

Aus dem Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie der Veterinärmedizinischen Universität Wien¹, dem Institut für Hygiene und Angewandte Immunologie - Wasserhygiene der Medizinischen Universität Wien², dem Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie³ und dem Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und technische Biowissenschaften der Technischen Universität Wien⁴

Gefährdungs- und risikobasierende Konzepte zur Bewertung der mikrobiologischen Wasserqualität - Teil 1

Status quo und gegenwärtige Entwicklungen unter spezieller Berücksichtigung tierischer Fäkalquellen im alpinen und voralpinen Gebiet

G.L. STALDER¹, R. SOMMER², C. WALZER¹, R.L. MACH⁴, C. BEIGLBÖCK¹, A.P. BLASCHKE³ und A. H. FARNLEITNER⁴

eingelangt am 30.7.2010
angenommen am 30.11.2010

Schlüsselwörter: Wasserqualität, Fäkalindikatoren, mikrobielle Herkunftsbestimmung, Indikatorpathogene, Gefährdungscharakterisierung, Risikoabschätzung, Zoonosen.

Keywords: water quality, faecal indicators, microbial source tracking, indicator pathogens, hazard characterisation, risk assessment, zoonoses.

Zusammenfassung

Die mikrobiologische Qualitätskomponente besitzt eine besondere Bedeutung bei der nutzungsbezogenen Bewertung von Wasser. Diese Relevanz liegt vor allem darin begründet, dass Wasser als hervorragendes Übertragungsmedium für fäkal-oral assoziierte Krankheitserreger dienen kann. An erster Stelle sind dabei die historischen Seuchenausbrüche zu nennen, die durch Fäkalien und Abwässer menschlicher Herkunft verursacht wurden. Der geregelten Abwasserentsorgung wird daher höchste Priorität geschenkt. Darüber hinaus stellen Fäkalquellen von Nutz- und Wildtieren eine weitere Gefährdung dar. Aufgrund der nahezu ubiquitären Präsenz tierischer Ausscheidungen sowie der großen Anzahl bekannter zoonotischer Pathogene ist dieser Art von Verschmutzungen zunehmende Aufmerksamkeit zu schenken. Ein effektives Gefährdungs- und Risikomanagement erfordert daher die quantitative Erfassung der Beeinflussung durch menschliche und tierische fäkale Belastungen sowie der damit assoziierten Krankheitserreger. Diese keineswegs triviale Angelegenheit stellt zumeist eine große Herausforderung an die gegenwärtige Untersuchungsmethodik dar. Das Ziel der vorliegenden Übersichtsarbeit ist es, 1) den Status quo der derzeitigen Praxis der mikrobiologischen Wasseruntersuchung darzustellen, 2) in das Element der quantitativen mikrobiologischen Risikoabschätzung (QMRA) und deren Möglichkeit der Kombination mit traditionellen Konzepten sowie rezenten Techniken der mikrobiellen Herkunftsbestimmung einzuführen sowie 3) eine Liste von Indikatorpathogenen zur Durchführung umfassender Risikoabschätzungen unter spezieller Berücksichtigung zoonotischer Krankheitserreger mit regionalem Bezug zu diskutieren. Im zweiten Teil der Arbeit wird der aktuelle Stand des Wissens und der Wissenslücken über Vorkommen und Ökologie der ausgewählten zoonotischen Indikatorpathogenen zusammenfassend dargestellt werden. Der Schwerpunkt liegt dabei auf Nutz- und Wildtierpopulationen wie sie in voralpinen und alpinen Regionen Österreichs anzutreffen sind.

Summary

Hazard- and risk based concepts for the assessment of microbiological water quality - part 1

Status quo and current developments with special emphasis on animal faecal sources in alpine and pre-alpine regions

Impairment of microbiological water quality is a critical issue since it can cause severe outbreaks or contribute to the background rate of endemic diseases. Human faecal pollution sources are considered of paramount importance and a marked effort has been put into the establishment of sewage disposal and treatment systems. However, animal faecal sources must not be neglected and may constitute a significant hazard due to the almost ubiquitous presence of faecal zoonosis in the environment and the large number of known zoonotic diseases. Therefore, efficient management of water resources relies thus on the comparative assessment of pathogen hazards and risks associated with faecal contamination from both human and animal sources. This task is challenging when relying on currently available approaches.

The aim of this review is, i) to present the status quo of the currently applied methodology of microbiological water quality investigations, ii) to introduce the element of quantitative microbial risk assessment (QMRA) and its possibility to combine with hazard based approaches including microbial source tracking (MST/QMST), and iii) to discuss a list of indicator pathogens for the realisation of QMRA with a special focus on pathogens from animal faecal sources within a regional context. A detailed overview on the available and lacking knowledge in respect to the occurrence and ecology of the selected indicator pathogens from animal sources will be given in the second part of the review. Main emphasis is put on livestock and wild life populations as occurring in alpine or pre-alpine locations in Austria.

Abkürzungen: ASM = American Society for Microbiology; AWWA = American Water Works Association; CCL = Water Contaminant Candidate List of the US Environmental Protection Agency; CRC = Chemical Rubber Company Press; DALY = Disability-adjusted life years; EHEC = enterohämorrhagische *Escherichia coli*; HACCP = Hazard Analysis Critical Control Points; IP = Indikatorpathogene; IWA = International Water Association; KBE = Kolonie bildende Einheiten; MST = Microbial Source Tracking; QMRA = Quantitative Microbial Risk Assessment; QMST = Quantitative Microbial Source Tracking; RIVM = National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands; US-EPA = US Environmental Protection Agency; WHO = World Health Organisation

Einleitung

Wassernutzung und traditionelle mikrobiologische Qualitätsanforderungen

Die ausreichende Verfügbarkeit von Wasser in entsprechender Qualität ist eine der grundlegendsten Voraussetzungen für die Existenz von Mensch und Natur. Dem Schutz von Wasserressourcen und aquatischen Lebensräumen wird daher große Bedeutung beigemessen (EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE, 2000). Darüber hinaus werden Landschaftsregionen mit Wasser- und Gewässervorkommen hoher Qualität intensiv beworben und als Inbegriff guter Lebensqualität verstanden (vgl. Tourismuswerbung).

Aus nutzungsrelevanter Sicht können verschiedene Verwendungsformen von Wasser und Gewässern unterschieden werden (Tab. 1). Der jeweilige Qualitätsanspruch steht dabei im Zusammenhang mit Art und Ausmaß der zu erwartenden Exposition. Für Trinkwasser gelten naturgegebener Maßen hohe Qualitätsansprüche (ÖSTERREICHISCHES LEBENSMITTELBUCH, 2007). Abgestufte Qualitätsansprüche werden beispielsweise an Badegewässer, an Wasser für Bewässerungszwecke oder Wasser für Beschneigungsanlagen gestellt (Tab. 1). Die Mindestanforderungen sind in Normen und gesetzlichen Vorgaben geregelt. Qualitätsdefizite sind durch Managementmaßnahmen (z.B. Schutzmaßnahmen im Einzugsgebiet einer Trinkwasserressource oder eines Badegewässers) und/oder durch Aufbereitungsmaßnahmen (z.B. Aufbereitung/Desinfektion von Rohwasser für die Trinkwasserversorgung) auszugleichen. Bei der nutzungsbezogenen Bewertung von Wasser kommt - neben toxikologischen, technischen und ästhetischen Gesichtspunkten - der mikrobiologischen Qualitätskomponente eine wesentliche Bedeutung zu. Die große Bedeutung der mikrobiologischen Wasserqualität liegt vor allem darin begründet, dass Wasser als hervorragendes Übertragungsmedium für fäkal-oral assoziierte Krankheitserreger dienen kann. Historische wie auch rezente (HRUDEY u. HRUDEY, 2004, 2007) wasserbedingte Explosivepidemien belegen eindrucksvoll die hohe Bedeutung dieses speziellen Übertragungsmodus.

