mit unterschiedlicher Durchströmungsrichtung des Bodenkörpers wie von PERFLER (1996) beschrieben. Es wurde daher eine horizontale, unterirdische Beschickung mit einer vertikalen, oberflächlichen, temporär überstauten Beschickung verglichen.

Eine vergleichende Untersuchung nach der Art des Bodenkörpers nach THOFERN (1994) wurde nicht weiter in Erwägung gezogen, sondern darauf geachtet, dass eine in Merkblättern der ATV beschriebene, hydraulisch günstige Bodenzusammensetzung vorhanden war.

Es wurde zur Voraussetzung gemacht, dass alle Anlagen der Anschlussgröße nach als „Kleine Kläranlagen“ eingestuft sein mussten. Dies hatte den Hintergrund, dass Pflanzenkläranlagen im ländlichen Raum in der Regel für geringe Anschlussgrößen konzipiert werden und nur so ohne regelmäßige amtliche Überwachung betrieben werden dürfen.

Unter Beachtung der genannten Kriterien wurde daher eine Anlage mit Mehrkammerausfaulgrube als Vorreinigung und horizontaler Durchströmungsrichtung des Schilfbettes („Süd-1“) mit vier Anlagen verglichen, die einen Rottefilter zur Vorreinigung besaßen und dessen Bodenkörper vertikal durchströmt wurde („Nord-1“, „Nord-2“, „Nord-3“ und „Süd-2“).

Eine weitere Voraussetzung für diese Untersuchungen war die Gewährleistung einer repräsentativen Probennahme an vergleichbaren Probenentnahmeorten. MATHYS (1998) merkt an, dass in vielen Untersuchungen oftmals unzureichende Probenmengen entnommen wurden und sowohl die Entnahmetechnik als auch die Untersuchungsmethoden modernen, wissenschaftlichen Ansprüchen nicht gerecht wurden. Seiner Meinung nach resultierte dies daraus, dass bei vielen Untersuchungen die chemischen Parameter im Vordergrund standen und die mikrobiologischen Untersuchungen nur begleitend erfolgten.

Um dieses Projekt von einer Sammlung aus Einzelwerten zu unterscheiden, wurde ein umfangreicher Untersuchungsplan abgearbeitet. Dieser beinhaltete die Gewinnung einer ausreichenden Probenzahl in ausreichender Menge an möglichst aussagekräftigen Messpunkten. Um diese ausreichende Probenzahl zu erhalten, wurden an vier bis sechs Entnahmestellen je Anlage mindestens monatliche Proben entnommen. Hierzu kamen drei Schwerpunktuntersuchungen mit täglicher Probennahme sowie Tenazitätsversuche mit monatlicher sowie täglicher bzw. wöchentlicher Probennahme. Als ausreichende Menge galt eine Mischprobe mit einem Liter Probevolumen. Als aussagekräftige Messpunkte wurden die Stellen ausgewählt, an denen nach Angaben der Anlagenbauer durch die angewandte Technik eine Reinigung des Abwassers stattgefunden haben sollte. Auch wenn diese von der Konzeption her nicht zu einer Keimzahlreduktion führen sollte, wurde hier eine mikrobiologische Untersuchung durchgeführt, um ein eventuelles gesundheitliches Risiko abschätzen und den Weg der Keime verfolgen zu können.

Ein praktisches Problem dieser Forderung lag bei einigen Pflanzenkläranlagen darin, dass wegen unterschiedlicher Gründe (Konstruktion, Anschlussgröße, Betriebsstörungen, Wetterlage) in den einzelnen Reinigungsstufen der Wasserfluss so gering wurde, dass keine aussagefähige Probennahme möglich war. So war ein Bachlauf, der von einer Anlage als Vorflut genutzt wurde, bei trockenem Wetter praktisch nicht vorhanden. Das gesamte Wasser stammte dann aus dem Ablauf der Pflanzenkläranlage. Diese Ereignisse sind mit „k.W.“ in den Tabellen gekennzeichnet und wurden bei der Berechnung des Medianwertes ausgeschlossen.

Bei der Probennahme wurde das Prinzip der korrespondierenden Probennahme unter anderem mit Hilfe zeitgesteuerter Probennehmer berücksichtigt. Die Probennahme erfolgte jeweils vor und nach den einzelnen Reinigungsstufen, so dass jede Reinigungsstufe für sich und im Vergleich zu anderen Anlagen interpretiert werden konnte (s. Abb. 12). Die einzelnen Entnahmestellen wurden in den Anlagen individuell ausgewählt, um bekannte Schwachstellen zu überprüfen bzw. charakteristische Proben für die jeweilige Entnahmestelle zu gewinnen.

Naturnahe Anlagen mit einer Reinigung, die auf biologischen Vorgängen beruhen, werden in ihrer Leistungsfähigkeit zweifellos von vielen Faktoren beeinflusst. Um in dieses Forschungsprojekt keine Momentaufnahmen zu interpretieren, ist ein ausreichender Untersuchungszeitraum unabdinglich. In den fast zweijährigen Untersuchungen von WASSATSCH (1997) an der Pflanzenkläranlage Tribohm betrug z. B. die Anzahl an Fäkalcoliformen in den Ablaufwerten im gleichen Kalendermonat Oktober einmal $1,5 \times 10^4$ KBE/100ml, wogegen die Anzahl im Jahr darauf unterhalb der Nachweisgrenze von 30

KBE/100ml lag. Weiterhin schwankten alle Ablaufwerte zwischen diesen log-Stufen über den gesamten Zeitraum. Damit ähnliche Ergebnisse in diesem Projekt nicht als Einzelergebnisse zu einer allgemeinen Aussage führen, wurden die Anlagen erstens über den langen Zeitraum von zwei Winter- und Sommerperioden regelmäßig untersucht und zweitens mittels Schwerpunktuntersuchungen die kritischen Betriebsphasen im Winter (Kälte, s. Pkt. 4.2.4) und im Frühjahr (starke Niederschläge, s. Pkt. 4.2.4 bis 4.2.6) beprobt.

Nicht zuletzt ist auch eine zielgerichtete Auswahl der zu untersuchenden relevanten Keime notwendig, die für eine umfassende Erstellung eines hygienischen Profils unabdingbar sind.

In der Dissertation von LANG (1987) wurden verschiedene Indikatororganismen auf ihre Eignung zur seuchenhygienischen Beurteilung von Klärschlämmen untersucht. Die dort gewonnenen Erkenntnisse über die Indikatororganismen Fäkalstreptokokken, *Enterobacteriaceae*, *E. coli*, Salmonellen und Spulwurmeier finden weitestgehend auf die Bedingungen in Pflanzenkläranlagen Anwendung, so dass diese hier als Indikatororganismen herangezogen wurden.

Wie LANG (1987) weist auch SCHINDLER (1991) auf die besondere Rolle von Salmonellen in Wasser, Abwasser oder Flüssen als Erreger einer Zoonose hin. Dies war mit ein Grund für die Durchführung der Tenazitätsversuche und insbesondere der Durchflussversuche mit Salmonellen (s. Pkt. 4.2.4 bis 4.2.6). Vergleichbare Untersuchungen sind in der Literatur nicht bekannt und gerade im ländlichen Raum besonders interessant, weil das Auftreten von Salmonellen im Abwasser bei kleinen Anschlussgrößen zum Zeitpunkt einer willkürlichen Untersuchung sehr unwahrscheinlich ist.

In der Studie von ILSOE(1990) wurde berichtet, dass es bei einer Überschwemmung von Grünland mit Abwasser zu einer Kontamination einer Weide mit Wurmeiern kam, in dessen Folge bei grasendem Weidevieh eine parasitäre Infektion eindeutig darauf zurückgeführt werden konnte. In Verbindung mit den Aussagen von LANG (1987), dass Askarideneier auf Grund ihrer hohen Widerstandskraft die geeignetsten und mit geringstem Aufwand nachweisbaren, parasitären Indikatororganismen sind, wurden die Tenazitätsversuche mit diesen durchgeführt (s. Pkt. 2.3.4.2).

Ein wichtiger Aspekt bei der wissenschaftlichen Darstellung von Untersuchungsergebnissen ist die Darstellung des Zahlenformates. Auf Grund der Spannweite und der Höhe der ermittelten Anzahl von Keimen in einem Bereich zwischen der unteren Nachweisgrenze von 0,3 KBE/ml und über einer Million KBE/ml ist es wissenschaftlich am zweckmäßigsten, die festgestellten Keimzahlen der mikrobiologischen Untersuchungen in log-Stufen aufzuführen. In der Diskussion zur Bewertung der Ergebnisse über das Medium Abwasser sind bei dieser Darstellung allerdings einige spezielle Interpretationsbeschränkungen zu beachten.

In vielen Veröffentlichungen werden andere Darstellungen als die log-Stufen benutzt, wobei unter Umständen ein subjektiver Eindruck vermittelt wird, der täuschen kann. Als Beispiel wären Untersuchungsergebnisse anzuführen, bei denen die Angabe der log-Stufe ohne den dazugehörigen Faktor erfolgt. Folgende Darstellungen sind dabei möglich.

Eine Halbierung der Keimzahl im Abwasser von $9,3 \times 10^7$ KBE/ml auf $4,3 \times 10^7$ KBE/ml liegt innerhalb der normal messbaren Schwankungen und hat keinen Aussagewert. Die daraus häufig erfolgende Interpretation, dass sich die Keimfracht halbiert habe und damit eine Reinigung stattfand, ist davon nicht abzuleiten. Eine Keimzahlreduktion von 10^7 KBE/ml auf 10^6 KBE/ml ohne die Nennung des Zahlenwertes vor dem Komma

könnte als eine Keimelimination um eine log-Stufe dargestellt werden, obwohl es sich eventuell nur um eine Keimzahlreduktion von $1,5 \times 10^7$ KBE/ml auf $9,3 \times 10^6$ handelt, die nicht einmal einer Halbierung entspräche. Erfahrungsgemäß ist daher erst eine Keimzahlreduktion ab zwei log-Stufen für eine hygienische Beurteilung von Bedeutung. Ebenfalls lässt sich eine Keimzahlreduktion von lediglich einer log-Stufe für den wissenschaftlich nicht geübten Leser subjektiv höher darstellen als durch die Schreibweise einer „90%igen Keimzahlreduktion“.

Diese Ansicht wird auch von FUHRMANN (1981) vertreten, der in seiner Interpretation davon ausgeht, dass bei einer 99%igen Reduktion von einer Ausgangskonzentration um 10^8 KBE/ml noch 10^6 KBE/ml im Substrat verbleiben und damit die Entwicklungsfähigkeit der Krankheitserreger und das seuchenhygienische Potential unverändert erhalten bleiben kann. Ebenfalls weisen FEACHEM (1983), POPP (1984) und EBERS (1992) darauf hin, dass die Prozentangabe einer 90-99%igen Keimzahlreduktion einen hohen Effekt der Keimzahlreduktion vortäuscht, die verbleibende Keimzahl je nach Ausgangswert jedoch noch sehr hoch sein kann.

Weiterhin liegt eine Schwankung der Keimzahlen innerhalb einer log-Stufe gerade für ein aus so unterschiedlichen Bestandteilen bestehendem Medium wie Abwasser in der Praxis innerhalb des Rahmens der Abweichungen konventioneller, bakteriologischer Nachweismethoden.

Beim Nachweis von hohen Keimzahlen im Bereich von 10^5 - 10^7 KBE/ml können schon leichte Verdünnungseffekte, z. B. durch einsetzenden Regen, diese Schwankungen verursachen. Auch eine spontane Aufwirbelung von festen Stoffen führt in großen Wasserspeichern wie Gruben oder Teichen zu einer vorübergehenden Erhöhung der Keimzahlen. Deutlich wird dies anhand der Keimzahlen in den Tab. 35 und Tab. 37, in denen sich die Keimzahlen bis um eine log-Stufe unterscheiden, obwohl am Anfang in relativ kurzen Abständen die Probennahme erfolgte. Optimal ist eine Probennahme, wie sie an der Anlage „Nord-1“ mittels eines automatischen Probennehmers durchgeführt wurde, die eine Mischwasserprobe über einen 24-stündigen Zeitraum erstellt, so dass vorübergehende Schwankungen in der Wasserzusammensetzung ausgeglichen werden.

Eine übersichtliche Gesamtbeurteilung von Pflanzenkläranlagen kann sowohl mittels der Berechnung des Mittelwertes als auch des Medianwertes der festgestellten Keimzahlen erfolgen. Der für eine hohe Anzahl von Werten mit geringen Schwankungen gedachte Mittelwert eignet sich aber nicht uneingeschränkt zur Darstellung der Situation in einer Pflanzenkläranlage, weil auf Grund der statistisch gesehenen geringen Datenmenge einzelne stark abweichende Messungen das Gesamtergebnis verfälschen können. Für eine geringe Datenmenge eignet sich daher der Medianwert besser, der sich in der Mitte der Gesamtheit einer Zahlenreihe bei ungerader Menge an Zahlenwerten befindet oder aus dem Mittelwert der beiden mittleren Zahlen bei gerader Zahlenmenge gebildet wird. Er beschreibt als gemessener Wert das Verhalten der Keime in der Pflanzenkläranlage wesentlich aussagekräftiger. Auf jeden Fall darf eine Gesamtbeurteilung nur unter Berücksichtigung von einzeln abweichenden Werten stattfinden.

Wenn von einer keimeliminierenden Wirkung einer Pflanzenkläranlage gesprochen wird, ist darunter nicht zu verstehen, dass sich im Ablauf desinfiziertes Wasser befindet. Um den Begriff Keimeliminierung im Zusammenhang mit Abwasser näher zu betrachten, ist eine Definition der DVG in der DIN 1040 (1997) hilfreich. Diese fordert zum Beispiel von einem Desinfektionsmittel eine logarithmische Verminderung der Keime *Staphylococcus aureus* und *Pseudomonas aeruginosa* um fünf log-Stufen, um dem Desinfektionsmittel eine bakterizide Wirkung zuzuschreiben.

Im Falle des Mediums Abwasser werden vor der Behandlung durchaus Gesamtbakterienzahlen von 10^7 KBE/ml gefunden. Einer „Pflanzenkläranlage“ könnte jedoch bei einem Restgehalt von 10^2 KBE/ml (= Reduktion um fünf log-Stufen) im abfließenden Wasser keine bakterizide Wirkung zugesprochen werden. Ein sinnvollere Aussage wäre selbst bei hohen Keimzahlreduktionen „sehr gute mikrobiologische Reduktionsrate bzw. Reinigungsleistung“.

Wichtig ist diese Aussage im Hinblick auf das Auftreten von EHEC, da wegen der von BEUTIN (1995) beschriebenen geringen Infektionsdosis schon abgeschlucktes Spritzwasser bei Arbeiten auf der Anlage ein gesundheitliches Risiko bedeuten kann. Die Interpretation einer hohen Keimzahlreduktion als keimeliminierende Wirkung ist demnach am aussagekräftigsten unter der Berücksichtigung der absoluten Keimzahlen und Arten sowie der erwiesenen Abwesenheit von Krankheitserregern.

Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass es zu Verdünnungen durch Regenwasser, zu natürlichen Absterbeprozessen in der Pflanzenkläranlage und zu Adsorption an die Substrat- und Bodenpartikel kommen kann. Der Grad dieser Möglichkeiten ist von Anlage zu Anlage unterschiedlich und nicht exakt ermittelbar. Diese Faktoren spielen bei der vergleichenden Untersuchung aber eine untergeordnete Rolle, da sie wegen der Nähe der Anlagen zueinander sowie der ähnlichen Beschaffenheit der Bodenkörper auf alle Anlagen gleichermaßen einwirken.