Neben der potentiellen „Vehikelfunktion“ für fäkale Verunreinigungen kann Wasser darüber hinaus als Lebensraum für Krankheitserreger dienen (SZEZYK et al., 2000). In der Regel besitzen Wassermikroorganismen - die zumeist eng an das aquatische Habitat angepasst sind - keine gesundheitsbeeinträchtigende Relevanz, sondern sind essentieller Bestandteil von den in der Natur ablaufenden Selbstreinigungsprozessen (z.B. FARNLEITNER et al., 2005; WILHARTITZ et al., 2009). Dennoch haben einige bedeutende fakultativ pathogene Mikroorganismen, wie Legionellen, *Pseudomonas aeruginosa* oder Acanthamoeben ihr Reservoir in Wasser und Boden. Diese können sich unter bestimmten Umständen im Wasser und in den zugehörigen Biofilmen vermehren und gesundheitsge-

fährdende Konzentrationen erreichen (SZEZYK et al., 2000).

Untersuchung und Bewertung der mikrobiologischen Wasserqualität im Wandel der Zeit

Bei der mikrobiologischen Wasseruntersuchung wird derzeit nur in Ausnahmefällen (z. B. bei Epidemien oder bei besonderen Fragestellungen) ein direkter Erregernachweis vorgenommen. Grund hierfür ist, dass die Nachweisverfahren sehr zeit- und kostenaufwendig und zudem aufgrund ihrer Komplexität und Vielfältigkeit noch nicht ausreichend zuverlässig und umfassend sind. Weiters sind komplizierte Anreicherungs-schritte erforderlich, da Krankheitserreger meist nur in sehr geringen Konzentrationen vorkommen.

Seit über 100 Jahren (TALLON et al., 2005) wird daher für die mikrobiologisch-hygienische Beurteilung von Trinkwasser der Nachweis der Fäkalindikatoren verwendet (Tab. 1).

Fäkalindikatoren wie *Escherichia coli* oder Enterokokken kommen im Intestinaltrakt von nahezu allen Menschen und Tieren vor und sind bei Vorliegen von fäkaler Verschmutzung in großer Zahl im Wasser vorhanden (TALLON et al., 2005). Fäkalbakterien besitzen zumeist selbst keine pathogenen Eigenschaften. Sie können durch selektive Anzuchtmethoden innerhalb von 24 bis 48 Stunden mit hoher Zuverlässigkeit nachgewiesen werden.

Ihr Nachweis stellt grundsätzlich eine sogenannte Gefährdungsindikation dar, d.h. diese indiziert das potentielle Vorhandensein von fäkal-assoziierten Krankheitserregern. Lediglich im Falle der gleichzeitigen Ausscheidung von Fäkalindikatoren und Krankheitserregern ist ein kausaler Zusammenhang zu erwarten (TALLON et al., 2005). Die in diesem Falle resultierende Korrelation ist jedoch unter anderem von der jeweiligen epidemiologischen Situation (Prävalenz der Krankheitserreger, Größe des Einzugsgebietes und Einwohneranzahl, fäkale Ausscheidungskonzentration), der Mobilität und Ausbreitungsfähigkeit, der Persistenz (Überleben in der Umwelt) als auch Resistenz (Überstehen der Aufbereitung bzw. Desinfektion) abhängig (FEWTRELL u. BARTRAM, 2001). Die überwiegende Anzahl der derzeitigen nationalen und internationalen normativen und gesetzlichen Vorgaben basieren hinsichtlich der mikrobiologischen Wasserqualität auf dem Prinzip der Minimierung der Gefährdungsindikation (Tab. 1). Internationale Entwicklungen der letzten Jahre lassen jedoch bereits in naher Zukunft eine wesentliche Erweiterung dieses Systems um die Komponente der risikobasierenden Qualitätsvorgaben erwarten (FEWTRELL u. BARTRAM, 2001; WHO, 2008). Im Gegensatz zum Begriff der Gefährdung (d.h. potentielles Risiko; „hazard“) liegt dem Begriff des Risikos ein Quantifizierungsschritt zugrunde. In einer korrekten Risikodefinition sind 3 Elemente vorhanden und abgrenzbar (GASZO, 2006): 1) unerwünschte Folgewirkung (z.B. Infektion, Krankheit, Tod), 2) Wahrscheinlichkeit des Auftretens dieser Wirkung (z.B. Dosis-Wirkungs-

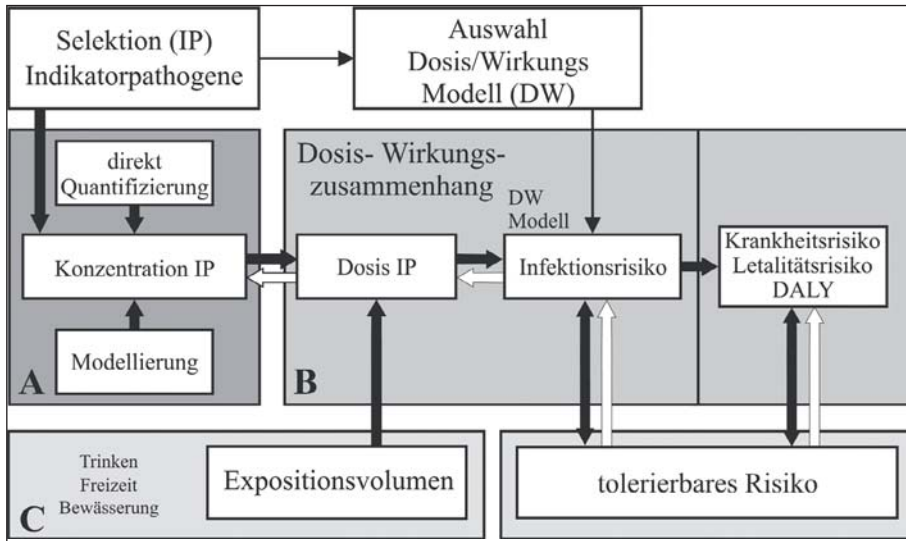


Abb. 1: Schematische Darstellung der Methodik der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (QMRA); schwarze, fett gezeichnete Pfeile (Vorwärts-Approach): Ableitung der Infektionsrisiken bei bekannter Infektionsdosen von Indikatorpathogenen (IP) und geeigneter Dosis-Wirkungsmodelle; weiße, dick gezeichnete Pfeile (Rückwärts-Approach): Rückschluss auf maximal tolerierbare Konzentrationen an Indikatorpathogenen bei vorher festgelegtem Referenzrisiko

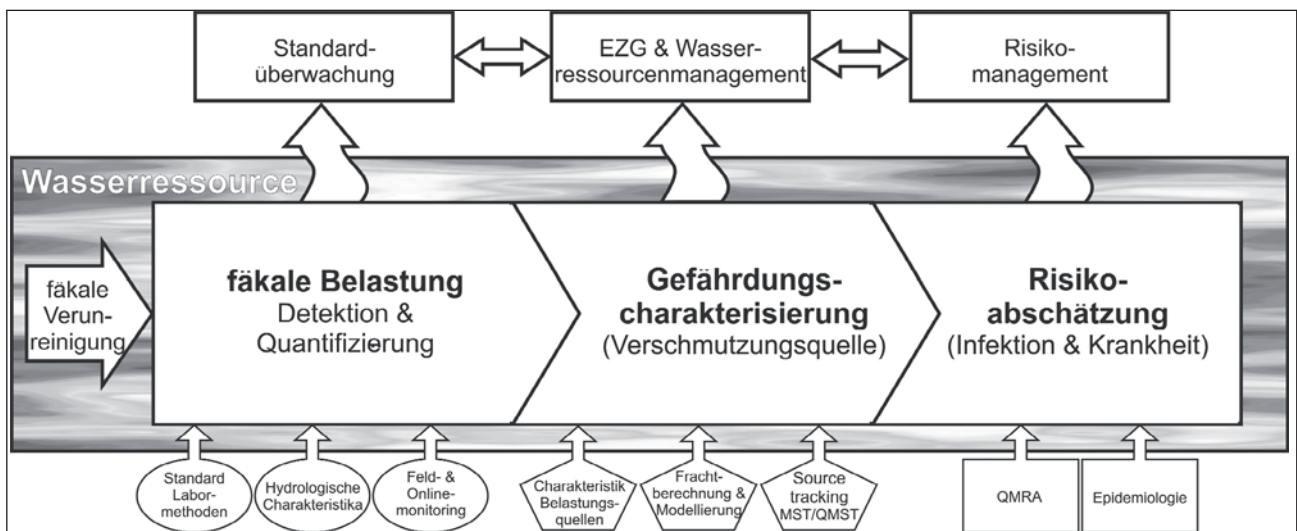


Abb. 2: Schematische Darstellung eines integrativen Konzeptes zur Analyse fäkaler mikrobieller Belastungen („Bottom-up-Verfahren“) in Wasserressourcen (modifiziert nach FARNLEITNER et al., 2008)

SCHRITT 1: regelmäßige quantitative Untersuchung auf fäkale Belastungen

SCHRITT 2: bei Überschreitung definierter fäkaler Belastungsniveaus (z.B. Überschreitung von Richt- und Grenzwerten bei einer bestimmten Nutzungsformen) - Evaluierung der Kontaminationsquelle

SCHRITT 3: Anwendung mikrobieller Risikoabschätzung (QMRA)

beziehungen, Konzentrationen an Krankheitserregern) und 3) eine Formel, die beides zu kombinieren versucht.

Risikobasierende Qualitätsziele von Wasser

Unter einem mikrobiologisch-hygienischen Risiko versteht man die Wahrscheinlichkeit des Eintretens einer expositionskausalen Infektion oder Erkrankung (Exposition durch Verschlucken, Kontakt mit Haut und Schleimhäuten, Inhalation etc.) im Zuge einer genau definierten Wassernutzung (Trinken, Freizeitaktivitäten wie Schwimmen, Surfen oder Nutzung von Kunstschneepisten, Bewässerung von Pflanzen etc.). Im Rahmen der Bewertung ergibt sich zunächst eine zentrale Fragestellung: Wie ist die zu erzielende mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität definiert? In diesem Zusammenhang wurde erstmals 1989

von der US Environmental Protection Agency (US-EPA) ein infektionsrisikobasierendes Qualitätsziel für Trinkwasser, das aus Oberflächenwasser aufbereitet wird, festgelegt (US-EPA, 1989). Hierbei ist eines der Ziele der mehrstufigen Aufbereitung, dass die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Infektion mit *Giardia* sp. bei Konsum von Trinkwasser nicht größer als eine (als „tolerierbar“ angesehene) Infektion pro 10.000 Personen und Jahr (Infektionsrisiko von $\leq 10^{-4}$ Person⁻¹Jahr⁻¹) ist. Das Kriterium des tolerierbaren 10^{-4} Infektionsrisikos Person⁻¹Jahr⁻¹ wurde in weiterer Folge auch auf andere fäkal-assoziierte mikrobielle Kontaminationen von Trinkwasser, wie etwa auf enterale Viren und Kryptosporidien übertragen (ROSE u. GERBA, 1991). In Europa wurde das Kriterium des tolerierbaren 10^{-4} Infektionsrisikos Person⁻¹Jahr⁻¹ erstmals 2001 in den Nie-

derlanden in der Trinkwasserverordnung gesetzlich verankert (STAATSBLOED VAN HET KONINKRIJK DER NEDERLANDEN, 2001). Es muss betont werden, dass „tolerierbare“ Infektionsrisiken das Resultat eines konsensualen Prozesses unterschiedlicher Gruppierungen der Gesellschaft darstellen (Politik, Behörden, Non Government Organisationen, Wissenschaft, Wirtschaft etc.) und keineswegs eine wissenschaftlich ableitbare Naturkonstante repräsentieren. In diesem Zusammenhang wurde etwa von Haas vorgeschlagen (HAAS, 1996), dass das 10^{-4} Infektionsrisiko Person⁻¹Jahr⁻¹ auf seine Angemessenheit hin neu überdacht werden sollte und ein tolerierbares Infektionsrisiko von etwa 10^{-3} den (US-amerikanischen) Ansprüchen möglicherweise besser entsprechen würde. Der Diskussionsprozess über mikrobiologische Qualitätsziele für Trinkwasser wird nun seit einigen Jahren erneut mit Hilfe der Weltgesundheitsorganisation (WHO) vorangetrieben. Die Erkenntnisse mündeten 2004 in der 3. Ausgabe der WHO Richtlinie für Trinkwasser, in der ein Referenzrisiko von $\leq 10^{-5}$ Disability Adjusted Life Years (DALY) pro Person und Jahr (i.e. ≤ 1 Micro DALY Person⁻¹Jahr⁻¹) vorgeschlagen wird (WHO, 2004). Dieses Referenzrisiko wurde im weiteren Verlauf auch bei den 2006 überarbeiteten Empfehlungen für die sichere Nutzung von Abwasser, Exkrementen und Grauwasser verwendet (WHO, 2006).

Das vorgeschlagene tolerierbare Gesundheitsrisiko ist dabei auf den WHO -Richtwert für das zusätzliche Lebenszeit-Krebsrisiko für kanzerogene Stoffe von $\leq 10^{-5}$ pro Person abgestimmt (WHO, 2006). Im Unterschied zu dem oben zitierten tolerierbaren Infektionsrisiko ist das DALY-Konzept am Endpunkt „Krankheit“ und nicht am Endpunkt „Infektion“ festgemacht. Beide Bezugsgrößen (d.h. DALY und Infektionsrisiko) können jedoch mit entsprechenden Umrechnungsfaktoren ineinander umgewandelt und daher verglichen werden. Mittels DALY ist es nun erstmals möglich, chemische Qualitätsziele (für Substanzen ohne Schwellenwerte) und mikrobiologische Qualitätsziele für Wasser gemeinsam zu betrachten. Die von den jeweiligen Inhaltsstoffen verursachte Gesundheitsbelastung wird dabei durch einen kombinierten Zeitindex ausgedrückt, der aus Lebenszeitverlust durch resultierenden vorzeitigen Tod (Gewichtungsfaktor = 1,00) und einem gewichteten Zeitverlust eines beschwerdefreien Lebens durch resultierende nicht letale Krankheitsverläufe (Gewichtungsfaktor resultiert aus der Schwere der Krankheitsbelastung bzw. Behinderung = 0,00 bis 1,00) zusammengesetzt ist (PRÜSS u. HAVELAAR, 2002). Voraussetzung für die praktische Umsetzung dieses Konzeptes ist jedoch das Vorhandensein von detaillierten, regionalspezifischen epidemiologischen Daten, um die jeweiligen krankheitsspezifischen DALY Indizes berechnen zu können (HAVELLAR u. MELSE, 2003). Diese epidemiologische Datenerhebung stellt eine große Herausforderung dar, die in vielen Ländern kaum realistisch erscheint. Daher wird derzeit das Konzept des tolerierbaren Infektionsrisikos häufiger angewendet.

Gemäß den WHO Empfehlungen ist das anzustrebende mikrobiologisch-hygienische Qualitätsziel für Wasser und das damit verbundene Gesundheitsrisiko an die nationalen Bedürfnisse und Hintergründe anzupassen (FEWTRELL u. BARTRAM, 2001; HUNTER u. FEWTRELL, 2001). Eine Vielzahl von wirtschaftlichen, sozialen, umweltbezogenen und anderen Faktoren, wie etwa auch historische Hinter-

gründe, sind dabei zu berücksichtigen. Der von der WHO vorgeschlagene Referenzwert von ≤ 1 μ DALY pro Person und Jahr ist daher gegebenenfalls nach oben bzw. unten anzupassen. So wäre für Länder, die ein niedrigeres zusätzliches Lebenszeit-Krebsrisiko ansetzen (z.B. $\leq 10^{-6}$ anstatt $\leq 10^{-5}$), in Analogie dazu, ein Referenzwert für das tolerierbare Risiko von $\leq 0,1$ μ DALY pro Person und Jahr vorzuschlagen (WHO, 2004).