5.2 Diskussion zur Optimierung der Prüfkörpertechnik

In gesetzlichen Regelungen, wie z. B. dem KRW/-ABFG (1996), INFektionSSCHUTZGESETZ (2000) oder der DÜNGEMITTELVERORDNUNG (1991), muss für bestimmte kontaminierte Abfallstoffe oder Dünger eine Behandlung stattfinden, die eine gesundheitliche Gefährdung für die Allgemeinheit ausschließt. Um den Erfolg einer solchen „hygienisierenden“ Behandlung festzustellen, sind verschiedene Verfahren wie z. B. die Keimzahlbestimmung oder Tenazitätsversuche mit bestimmten Erregern möglich. Grundlage aller Verfahren ist der Nachweis einer Reduktion der Anzahl von Indikatororganismen oder spezieller Krankheitserreger zwischen dem Substrat vor und nach der Passage einer Abfallbehandlungsanlage. Im Idealfall befinden sich im Ausgangssubstrat bereits eine hohe Menge an Indikatororganismen (wie z. B. im Abwasser), so dass mit einer Untersuchung des Endsubstrates deren zahlenmäßige Verminderung vergleichend ermittelt werden kann (s. Pkt. 5.3). Sind die entsprechenden Indikatororganismen jedoch nicht regelmäßig im Substrat vorhanden, können Versuche zur Ermittlung einer Absterberate, sogenannte „Tenazitätsversuche“, mit künstlich eingebrachten Indikatororganismen durchgeführt werden. Dies setzt voraus, dass der Einbringungsort der Organismen nach der Abfallbehandlung wiedergefunden werden kann und eine zahlenmäßige Keimzahlreduktion nicht auf einem Verteilungseffekt beruht. Daher wurden für die unterschiedlichsten Abfallarten, Abfallbehandlungsanlagen sowie Indikatororganismen eine Reihe von Prüfkörpertechniken entwickelt. LANG (1987), MÜLLER (1981) UND RAPP (1995) führten Versuche mit Schweinespulwurmeiern mittels Prüfkörpern aus Seidengaze durch.

In vielen Forschungsprojekten konnte eine Reduktion von Mikroorganismen bei entsprechend hohen Behandlungstemperaturen oder nach genügend langen Zeiträumen festgestellt werden. Bei Anlagen, die eine Keimzahlreduktion in erster Linie durch hohen Temperaturen erreichen, genügte in der Regel verschlossene Prüfkörper. Diese hatten den Vorteil, dass ein Abschwemmen der Keime ausgeschlossen war, aber den Nachteil, dass die Keime nicht mit dem Außenmedium in Kontakt kamen und die Un-

tersuchung weiterer keimzahlreduzierender Einflüsse nicht möglich war. In Pflanzenkläranlagen gilt es jedoch, genau diese Faktoren zu untersuchen.

KICKUTH (1975), SEIDEL (1973) und BÖRNERT (1994) propagierten für Pflanzenkläranlagen eine keimzahlreduzierende Wirkung, die in erster Linie den nicht näher zu benennenden Wurzelabsonderungen von Schilfpflanzen und Bodenorganismen zugeschrieben wurde. Untersuchungsergebnisse von KORIDON (1969) belegten eine gegenteilige Auffassung. Eine Verminderung der Keimzahl in einem Bodenkörper entspricht dort der normalen Absterberate und Pflanzen haben keine Auswirkung darauf. Es wurde im Gegenteil eine Keimvermehrung von *E. coli* im Bodenkörper nachgewiesen. Von WASSATSCH (1997) und weiteren Autoren (s. Tab. 51 bis Tab. 56) sowie aus eigenen Untersuchungen konnte nach einer Behandlung von Abwasser in einer Pflanzenkläranlage zwar eine Verminderung, jedoch keine gänzliche Elimination von Fäkal- und Indikatorkeimen festgestellt werden.

Um zu ermitteln, ob sich die Reduktion der Keime in einer Pflanzenkläranlage von der normalen Absterberate unterscheidet, war die Anwendung einer Prüfkörpertechnik nötig, die ein Abschwemmen der Keime verhindert und gleichzeitig eine Einwirkung der genannten Faktoren ermöglicht. Es bot sich an, die in der Praxis für Gülleuntersuchungen etablierte Prüfkörpertechnik nach RAPP (1995) zu optimieren. So wurden diese Prüfkörper hinsichtlich ihrer Stabilität verbessert und in Bezug auf die Diffusionsrate die Verwendungsmöglichkeit unterschiedlicher Membranen überprüft.

Diese Prüfkörpertechnik beruht auf dem Prinzip, dass alle äußeren Faktoren durch die Poren einer Membran auf die Testorganismen einwirken können. Bei der Optimierung der Prüfkörpertechnik ging es in erster Linie um den Einsatz für Tenazitätsversuche im Medium Abwasser über den Zeitraum von 14 Monaten. Für eine exakte Darstellung des umgebenden Milieus im Inneren des Prüfkörpers war es wichtig, dass einerseits eine ausreichende Diffusion bzw. Flüssigkeitsdurchsatz durch die Prüfkörper gewährleistet werden konnte und andererseits eine Ausschwemmung der enthaltenen Keime sicher verhindert wurde. Dies konnte mit einer NC-Membran mit einem Porendurchmesser von 0,2 µm gewährleistet werden.

Durch Dichtigkeitsversuche konnte ebenfalls bestätigt werden, dass die Keime auch bei für sie günstigsten Umgebungsbedingungen nicht durch die Membran hindurchgelangen, ein Verlust also auszuschließen ist. Ergebnisse von Diffusionstests haben gezeigt, dass eine Milieugleichung in Bezug auf veränderte pH-Werte in einem Zeitraum von drei Tagen erfolgt. Da die Prüfkörper in den Anlagen mindestens einen Monat bis maximal über 14 Monate eingebracht wurden, kann von einer vollständigen Darstellung des äußeren Milieus ausgegangen werden. Die Versuche zur Optimierung der Prüfkörpertechnik sind an anderer Stelle dargestellt (SCHWARZ, 2003).

5.3 Diskussion der Ergebnisse

Mit den Ergebnissen aus den mikrobiologischen Untersuchungen wurden Grundlagen für eine hygienische Beurteilung der einzelnen Reinigungsstufen geschaffen. Durch einen Vergleich der in den verschiedenen Anlagen gefundenen Keimzahlen kann in Verbindung mit weiteren Faktoren, wie z. B. die Kontaktmöglichkeit zum Menschen, eine epidemiologische Analyse erfolgen, die eine Abschätzung über eventuelle gesundheitliche Risiken für den Betreiber einer Pflanzenkläranlage erlauben.

Hierzu werden zunächst die einzelnen Ergebnisse gesondert diskutiert. Anschließend werden Zusammenhänge hervorgehoben, um in der Gesamtdiskussion eine abschließende, vergleichend seuchenhygienisch-mikrobiologische Aussage zu erstellen.

5.3.1 Diskussion über die Ergebnisse der Wasserproben

Die Fragestellung der Keimeliminierung in Pflanzenkläranlagen war Gegenstand vieler Untersuchungen, insbesondere von HAGENDORF (1996) und BÖRNERT (1994), die eine gute Leistung in Bezug auf eine Keimzahlreduktion feststellten. Zu gegenteiligen Ergebnissen kam WASSATSCH (1997).

Der in vielen Veröffentlichungen zu findende Vergleich zwischen Pflanzenkläranlage und konventioneller Kläranlage soll hier ebenfalls gezogen werden um zu zeigen, unter welchen anderen Gesichtspunkten die Ergebnisse betrachtet werden müssen. Ein Unterschied besteht bereits in der Zusammensetzung des zufließenden Abwassers. Die Auswirkung auf die Keimzahlen wird mikrobiologisch am Beispiel des Indikatorkeims *E. coli* deutlich.

Der Keimgehalt des zufließenden Abwassers der Pflanzenkläranlagen entspricht annähernd dem von konventionellen Anlagen. Bestätigt wird dies durch die Ergebnisse von „Nord-1“ und „Nord-2“ bei denen der Median bei $7,5 \times 10^4$ KBE/ml und $4,3 \times 10^5$ KBE/ml für *E. coli* sowie bei $2,3 \times 10^3$ KBE/ml und $4,3 \times 10^3$ KBE/ml für Fäkalstreptokokken lag (s. Tab. 4 und Tab. 7). Im Vergleich dazu lagen bei einer konventionellen Kläranlage die Medianwerte bei $3,3 \times 10^5$ KBE/ml für *E. coli* und $2,3 \times 10^4$ KBE/ml für Fäkalstreptokokken nach eigenen Untersuchungen (s. Tab. 42 und Tab. 43), sowie bei 10^5 KBE/ml für Fäkalstreptokokken nach Untersuchungen von HAGENDORF (1996).

Ein Unterschied liegt jedoch darin, dass das Abwasser in konventionellen Kläranlagen auf Grund des großen Sammelnetzes homogener ist und dadurch geringere Schwankungen bezüglich der Keimzahl aufweist. Die auftretenden Keimzahlen sind daher stabiler, es reichen weniger Messungen für eine mikrobiologische Betrachtung aus. Eigene Untersuchungen zeigen eine Abweichung von maximal einer log-Stufe im Bereiches von 10^5 KBE/ml für *E. coli* und 10^4 KBE/ml für Fäkalstreptokokken (s. Tab. 42, Tab. 43).

Die Spannweite im ländlichen Raum dagegen beträgt bis zu vier log-Stufen für *E. coli* von $2,3 \times 10^2$ KBE/ml (s. Jan '97, Tab. 7) bis $9,3 \times 10^6$ KBE/ml (s. Juli '98, Tab. 4) und für Fäkalstreptokokken von $2,3 \times 10^1$ KBE/ml (s. März '97, Tab. 4) bis $2,3 \times 10^5$ KBE/ml (s. Sept '98, Tab. 4). Die Abweichungen vom Median gehen dabei häufiger nach unten. Es besteht somit ein niedriges Keimzahlniveau, welches jederzeit kurzfristig spontan nach oben gehen kann. Auch eine Analyse der Keimzahltabellen von WASSATSCH (1997) zeigt dieses Ergebnis. Ermittelte Keimzahlen reichen daher meist nur für eine mikrobiologische Betrachtung des momentanen Zustandes einer Pflanzenkläranlage. Erst wiederholte umfangreiche Untersuchungen im Sommer- sowie Winterbetrieb, wie sie hier durchgeführt wurden, lassen eine sichere hygienische Beurteilung und Risikoabschätzung zu.

Der zweite Unterschied liegt in der makroskopischen Zusammensetzung. Auf Grund der tagsüber oft geringen Strömung bleibt das Abwasser bei kleinen Anschlussgrößen inhomogen, so dass menschliche Fäkalien als Ganzes im Kanal bleiben mitsamt den eingeschlossenen Keimen. Das Abwasser ist somit um diese Keimmenge vermindert. Die Ausspülung der Fäkalien mit jedem morgendlichen Abwasserschwall hat je nach Reinigungssystem unterschiedliche Auswirkungen auf die gesamte Reinigungsleistung (s. Pkt. 3.3.1).

In den Rottefiltern kommt es zeitweise zu einer oberflächlichen Ansammlung und konzentrierten Ausspülung der Fäkalien. An diesen Tagen erhöht dies in „Nord-1“ die Keimzahlen im ablaufenden Wasser des Rottefilters von $2,3 \times 10^5$ KBE/ml um zwei log-Stufen auf $2,3 \times 10^7$ KBE/ml für *E. coli* wie im Oktober 1996 (s. Tab. 4). Bei der Be-

trachtung der Einzelergebnisse von „Nord-1“ und „Nord-2“ ist meistens eine Variation der Keimzahlen von einer log-Stufe um den Median festzustellen, der sich für beide Pflanzenkläranlagen im Bereich von 10^5 KBE/ml für *E. coli* und von 10^3 KBE/ml für Fäkalstreptokokken befand. Da im Vergleich dazu in den Filterversuchen, die mit konventionellem Abwasser beschickt wurden, keine solche Schwankungen gefunden wurden, kann diese oberflächliche Ansammlung für die starken Keim schwankungen verantwortlich gemacht werden (s. Pkt. 4.3.1).

Bei einer Vorklärung durch einen Rottefilter kann es also sowohl zu einer Keimzahlreduktion als auch zu einer Keimzahlerhöhung kommen. Die Keimzahlerhöhung fand sich zu Beginn der Untersuchung, als die Befüllung vom Betreiber ausschließlich mit Stroh stattfand und Störungen noch nicht erkannt wurden. Nachdem die Störungen beseitigt und die Anlagen unter einer Kontrolle im Rahmen des Versuchsdesigns standen sowie die Rottefilter entsprechend den Angaben des Herstellers gefüllt wurden, wurde ab Januar '97 meist eine gleich hohe Keimzahl vor und nach dem Rottefilter gemessen. Dies zeigt, wie wichtig die richtige Rottefilterfüllung ist, um einen gleichmäßigen und damit stabilen, kontinuierlichen Anlagenbetrieb zu gewährleisten.

Bei den Schwerpunktuntersuchungen im Juni '97 in „Nord-1“ schwanken die Keimzahlen im Ablaufwasser des Rottefilters innerhalb einer Woche nur gering in einem Bereich von einer log-Stufe um dem Medianwert von $9,3 \times 10^5$ KBE/ml für *E. coli* und $7,5 \times 10^3$ KBE/ml für Fäkalstreptokokken (s. Pkt. 4.1.1.1, Tab. 6), obwohl es wie in Pkt. 3.3.2 beschrieben, zu starken tageszeitlichen Schwankungen bezüglich der Abwasserzulaufmenge kommt. Der Rottefilter ist somit in der Lage, spontane und starke Schwankungen abzufangen und gleichmäßig im Ablauf zu verteilen. Dies heißt wiederum, dass erst Einflüsse, die länger als zwei Wochen einwirken, zu Änderungen im Keimgehalt einer Pflanzenkläranlage führen. Die ausgewählte Probenentnahmefrequenz von einem Monat hat sich somit als geeignet erwiesen, eine repräsentative Darstellung der mikrobiologischen Verhältnisse in einer Pflanzenkläranlage darzustellen.

Weiterhin würden durch diese Nivellierung nur stärkere Veränderungen oder Einflüsse, die über einen längeren Zeitraum bestehen, deutliche Auswirkungen auf die Höhe der Keimzahlen haben sowie zusätzlich erst mit einer zeitlichen Verzögerung erkennbar werden. Dies bestätigt auch die am Anfang genannte Annahme, dass erst Faktoren, die eine Keimzahlveränderung von über einer log-Stufe bewirken, diese ihnen sicher zugesprochen werden kann.

Aufgefallen sind bei diesen Schwerpunktuntersuchungen die Keimzahlschwankungen von einer log-Stufe nach dem Schilfbeet, obwohl die Proben zum Teil in Abständen von nur sechs Stunden genommen wurden (s. Tab. 36 und Tab. 37). In so kurzen Zeiträumen sind Unterschiede in der Reinigungsleistung der Pflanzenkläranlage nicht zu erwarten. Da die Labordiagnostik exakte Werte liefert, kann gefolgert werden, dass es durch die Vielzahl der beeinflussenden Faktoren ein natürliches Phänomen sein muss, wenn die Höhe der Keimzahlen sich um eine log-Stufe verändert. Dieses Ergebnis zeigt ebenfalls, dass bei einer Keimzahländerung von nur einer log-Stufe noch nicht gefolgert werden kann, dass das Milieu des Schilfbeetes einen entscheidenden Einfluss darauf hatte.

In der Mehrkammerausfallgrube der Pflanzenkläranlage „Süd-1“ kam es zu einer Absenkung und Aufschwemmung der groben Fäkalien ohne ein Aufbrechen ihrer festen Struktur (s. Pkt. 3.3.4). Da das Wasser durch eine Öffnung unterhalb des ständigen Wasserspiegels zu der jeweils nächsten Kammer floss, wurden die in den festen Bestandteilen des Abwassers eingeschlossenen Keime gemeinsam mit diesen sowohl in

einem Bodenschlamm sediment abgelagert als auch in Form einer Schwimmschicht aufgeschwemmt und damit in dieser Reinigungsstufe zurückgehalten.

Die zum Teil geringen Keimzahlunterschiede von maximal einer log-Stufe zwischen dem Wasser in der ersten Kammer und dem Wasser aus dem Überlauf der dritten Kammer lassen darauf schließen, dass keimeliminierende Vorgänge gleichmäßig im gesamten Wasserspeicher stattfinden. Als mögliche Ursachen wären hier das unfreundliche Milieu im Wasser selbst sowie die mechanische Entfernung mitsamt den Grobstoffen, in denen die Keime hochkonzentriert enthalten sind, anzuführen.

Da auch hier das Abwasser nur sporadisch und stoßweise mit groben Fäkalien zufließt, war eine repräsentative Probenahme nicht möglich. Wird aber der Median der Keimzahlen des Abwassers von einer dezentralen Anlage wie „Nord-1“ mit $4,3 \times 10^5$ KBE/ml für *E. coli* und $2,3 \times 10^3$ KBE/ml für Fäkalstreptokokken als Vergleich angenommen, so erfolgt als Ergebnis nach der Mehrkammerausfallgrube nur für *E. coli* eine Keimzahlreduktion um zwei log-Stufen auf $4,3 \times 10^3$ KBE/ml. Der Ablaufmedian für die Indikatorkeime Fäkalstreptokokken bleibt mit $1,5 \times 10^3$ KBE/ml in der gleichen log-Stufe. Es kommt also insgesamt in einer Mehrkammerausfallgrube nur zu einer geringfügigen Keimzahlreduktion.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass es bei beiden Vorklärungstechniken im Allgemeinen nicht zu einer nennenswerten Reduktion der Indikatororganismen kommt. Vielmehr erfolgte in den Rottefiltern durch den Wasserfluss ein Aufbrechen der Fäkalien und ein Auswaschen der Bakterien, was eine Erhöhung der Keimzahlen um bis zu einer log-Stufe in den Wasserproben aus den Rottefiltern zur Folge hatte.

Da beim normalen Betrieb einer Pflanzenkläranlage kein Kontakt des Wasser mit Personen möglich ist, beschränkt sich eine mögliche gesundheitliche Gefährdung auf die Aerosolbildung und den Kontakt bei Wartungsarbeiten. Dadurch, dass das Wasser nach einem freien Fall von über einem Meter auf das Filtergut auftrifft, werden im Rottefilter kontinuierlich keimhaltige Aerosole produziert. Ein gesundheitliches Risiko erscheint dennoch nur gering, da wegen der Tiefe der Rottefilter ein Auftreiben der Aerosole mit höheren Keimzahlen unwahrscheinlich ist. Lediglich bei Wartungsarbeiten im Schacht ist ein verantwortungsbewusstes Verhalten erforderlich, um eine unnötige respirative Aufnahme von Aerosolen zu vermeiden. Bei den nahezu wartungsfreien - und mit einem Deckel versehenen - Mehrkammerausfallgruben kann dieses Problem beim Entleeren der Grube auch entstehen.

Bei einem Vergleich der Leistungsfähigkeit hinsichtlich der Keimzahlreduktion in den Pflanzenbeeten hat sich in dieser Untersuchung das System der Anlage „Süd-1“ am besten bewährt. Die diesem Schilfbeet mit dem Wasser zufließende Keimfracht betrug im Median $4,3 \times 10^3$ KBE/ml für *E. coli* und $1,5 \times 10^3$ KBE/ml für Fäkalstreptokokken und wurde nach der Passage des Bodenkörpers um vier log-Stufen auf eine Keimzahl im Median bis unterhalb die Nachweisgrenze reduziert (s. Tab. 13), wobei Einzelwerte sowohl im Winter als auch im Sommer mehrfach unterhalb der Nachweisgrenze von 0,3 KBE/ml lagen.

Wie bei CHICK (1995) beschrieben, scheint hier diese gute Keimzahlreduktion bei Anlagen mit horizontalem Flow auf die längere Aufendhaltsdauer des Wassers im Bodenkörper zurückgeführt werden zu können (s. Pkt. 2.3.5).

Da es zu einer echten Keimeliminierung bereits am Anfang der Laufstrecke im Beet kommt und nicht nur zu einer Filtration mit Akkumulation der Keime, zeigt ein Blick auf die geringen Keimzahlen in den Erdproben aus dem besagten Schilfbeet (s. Pkt. 4.1.2.4).

Positiv aufgefallen ist die stabile Reinigungsleistung dieser Anlage bei nur geringem Aufwand an Wartungsarbeiten (s. Pkt. 3.3.4). Durch die Reste des Pflanzenbewuchses in Verbindung mit der dämmenden Wirkung einer Schneedecke und einem kontinuierlichen Wasserfluss wurde ein tieferes Einfrieren des Bodenkörpers sowie der Leitungen vermieden, so dass als Folge auch im Winter eine gute Keimzahlreduktion von bis zu vier log-Stufen stattfand (s. Tab. 13, Feb. 98).

Im Vergleich dazu konnte in dem Schilfbeet in „Nord-1“ keine zufriedenstellende Keimzahlreduktion erzielt werden. Betriebsstörungen wie das kurzfristige Zufrieren der Anlage im Dezember '96 führten zu einer Überflutung des Schilfbeetes und anschließenden hohen Keimzahlen im Teich. Als Folge wurde daraufhin ein verbessertes Verteilungssystem installiert (s. 3.3.1).

Der Einlass eines neuen Bodenkörpers im Juli '98 brachte nur kurzzeitig bessere Ablaufwerte. Insgesamt wurde eine Keimzahlreduktion für *E. coli* um drei log-Stufen von einem Median mit $8,4 \times 10^5$ KBE/ml auf $6,8 \times 10^2$ KBE/ml und für Fäkalstreptokokken von zwei log-Stufen von $9,3 \times 10^3$ KBE/ml auf $9,3 \times 10^1$ KBE/ml festgestellt (s. Pkt. 4.1.1.1, Tab. 4). Die Einzelwerte schwankten so weit und unregelmäßig um den Median, dass eine sichere oder stabile Keimzahlreduktion nicht angenommen werden kann.

Das Pflanzenbeet der Anlage „Nord-2“ zeigte ebenfalls nur eine geringgradige Keimzahlreduktion. Nur in Einzelfällen wurden zwei log-Stufen erreicht. Die Ergebnisse waren bei dem Pflanzenbeet der Pflanzenkläranlage „Süd-2“ ähnlich und erreichten auch nur in Einzelfällen Keimzahlreduktionen von zwei log-Stufen. Hier war die absolute Höhe der Keimzahlen im Ablauf zusätzlich so hoch, dass die Reinigungsleistung als insgesamt gering einzustufen ist.

In vielen Untersuchungen bei Abwasserteichen konnte dagegen eine hohe Reduktion von Keimen festgestellt werden. So berichtet DIXO (1995) bei belüfteten Teichen von einer Keimzahlreduktion von 4,7 log-Stufen für Fäkalcoliforme sowie einer vollständigen Elimination von Nematodeneiern, so dass das Wasser sogar zu Bewässerungszwecken freigegeben werden könnte. Die Reduktionsraten bei MENDES (1995) lagen für Fäkalstreptokokken und Fäkalcoliforme bei zwei bis drei log-Stufen.

In den eigenen Untersuchungen stellten sich die Teiche ebenfalls als die effektivsten „Reinigungsstufen“ der Pflanzenkläranlagen „Nord-1“, „Nord-2“, „Nord-3“ und „Süd-2“ heraus (s. Tab. 4, Tab. 8 und Tab. 15). Es kam hier zu einer Keimzahlreduktion von meist zwei log-Stufen. Die Ablaufwerte lagen ab August '97 in „Nord-1“ und über den gesamten Untersuchungszeitraum in „Nord-2“ für Fäkalstreptokokken und *E. coli* oft unterhalb der Nachweisgrenze.

Ein Grund für die stabile Keimzahlreduktion in den Teichen ist die von KAUCH (1994) beschriebene Puffer- bzw. Rückhaltefunktion. Je länger das Wasser in einem Teich zurückgehalten wird, umso höher ist dabei die Keimzahlreduktion durch natürliche Absterbevorgänge und deren Elimination durch Protozoen.

Obwohl eine Einleitung von Regenwasser in Pflanzenkläranlagen nicht vorgesehen war, konnte bei Regenfällen immer eine schwallartige Zunahme der Einlaufmenge gemessen werden. Im Gegensatz zu konventionellen zentralen Anlagen, die im Kanalnetz Rückhaltebecken betreiben oder bei Überbelastung einen Überlauf öffnen, welcher das durch den Regen stark verdünnte, gering belastete Abwasser direkt in die Vorflut leitet, gelangt in Pflanzenkläranlagen der gesamte Niederschlag im Schwall auf die Beete. Dies führte bei den untersuchten Pflanzenkläranlagen wiederholt zu einer Auswaschung der Rottefilter und der Schilfbeete, was sich in hohen Keimzahlen an allen Messpunkten widerspiegelte. Erst im Schönungsteich wurde anschließend das Wasservolumen aufge-

fangen und eine Keimzahlreduktion gemessen. Besonders deutlich ist dies am Beispiel *E. coli* im Zeitraum März bis Juni '97 in „Nord-1“ zu sehen, wo es bei starken Regenfällen zu hohen Keimzahlen bis von $9,3 \times 10^5$ KBE/ml vor und $1,5 \times 10^5$ KBE/ml nach dem Schilfboot kommt. Erst nach dem Teich findet eine nennenswerte Keimzahlreduktion auf $2,3 \times 10^2$ KBE/ml bis $7,5 \times 10^2$ KBE/ml statt (s. Tab. 4).

Diese keimreduzierende Eigenschaft der Teiche kompensierte damit die unstabile Betriebsführung der untersuchten Anlagentypen. Die eigenen Untersuchungen bestätigen damit die Forderung von KAUCH (1994), der ausreichend dimensionierte Puffersysteme in der Vor- und Nachklärung fordert. Seine Feststellung, dass es dadurch insbesondere zu einer Stabilisierung in der Höhe der ablaufenden Keimzahlen im Winterbetrieb kommt, wird durch die eigenen Ergebnisse bestätigt. So kam es im Schönungsteich von „Nord-1“ von Dezember '97 bis März '98 bei den Fäkalstreptokokken zu einer Keimzahlreduktion von $9,3 \times 10^2$ KBE/ml bis auf Werte unterhalb der Nachweisgrenze (s. Tab. 4). Noch deutlicher war die Keimzahlreduzierung in „Nord-2“, wo die Anzahl der Fäkalstreptokokken im selben Zeitraum von maximal $2,3 \times 10^1$ KBE/ml bis unterhalb der Nachweisgrenze fiel (s. Tab. 8). Um die z.T. hohen Keimzahlen aus dem Schilfboot nicht Vektoren auszusetzen wäre es eine optimale Lösung, wenn das Wasser nicht wie bisher üblich einfach oberflächlich einfließt, sondern über ein Rohr auf den Teichboden zugeführt würde. Allein durch die Verdünnung würde so bereits direkt nach dem Einlauf eine Keimzahl erreicht, die eine akute Gefährdung nahezu ausschließt.

Bei der Beurteilung der Reinigungsleistung von Pflanzenkläranlagen sind unter anderem die Anforderungen zu beachten, denen sie gerecht werden müssen. ECKER (1996) macht die Gewässergüte bzw. Wasserqualität von Fließ- und Badegewässern im gleichen Maße von chemischen sowie von biologischen Parametern abhängig. Dabei steht die Untersuchung von Indikatorkeimen im Bereich der Fäkalcoliformen im Vordergrund, weil das Vorkommen von Krankheitserregern immer wieder zur Nutzungsbeschränkung von Gewässern führte.

Wichtig ist hierzu die eigene Feststellung, dass normale Bachläufe im ländlichen Raum nicht automatisch keimfrei sind. So kommt es z. B. zu einer ständigen Zufuhr von Keimen aus tierischen Fäkalien durch Regenwasserdrainage von Viehweiden, Feldern mit Gülledüngung oder durch in das Wasser abgesetzte Fäkalien von Wildtieren an deren Tränkeplätzen. Dies führte z. B. zu einer Menge an Fäkalstreptokokken und *E. coli*, die im Median bei $3,6 \times 10^{-1}$ KBE/ml bis $9,2 \times 10^{-1}$ KBE/ml lagen, jedoch selten Werte über $9,3 \times 10^1$ KBE/ml überschritten (s. Tab. 7 und Tab. 8). Besonders zeigen dies die Werte des Baches von „Nord-2“ vor Einlauf des Wassers aus dem Schönungsteich (Vorflut 2).

Unter diesem Gesichtspunkt ist daher auch nicht zu fordern, dass solche Gewässer quasi mit keimarmen Wasser beschickt werden, das Trink- oder Badewasserqualität erreichen muss. Vielmehr sollte es ausreichen, dass der hygienische Status des aus der Pflanzenkläranlage einfließenden Wassers der gleiche ist wie der, der ohnehin allgemein in einer Vorflut zu erwarten wäre, wobei jedoch vier Ausnahmen zu berücksichtigen sind.

Die erste Ausnahme wäre das Vorliegen eines Seuchenfalles, auch in einem Tierbestand, im Einzugsgebiet einer Pflanzenkläranlage. Wenn der Verdacht besteht, dass mit dem Abwasser Seuchenerreger in eine Pflanzenkläranlage eingebracht werden, muss Gewissheit bestehen, dass von dieser Anlage weder eine Gefährdung ausgeht noch Verbreitungsmöglichkeiten bestehen.

Es ist von verantwortlicher Stelle daher schon bei der Planung zu bestimmen, ob die im Ablauf zu erwartenden Erreger nach der Verdünnung mit der Vorflut noch in einer kritischen Menge auftreten würden. Diese Berechnung berücksichtigt die Individualität der

Situation und könnte im Vorfeld nach Berechnungsstrategien von LOPEZ (1998) in den Planungsunterlagen zur Genehmigung vorgelegt werden.

Würde die Situation der Kontamination eines Schilfbeckes mit Tierseuchenerregern eintreten (z. B. Erreger einer anzeigepflichtigen Tierseuche), besteht nach wie vor die ungelöste Frage der Desinfektion des Schilfbeckes und des nachfolgenden Abwasserteiches. Die Abwasserbehandlung über Schilfpflanzenanlagen kann somit in viehstarken Regionen die latente Quelle für Neuinfektionen darstellen. Es muss daher gewährleistet sein, dass die Ablaufstrecke des Abwassers über die Vorflut bis zum nächst größeren Fluss genau bekannt ist und die Veterinärbehörden sowie die tierhaltenden Grundstückseigner entlang der Vorflut ebenfalls in Kenntnis gesetzt werden.

Diese unbedingt zu fordernde Auflage bei Einrichtungen der dezentralen Abwasserentsorgung mittels Pflanzenkläranlagen ist vor allem dann aus tierseuchenprophylaktischer Sicht von enormer Wichtigkeit, wenn die Vorflut als Tränkemöglichkeit für das Weidevieh während der Sommermonate genutzt wird.

Der zweite Ausnahmefall ist die von ECKER (1996) beschriebene Situation der Einleitung in oder in der Nähe zu einem Badegewässer. SALIBA (1990) und FLEISCHER (1993) beschreiben in diesem Zusammenhang eine erhebliche Gefährdung von Badenden in Gewässern, in die hygienisch unzureichend gereinigtes Abwasser einläuft. Unter Beachtung der Badegewässerrichtlinien müssten daher wesentlich höhere Anforderungen an die hygienischen Ablaufwerte gestellt werden als bei der Nutzung einer normalen Vorflut und es müsste eine regelmäßige Überprüfung erfolgen.

Wenn im weiteren Nahverlauf der Vorflut eine Trinkwassergewinnung stattfindet, besteht als dritte Gefahrensituation die Möglichkeit, dass Menschen durch das Trinken des belasteten Wassers erkranken. Als Beispiel sei an dieser Stelle ein Vorfall im Ort der Pflanzenkläranlage „Nord-3“ genannt, in dem das Trinkwasser aus der Vorflut vor dem Einlauf des gereinigten Abwassers der Pflanzenkläranlage gewonnen wird. Dort kam es wiederholt zu technischen Störungen in Form des Ausfalls der UV-Bestrahlung für die Wasserdesinfektion und hatte in der Vergangenheit keimbelastetes Trinkwasser zur Folge. Auffällig wurde dies erst bei der regelmäßig vorgeschriebenen Wasseruntersuchung.