In Österreich wurde der risikobasierende Ansatz erstmalig in den Jahren 2004-2006 im Zuge der Erstellung eines Leitfadens zur hygienischen Bewertung der Versickerung von mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser in den Untergrund in dezentralen Lagen eingeführt (FARNLEITNER et al., 2006). Um mit den strengen Auflagen des österreichischen Wasserrechtes im Einklang zu stehen, wurde dabei das risikobasierende Schutzziel im Bezug auf das Grundwasser auf $\leq 10^{-4}$ Infektionen Person⁻¹ Jahr⁻¹ gesetzt. Je nach Untergrund und geologischen Verhältnissen können mit Hilfe dieses Konzeptes die hierfür erforderlichen Schutzzonen ermittelt werden. Die durchgeführte Risikoanalyse basiert auf epidemiologischen Daten (Prävalenz von enteralen Viren in der Bevölkerung, Ausscheidkonzentration ins Abwasser), Daten zur Reinigungsleistung der Kläranlagen sowie einer Transportmodellierung der betrachteten Viren und Bakterien im jeweiligen Untergrund (FARNLEITNER et al., 2006; KROISS et al., 2006; BLASCHKE u. KIRNBAUER, 2007).

Methoden zu Abschätzung mikrobieller Gesundheitsrisiken bei der Wassernutzung

Zur Ermittlung mikrobieller Risiken im Zuge der Wassernutzung stehen prinzipiell 1) die Durchführung epidemiologischer Studien oder 2) die Anwendung der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung zur Verfügung.

Analytisch epidemiologische Untersuchungen, wie etwa Fall-Kontroll-Studien oder Interventionsstudien, ermöglichen bei sachgerechter Durchführung die Quantifizierung realer Inzidenzen in der exponierten Bevölkerungsgruppe (HUNTER et al., 2003). Epidemiologische Studien sind jedoch mit einem großen Aufwand verbunden. Unter anderem wird die Untersuchung der exponierten Bevölkerungsgruppe benötigt, die in vielen Fällen schwer zugänglich ist. Weiters sind dem Nachweis mikrobiologisch-hygienischer Risiken auf dem Auflösungslevel der vorgeschlagenen Referenzrisiken (z.B. $\leq 10^{-4}$ Infektion pro Jahr und Person) zumeist praktische Grenzen gesetzt. Die Durchführung analytisch epidemiologischer Studien wird daher ausgewählten Fragestellungen vorbehalten bleiben und in der Regel für „alltägliche“ Problemstellungen keine realistische Alternative darstellen. Nichtsdestoweniger bilden epidemiologische Untersuchungen den grundlegenden Maßstab („Gold Standard“) aller mikrobiologisch-hygienischen Risikoermittlungen und Grenzwerteableitungen (FEWTRELL u. BARTRAM, 2001).

Für die Durchführung einer Systembewertung im Zuge der Nutzung von Wasserressourcen bietet sich als praktikable Alternative die Methode der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (QMRA) an (Abb. 1). Die QMRA basiert auf der Betrachtung einzelner, ausgesuchter relevanter Taxa von pathogenen Mikroorganismen (zumeist ein Vertreter von Bakterien, Protozoen und Viren) oder einer Gruppe von Mikroorganismen, die sehr ähnliche Eigenschaften besitzt (z.B. enterale Viren) (ROSE u. GER-

BA, 1991; HAAS et al., 1999). Die betrachteten pathogenen Mikroorganismen sollen für den jeweiligen Zweck der Risikoabschätzung konservative Indikatoren darstellen („Bad-Case Organismen“), um nicht zu einer Unterschätzung des zu erwartenden mikrobiologischen Infektions- bzw. Erkrankungsrisikos zu führen. Eine repräsentative Auswahl derartiger Indikatorpathogene (IP) ist von vielen Faktoren abhängig und auf die jeweilige Fragestellung abzustimmen (Tab. 2). Das Grundprinzip der QMRA beruht auf der Auswahl geeigneter Dosis-Wirkungsmodelle für die ausgewählten Indikatorpathogene. Zumeist werden orale Expositionsszenarien gewählt (z.B. Verschlucken). Anhand bekannter Infektionsdosen von Indikatorpathogenen und geeigneter Dosis-Wirkungsmodelle können die dazugehörigen Infektionsrisiken abgeleitet und mit Referenzrisiken verglichen werden (Vorwärts-Approach; schwarze, fett gezeichnete Pfeile in Abb. 1). Andererseits können bei Festlegung eines Referenzrisikos die dazugehörigen maximal tolerierbaren Konzentrationen an Indikatorpathogenen abgeleitet werden, die in der genutzten Wasserressource nicht überschritten werden dürfen (Rückwärts-Approach; weiße, dick gezeichnete Pfeile in Abb. 1). QMRA ist für Bedingungen geeignet, unter denen geringe bis geringste Wasser-assoziierte Infektionsraten betrachtet werden (WHO, 2004). Viele QMRA Modelle basieren auf dem Prinzip der „chemischen Risikoabschätzung“, wobei ausgehend von einer definierten Dosis-Wirkungsbeziehung primäre Infektionsraten abgeschätzt werden (HAAS et al., 1999). Multiple primäre Infektionen werden als unabhängig betrachtet, sekundäre Infektionsverläufe (z.B. Übertragung von Person zu Person) werden dabei unter der Annahme eines statischen Infektionsverlaufes vernachlässigt. Diese Annahme ist unter der Voraussetzung eines endemischen Geschehens, bei dem lediglich niedrige Konzentrationen an pathogenen Mikroorganismen auftreten, als zulässig zu betrachten (HAAS u. EISENBERG, 2001). Es stehen jedoch auch komplexere Modelle zur Verfügung, die beispielsweise auch sekundäre Infektionsverläufe berücksichtigen können (HAAS u. EISENBERG, 2001; OLIVIERI et al., 2005). Bei vielen pathogenen Mikroorganismen, insbesondere bei Viren, muss aufgrund ihrer Virulenz davon ausgegangen werden, dass ein bis wenige Organismen bzw. Partikel ausreichen, um unter geeigneten Bedingungen eine Infektion auszulösen („single hit principle“) (HURST et al., 1996). Im Gegensatz zu chemischen Agenzien ist daher bei der betrachteten Dosis-Wirkungsbeziehung von einem Zufallsprozess mit diskreten Variablen auszugehen. Der statistisch-mathematischen Behandlung kommt daher eine grundlegende Bedeutung zu (HAAS et al., 1999). Viele infektionsbiologische Parameter weisen darüber hinaus eine hohe inhärente Variabilität auf. So sind etwa die unterschiedliche Virulenz bei Virenstämmen und die unterschiedliche Suszeptibilität der exponierten Personen als Beispiel zu nennen (HURST u. MURPHY, 1996). Darüber hinaus ist die Datenlage der Dosis-Wirkungsbeziehungen unvollständig und trägt somit zur Gesamtvariabilität bzw. Unsicherheit der auf QMRA basierenden Risikoabschätzungen bei. Eine QMRA hat diese Unsicherheiten entsprechend zu berücksichtigen, um dem Vorsorgeprinzip Rechnung tragen zu können.