Der vierte Punkt ist nicht als Ausnahmefall zu sehen. Er soll eher darauf hinweisen, dass sich die Gesetzgeber auf internationaler Ebene zunehmend für den hygienischen Zustand von Gewässern interessieren und dies in Regelungen wie dem IFSG (2000) und den EWRL (2000) zum Ausdruck bringen. Um diese in Zukunft zu erfüllen, muss daher heute schon bei der Planung daran gedacht werden, möglichst keimarme Ablaufwerte zu erreichen.

Die Betrachtung der Werte aus Tab. 7 zeigt, dass bei Keimzahlen wie im Juli'97 und August'97 schon mit $9,3 \times 10^2$ KBE/ml als natürliche Keimfracht für *E. coli* gerechnet werden muss. Würden diese Werte nun durch einen Pflanzenkläranlagenzufluss wie aus „Süd-2“ mit $2,3 \times 10^3$ KBE/ml (s. Tab. 15, ebenfalls August'97) angereichert, bestünde damit eine mögliche gesundheitliche Gefährdung.

In „Nord-2“ fällt bei der Betrachtung der Medianwerte vom Oktober 1997 ein Widerspruch auf, weil die Keimzahlen für *E. coli* in der Vorflut von 10^1 KBE/ml auf 10^0 KBE/ml fallen, obwohl Teichwasser mit 10^1 KBE/ml zufließt (s. Pkt. 4.1.1.2, Tab. 7). Dieses Beispiel der Schwankungen um eine log-Stufe gerade bei niedrigen absoluten Werten veranschaulicht die Spannbreite der Dynamik eines biologischen Systems. Solche Schwankungen dürfen daher nicht als Keimzahlreduktion interpretiert werden.

Weiterhin auffällig ist auch die Probennahme bei der Pflanzenkläranlage „Nord-2“ im Juli '98 in Bezug auf die Fäkalstreptokokken. Dort vermischte sich das Vorflutabwasser mit einer Keimzahl von $3,6 \times 10^{-1}$ KBE/ml mit Teichwasser mit einer Keimzahl von $9,2 \times 10^{-1}$ KBE/ml (also der gleichen log-Stufe) und hatte an der 20 m entfernten Probenentnahmestelle eine um zwei log-Stufen höhere Keimzahl von $4,3 \times 10^1$ KBE/ml (s. Tab. 8). Es kann daher angenommen werden, dass in der Laufstrecke eine verborgene Fäkalstreptokokken-Quelle (z. B. Kot von Wildtieren) vorhanden sein könnte.

Es kann also grundsätzlich angenommen werden, dass Fäkalkeime auch in kleinen Bächen permanent im Bereich von 10^0 KBE/ml vorhanden sind. Für die Ableitung einer mikrobiologischen Gefährdung bei Einlauf des Wassers in ein Badegewässer sollte aber zusätzlich der direkte Erregernachweis für pathogene Organismen im Vordergrund stehen, wie zum Beispiel der Nachweis von Salmonellen.

Bei der Betrachtung der eigenen Ergebnisse werden verschiedene aus der Literatur bekannte Feststellungen nicht bestätigt. So decken sich insbesondere die Erkenntnisse von TANNER (1995), LEISSNER (1988) und WILLIAMS (1995), dass die Höhe der Keimzahlen im Zulauf einer Pflanzenkläranlage einen wesentlichen Einfluss auf die Keimzahlen im Ablauf haben, nur für die Teichanlage „Nord-1“ zwischen Oktober '96 und Juli '97. Hohe Keimzahlen im Zulauf führten zu hohen Keimzahlen im Schilfbeetablauf. Niedrige Keimzahlen im Zulauf führten jedoch nicht zwangsläufig zu niedrigeren Keimzahlen nach dem Schilfbeet. In Verbindung mit den hohen Keimzahlen, die in den Bodenproben gefunden wurden, ist anzunehmen, dass zunächst erst die im Bodenkörper nur leicht festgehaltenen Keime ausgespült wurden. Dies traf insbesondere auf Anlagen mit vertikalem Durchfluss zu. Die Keimzahlen für *E. coli* im März '97 lagen so zum Beispiel bei $4,3 \times 10^6$ KBE/g (s. Pkt. 4.1.2.1, Tab. 17). Bezogen auf die gesamte Pflanzenkläranlage kam es letztendlich aber doch durch die Reinigungsleistung der Teichanlagen zu durchgehend guten Ablaufwerten, unabhängig von der Höhe der Keimzahlen im Abwasser.

Bei einer wie in der Anlage „Süd-1“ praktizierten Versickerung des gereinigten Abwassers sind andere Aspekte von Bedeutung, wie z. B. die Nähe zur nächsten Wasserentnahmestelle oder der weitere Weg des Grundwassers. Die EPA (1993) stellte fest, dass Bakterien im Grundwasser länger überleben als in den oberen Bodenschichten bis 30 cm Tiefe. Als Grund werden die stabileren Bedingungen und die Abwesenheit von Sonnenlicht genannt. Auf der Grundlage dieser Erkenntnisse muss die Entfernung zu einer Wasserentnahmestelle beachtet werden. Durch die insgesamt geringen Keimzahlen im Ablauf der Anlage „Süd-1“ (s. Tab. 13 und Tab. 14) kann aber von einem vernachlässigbaren Gefährdungspotential ausgegangen werden. Dies deckt sich mit Ergebnissen der HESSISCHEN LANDESANSTALT FÜR UMWELT (1997), die auf Grund ihrer Ergebnisse ebenfalls eine Versickerung von geklärtem Abwasser (Klärgrube + Pflanzenbeet) in den Untergrund erwägt. Dass der Gesetzgeber in Baden-Württemberg die gleiche Meinung vertritt, wird anhand der Verwaltungsvorschrift zur dezentralen Abwasserentsorgung im ländlichen Raum deutlich, in welcher eine solche Entsorgung vorgesehen ist.

5.3.2 Diskussion über die Ergebnisse der Feststoffproben

Bei der Diskussion über die Keimzahlen der Feststoffuntersuchungen ist zu berücksichtigen, welche Menge an Feststoffen mit welchen mikrobiellen Eigenschaften an welchen Stellen anfällt und wie sich dort ein möglicher Kontakt zum Menschen darstellt. Erst ein solcher Zusammenhang lässt eine gesundheitliche Risikoabschätzung und hygienische Bewertung zu.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die ausgewählten fäkalen Indikatorkeime sich in der Umwelt nicht vermehren. Eine Keimzahlerhöhung entsteht daher nicht durch Keimvermehrung, sondern durch vermehrte Keimzufuhr oder Keimansammlung an der beprobten Stelle.

Zunächst zeigen die Untersuchungsergebnisse in beiden Vorreinigungssystemen, sowohl dem Rottefilter als auch der Mehrkammerausfaulgrube, eine hohe Anzahl an Indikatorkeimen. Am Beispiel der Fäkalstreptokokken verdeutlicht bedeutet dies im Rottefilter eine Keimzahl von im Median bis $2,3 \times 10^4$ KBE/ml (s. Tab. 19) und in der Mehrkammerausfaulgrube von bis $4,3 \times 10^4$ KBE/ml (s. Tab. 21). Einzelwerte erreichen sogar Keimzahlen von $2,3 \times 10^7$ KBE/ml (s. Tab. 19, März'97). Damit kann nach LANG (1987) darauf geschlossen werden, dass auch Krankheitserreger in dieser Reinigungsstufe mindestens in einer Anzahl von 10^7 KBE/ml vorkommen können. Da diese Keimzahl bei ungewollter oraler Aufnahme hoch genug ist eine Infektion auszulösen, ist somit das gesundheitliche Risiko abhängig von der Kontaktmöglichkeit von Personen zu diesen Feststoffen (s. Tab. 1). In Frage kommen in diesem Fall der Betreiber der Anlage als auch Anwohner der näheren Umgebung. Die häufigste Kontaktmöglichkeit ist hier bei Wartungsarbeiten zu sehen, wozu das Nachfüllen von Rottematerial beim Rottefilter zählt. Eine weitere Kontaktmöglichkeit besteht bei Reparaturarbeiten sowie bei der regelmäßigen, manuellen Entleerung.

Generell gilt, je unerfahrener eine Person ist, umso größer kann sich auch die Kontaminationsgefahr und damit einhergehend das gesundheitliche Risiko darstellen. Es wird daher als ein weiteres Ergebnis dieser Untersuchung formuliert, dass Arbeiten mit Kontaminationsmöglichkeiten an den Anlagen nicht von ungeschulten Anlagenbesitzern, sondern von ausgebildetem Personal mit entsprechender Schutzkleidung durchgeführt werden sollen.

In der Praxis sind allerdings außer bei Störungen während der Betriebsphase bei beiden Systemen keine Wartungsarbeiten vorgesehen. Daher verlagert sich eine Kontaminationsmöglichkeit mitsamt gesundheitlichem Risiko auf den Zeitraum nach der Beschickungsphase.

Für die Mehrkammerausfaulgrube sieht die Praxis so aus, dass die anfallenden Feststoffe nach Untersuchungen von FEACHEM (1983) und KNAAK (1975) während der Betriebsphase auf dem Grund abgelagert werden. Sofern die Gruben halbjährlich entschlammt werden und so nicht mehr als 0,3 ml/l absetzbare Stoffe enthalten, werden Askarideneier auf Grund ihres Gewichtes sedimentiert und aus dem fließenden Wasser eliminiert. Nach den Ergebnissen der eigenen Tena zitätsuntersuchungen jedoch werden sie nicht entwicklungsunfähig, d. h. sie bleiben infektiös (s. Pkt. 4.2.2). Da eine Grube aber verschlossen und das Bodensediment nicht erreichbar ist, kann eine Kontaminationsgefahr nahezu ausgeschlossen werden. Es besteht dadurch auch nicht die Gefahr der Keimverschleppung über Vektoren. Erst während Entschlammungsarbeiten besteht durch die in den Schlamm-spritzern hoch konzentriert vorkommenden entwicklungs-fähigen Askarideneiern ein besonderes Kontaminations- bzw. Infektionsrisiko. Dieses Risiko kann nur durch eine geeignete Anlagentechnik und den Einsatz von geschultem Personal minimiert werden.

Die Praxis beim Rottefilter hingegen sieht so aus, dass das Filtermaterial von oben eingeworfen wird, ohne dass Personen einem direkten Kontakt mit den Feststoffen ausgesetzt sind. Von daher besteht hier kein gesundheitliches Risiko. Da die Anlagen jedoch nach oben offen sein müssen, besteht während der monatelangen Beschickungsphase das Risiko einer Keimübertragung durch Vektoren wie z. B. Schädner oder Haustiere.

Schadnager finden dort regelmäßig Nahrung und bei kalten Winter einen frostfreien Aufenthaltsort. Während Haustiere, wie z. B. Katzen, durch entsprechende Gitter ferngehalten werden können, gelingt dies bei Ratten und Mäusen nicht. Wie die eigenen Beobachtungen zeigten, wird mit solchen Anlagen eher ein sicherer Rückzugsort geschaffen. Von diesem Ort aus ist ein Transport von im Fell anhaftenden Keimen bis zum Mensch oder Haus- bzw. landwirtschaftlichen Nutztieren möglich. Zum Tier insofern, als dass Schadnager regelmäßig bis in Stallungen und Futtermittelspeicher gelangen. Dort könnten z. B. im Fell anhaftende Salmonellen auf Futtermittel übertragen werden und sich unter geeigneten Bedingungen so vermehren, dass eine infektiöse Keimzahl erreicht wird (s. Tab. 1).

Die Kontaktmöglichkeit zum Menschen besteht insofern, als dass gerade bei den baulichen Gegebenheiten im ländlichen Raum Schadnager bis in hygienische Bereiche wie Küchen vordringen können und die am Fell anhaftenden Keime auf Arbeitsflächen verteilen, auf denen zu anderer Zeit Lebensmittel zubereitet werden.

Eine weitere interessante Feststellung ist die vergleichende Betrachtung der Keimzahlen des Wasser mit denen der Feststoffe in Verbindung mit den gemachten Beobachtungen. Der Median der Fäkalstreptokokken der Feststoffe ist mit $1,9 \times 10^4$ nur eine Log-Stufe höher als der Median der Keimzahlen des ablaufenden Wassers mit $4,3 \times 10^3$ KBE/ml liegt (s. Tab. 4 und Tab. 18). Dafür treten aber keine großen Schwankungen der Einzelwerte mehr auf. Dies ist ein weiteres Indiz für eine Homogenisierung der Keimfracht im Rottefilter durch das Aufbrechen der Fäkalienbrocken. Somit hat der Rottefilter eine Pufferfunktion. Das heißt wiederum, dass im Rottefilter immer mit hohen Keimzahlen gerechnet werden muss und auch in Zeiten geringen Keimzuflusses hohe Keimzahlen im Ablauf zum Schilfbeet auftreten können.

Nach der Beschickungsphase ist es gängige Praxis, den Inhalt einer Mehrkammerausfaulgrube abzupumpen und auf einem Feld als Dünger auszubringen, obwohl diese Vorgehensweise von verschiedenen Autoren aus hygienischer Sicht kritisch gesehen wird. So z. B. nach Erfahrungen von ILSOE (1990). Auch das UMWELTBUNDESAMT (1998) lehnt die Aufbringung von nicht ausgefaultem Schlamm auf bewachsene Bodenkörper aus gesundheitlichen Gründen ab, weil so auch nicht verrottbare Bestandteile wie Verpackungsmaterial dorthin gelangen. Logischerweise käme es so zu einer Anreicherung von Schadstoffen im Boden, so dass dieser als entsorgungspflichtiger Abfall einzustufen und entsprechend als Sondermüll zu entsorgen sein müsste. Die eigenen Ergebnisse unterstützen diese kritische Haltung auf Grund der Höhe der gemessenen Indikatorkeime sowie die beinahe unverändert gebliebene Entwicklungsfähigkeit der Askarieneier in den Tenazitätsversuchen.

Eine Empfehlung zur Entsorgung dieses Sedimentes wäre die Einleitung in den Abwasserzulauf einer konventionellen Kläranlage. Dort würde gröberes, nicht verrottetes Material in der Vorklärung abgefangen und anschließend im Faulurm mit hygienisiert, sofern dieser im thermophilen Temperaturbereich gefahren wird oder eine der Faulung vor- oder nachgeschaltete Hygienisierungsstufe vorhanden ist. In diesem Fall wird zusätzlich durch moderne Abpumpfahrzeuge eine gesundheitliche Gefährdung des Grubenbesitzers minimiert, weil nur geschultes Personal ein solches Fahrzeug bedient und der Grubenbesitzer nicht anwesend sein muss.

Bei den Rottefiltern sind die hygienische Zusammenhänge nach der Beschickungsphase umfangreicher. Im Ergebnis ist festzustellen, dass bei jedem Umgang mit Filtermaterial ein potentielles Infektionsrisiko besteht.

Dies ergibt sich zunächst aus den eigenen Untersuchungen, bei denen das gesamte Filtermaterial gleichermaßen keimbelastet war. Damit ist gemeint, dass auch in der untersten, verdichtetsten, mehrere Jahre alten Schicht mit dem Auftreten von Krankheitserregern gerechnet werden muss. Dieses tiefere Einsickern von lebenden Organismen wurde an den hohen Keimzahlen bei den Feststoffuntersuchungen an der Anlage „Nord-3“ nachgewiesen. (s. Pkt. 4.1.2.3, Tab. 20).