Der integrative Ansatz: „from-Hazard-to-Risk“

Im Zuge der Untersuchung, Überwachung und Bewertung der Wasserqualität hinsichtlich fäkaler Kontaminationen kann die Etablierung der risikobasierenden Vorgangsweise als komplementäre Erweiterung zum traditionellen gefährdungsbasierenden Ansatz verstanden werden. Ein rigoroser Ersatz des Indikatorprinzips wäre hingegen wissenschaftlich wie auch praktisch aus folgenden Gründen nicht vertretbar: 1) Durch die permanente Koevolution zwischen Wirt und Krankheitserreger ist davon auszugehen, dass ständig neue pathogene Varianten und Typen hinzukommen. Die diagnostischen Möglichkeiten hinken den analytischen Anforderungen demzufolge hinterher. Ein allumfassender Nachweis des „pathogenen Potentials“ einer Wasserprobe ist daher schon aus rein prinzipiellen Gründen nicht möglich (SALYERS u. WHITT, 2002). Die Detektion fäkaler Kontaminationsereignisse anhand von Indikatoren (d.h. die potentielle Präsenz von Pathogenen) stellt daher eine wichtige Grundlage dar, um die notwendige analytische Breite und Generalität garantieren zu können. 2) Die Quantifizierung pathogener Mikroorganismen in Wasser ist in den meisten Fällen äußerst arbeits- und kostenaufwändig. Zudem gibt es - auch im Zeitalter der molekularbiologischen Analytik - viele technisch-methodische Unzulänglichkeiten, wie etwa Limitierungen bei der praktisch erreichbaren Nachweisgrenze oder einer oft unzureichenden Aussage über Viabilität oder Infektiosität des detektierten Agens (HURST et al., 2007). Eine Quantifizierung wird sich daher auf wenige ausgewählte Indikatorpathogene mit einer begrenzten Anzahl von Stichproben beschränken müssen, um durchführbar zu bleiben.

Abb. 2 zeigt den Vorschlag eines integrativen Konzeptes zur Analyse fäkaler mikrobieller Belastungen („Bottom-up-Verfahren“) in Wasserressourcen modifiziert nach FARNLEITNER et al. (2008). Im Zuge der Durchführung (Schritt 1 bis 3) wird der gesamte Zyklus der Gefährdungs- und Risikoanalyse durchlaufen. Es soll betont werden, dass mikrobiologische Risikoanalysen iterativen Charakter besitzen, d.h. im Zuge der kontinuierlichen Verbesserung der Datenlage wird eine fortschreitende Verbesserung der Abschätzung erreicht.

SCHRITT 1: Die Basis des Konzeptes stellt die regelmäßige quantitative Untersuchung auf fäkale Belastungen dar. Beispielhaft wäre die Erfassung der fäkalen Einträge von Mensch und Tier durch *E. coli* und Enterokokken in ein Gewässer zu nennen. Der Schwerpunkt liegt dabei auf einer zeitlich und räumlich ausreichend aufgelösten Untersuchungsstrategie. Ziel ist es, die hydrologische Dynamik der Wasserressource abdecken zu können (KAY et al., 2007). Neben standardisierten Laboruntersuchungen können auch Feldmessungen mittels automatisierter Probenahmen (STADLER et al., 2008) eingesetzt werden (z.B. interne Qualitätsüberwachung der Rohwasserressource bei Wasserversorgungsanlagen). Aufgrund der derzeitigen Entwicklung ist in diesem Zusammenhang davon auszugehen, dass eine on-line Erfassung fäkaler Einträge - zumindest für höhere Kontaminationsniveaus (z.B. >100 KBE Äquivalente/ 100 ml Probenmenge) - im Zuge einer Frühwarnrichtung bzw. einer zeitaufgelösten Überwachung zukünftig realistisch erscheint (FIKSDAL u.

Tab. 1: Mikrobiologische Anforderungen an Wasser unterschiedlicher Nutzungsarten gemäß nationalen und internationalen Vorgaben (ausgewählte Beispiele)

Nutzungsart	Art der Vorgabe	zulässige Konzentration (Anzahl pro Probenvolumen)					
		Koloniebildende Einheiten		Fäkalindikatoren			Indikator für Biofilm
		KBE 22/ml ⁶	KBE 37/ml ⁷	<i>E. coli</i>	Enterokokken	<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
Trinken (Wasserversorgungsanlage)	a, b						
– nicht desinfiziert		100	20	0/100 ml	0/100 ml	0/100 ml	0/100 ml
– desinfiziert		10	10	0/250 ml	0/250 ml	0/250 ml	0/250 ml
Trinken (Wasser, das in Behältnisse in Verkehr gebracht wird, am Punkt der Abfüllung)	a, b	100	20	0/250 ml	0/250 ml	0/250 ml	0/250 ml
Trinken (natürliches Mineralwasser)	c						
– am Quellaustritt		20	5 ²	0/250 ml	0/250 ml	0/50 ml ¹⁾	0/250 ml
– im abgefüllten Wasser, gezogen innerhalb von 12 Stunden nach der Abfüllung)		100	20 ²	0/250 ml	0/250 ml	0/50 ml ¹	0/250 ml
Trinken (abgefüllte Wässer)	d						
– Trinkwasser, Regalprobe		1.000	200	0/250 ml	0/250 ml	0/50 ml ¹	0/250 ml
Trinken (Wasserspender, Water Cooler)	d						
– Originalgebinde (Trinkwasser)		1.000	200	0/250 ml	0/250 ml	0/250 ml	0/250 ml
– an der Entnahmevorrichtung		in Evaluierung	in Evaluierung	0/250 ml	0/250 ml	0/250 ml	0/250 ml
Baden, Badegewässer				Anzahl/100 ml	Anzahl/100 ml		
<u>Europa</u>	e, f						
– ausgezeichnet		-	-	500 (95-P) ³	200 (95-P) ³	-	-
– gut		-	-	1.000 (95-P) ³	400 (95-P) ³	-	-
– ausreichend		-	-	900 (90-P) ⁴	330 (90-P) ⁴	-	-
<u>USA</u>	g						
– geometrischer Mittelwert		-	-	126	33	-	-
<u>WHO</u>	h						
– sehr gut		-	-	-	40 (95-P) ³	-	-
– gut		-	-	-	41-200 (95-P) ³	-	-
– ausreichend		-	-	-	201-500 (95-P) ³	-	-
– nicht ausreichend		-	-	-	> 500 (95-P) ³	-	-
Baden, Beckenbäder (gechlort)	i						
– Beckenwasser, Halle		-	100	0/100 ml	-	-	0/100 ml
– Beckenwasser, Freibäder		-	300	0/100 ml	-	-	0/100 ml
Baden Kleinbadeteiche	j						
– Grenzwert		-	-	100	50	-	-
– Richtwert		-	-	30	20	-	-



Bewässerung (Beispiele)	k						
– Klasse 1: zum Frischverzehr bestimmte Früchte mit schwer zu reinigenden Oberflächen (z.B. Beerenfrüchte), Kinderspielplätze	-	-	5/100 ml	5/100 ml	-	-	
– Klasse 2: Gemüse und Obst, mit leicht zu reinigenden Oberflächen nach einwöchiger Karenzzeit nach der Beregnung (z.B. Paprika, Tomate), Sportanlagen im leicht- oder unverbauten Gebiet	-	-	200/100 ml	100/100 ml	-	-	
– Klasse 4: Wurzelgemüse das nicht für den Frischverzehr vorgesehen ist, Tropfbewässerung bei allen Kulturen, wobei die Frucht nicht mit dem Bewässerungswasser in Kontakt kommen darf (z.B. Wein- und Obstgehölze)	-	-	15.000/100 ml	7.000/100 ml	-	-	
Technische Beschneigung	l						
– natives Wasser		100	20	0/100 ml	0/100 ml	0/100 ml	0/100 ml
– Kleinanlagen, Beschneigung außerhalb der Betriebszeiten		-	-	15/100 ml	15/100 ml	15/100 ml	

a Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TWV) BGBl. II Nr. 304/2001 idgF

b Österreichisches Lebensmittelbuch, Kapitel B 1, Trinkwasser (2007)

c Verordnung über natürliche Mineralwässer und Quellwässer (Mineralwasser- und Quellwasserverordnung) BGBl. II Nr. 309/1999 idgF

d Österreichisches Lebensmittelbuch, Kapitel B 17, Abgefüllte Wässer (2008)

e Europäisches Parlament und Rat (2006) Richtlinie 2006/7/EG vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung

f BGBl II Nr. 349/2009. Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung (Badegewässerverordnung – BGewV)

g US Environmental Protection Agency (1986) Bacterial water quality standards for recreational waters (freshwater and marine waters). Washington, DC, US Environmental Protection Agency (EPA 440/5-84-002)

h World Health Organisation (2003) Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: Coastal and fresh waters (ISBN 92 4 154580 1)

i BGBl II Nr. 420/1998. Verordnung der Bundesministerin für Arbeit, Gesundheit und Soziales über Hygiene in Bädern, Sauna-Anlagen, Warmluft- und Dampfbädern sowie Kleinbadeteichen und die an Badestellen zu stellenden Anforderungen (Bäderhygieneverordnung – BHygV)

j Österreichisches Normungsinstitut (2010) Kleinbadeteiche - Anforderungen an Planung, Bau, Betrieb, Sanierung und Überwachung ÖNORM L 1126:2010

k Österreichischer Wasser Abwasser und Abfallwirtschaftsverband (2003). Empfehlungen für Bewässerungswasser, ÖWAV Arbeitsbehelf 11, 2. Auflage

l Österreichisches Normungsinstitut (2006) Anforderungen an das Wasser für die technische Beschneigung ÖNORM M 6257:2006

- ... nicht definiert

¹ sulfitreduzierende anaerobe Sporenbildner

² Bebrütungszeit 24 Stunden (Anmerkung: gemäß ISO 6222 beträgt die Bebrütungszeit für KBE 37 44±4 Stunden)

³ 95-Perzentil

⁴ 90-Perzentil

⁵ Es wird nur ein Fäkalindikator (entweder *E. coli* oder Enterokokken) herangezogen. Die zuständige Behörde hat diesen nach den jeweiligen Gegebenheiten und seiner Eignung festzulegen.

⁶ Anzahl Kolonie bildender Einheiten bei 22 °C

⁷ Anzahl Kolonie bildender Einheiten bei 37 °C

TRYLAND, 2008; LENDENFELD et al., 2010). Darüber hinaus kann der Einsatz von online Surrogate-Messungen eine Alternative darstellen (STADLER et al., 2010).

SCHRITT 2: Werden definierte fäkale Belastungsniveaus signifikant überschritten (z.B. Überschreitung von Richt- und Grenzwerten bei einer bestimmten Nutzungsform), so ist zumeist die Ermittlung der relevanten Verursacher für ein effektives Ressourcenmanagement eine wichtige Voraussetzung. Beispielsweise ist der weitere Ausbau von Kläranlagen für die Sanierung eines Einzugsgebietes nur dann zielführend, wenn ein relevanter Einfluss aus eben diesen Quellen besteht (FARNLEITNER et al., 2007). Die auf die Fragestellung abgestimmte Charakterisierung fäkaler Einträge kann mit Verfahren der Frachtabschätzung und Transportmodellierung (KAY et al., 2008) oder mit Hilfe von Methoden zur fäkalen Herkunftsbestimmung („Microbial Source Tracking“, MST, QMST; z. B. REISCHER et al., 2008) in Kombination mit dem Basismonitoring (SCHRITT 1) durchgeführt werden. Eine dabei häufig gestellte Frage ist die Bedeutung menschlicher versus tierischer fäkaler Emissionsquellen.

SCHRITT 3: Sind die relevanten fäkalen Emissionsquellen im Zuge der Gefährdungscharakterisierung definiert, so kann daran anschließend die Auswahl geeigneter Indikatorpathogenen für eine mikrobielle Risikoabschätzung (QMRA) getroffen werden. Neben der Art der Emissionsquellen kann eine Vielzahl anderer Kriterien die Auswahl entscheidend mitbestimmen (Tab. 2). So ist die Art der Wasser- und Gewässernutzung von entscheidender Bedeutung. Bei der Nutzung einer Wasserressource als Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung wird etwa die Persistenz und Resistenz der betrachteten Indikatorpathogenen von großer Wichtigkeit sein. Sind die Indikatorpathogene gewählt, so sind die dabei zu erwartenden Expositionen und die daraus resultierenden Effekte (Beschreibung der Dosis-Wirkungszusammenhänge) zu ermitteln. In speziellen Fällen kann das vorgestellte „Bottom-up-Verfahren“ direkt mit SCHRITT 3 beginnen. So kann während einer Trinkwasserepidemie der direkte Nachweis spezieller Krankheitserreger möglich sein (FEWTRELL u. BARTRAM, 2001). In der Regel wird jedoch die epidemiologische Information nicht ausreichen, um zielgerichtet vorgehen zu können. (D.h. man weiß meist nicht, nach welchen Pathogenen man suchen muss).

Es wird mit Nachdruck betont, dass die mikrobielle Gefährdungs- und Risikoanalyse nur eines von mehreren essentiellen Elementen in der Erstellung von Managementplänen zur sicheren Wassernutzung darstellt. Hier sind z.B. die Erstellung von Gewässerprofilen und Bewirtschaftungsplänen für Badegewässer sowie von Wassersicherheitsplänen für Wasserversorgungsanlagen zu nennen, bei denen im Rahmen eines gesamtsystemischen Ansatzes HACCP-Prinzipien (Hazard Analysis Critical Control Point; z.B. on-line Prozesskontrolle kritischer Kontrollpunkte) zur Anwendung kommen (WHO, 2003, 2008).

Anthroponotische versus zoonotische Indikatorpathogene zur Gefährdungs- und Risikoanalyse

Eine Auswahl an Indikatorpathogenen zur Abschätzung

von Infektions- und Gesundheitsrisiken im Falle fäkaler Beeinflussungen durch humane Emissionsquellen ist in vielen Arbeiten beschrieben und daher für QMRA Analysen verfügbar (z.B. WHO, 2006). Daraus können auch die zu erwartenden Expositionskonzentrationen, wie etwa jene aus Kläranlagenabläufen, ermittelt werden (FARNLEITNER et al., 2007). Im Gegensatz dazu ist sehr wenig über die Bedeutung fäkaler Beeinflussungen aus tierisch-fäkalen Quellen auf die Wasserqualität und das damit verbundene Auftreten wasserassoziierter zoonotischer Krankheitserreger bekannt. Es gibt eine Vielzahl an zoonotischen humanpathogenen Erregern. In einem umfassenden Literaturreview haben TAYLOR et al. (2001) insgesamt 1.415 pathogene Mikroorganismen aufgelistet, die beim Menschen Erkrankungen hervorrufen können. Von diesen sind 868 (61 %) zoonotisch, das heißt vom Tier auf den Menschen übertragbar. Dreiviertel (132 von 175) der sogenannten neu auftretenden Infektionserkrankungen („emerging diseases“) weisen ebenfalls zoonotischen Charakter auf. Somit haben zoonotische Erreger große Bedeutung für das öffentliche Gesundheitswesen. Im Zuge der Erweiterung um das Element der risikobasierenden Qualitätsanalyse von Wasser (und Gewässern) sind daher verstärkt zoonotische Gefährdungs- und Risikoaspekte einzubringen. Dies erscheint umso bedeutender als gezielte Hygienisierungsmaßnahmen zum großen Teil menschliche Exkremente (und Fäkalien) betreffen (z.B. Kanalisierung und Abwasserentsorgung) jedoch tierische Fäkalien oft direkt in die Umwelt abgegeben werden. So sind Schutzgebiete von Wasserressourcen für Wildtiere frei begehbar und daher vor Fäkaliendepositionen „nicht geschützt“. Darüber hinaus befinden sich in Einzugs- und Schutzgebieten oft Regionen mit starken Wild- und Nutztierabundanz. Somit stellt eine Gefährdungs- und Risikoanalyse von Erregern tierischen Ursprungs eine wichtige Grundlage dar, um 1) eine Einschätzung des potentiellen Erregervorkommens und der Verbreitung in den Tierpopulationen zu erhalten, 2) davon ausgehend die grundsätzliche Möglichkeit (Abgrenzung des Erregervorkommens in der Nutztierpopulation bzw. Wildtierpopulation) und optionale Ansatzpunkte von Managementmaßnahmen zu eruieren (Tiergesundheitsmonitoring, Impfprogramme, Ausgrenzung aus Quellenschutzgebieten) sowie 3) potentielle tierische Erreger aufzuzeigen, die bis dato keinen Humanbezug hatten aber zukünftig eine Gefährdung darstellen könnten.