Weiterhin ergibt es sich aus der Feststellung, dass das Filtermaterial innerhalb des Rottefilters nicht die nach Herstellerangaben erwartete Verrottung mitsamt Hygienisierung erfährt. So soll eigentlich eine an die Beschickungsphase anschließende Rottephase nach ca. sechs Monaten zu einer solchen Keimzahlreduktion führen, dass das Material als hygienisch unbedenklich gelten soll. Dies konnte hier nicht festgestellt werden. Um die Ursache für diese unterbliebene Hygienisierung zu ermitteln, ist zunächst näher zu betrachten, welche Faktoren bei der normalen Verrottung dafür verantwortlich sind.

Der vom RHEINLAND-PFÄLZISCHEN UMWELTMINISTERIUM (1996) herausgegebene Leitfaden zur Kompostierung organischer Abfälle beschreibt, dass der typische und gute Verlauf eines Rotte- oder Kompostierungsvorganges insbesondere anhand einer Wärmeentwicklung zu erkennen ist. Die im Idealfall erreichbaren bis zu 75 °C tragen dabei entscheidend zur Entseuchung des Materials bei. Weiterhin kommt es durch Mikroorganismen zu einer Verschiebung des pH-Wertes in einen alkalischen Bereich, der ebenfalls eine Keimselektion bewirkt. Voraussetzung sind eine gute Durchlüftung sowie eine hohe Feuchtigkeit.

Während der Untersuchungen in der Rottephase wurden jedoch keine mit einer Kompostierung vergleichbaren Vorgänge wie ein saurer pH-Wert oder eine wesentliche Temperaturerhöhung festgestellt. Die Temperaturentwicklung spielte sich lediglich im Bereich von 25 °C ab und erreichte nur im Ausnahmefall einmal 29 °C (s. Tab. 46, Abb. 36). Nach eigenen Beobachtungen war das Filtermaterial weiterhin die meiste Zeit eher als durchnässt denn als feucht zu erkennen. Weiterhin scheint die permanente Kühlung durch die nicht isolierten Schachtwände des normalerweise in den Boden eingelassenen Rottefilters Temperaturbereiche über 40 °C nicht zuzulassen. Folglich waren auch keine nennenswerten Keimzahlreduktionen durch Rottevorgänge feststellbar (s. Pkt. 4.3.2). Das, wie im Leitfaden vom RHEINLAND-PFÄLZISCHEN UMWELTMINISTERIUM (1996) und bei STRAUCH (1995) genannt, vor allem ein schlechter Luftaustausch und ein nicht optimaler Wassergehalt Ursachen für schlechte Rotteprozesse in kleinen Rotteeinheiten sind, kann somit durch die eigenen Beobachtung bestätigt werden.

Als Lösung bietet sich eine Möglichkeit des Umganges mit diesem Filtermaterial nach MITTERER (1996) an. Sie ließ das Material über einen längeren Zeitraum abtropfen, durchlüften und vermengte es mit anderen kompostierbaren Materialien. Anschließend ließ sie dieses Gemenge zusammen kompostieren und erreichte so für die Feststoffe einen hygienisch unbedenklichen Status. Mit diesem Vorgehen ist der Vorteil verbunden, dass alle benötigten Materialien im ländlichen Raum vorhanden sind und die Hygienisierung unmittelbar vor Ort dort stattfindet. Ein Nachteil ist, dass sich bei diesen Arbeiten eine Kontamination mit Erregern praktisch nicht ausschließen lässt und dahingehend eine gesundheitliche Gefährdung besteht. Verstärkend kommt hinzu, dass die Infektionsgefahr umso größer ist, je mehr Einwohner angeschlossen sind, weil äquivalent dazu die anfallende Feststoffmenge steigt.

Bleibt, wie in dieser Untersuchung festgestellt, die Verrottung aus, kommt es langsam zu einer Vererdung des Materials und zu einem Absterben der Indikatorkeime entsprechend ihrer natürlichen Tenazität in dem entsprechenden Umweltmilieu. Für den Rotte-

filter der Anlage „Süd-2“ bedeutete dies zum Beispiel nach einer einjährigen Vererdungsphase allerdings nur eine Keimzahlreduktion von zwei log-Stufen. So kam es nach dem Start in die Verrottungsphase im Juli '97 mit einer Anfangskeimzahl von $2,3 \times 10^4$ KBE/g für *E. coli* nach 12 Monaten immer noch zu einem Nachweis von $2,3 \times 10^2$ KBE/g im Juli '98 (s. Tab. 22). Die Keimzahlreduktion ist damit so gering, dass insgesamt von einer unzureichenden Hygienisierung durch den Filter gesprochen werden muss. Die absolute Höhe der Keimzahlen im Bereich von 10^2 KBE/g stellt allerdings keine direkte gesundheitliche Gefährdung mehr dar.

In der Anlage „Nord-1“ führen die Ergebnisse zu ähnlichen Schlussfolgerungen. Erst über einen Zeitraum von sechs Monaten von September '97 bis Februar '98 sanken allmählich die Keimzahlen von $4,3 \times 10^5$ KBE/g auf $4,3 \times 10^2$ KBE/g für *E. coli* ab (s. Tab. 17).

Eine Lagerzeit des Filtermaterials von 6-12 Monaten im Schacht ist aber trotzdem sinnvoll, da durch die Verdichtung und Trocknung die Umschichtung praktischer zu handhaben ist. Nach der Entnahme des Rottefilterinhaltes zur weiteren oberirdischen Kompostierung mit neu zugeführtem, frischem Material und der damit einhergehenden Auflockerung und Belüftung kam es zu Rotteprozessen, ähnlich wie bei MITTERER (1996) beschrieben.

Die zur Ergänzung durchgeführten Versuche mit standardisierten Filtern (s. Pkt. 4.3) bestätigten die Ergebnisse aus den untersuchten Anlagen bezüglich einer insgesamt schlechten Hygienisierungsleistung.

So wurde in den ersten drei Wochen nach Einstellung der Wasserbeschickung keine Eigenerwärmung, sondern ein zeitgleiches Schwanken der Innentemperaturen mit der Außentemperatur festgestellt. Dies wurde besonders durch die abendliche Abkühlung der Filter deutlich, die selbst nach extrem hohen Tageswerten stattfand. Bei einem Vergleich der Filter untereinander führte das zugegebene Rottematerial zu Temperaturunterschieden von maximal vier Grad Celsius (s. Tab. 46). Eine zusätzliche Messreihe nach der sechsten Woche zeigte lediglich beim Rottefilter 1 auch nach einer kühlen Nacht mit 11°C eine stabil höhere Innentemperatur von $28,9^\circ\text{C}$, die eine, wenn auch geringe, Eigenerwärmung erkennen ließ. Die im Einzelfall erreichten Werte von fast 50°C waren die Ausnahmen und erfolgten im Zusammenhang mit extrem hohen Außentemperaturen (s. Tab. 46, Abb. 36).

Weiterhin fand eine Keimzahlreduktion in allen drei Filtern nur geringfügig und nur in der ersten Woche nach Einstellung des Wasserdurchflusses statt (s. Tab. 45). Diese betrug lediglich eine Log-Stufe im Filter 1 sowie zwei Log-Stufen im Filter 1 und 3. Auch an dem Tag mit der hohen Temperatur von 50°C wurde die Indikatorkeimzahl nicht nennenswert vermindert.

Die erzielten Keimzahlreduktionen sind somit ebenfalls eher als natürliche Absterberate auf Grund der Verweilzeit zu sehen. Natürliche Absterberaten werden in verschiedenen Veröffentlichungen für einzelne Keime je nach Umweltbedingungen unterschiedlich lang angegeben. So berichtet SORBER (1987) für Fäkalcoliforme aus auf Böden ausgebrachten Klärschlämmen von einer Abnahme von einer log-Stufe in sechs Wochen und für Fäkalstreptokokken in vier Wochen.

Insgesamt stellte sich heraus, dass die Rottemengen, ähnlich wie bei den Versuchen von STRAUCH (1983), in den konzipierten Rottefiltern zu gering waren, um eine für eine Hygienisierung ausreichende Temperaturentwicklung zu erzeugen.

Weiterhin war das Filtermaterial aus dem Rottefilter der Anlage „Nord-1“ auch nach einjähriger Lagerung in der Struktur zu grob für eine landwirtschaftliche Nutzung. Da

die Rottefilter aber zur nächsten Beschickung gebraucht wurden, wurde das Filtermaterial aus „Nord-1“ entnommen, mit anderem Kompostmaterial vermischt und zur Hygienisierung in Mieten mitkompostiert. Die durch diese Vermengung zusätzlich verursachte Verdünnung führte zu einem Keimgehalt bezüglich Fäkalstreptokokken von $1,5 \times 10^0$ KBE/g (s. Tab. 17). Diese Keimzahl kann an diesem Ort als hygienisch unbedenklich gelten, weil sie geringer ist als die von normal mit Gülle gedüngtem Ackerboden, in denen RÜPRICH (1994) eine Keimzahl von $4,0 \times 10^2$ KBE/g fand.

Von den Anlagenherstellern wird als weitere Entsorgungsmöglichkeiten für das Material aus dem Rottefilter nach einer ausreichenden Abtropfzeit die anschließende Umschichtung zur Kompostierung oder eine Desinfektion genannt. Von den möglichen Verfahren zeigte sich unter Berücksichtigung der weiteren Verwertung sowie der Vermeidung unnötiger Gefahren für Personen und Umwelt nach SCHAMPER (1996) die Desinfektion mit Branntkalk als hygienisch vertretbare Lösung.

Die in dem Versuch verwendete Menge von 80 kg/m^3 reichte aus, um alle relevanten Pathogene einschließlich der Askarideneier sicher abzutöten (s. Tab. 49 und Pkt. 5.3.5). Der Branntkalk führte mit dem Restwasser im Filtermaterial zu einer Temperaturentwicklung bis zu $90 \text{ }^\circ\text{C}$ bei einem pH-Wert >12 . Es ist davon auszugehen, dass bei Zugabe von nur 60 kg/m^3 Rottematerial auch ein ausreichender Desinfektionserfolg erreicht werden kann. Es kam zu einer Abtötung aller vegetativen pathogenen Keime innerhalb von Minuten. Werden solche Dünge-Desinfektionspackungen z. B. am Rande von Äckern angelegt, kann das Material anschließend mit den entsprechenden Maschinen als Dünger gefahrlos ausgebracht und eingearbeitet werden.

Ein abschließendes Ergebnis dieser Versuche ist daher, dass eine selbständige Verrottung in diesen Filtergrößen nicht zu einer ausreichenden Hygienisierung des Materials führt. Letztendlich empfiehlt sich daher je nach Größe der Anlage entweder die Entleerung der Rottefilter mit technischem Gerät wie einem Bagger und die anschließende Desinfektion mit Branntkalk.

Vergleichend betrachtet ist somit wegen der Arbeiten nach der Beschickungsphase auf Grund der dadurch vorhandenen Kontaminationsmöglichkeiten das gesundheitliche Risiko beim Rottefilter wesentlich größer als bei der Mehrkammerausfaulgrube.

Bei den mikrobiologischen Untersuchungen der Bodenkörper in den Schilfbeeten wurden ähnlich hohe Keimzahlen wie in den Feststoffen der Vorklärung gefunden.

VON FELDE (1997) beschreibt in ihren Versuchen mit Abwassersäulen eine biologische Aktivität, die zu einer Reinigung von Abwasser bezüglich BSB_5 und CSB_5 führt. Diese Nitrifikationsaktivität fand insbesondere in den obersten Bodenschichten bis 15 cm Tiefe statt. Allerdings wurden die Mikroorganismen selbst nicht näher bestimmt. Nach Ergebnissen von KRAUTH *et al.* (1999) kommt es im Abwasser nach dem Durchfluss durch das Schilfbeet der Anlage „Nord-1“ ebenfalls zu einer Reinigungsleistung bezüglich BSB_5 und CSB_5 . Die dafür notwendigen mikrobiologischen Umsetzungsprozesse haben demnach auch hier stattgefunden. Allerdings konnten in den eigenen Untersuchungen weder für die Indikatorkeime noch für die Gesamtbakterienzahl ein Keimzahlunterschied mit einer bestimmten Bodentiefe in Verbindung gebracht werden. Die chemische Reinigungsleistung muss daher entweder durch eine gesteigerte Aktivität der vorhandenen Organismen entstehen oder durch eine Änderung in der Zusammensetzung der Keimarten im Bodenkörper zustande kommen.

Da aber die Anzahl der Indikatorkeime weder in den Bodenproben noch in dem ablaufenden Wasser wesentlich verändert ist, hat offensichtlich die biologische Aktivität, die zu einer chemischen Reinigung des Abwassers führt, keinen Einfluss auf eine Keim-

zahlreduktion hinsichtlich der untersuchten Indikatorkeime und trägt somit nicht zu einer Verminderung des gesundheitlichen Risikos bei. Eine gute chemische Reinigungsleistung lässt daher nicht automatisch auf eine gute Keimzahlreduktion schließen.

Als ein wichtiger Faktor für die Stabilität der Keimzahlverminderung hat sich das Verfahren der Wasserverteilung herausgestellt.

Die Indikatorkeime werden zunächst mit dem Wasser mitgezogen und verteilen sich je nach Beschickungsverfahren im Bodenkörper. Bei einem vertikalen Durchfluss kommt es zu einer großflächigen Verteilung über den gesamten Bodenkörper. Das Wasser fließt durch den Bodenkörper hindurch, wird auf der Unterseite gesammelt und dann abgeleitet. Nachteilig ist dabei erstens, dass die unterirdischen Laufstrecke lediglich der geringen Tiefe des Bodenkörpers entspricht und dadurch die Keime schnell hindurchfließen können. Der zweite Nachteil ist, dass mit zunehmender Bodentiefe die Belüftung abnimmt und somit weniger Sauerstoff für die Mikroorganismen vorhanden ist, die in Konkurrenz zur den im Wasser mitgeführten Krankheitserregern stehen. Dieser zweite Nachteil kann allerdings, wie bei der Anlage „Nord-1“, mit einer Schwallbeschickung der Beetoberfläche ausgeglichen werden. Dabei kommt es nach jedem Wasserschwall durch das am Grund ablaufende Wasser zu einer Sogwirkung, die von der Oberfläche her Luft in den Boden nachzieht.

Bei einem horizontalen System gelangen die Keime mitsamt dem Wasser durch ein Verteilungssystem unterirdisch zu einer Beetseite. Mit der Strömung werden diese kontinuierlich in Richtung der gegenüberliegenden Abflussseite getrieben. Somit steht die gesamte bepflanzte, horizontale Bodenlaufstrecke zwischen Zu- und Ablauf zur Reinigung zur Verfügung. Durch die entsprechend geringe Tiefe ist eine Belüftung durch Diffusion und zusätzlich durch eine Wasserstandsregelung möglich, wie sie in der Anlage „Süd-1“ praktiziert wird.

Die durch diese Bedingungen erwartete höhere Keimzahlreduktion lässt sich in den Bodenproben der Anlage „Süd-1“ finden. Bereits nach einer Laufstrecke von ca. 70 cm enthält der Boden nur noch eine Keimzahl von $3,0 \times 10^0$ KBE/g an Fäkalstreptokokken (s. Tab. 21). Er ist somit um drei Zehnerpotenzen geringer belastet als das ständig mit einer Keimzahl von im Median $1,5 \times 10^3$ KBE/ml zufließenden Abwasser (s. Tab. 13). Im Gegensatz dazu zeigt die Anlage „Nord-2“ bezüglich Fäkalstreptokokken mit horizontalem Durchfluss bei einer Belastung des Bodenkörpers mit $1,6 \times 10^3$ KBE/g und gleichzeitigem Zufluss von Wasser mit im Median $2,3 \times 10^4$ KBE/ml eine offensichtlich schlechtere Reinigungsleistung (s. Tab. 19).