Im Folgenden wird der Versuch unternommen, einen Auswahlvorschlag an zoonotischen Indikatorpathogenen im alpinen und voralpinen Raum zur mikrobiologisch-hygienischen Risikoabschätzung im Zuge der Wasser- und Gewässernutzung zu geben und somit zu einer umfassenderen Betrachtungsmöglichkeit fäkaler Gefährdungen durch menschliche und tierische Quellen zu gelangen.

Selektion zoonotischer Indikatorpathogene

Kriterien der Auswahl und benutzte Informationsquellen

Um zu einer fundierten Auswahl von relevanten wasserassoziierten Zoonose-Erregern zu gelangen, führten wir einen kaskadenartigen Auswahlprozess in 3 Phasen durch.

Tab. 2: Wichtige Auswahlkriterien für Indikatorpathogene

Hauptkriterien	Spezifikationen
Risikoart	Infektionsrisiko Krankheitsrisiko Letalitätsrisiko
Typus des Risikos	„Status quo“ Risiko-Szenarien
Art der Wasser-, Gewässernutzung	„in situ“ (im Gewässer) „ex situ“ (entnommen) Aufbereitungsart Expositionsart (trinken, bewässern, baden etc..)
Erregerherkunft	Mensch Nutztier / Wildtier Mischform diffuse vs. Punktquelle
Mikroorganismen - Typ	Prokaryonten Protozoen Viren Helminthen Surrogate für vergleichbare Gruppe
Biologie	Ausscheidekonzentration Infektiosität Pathogenität / Virulenz Persistenz / Resistenz Ausbreitungsverhalten extraintestinales Wachstum
Epidemiologie	endemische Vorkommen epidemische Vorkommen Übertragungswege
Nachweisbarkeit im Wasser	Anreicherung / Extraktion Detektion / Quantifizierung Viabilität Infektiosität

Phase I

Die erste Phase beinhaltete eine umfassende und systematische Literatursuche und -analyse (Datenbanken siehe Tab. 3), anhand derer alle Pathogene ausgewählt wurden, die 1) zoonotischen Charakter (Nachweis und Typisierung von identen Erregern bei Mensch und Tier) wie auch 2) Wasserübertragbarkeit (potentielle Transmissionsroute über Wasser) aufweisen.

Dieser Prozess führte zu einer Vorauswahl von 17 potentiell wasserübertragbaren zoonotischen Erregern. Für manche Pathogene war eine eindeutige Definition anhand der beiden Suchkriterien aus folgenden Gründen schwierig.

Die Grenze zwischen zoonotischen und nicht-zoonotischen wasserassoziierten Erregern ist teilweise schwer zu ziehen. In vielen Studien kann der zoonotische Charakter des Pathogens nicht ausreichend verifiziert werden oder aufgrund des heutigen Wissenstandes nicht aufrecht erhalten werden, da:

1) die angewandten Nachweis- und Diagnostikmethoden bzw. die taxonomische Charakterisierung von Erregern keine eindeutige Zuordnung zulassen. Erst die

Anwendung neuer molekularbiologischer Methoden machte es in vielen Fällen möglich, einzelne Erregerstämme zu differenzieren bzw. deren Humanpathogenität und folglich deren epidemiologische Relevanz festzustellen. So kann man bei einigen Erregern, wie beispielsweise *E. coli* mit Sicherheit von einer zoonotischen Gefährdung ausgehen, aber bei anderen wie *Cryptosporidium* konnte erst in den letzten Jahren eine genaue Differenzierung in human- und tier-assoziierte Spezies gemacht werden (ZHOU et al., 2004; APPLEBEE et al., 2005; CACCIO et al., 2005; HUNTER u. THOMPSON, 2005). Dies trifft auch auf virale Erreger wie Noro- und Caliciviren oder Hepatitis E Viren zu, für die ein wasserassoziiertes Risiko vermutet wird (WORM et al., 2002; PHAN et al., 2007; für Details siehe STALDER et al., 2011).

2) ein großer Mangel an epidemiologischen Studien besteht, bei denen gezielt Pathogene und deren zugrunde liegende Erregerökologie untersucht wurden. Weiters sind viele wasser-assoziierte Epidemien nicht näher untersucht. Die Zuordnung einer Wasserkontamination zu einer tierischen oder humanen Quelle ist in vielen Fällen nicht möglich. Bei vielen Erregern ist die Frage nach potentiellen tierischen Reservoiren und die Interaktion zwischen Wild- und Nutztieren, der Umwelt und dem Menschen nicht geklärt.

Wasserübertragbare Zoonosen sind indirekte Zoonosen, bei denen Pathogene von einem tierischen Reservoir in die Umwelt ausgeschieden werden und eine Persistenz gegenüber Umweltfaktoren wie UV-Strahlung, Austrocknung, pH-Werte und Temperaturen aufweisen müssen, um letztendlich in einer entsprechend hohen infektiösen Dosis vorzuliegen. Somit sind alle Mikroorganismen mit potentiell tierischen Reservoir, deren Auftreten in und Übertragung durch Wasser nachgewiesen worden sind, inkludiert.

Aufgrund dieser Auswahlkriterien wurden rein umwelt-assoziierte Pathogene wie beispielsweise *Legionella pneumophila*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Aeromonas* und *Acinetobacter* trotz ihrer Eigenschaft beim Menschen wie auch beim Tier Erkrankungen auslösen zu können, sowie rein humane Erreger (beispielsweise humane Entero- und Caliciviren) aufgrund des fehlenden Zoonose-Charakters nicht inkludiert.

Als potentielle Gefährdung diskutieren wir jedoch auch Pathogene wie Viren bzw. Prionen tierischen Ursprungs (Tab. 4), die bis dato nicht im Zusammenhang mit einer Wasserübertragung oder einem nachgewiesenen zoonotischen Charakter stehen. Um adäquate präventive Maßnahmen, ein adäquates Monitoring und Management zu gewährleisten sowie Detektionssysteme für potentielle zukünftige Gefahren zu entwickeln, ist eine Einbindung solcher Pathogene unserer Ansicht nach im Sinne eines Vorsorgeprinzips unerlässlich.

Eine genaue Aufschlüsselung der verwendeten Suchbegriffe in den Datenbanken für jeden einzelnen Erreger würde den Rahmen dieser Publikation überschreiten. Daher beschränken wir uns auf eine Auflistung und Ausführung der Kriterien, die wir für die Auswahl der relevanten wasserübertragbaren Zoonoseerreger in Österreich herangezogen haben.