Wenn man allein die natürliche Absterberate von Keimen in der Umwelt im Bodenkörper als Hauptursache für eine Keimzahlreduktion zu Grunde legt, dann ist diese umso größer, je fester die Keime binden, je mehr Bodenmasse vorhanden und je länger die Laufstrecke ist. Da Anlagen mit horizontalem Durchfluss den vorhandenen Bodenkörper hinsichtlich dieser Kriterien optimal ausnutzen, ist die festgestellte gute Keimzahlreduktion nur verständlich.

Im Vergleich dazu sind bei vertikalem Durchfluss solche Laufstrecken und die damit einhergehende hygienische Reinigungsleistung infolge der beschränkten Bodentiefe gar nicht erst möglich und solche Anlagen als schlechter zu beurteilen.

5.3.3 Diskussion der Tenazitätsversuche mit Salmonellen

Um ein Gefährdungspotential bezüglich des Auftretens von Salmonellen in einer Pflanzenkläranlage abschätzen zu können, wurde deren Verhalten im Rahmen von Tenazi-

tätsversuchen mittels der Prüfkörpertechnik sowie mit Hilfe von Durchflussversuchen untersucht (s. Pkt. 4.2.1 und Pkt. 4.2.3).

Vergleichend betrachtet ist der Verlauf der Keimzahlen bei allen mittels Prüfkörpertechnik untersuchten Objekten ähnlich. Damit ist gemeint, dass es bei beiden Vorreinigungssystemen, im allen Schilfbeeten und in den Kontrollproben nach einem Monat zunächst zu einer Keimzahlreduktion von zwei bis drei Log-Stufen vom Maximalwert $1,3 \times 10^7$ KBE/ml auf bis zu $1,2 \times 10^3$ KBE/ml („Süd-2“) kam. Danach sanken die Keimzahlen um ungefähr eine Log-Stufe im Monat. Da bis zum Ende des gewählten Versuchszeitraumes ein qualitativer Nachweis möglich war, kann davon ausgegangen werden, dass keine der Anlagen in der Lage war, Salmonellen vollständig zu eliminieren (s. Tab. 23, Abb. 28; Tab. 24, Abb. 29). Beim Vergleich der Vorreinigungssysteme zeigten sich keine nennenswerten unterschiede in den Keimzahlverläufen. Dies steht aber im Gegensatz zur besseren Keimzahlreduktion bezüglich der Indikatororganismen (s. 5.3.1).

Die Tatsache, dass in einigen Prüfkörpern während der Versuche kein Nachweis von Salmonellen gelang, spricht nicht für eine eliminierende Wirkung im gesamten Bereich des Rottefilters (s. Pkt. 4.2.1). Es sagt lediglich aus, dass es Stellen im untersuchten Objekt gibt, an dem eine Elimination stattfindet. Ausschlaggebend ist allein, dass am Ende der Untersuchung noch Salmonellen nachgewiesen werden konnten. Und zwar deshalb, weil es so nachgewiesenermaßen an verschiedenen Stellen ein Mikromilieu gibt, welches grundsätzlich ein Überleben von Salmonellen bis zu den untersuchten 14 Monaten erlaubt.

Die hygienische Bedeutung liegt nun darin, dass in einem solchen Reservoir jederzeit die Möglichkeit der Salmonellenvermehrung besteht, die anschließend mit dem ablaufenden Wasser ausgewaschen werden und die Umwelt kontaminieren können. Wegen der hohen Verdünnungsrate durch zulaufendes Wasser wird deren Nachweis allerdings unwahrscheinlich und hat daher, solange die Anlage mit Wasser durchströmt wird, keine epidemiologische Bedeutung hinsichtlich einer gesundheitlichen Gefährdung.

Die Durchflussversuche haben gezeigt, dass die als Simulation eines Seuchenfalles eingebrachten Seuchenerreger wie *Salmonella Typhimurium* grundsätzlich in der Lage sind, die Reinigungsstufen einer Pflanzenkläranlage zu passieren (s. Pkt. 4.2.3).

Die eingebrachten Salmonellen wurden nach unterschiedlichen Zeiten im Ablauf der einzelnen Anlagen nachgewiesen. In der Anlage „Nord-1“, an der wiederholt Durchlaufversuche stattfanden, gelang jedes Mal bereits nach wenigen Minuten im Ablauf des Rottefilters (s. Tab. 35, Abb. 32) und nach sechs Stunden im Ablauf des Schilfbeetes der Nachweis von Salmonellen (s. Tab. 35 bis Tab. 36, Abb. 32).

Diese Zeit war damit wesentlich kürzer als die mittlere Verweilzeit des Wassers im Bodenkörper, welche zeitgleich anhand des zugegebenen Farbstoffes Uranin von KRAUTH *et al.* (1999) rechnerisch mit 16 bis 24 Stunden ermittelt wurde. Es deckte sich aber mit seinem Ergebnis insofern, als dass der erste qualitative Nachweis von Uranin bereits nach vier Stunden möglich war. Die Keime müssen also mit dem Wasser durch den Bodenkörper mitgezogen worden und mit einer Verzögerung von zwei Stunden den Ablauf erreicht haben.

Weiterhin war die Höhe der gefundenen Salmonellenzahlen abhängig von der Durchflussmenge. Die eingebrachte Salmonellenmenge von 10^8 KBE/ml würde unter natürlichen Bedingungen bei Abwasser aus dicht besiedelten Gebieten nur in Ausnahmefällen auftreten. Dort ist meistens nur der qualitative Nachweis zu führen. Bei Abwasser von kleinen Anschlussgrößen im ländlichen Raum jedoch gelangen, wie in Pkt. 5.3.1 be-

schrieben, ganze Fäkalienbrocken bis in die Vorreinigung, die bis zu 10^8 KBE/g Bakterien enthalten können (s. Tab. 17, März'97). Die für diese Untersuchung gewählten Ausgangsmenge an Salmonellen entspricht somit durchaus der Ausscheidungsrate einer einzelnen, akut an Salmonellose erkrankte Person.

Zwar würde je nach Verdünnungseffekt die Anzahl an Keimen in den einzelnen Reinigungsstufen mehr oder weniger schnell abnehmen, anhand des gelungenen qualitativen Salmonellennachweises in „Nord-1“ über einen Zeitraum von drei Wochen kann aber geschlossen werden, dass auch nach einer Behandlung des Ausscheiders wieder über mindestens diesen Zeitraum mit Salmonellen in der Anlage gerechnet werden muss. Hier zeigt sich besonders die Problematik der unerkannten Dauerausscheider. Eine solche Person kontaminiert eine Anlage nicht nur einmal stark, sondern regelmäßig intermittierend über einen Zeitraum von mehreren Monaten, so dass dann als Folge über Monate intermittierend salmonellenbelastetes Wasser aus eine Pflanzenkläranlage in die Umwelt gelangen kann. Hinzu kommt als Ursache für hohe Keimzahlen normalerweise noch die von ROLLE (1993) beschriebene Eigenschaft von Salmonellen, sich ab 4 °C zu vermehren. Diese kann hier jedoch ausgeschlossen werden, da die Versuche von einem Wintereinbruch begleitet wurden, bei dem es zu Schneefall und Temperaturen zwischen 4 °C bis 6 °C kam.

Hervorzuheben ist noch, dass dieser Versuch unter den für die Pflanzenkläranlage ungünstigsten Winterbedingungen stattfand, da es bei den genannten Temperaturen zu einer Minimierung aller biologischen Prozesse kommt, wie z. B. die mikrobielle Aktivität der Bodenorganismen oder die pflanzliche Aktivität mit Stoffabsonderung durch die Wurzeln, wie sie SEIDEL (1973) beschreibt.

Insgesamt bestätigt die Tatsache, dass Salmonellen so lange überlebten, dass eine Anlage mit vertikalem Flow als hygienisch bedenklich einzustufen ist, da dieser „worst case“ Winter schließlich regelmäßig jedes Jahr stattfindet.

Nicht unerwähnt bleiben sollte in diesem Zusammenhang, dass mit dem eigenen Ergebnis die Versuche von SEIDEL (1973) fraglich werden, die ergaben, dass in einem mit Schilfpflanzen bewachsenen Bodenkörper Prozesse stattfinden, die bevorzugt Salmonellen eliminieren.

Es ist eher anzunehmen, dass hier bakterienfressende Protozoen (*Vorticella* – Arten) wie bei der Untersuchung der UBA (2002) eine entscheidende Rolle spielen.

Aus dem gleichmäßigen Verlauf der Keimzahlreduktion in „Süd-2“ (s. Abb. 35 und Tab. 41) sowie der absoluten Menge der nachgewiesenen Salmonellen im Bereich von $3,6 \times 10^1$ KBE/ml nach vier Wochen lässt sich auch die These ableiten, dass die Salmonellen weitestgehend zeitgleich mit dem Wasserstrom eingebracht, mitgeschwemmt und ausgewaschen werden. Es scheint weder in den Vorreinigungssystemen noch in den Schilfbeeten Faktoren zu geben, die eine beschleunigte Keimzahlreduktion bewirken. Die unterschiedlich stark an den Bodenpartikeln anhaftenden Salmonellen werden somit entweder langsam ausgewaschen oder sterben lediglich gemäß ihrer natürlichen Absterberate ab. Auffallend ist das fast zeitgleiche Verschwinden der Salmonellen aus dem Rottefilter und dem Schilfboot. Dies lässt den Schluss zu, dass im Wesentlichen der Rottefilter das Speicherreservoir für Salmonellen darstellt, wogegen sie im Schilfboot nur durchgespült werden. Würde ein Rückhalt im Schilfboot stattfinden, wäre ein Nachweis in dem dort abfließenden Wasser über einen längeren Zeitraum möglich.

Der zweite im Frühjahr durchgeführte Durchflussversuch in „Nord-1“ bestätigte weitgehend die Ergebnisse des Winters (s. Abb. 33). Die Temperaturen lagen in dieser Zeit bei durchschnittlich 10 °C und es kam durch vermehrte Regenfälle zu einer höheren

Durchflussmenge, so dass die Salmonellen nur über einen Zeitraum von einer Woche nachgewiesen werden konnten.

Als weiteres wichtiges Ergebnis muss hier wieder auf die gute Keimzahlreduktion in den Schönungsteichen hingewiesen werden. Ebenso wie die Indikatororganismen werden die Salmonellen in beiden Versuchen erst im Teich zahlenmäßig derart reduziert, dass sie nur in zwei Fällen im April '98 in einer Höhe von $1,0 \times 10^0$ KBE/ml aus dem Überlauf reisoliert werden konnten (s. Abb. 33; Tab. 39).

Ähnlich stellt sich die Situation in der Anlage „Süd-2“ dar. Dort kam es ebenfalls nach der Zugabe der Erreger zu einem schnellen Nachweis nach dem Rottefilter (s. Abb. 35).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Pflanzenkläranlagen Salmonellen nicht vollständig eliminieren können, wobei die absolute Menge, die die Schilfbeete überwinden kann, je nach Betriebsumständen zwischen den log-Stufen 10^1 - 10^4 KBE/ml divergiert. Vergleichend betrachtet hatte auch in diesem Versuch die Anlage „S1“ mit horizontaler Durchflussrichtung die beste Keimzahlreduktion.

5.3.4 Diskussion über die Tenazitätsversuche mit Askariden

Für eine umfangreiche hygienische und gesundheitliche Bewertung von Pflanzenkläranlagen wurden neben der Tenazität ausgewählter Bakterien auch die von parasitären Dauerstadien, hier anhand von Askarideneiern, untersucht. Da sich im ländlichen Raum Pflanzenkläranlagen meist in der Nähe zu menschlichen Wohnräumen befinden, tritt eine mögliche Verbreitung über tierische Vektoren - wie Hund und Katze - in den Vordergrund. Durch die Integration dieser Tiere in den Lebensraum des Menschen und den oft engen Kontakt, insbesondere zu Kindern, kann an dieser Stelle epidemiologisch eine Kette geschlossen werden. Als Folge der Ausbringung von Klärschlämmen auf Grünland berichtet ILSOE (1990) z. B. von einer Wurminfektion bei Weidevieh, während PRESTWOOD (1980) die Verbreitung von Wurmeiern durch Wildtiere beschreibt.

Dies deckt sich mit den Versuchen von FEACHEM (1983) und KNAAK (1975), bei denen die parasitären Dauerstadien in Mehrkammerausfaulgruben ebenfalls im Schlamm sedimentierten. Sie führen die Ausbringung dieses mit entwicklungsfähigen Eiern belasteten Schlamms auf landwirtschaftliche Nutzfläche als Ursache für die früher fast 100%ige Verwurmung der Landbevölkerung Schleswig-Holsteins an.

Als Ergebnis der eigenen Untersuchungen bleibt festzuhalten, dass ebenso wie bei den Salmonellen die Askarideneier sämtliche Reinigungsstufen einer Pflanzenkläranlage überlebten.

Im Einzelnen lag die Anzahl der entwicklungsfähigen Eier auch nach einem Untersuchungszeitraum von 14 Monaten zwischen 56,8 % in der Mehrkammerausfaulgrube und 76,3 % in den Rottefiltern. In den Rottefiltern und der Mehrkammerausfaulgrube war die Verminderung der Entwicklungsfähigkeit etwas stärker ausgeprägt als bei der unter optimalen Bedingungen gelagerten Kontrollprobe mit noch 89,2 % infektiösen Eiern. BOCH (1992) beschreibt, dass Askarideneier nach dem Ausscheiden mit den Fäkalien einen Zeitraum von ca. vier Wochen unter günstigen, das heißt warmen und feuchten Bedingungen, benötigen, um in der Umwelt eine Entwicklung zum infektiösen zweiten Larvenstadium zu vollziehen. Ein direkter Kontakt mit kontaminiertem Material aus dem Rottefilter sowie aus der Mehrkammerausfaulgrube stellt demnach im Allgemeinen keine unmittelbare Gefahr dar, da die Umgebungsbedingungen normalerweise keine Entwicklung zulassen.

Besonders auffallend war daher das Ergebnis bei dem Rottefilter der Pflanzenkläranlage „Süd-2“, da hier während der Rottephase von Juli 1997 bis zum Ende der Untersuchung im Mai 1998 entwickelte, infektiöse Larven zum Zeitpunkt der Entnahme direkt aus den Prüfkörpern reisoliert wurden (s. Tab. 34; Pkt. 4.2.2.4). Es ist daher davon auszugehen, dass während eines Verrottungsprozesses ein entwicklungsbegünstigendes Milieu entstehen kann, in dem ständig mit einer Anzahl zwischen 10 % und 20 % an infektiösen Askarideneiern gerechnet werden muss.

In Verbindung mit der Auffassung der EPA (1993), die nach einer Literaturübersicht feststellte, dass Askariden bis zu 15 Jahre im Boden überleben können und JAKUBOWSKI (1988), der in Untersuchungen von oberflächlich aufgebrachtem Klärschlamm infektiöse Askarideneier über 3 Jahre fand, müsste unbehandeltes Material aus einem Rottefilter demnach für drei bis maximal 15 Jahre als infektiös gelten. Im Vergleich zu einer Mehrkammerausfallgrube besteht somit bei einem Rottefilter ein höheres Gesundheitsrisiko. Dies gilt insbesondere für alle Personen, die beim Arbeiten näher mit dem Material in Kontakt kommen können.

Demnach ergibt sich aus diesen Erkenntnissen die Forderung, dass eine zusätzliche Entseuchung der Feststoffe sowohl aus den Rottefiltern als auch aus der Mehrkammerausfallgrube sicherheitshalber durchgeführt werden sollte. In eigenen Versuchen zeigte sich, wie in Punkt 5.3.5 beschrieben, dass CaO in einer Konzentration von 80kg/m³ alle Askarideneier abtötete. Zukünftig wird Klärschlamm nach einer EU Richtlinie vor der landwirtschaftlichen Verwertung einer Hygienisierung unterzogen werden müssen (EU-Klärschlammrichtlinie, Januar 2000).

Zusammengefasst lässt sich feststellen, dass die Gefahr des Auftretens von Askariden bei einer Pflanzenkläranlage aber wegen der geringen Anzahl angeschlossener Personen nicht als hoch einzustufen ist. Daher ist im Allgemeinen keine große Gefährdung beim Umgang mit dem Filtermaterial gegeben. Es gilt aber, dass die Wahrscheinlichkeit des Auftretens mit der Anschlussgröße wächst und daher in jedem Einzelfall beurteilt werden muss.

5.3.5 Diskussion über die Modellversuche mit standardisierten Rottefiltern

Wie bei den oben angeführten Untersuchungen festgestellt werden konnte, besteht beim Betrieb von Rottefiltern in Pflanzenkläranlagen grundsätzlich eine gesundheitliche Gefährdung. Auch ist eine hygienische Verwertung des anfallenden Filtermaterials nicht ohne weiteres möglich. Es wurde daher versucht, mit Hilfe von standardisierten Rottefiltern eine optimale Zusammensetzung des Filtermaterials zu ermitteln. Diese muss einerseits einen möglichst hohen Rückhalt von groben Schwebstoffen mit enthaltenen pathogenen Organismen gewährleisten und andererseits eine praktikable hygienische Beseitigung mit anschließender Verwertung erlauben.

Die besten Ergebnisse bezüglich der Primärfunktion Grobstoffabscheidung wurden im Filter Nr. 1 mit Bioabfällen erreicht. Dort wurde die meiste Zeit optisch klares Wasser entlassen. Das gequollene Pflanzenmaterial war durch die gleichmäßige Verteilung von Strukturmaterial und verschiedensten Pflanzenresten in der Lage, einen dichten Filter für Schwebstoffe, bei gleichzeitigem gutem Wasserdurchfluss, zu bilden. Die beiden anderen Filter entließen deutlich trüberes Wasser. Der nur mit Stroh beschickte Filter entließ das trübste Wasser, was zum Teil auch an der Bildung von Kurzschlüssen lag. Eine Verwendung von Stroh als alleinigem Filtermaterial ist daher nicht empfehlenswert.

Das Ergebnis der mikrobiologischen Untersuchungen aller drei Rottefilter deckt sich im Wesentlichen mit den Ergebnissen aus den Pflanzenkläranlagen (s. Pkt. 4.3). So kam es hier während der Beschickungsphase zu ähnlich hohen Keimzahlen sowohl im Filtermaterial als auch im ablaufenden Wasser. Der hygienische Status war also auch bei optimaler Betriebsführung, wie in diesem Versuch, nicht zu verbessern. Hinsichtlich der Minimierung des einhergehenden gesundheitlichen Risikos ist also lediglich eine Konstruktion des Rottefilters dahingehend zu fordern, dass eine Aerosolbildung und z.B. durch Gitterroste ein Kontakt zu Vektoren möglichst verhindert wird.

Nach Herstellerangaben soll es im Rottefilter nach Einstellung der Beschickung in einer anschließenden Rottephase durch Eigenerhitzung zur Hygienisierung des Filtermaterials kommen. Bei den Versuchen konnte zwar eine Temperaturerhöhung (s. Abb. 36) festgestellt werden, jedoch war diese zu gering, um einen keimeliminierenden Effekt zu erhalten. Als Hauptursache konnte die starke Verdichtung des gequollenen Materials ermittelt werden, die eine ausreichende Luftzufuhr verhinderte. Dies führte im Ergebnis dazu, dass sich die Keimzahlen aus der Verrottungsphase im Filter nur unwesentlich von denen aus der Beschickungsphase unterschieden. Die gelungene Reisolierung von Salmonellen am Ende der Rottephase im Filter bestätigt dies nochmals und zeigt, dass beim Umgang mit solchem Material durchaus ein gesundheitliches Risiko besteht.

In Versuchen von STRAUCH (1995) mit Kleinkompostern wird im Sommer weiterhin die Möglichkeit des Austrocknens und im Winter die des Einfrierens beschrieben. Dies konnte bei den Modellfiltern nicht beobachtet werden. Durch die seitlich abgeschlossene Bauweise und den Quellungszustand des Filtermaterials reichten die wenigen Niederschläge aus, um das Material ständig feucht zu halten. Wegen der geringen Eigenerwärmung ist jedoch ein Einfrieren im Winter nicht ausgeschlossen.

Im letzten Teil des Modellversuches wurden die Möglichkeiten zur hygienisch sicheren Verwertung der stark keimhaltigen Filterinhalte untersucht. Dabei zeigte sich, dass eine Umschichtung des Materials zu einem Komposthaufen alleine nicht reichte. Es kam nach wie vor zu keiner Temperaturentwicklung oder sonstigen Änderung im Milieu, die eine Keimzahlreduktion bewirkte, die unter einem hygienisch vertretbaren Maß für einen gefahrenlosen Umgang mit dem Material lag.

Als eine praktische Alternative zum Kompostierungsprozess mit entsprechend hohen Temperaturen wurde in diesem Modellversuch eine Desinfektion mit CaO erprobt. SCHAMPER (1996) testete die Verwendung der Desinfektionsmittel Formalin, Natronlauge, Peressigsäure und Kalkmilch in Bezug auf die Ökotoxologie und kam zu dem Ergebnis, dass keines der Desinfektionsmittel eine entscheidende negative Auswirkung auf die Bodenfauna hatte. Eine Elimination der Askarideneier war aber nur durch die Temperaturentwicklung mit CaO zu erreichen. Da Kalk als Düngemittel zugelassen und nach MARKERT (1990) ökologisch unbedenklich ist, schien diese Desinfektionsmöglichkeit gerade für das in den Rottefiltern anfallende grobstrukturierte Material die praktikabelste Lösung zu sein.

Dies bestätigte sich bei den weiteren Arbeiten der Umschichtung. Das gekörnte CaO konnte trotz der groben Struktur des im Rottevorgang befindlichen Filtermaterials gleichmäßig manuell verteilt werden und es wurde in jedem Fall eine Kerntemperatur über 85 °C über einen längeren Zeitraum erreicht. Auch das Tragen der Schutzkleidung, um Verätzungen vorzubeugen, beeinträchtigte die Handhabung nicht. Erfahrungen bei der Vorbereitung zu diesen Untersuchungen haben gezeigt, dass mit 60 kg/m² CaO annähernd gleiche Temperaturverläufe und pH-Werte erreicht werden. Bei den mit CaO versetzten Rottehaufen in der Untersuchung kam es in jedem Fall zur vollständigen E-

limination der Indikatororganismen *E. coli* und Fäkalstreptokokken sowie der eingebrachten Salmonellen. Der erste kulturelle Nachweis von Keimen war nach vier Tagen möglich. Dabei dürfte es sich um die ausgekeimten Sporen von Sporenbildnern handeln, die durch die erreichten Temperaturen nicht abgetötet wurden. Es wurden jedenfalls keine Indikatororganismen gefunden.

Zusammengefasst wird aus den Ergebnissen des Modellversuches deutlich, dass die Menge an verrottbarem Material in keinem Modellfilter ausreichte, um durch eine Selbsterhitzung Temperaturen zu erreichen, wie sie für eine Hygienisierung erforderlich wären. Um eine gesundheitliche Gefährdung möglichst gering zu halten, wird daher folgende Handhabung empfohlen.

Die Beschickung des Rottefilters beginnt idealerweise im Sommer. Es sollte regelmäßig kompostierbares Material mit ca. 20 % Strukturanteil eingebracht werden.

Als kompostierbares Material hat sich eine Kombination aus Pflanzenschnitt, Blätter, gewöhnlicher Biomüll, Heu (kein Rasenmähschnitt) oder Pflanzenreste nach der Gartenpflege als optimal erwiesen. Als Strukturanteil eignen sich grob gehäckselte Schnittreste von Hecken und Büschen, Stroh sowie Schnittblumenreste.

Das Zeitintervall zur Beaufschlagung hängt vom Abwasserzulauf ab. Optimal ist eine wöchentliche Zugabe, wobei ein Zeitraum von 2 Wochen nicht überschritten werden sollte. Die maximale Erhöhung sollte jedes Mal bei 30 cm liegen, damit das Material nicht zu schnell zusammensackt. Der Rottefilter wird idealerweise von oben befüllt, wobei zuerst der Strukturanteil und dann das kompostierbare Material eingeworfen wird. So wird dieses vom erstgenannten getragen und eine Abdichtung mit Kurzschlussbildung verhindert.

Durch den kontinuierlichen Wasserfluss ist ein Einfrieren des Materials im Winter nicht zu erwarten. Im folgenden Frühjahr wird der Wasserfluss auf einen zweiten Rottefilter umgeleitet und der erste mit einer Abdeckung gegen Regen versehen, so dass dieser ca. 3 Monate Zeit zum Abtropfen des Restwassers hat. Danach erfolgt eine Umschichtung mit Beimengung von $60 \text{ kg/m}^3 \text{ CaO}$. Nach einer Einwirkzeit von ca. 4 Tagen kann das Material als Dünger untergepflügt werden.

5.4 Diskussion über die Vorreinigungsstufen im Vergleich

Nach den Darstellungen der einzelnen Untersuchungsabschnitte soll an dieser Stelle der Vergleich bezüglich der hygienischen Bewertung des Rottefilters und der Mehrkammerausfallgrube zusammengefasst werden.

Wie wichtig die auch von der ATV (1997), BERGHOLD (1994) und KOLLATSCH (1997) geforderte Vorreinigung ist, wird ebenfalls bei den eigenen Untersuchungen deutlich. So führte das optisch klare Wasser nach der Mehrkammerausfallgrube einen so geringen Anteil an Schwebeteilchen in das Schilfbeet von „Süd-1“ ein, dass es in zwei Jahren nicht nötig wurde, die Drainagerohre zu spülen. Ein unnötiger Kontakt von Mensch und Abwasser wurde damit also vermieden. Auch führte die lange Standzeit des Wassers in der Mehrkammerausfallgrube zu stabilen Keimzahlreduktionen (s. Tab. 4; Tab. 13), wobei gleichzeitig eine Eliminierung von Wurmeiern durch deren Absetzung am Grund stattfand, wie sie in FEACHEM (1983) beschrieben wurde. Die Keimzahlreduktion in der Grube war mit bis zu drei log-Stufen wesentlich höher als in den Rottefiltern. Damit kam es zu einer wesentlich geringeren hygienischen Belastung des Schilfbeetes als durch den Rottefilter. Dort kam es im Gegenteil durch das Aufbrechen der Fäkalien und dem Auswaschen der Keime teilweise zu höheren Keimen im Ablauf als im Zulauf (s. Pkt. 5.3.1). Dies war auch durch eine regelmäßige, optimierte Beschickung des Rottefil-

ter mit ca. 20 % Strukturanteil nicht zu ändern. Jedoch konnte ein so gut vorgereinigtes Ablaufwasser produziert werden, das ein Verstopfen des folgenden Bodenkörpers nicht auftrat.

Insgesamt zeigt aber die absolute Höhe der gefundenen Indikatorkeime, dass in keinem der Vorreinigungssysteme Keimzahlreduktionen stattfinden, die das ablaufende Wasser als hygienisch unbedenklich erscheinen lassen. Ziel wäre eine Keimzahlreduktion auf Höhen ähnlich der in natürlich vorkommenden Gewässern, die bei maximal 10^2 KBE/ml liegen sollte. Daher sollte das Wasser beider Systeme so kurz wie möglich, idealerweise gar nicht, an der Oberfläche erscheinen, um die Möglichkeit einer Verbreitung durch Aerosole oder Vektoren zu minimieren (s. Pkt. 5.3.1). Dabei bietet die Mehrkammerausfaulgrube das hygienisch sicherere System, da der langsame schwebstoffarme Wasserfluss sich einfacher und gleichmäßiger mit unterirdisch verlegten Drainagerohren verteilen lässt. Beim Rottefilter dagegen muss wegen der grobsinnlicheren Verschmutzung einerseits ein größeres Rohrsystem verwendet werden und ist andererseits eine Verteilung dieses Wassers nur oberflächlich mittels Schwallbeschickung möglich.

Für den Rückhalt von Askariden und anderen Wurmeiern sind beide Vorreinigungssysteme gleichermaßen gut geeignet.

Hinsichtlich der hygienisch unbedenklichen Verwertung der anfallenden Feststoffe bietet ebenfalls die Mehrkammerausfaulgrube die bessere Lösung, da das gesammelte Material einfach entnommen und auf konventionellen Kläranlagen einer Verwertung durch Faulung zugeführt werden kann. Bei dem Filtermaterial aus den Rottefiltern dagegen ist eine nicht unerhebliche Anstrengung notwendig, sofern das Material nicht mit technischem Gerät aus dem Rottefilterschacht entnommen werden kann.

Nach Abwägung aller Sachverhalte stellt damit die Mehrkammerausfaulgrube die hygienisch sicherere Variante dar.

5.5 Schlussfolgerungen und epidemiologische Betrachtung

In zahlreichen Untersuchungen wird über das Verhalten von Salmonellen und anderen Krankheitserregern in der Umwelt und bei der konventionellen Abwasserreinigung berichtet. Auf Grund dieser Informationen wurden epidemiologische Zusammenhänge erkannt, Gefährdungen abgeschätzt und entsprechende Sicherheitsvorschriften, z. B. in Betriebsanleitungen, erstellt. Für Pflanzenkläranlagen im ländlichen Raum allerdings fehlte bisher eine solche Studie. Dieses Projekt schließt damit die Lücke und kommt den Forderungen von BUCKSTEEG (1990) und THOFERN (1994) nach, Langzeituntersuchungen an solchen Pflanzenkläranlagen durchzuführen, dessen Bauweisen sich bereits in der Praxis etabliert haben. Diese Informationen können damit als Hilfe dienen, um Entscheidungen über die Genehmigung von Pflanzenkläranlagen durch die zuständigen Behörden auf wissenschaftlichen Grundlagen zu stützen.

Bei der Betrachtung der epidemiologischen Verhältnisse können die bekannten Erkenntnisse von konventionellen Kläranlagen nicht ohne weiteres auf die Situation der Abwasserreinigung im ländlichen Raum übertragen werden.

Die Ausgangssituation bei konventionellen Kläranlagen stellt sich so dar, dass wegen der großen Zahl angeschlossener Personen und durch einen vermehrten Anteil an außer-europäischer Bevölkerung und Reiserückkehrern mit einer Vielfalt an pathogenen Organismen zu rechnen ist, wobei zunehmend sonst seltene Erregerspezies gefunden werden. Das Ergebnis einer Abwasseruntersuchung spiegelt daher immer auch die Seuchelage der Bevölkerung wieder. Seuchenhygienisch betrachtet ist die normale Bevölke-

rung nicht gefährdet, weil sie mit den Abwasserentsorgungssystemen nicht in Kontakt kommt und die Schädnerpopulation in Deutschland als Vektor eine untergeordnete Rolle spielt. Als gefährdete Personen kommen im Bereich einer konventionellen Kläranlage aber z. B. das Betriebspersonal und die Anwohner in unmittelbarer Nähe in Betracht. Bei dem Personal handelt es sich um ausgebildete Personen, die durch eine Betriebsordnung mit klaren Arbeitsanweisungen geschützt werden und sich der ständigen Gefährdung bewusst sind. Eine Gefahr für „ahnungslose“ Personen in der Nähe der Anlage durch erregerehaltige Aerosolbildung wird in einigen Fällen zwar gesehen, aber eine schlüssige Beweisführung konnte noch nicht erstellt werden.

Die Gefährdung von Personen durch die mit dem gereinigten Abwasser von konventionellen Kläranlagen in die Vorflut entlassenen Krankheitserreger hängt vom Verlauf der Strecke bis zur weiteren Nutzung ab. Durch Verdünnungseffekte und Selbstreinigungskräfte von Gewässern kann dabei in relativ kurzer Zeit eine so hohe Keimzahlreduktion stattfinden, dass diese bei ordentlicher Betriebsführung in Deutschland als gering einzuschätzen ist.

Durch eine völlig andere Ausgangssituation im ländlichen Raum führt die epidemiologische Betrachtung zu der Einschätzung, dass hier ein höheres Gefährdungspotential besteht. Wegen der geringeren Anschlussgrößen kommt es zu einer geringeren Erregervielfalt an pathogenen Organismen, gleichzeitig aber auch zu deren geringeren Verdünnung. So können Krankheitserreger unvorhergesehen und in hoher Zahl in einer Pflanzenkläranlage auftauchen. Eine Gefährdung ergibt sich dann in Verbindung mit der Fehleinschätzung, dass eine Pflanzenkläranlage als natürliches Biotop betrachtet werden könne. Diese sind daher oft nicht umzäunt oder kenntlich gemacht und damit frei zugänglich. Die Wartung erfolgt dann nicht durch sachkundiges Personal und eine Schädlingsbekämpfung unterbleibt. Zusammen mit der Unkenntnis, wann und wo ein Kontakt mit welchen Krankheitserregern möglich ist, besteht eine gesundheitliche Gefährdung erstens für alle Personen, die mit der Anlage zu tun haben, und zweitens für alle Personen, die sich auch unbewusst in unmittelbarer Nähe aufhalten. Selbst bei regelmäßigen Wartungsarbeiten besteht bereits eine Gesundheitsgefährdung, weil die im Abwasser vorkommende Keimflora geeignet ist, Krankheiten auszulösen. Durch den Bau der Anlagen in unmittelbarer Nähe der zu entsorgenden Wohnbereiche tritt die Schädlingsproblematik in den Vordergrund. Vektoren wie Nager, Insekten aber auch Haustiere wie Hunde und Katzen können anhaftende Seuchenerreger, wie z. B. Salmonellen, bis in Wohnbereiche verschleppen.

Das Gefährdungspotential wird daher so hoch eingestuft, dass jede solcher Anlagen im Einzelfall mindestens einmal von qualifizierten Personen beurteilt werden sollte. Diese Personen sollten dann auch die Befugnis haben, Änderungen verbindlich vorzuschreiben.

Entgegen der Auffassung einiger Anlagenhersteller wie RAUSCHER (1990) oder LESK (1998) muss aus seuchenhygienischer Sicht von einer direkten Beschickung eines Pflanzenbeetes ohne Vorreinigung abgeraten werden. Eine solche vermeidbare, oberflächliche Erregerpräsentation erhöht das oben erwähnte Risiko einer Keimverschleppung unnötig. Zusätzlich kann dabei im Seuchenfall die Anzahl der Erreger direkt oder durch Vermehrung indirekt nicht unerheblich werden. Auch ist eine Schädlingsbekämpfung bei einem dermaßen attraktiven Nahrungsangebot praktisch unmöglich. Nicht zuletzt könnte der Bodenkörper dieser Pflanzenbeete nach einigen Betriebsjahren durch die Belastung mit Schadstoffen und Dauerformen von Krankheitserregern einen Sondermüllstatus mit Entsorgungszwang erreichen.

Oft sind die Vorfluter im ländlichen Raum nur kleine Bäche, die im Sommer austrocknen. So bleibt das aus den Pflanzenkläranlagen abgeleitete Wasser unverdünnt. Bei der anschließenden Nutzung des Baches als Viehtränke oder dessen Einleitung in ein Badegewässer schließt sich ein epidemiologischer Kreislauf mit einem erheblichen Gesundheitsrisiko für Mensch und Tier.

Insgesamt besteht bei den Pflanzenkläranlagen im ländlichen Raum im normalen Betrieb ein höheres Gefährdungspotential als bei der konventionellen Abwasserentsorgung. Zur weiteren Abklärung wäre an dieser Stelle eine epidemiologische Studie an den mit der Wartung betrauten Personen notwendig.

Im ländlichen Raum ist meist schon aus Kostengründen ein Anschluss an eine zentrale Abwasserentsorgung von vornherein ausgeschlossen. Da in diesem Projekt grundsätzlich festgestellt wurde, dass alle Arten der untersuchten Pflanzenkläranlagen ihre Berechtigung haben, wenn sie richtig betrieben werden, sollte bei einem Neubau einer Pflanzenkläranlage der Typ ausgewählt werden, der dem Individualfall am gerechtesten wird.

Die Vorreinigung durch eine Mehrkammerausfallgrube hat den Vorteil, dass diese fast wartungsfrei ist und eine Entsorgungsmöglichkeit über eine konventionelle Kläranlage besteht. Ein ausreichender Rückhalt von Parasitendauerstadien und eine betriebsstabile Entfernung der groben Inhaltsstoffe des Abwassers ist ebenso zu erreichen wie eine Keimzahlreduktion. Weiterhin entfällt für den Betreiber ein gesundheitliches Risiko und das Problem der Entsorgung. Der Nachteil ist, dass diese Vorreinigungsform nur für kleinste Anschlussgrößen praktikabel ist. Nicht unerwähnt bleiben sollte, dass eine fast wartungsfreie Anlage gerne dazu verleitet, den wartungsbedürftigen Teil der Anlage, das Schilfbeet, nicht angemessen zu beachten.

Die Vorteile des Rottefilters liegen seitens der Hersteller in der besseren Umsetzung des KrW-/AbfG begründet, weil die entstehenden Abfälle mit der abschließenden Einbringung in den Boden vollständig und vor Ort verwertet werden. Eine gesundheitliche Gefährdung besteht bei den normalen Nachfüllvorgängen im laufenden Betrieb nicht. Bei ausreichender Dimensionierung und regelmäßiger Zugabe von Filtermaterial sowie genügend langer Verrottungszeit von sechs bis zwölf Monaten kommt es durch natürliche Absterbevorgänge zu einer Keimverminderung, die einen weitgehend risikolosen Umgang mit dem Material möglich machen.

Die Nachteile eines Rottefilters bezüglich einer gesundheitlichen Gefährdung können darin liegen, dass die Verrottung nicht sicher gesteuert werden kann. Kommt es zu einer langsamen Verrottung anstelle einer Kompostierung, werden keine für eine Hygienisierung notwendigen Temperaturen erreicht. Die Wartungsbereitschaft bzw. die regelmäßige Beaufschlagung in Eigenregie lässt oftmals schnell nach und die Leerung eines Filters bei größeren Anlagen kann nicht ohne technisches Gerät, wie zum Beispiel einen Bagger, erfolgen. Die Rottefilter können damit im ländlichen Raum ein permanentes Reservoir von vielen Krankheitserregern darstellen. Spätestens bei der Umschichtung des Materials an der Oberfläche und dem damit einhergehenden erleichterten Zugang für tierische Vektoren ist eine gesundheitliche Gefährdung durch diese als passive Keimverteiler nicht auszuschließen. Bei der Entnahme des Materials vor einer sechsmonatigen Lagerzeit muss daher aus seuchenhygienischer Sicht eine Desinfektion mit CaO in einer Konzentration von 60 kg/m^3 gefordert werden.

Als Schlussfolgerung aus den Modellversuchen mit Rottefiltern können aus seuchenhygienischer Sicht die Erkenntnisse an den untersuchten Rottefiltern insofern bestätigt werden, dass sowohl in den Rottefiltern als auch nach der Umsetzung im Filtermaterial

von alleine keine sichere Keimelimination stattfindet. Dies gründet vor allem auf der Tatsache, dass die Materialmengen zu gering sind, um eine Eigenerwärmung zu erzeugen, die geeignet ist, Keime in größerem Umfang zu eliminieren. Da wie in den Feststoffuntersuchungen ermittelt wurde, in dem Material erst über einen Zeitraum von sechs bis zwölf Monaten eine allmähliche Keimverminderung durch die natürliche Absterberate und Vererdungsprozesse stattfindet, ist bei einer vorzeitigen Entnahme eine Desinfektion des Materials zu fordern. Als praktische Lösung hat sich dafür wieder die bereits beschriebene Vermengung mit CaO bewährt, die auch bei ungünstigen Witterungsbedingungen alle Indikatorkeime und Seuchenerreger, wie Salmonellen, sicher abtötet. Um ein Einfrieren im Winter zu verhindern ist eine Isolierung des Rottefilters ratsam, auch wenn dieser im Boden eingelassen ist.

Bei der Umschichtung und Versetzung mit CaO ist der Personenkontakt mit kontaminiertem Material unvermeidlich. Aus diesem Grund sollten diese Arbeiten bei Rottefiltern von größeren Anlagen mit unbekanntem Erregerpotential nur von geschultem Personal durchgeführt werden.

Bei kleinen Anschlussgrößen, z. B. einzelnen Haushalten, befinden sich in dem Material nur die Keime, die die mit der Handhabung beauftragten Personen ohnehin mit sich tragen. Sind keine Erkrankungen bekannt, ist daher gegen die eigenverantwortliche Umschichtung und Versetzung mit CaO nichts einzuwenden.

Als Alternative wird seit kurzer Zeit ein Rottefilter mit einem Fassungsvermögen von 1 m³ als transportable Einheit²⁰ angeboten. Die gefüllten Filter werden in der Pflanzenkläranlage ausgetauscht und zentral an einen Ort zur Verrottung gebracht. Hierbei bietet sich der nächstgelegene Kompostierungsplatz für Grün- oder Bioabfälle an. Damit wäre das hygienische Risiko nicht mehr beim Betreiber der Pflanzenkläranlage, sondern in den Händen von Fachkräften.

Über das Verhalten der Indikatorkeime kann nach den Untersuchungen zusammengefasst werden, dass diese beim Reinigungsprozess in den Bodenkörpern der Pflanzenkläranlagen unterschiedlich lange überleben. Die Anlage „Süd-1“ mit horizontaler, unterirdischer Beschickung und ausreichend dimensioniertem Schilfbeet zeigt, dass eine hygienische Abwasserreinigung möglich ist. Die anderen Anlagen mit oberflächlicher Beschickung der Schilfbeete und vertikalem Durchfluss durch den Boden haben im Allgemeinen schlechtere und instabilere Ablaufwerte in Bezug auf die Höhe der Keimzahlen.

Als Schlussfolgerung kann weiterhin festgehalten werden, dass auf einen Teich als Endreinigungsstufe aus hygienischen Gründen nicht verzichtet werden sollte. Wie in „Nord-1“ dargestellt werden konnte, erwirkt ein solcher eine Verringerung der Keimzahlen in einen Bereich, wie er in der Umwelt ohnehin zu finden ist. Weiterhin sorgt er im Seuchenfall für eine so ausreichende Keimzahlreduktion, dass von dem in die Vorflut ablaufenden Wasser keine gesundheitliche Gefährdung mehr zu erwarten ist.

Als Schlussfolgerung aus den Versuchen zum simulierten Seuchenfall in „Nord-1“ ergibt sich die Erkenntnis, dass eine erhöhte Gefährdung im Bereich des Teiches für drei Wochen besteht. Über diesen Zeitraum wären besondere Maßnahmen zur Abwehr einer speziellen Seuchengefahr zu treffen.

Die in dieser Untersuchung gemessenen Werte aus den Abläufen der einzelnen Reinigungsstufen könnten unter Berücksichtigung der Ableitungsstrategien von LOPEZ (1998) zu einer Festlegung von Grenzwerten je nach der vorgefundenen Situation be-

²⁰ Bicon AG, Bodanstrasse 9, 8280 Kreuzlingen, Schweiz

züglich der Vorflut führen. Dies ist insbesondere für Veterinärbehörden interessant, die im Seuchenfall Entscheidungen über die Größe von Schutzzonen zu treffen haben.

Aus den praktischen Erfahrungen, die bei den untersuchten Anlagen vor Ort gewonnen wurden und auf Grund der dargelegten seuchenhygienischen Problematik im ländlichen Raum bleibt zu prüfen, inwieweit eine Kontrolle des Betriebes einer Pflanzenkläranlage amtlicherseits vollzogen werden sollte. Die gängige Praxis der Genehmigungsverfahren bleibt zu überdenken.

Die Tenazitätsversuche in Form der „Durchflussversuche“ mit *Salmonella Typhimurium* geben Aufschluss über deren Verhalten bei einem spontanen, zahlenmäßig hohem Auftreten, wie zum Beispiel in einem Seuchenfall. Hierdurch wird die Erkenntnis gewonnen, dass die Passage von vermehrungsfähigen Salmonellen durch einen Rottefilter wenige Minuten, durch eine Mehrkammerausfallgrube und Schilfbeete mehrere Stunden dauert und dass messbare Ausschwemmungen von Salmonellen in die Vorflut mit kontinuierlich abnehmenden Keimzahlen bis zu drei Wochen nach einer Erstkontamination möglich sind. Dies hat im ländlichen Raum wegen kurzer Infektionswege besondere Bedeutung. Als Beispiel wären hier an die unmittelbare Wassernutzung der Vorflut zur Viehtränkung oder die Keimverschleppung durch Vektoren wie Haus- und Nagetiere zu denken. Die dadurch entstehende epidemiologische Situation, dass bereits bei einzelnen Seuchenfällen ein hohes Verbreitungsrisiko besteht, muss besonders bei der Seuchenbekämpfung und der Ausweisung von Sperrgebieten berücksichtigt werden.

Es ist zweifellos im öffentlichen Interesse, dass eine gesundheitliche Gefährdung der Allgemeinheit durch Abwasserbehandlungsanlagen, im speziellen Pflanzenkläranlagen, soweit wie möglich verhindert wird. Die Erfahrungen dieser Untersuchung in Bezug auf ein hygienisch verantwortungsbewusstes Verhalten im Umgang mit Pflanzenkläranlagen könnten in Betriebsanleitungen für Pflanzenkläranlage eingebracht werden, so dass dem Grundsatz des Infektionsschutzgesetzes Rechnung getragen werden kann, welches im § 41 festlegt: "dass Abwasser so beseitigt wird, dass Gefahren für die menschliche Gesundheit durch Krankheitserreger nicht entstehen."

5.6 Mögliche Forderungen für die Zukunft

- 1) Pflanzenkläranlagen sind keine Biotope, sondern technische Anlagen, die nicht frei zugänglich sein dürfen. Wegen dieser häufigen Fehleinschätzung besteht die Forderung nach einem Sachkundenachweis für Betrieb und Wartung.
- 2) Eigenbauten sollten nur in Einzelfällen nach Anhörung von Fachgremien (z. B. der ATV) zu Erforschung neuer Möglichkeiten genehmigt werden und dann mit begleitenden Untersuchungen betrieben werden. Die entstehenden zusätzlichen Aufwendungen sind dabei im Interesse des Einzelnen, der Gemeinschaft und vor allem der Umwelt zu sehen.
- 3) Es sollten überprüfbare Kriterien für die Genehmigung bei den zuständigen Behörden bezüglich Planung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen erstellt werden. Dies könnte in Form einer Checkliste geschehen. Der Bau von genormten Anlagen mit Musterzulassungen sollte gefördert werden.
- 4) Rottefiltermaterial kann nur durch Zugabe von Branntkalk mit mindestens 60 kg/m³ Material entseucht werden. Ansonsten muss das Material vor der Verwendung einer sachgerechten Kompostierung (dezentrale oder zentrale Kompostierungsanlage) durchgeführt oder mindestens ein Jahr vor der weiteren Verwendung gelagert werden.

- 5) Da im Seuchenfall keine ausreichende Keimeliminierung zu erwarten ist, müssen die Stufen des weiteren Wasserverlaufes mit deren Nutzungsmöglichkeiten den Veterinärbehörden bekannt sein.
- 6) Eine Betriebsanleitung mit klaren Arbeitsanweisungen über Wartung, Maßnahmen bei Störungen sowie Eigenkontrollen sollte erarbeitet werden. Der Erbauer oder der Betreiber müsste diese für die jeweilige Anlage abstimmen.
- 7) Eine Erweiterung der gesetzlichen Bestimmungen hinsichtlich der Kontrolle der Keimfracht wäre sinnvoll. Dies sollte auch für Abläufe konventioneller Kläranlagen dort verbindlich sein, wo diese im Verlauf ihrer Wegstrecke als Viehtränke genutzt werden oder in ein Badegewässer münden.