Phase II

Der primäre Screeningprozess in Phase I ergab eine Auswahl von 17 Pathogenen. Für eine adäquate Einschät-

Tab. 3: Verwendete Datenbanken für Pathogenscreening der Phase I

Datenbanken	Referenzen
internat. wissenschaftliche Fachliteratur (peer reviewed)	elektronische Datenbank Scopus: http://www.scopus.com/home.url
Datenbanken, Berichte und Meldungen des öffentlichen Gesundheitswesens der/des:	
Europäische Union (EU)	http://europa.eu/pol/health/index_de.htm
European Food Safety Authority (EFSA)	http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1178620753812_ScientificDocuments.htm
World Health Organisation (WHO)	http://www.who.int/en/ http://www.euro.who.int
World Organisation for Animal Health (OIE)	http://www.oie.int/eng/en_index.htm
Centers for Disease Control and Prevention (CDC)	http://www.cdc.gov
Österreichisches Bundesministerium für Gesundheit	http://www.bmgfj.gv.at (Jahresausweise über angezeigte übertragbare Krankheiten von 1990-1999 bzw. ab 2000) (http://www.bmgfj.gv.at/cms/site/suche.html?begriff=jahresausweise)
Veterinärberichte und amtliche Veterinärnachrichten	http://www.bmgfj.gv.at/cms/site/thema.html?channel=CH0706
US Environmental Protection Agency (EPA)	http://www.epa.gov
Pan American Health Organisation	ACHA u. SZYFRES (2001a,b, 2003)
Österreichische Nationale Referenzzentralen für EHEC, Salmonellen, Campylobacter, Yersinien, Listerien	http://www.ages.at/ages/ueber-uns/humanmedizin/referenzzentralen/
Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES)	http://www.ages.at
Zoonosemonitoringprogramme in Österreich	Bericht über Zoonosen und ihre Erreger in Österreich im Jahr 2005-2009

zung des Gefährdungspotentiales wurden diese Pathogene nun in Phase II qualitativ gereiht. Folgende Kriterien wurden herangezogen:

- Humanpathogenität
- Verbreitung, Prävalenz, Tierspektrum
- Übertragungsrouten
- Persistenz
- Qualität der Nachweismethoden

Als Maß für die Humanpathogenität wurden die Erreger nach 1) Infektiosität, 2) Virulenz sowie 3) Infektionsdosis charakterisiert.

Die Prävalenz und die Verbreitung in den Nutztier- und Wildtierpopulationen sowie das Tierspektrum der Pathogene wurden im Hinblick auf die Relevanz in Österreich

bewertet. Wie bereits erwähnt, besteht ein sehr großer Mangel an epidemiologischen Studien, in denen gezielt Pathogene und deren zugrunde liegende Erregerökologie, d.h. potentielle tierische Reservoirs, Interaktion zwischen Wild- und Nutztieren, der Umwelt und dem Menschen untersucht wurden. In Österreich liegen sowohl im Bereich der Nutz- und Haustiere als auch der Wildtiere keine oder nur mangelhafte oder kaum Daten über das Vorkommen relevanter wasserassoziierter Pathogener vor. Somit haben wir uns bei der Einschätzung des Gefährdungspotentials mancher Erreger auf Prävalenzerhebungen in Nachbarländern bzw. Ländern, die Österreich sowohl in der landwirtschaftlichen und wassertechnischen Infrastruktur als auch in der Tierpopulation ähneln, gestützt.

Tab. 4: Rangliste der 17 durch den primären Screeningprozess (Phase I) ausgewählten Pathogene sowie deren Reihung nach Phase II Relevanzkriterien

Pathogen	Infektiöse Dosis (Mensch) ¹	Relative Infektiosität (Mensch) ¹	Umwelt-persistenz ¹	Eindeutige Fäkalassoziation	Tierisches Reservoir	Relevanz
Gruppe 1						
<i>C. parvum</i>	gering	hoch	hoch	vorhanden	vorhanden	hoch
<i>Giardia duodenalis</i>	gering	hoch	mittel	vorhanden	vorhanden	hoch
EHEC	gering	hoch	mittel	vorhanden	vorhanden	hoch
<i>Salmonella</i> spp.	gering	hoch	mittel	vorhanden	vorhanden	mittel
<i>Yersinia enterocolitica</i>	mittel	hoch	mittel-hoch	vorhanden	vorhanden	mittel
<i>Listeria monocytogenes</i> ²	gering	hoch	mittel	vorhanden	primär umweltassoziiert	gering
Gruppe 3						
Prionen ⁵	hoch	hoch	hoch	vorhanden	vorhanden	unklar
Viren (tierische) ⁵	gering	hoch	gering - mittel	vorhanden	vorhanden	unklar
Microsporidien ⁵	-	-	hoch	vorhanden	vorhanden	unklar
nicht tuberkulöse Mycobakterien ^{2,5}	mittel	gering	hoch	nicht vorhanden (außer MAP)	nicht vorhanden	unklar

¹ Die Eigenschaft bezieht sich auf die allgemeine Charakteristik und ist nicht nur spezifisch auf die zoonotischen Krankheitserreger bezogen; ² primäre Umweltassoziation; ³ fehlendes Vorkommen bzw. niedrige Prävalenz; ⁴ primär alternative Übertragungsrouten; ⁵ fehlender Nachweis des Zoonosecharakters

Bezüglich der Übertragungsrouten haben wir folgende qualitative Kriterien, die eine Wasserübertragbarkeit ermöglichen, festgelegt:

- 1) Fäkalassoziation (alters-, haltungs- oder saisonabhängige Ausscheidung, Ausscheidungsmenge),
- 2) primäre und alternative Infektionsrouten und

3) Persistenz in der Umwelt

Die Resistenz eines Erregers gegenüber Wasseraufbereitungsverfahren wurde nicht als Kriterium berücksichtigt, da eine generelle Datenbasis erstellt werden sollte (primäre Gefährdungscharakterisierung). Bei einer weiterführenden Risikobeurteilung im Hinblick auf den Endverbraucher

Tab. 5: Relevante Pathogene der verschiedenen Selektionsansätze im Vergleich; (n.s.= Pathogen in diesem Konzept „not selected“; potentiell zoonotische Erreger fettgedruckt)

EPA Draft CCL3, 2008 ¹	Alternate microbial CCL3, 2009 ²	diese Arbeit (Pathogene der Gruppe 1 und 3)
n.s.**	n.s.**	<i>Cryptosporidium parvum</i>
n.s.**	n.s.**	<i>Giardia intestinalis</i>
Calicivirus	Calicivirus	bovine/porcine Caliciviren
<i>Campylobacter jejuni</i>	<i>Campylobacter</i>-artige Organismen	<i>Campylobacter jejuni/coli</i>
n.s.	n.s.	<i>Yersinia enterocolitica</i>
n.s.	Enterovirus (inkl. Coxsackie- u. Echovirus)	bovine/ porcine Enteroviren
<i>Entamoeba histolytica</i>	n.s.	n.s.
<i>Escherichia coli</i>	toxische <i>Escherichia coli</i>	enterohämorrhagische <i>E. coli</i>
<i>Helicobacter pylori</i>	n.s.	n.s.
Heptitis A Virus	Hepatitis A Virus	Hepatitis E Virus
<i>Legionella pneumophila</i>	<i>Legionella pneumophila</i>	n.s.
n.s.	<i>Mycobacterium avium</i>	nicht tuberkulöse Mycobacterien
<i>Naegleria fowleri</i>	n.s.	n.s.
n.s.	Rotavirus	bovine/porcine Rotaviren
<i>Salmonella enterica</i>	<i>Salmonella enterica</i>	<i>Salmonella enterica/typhimurium</i>
<i>Shigella sonnei</i>	<i>Shigella</i> sp.	n.s.
<i>Vibrio cholerae</i>	<i>Vibrio cholerae</i>	n.s.
n.s.	n.s.	Prionen
n.s.	n.s.	<i>Toxoplasma gondii</i>

** *Cryptosporidium parvum* und *Giardia intestinalis* sind bereits in einigen Ländern reglementierte Indikatorpathogene.

¹ US-EPA (2008a); ² HOFFMANN et al. (2009)

oder Nutzer bei Trinkwasserversorgungen (entsprechend der jeweilig angewandten Wasserbehandlung) stellt dies jedoch einen unerlässlichen Faktor dar. Die Wertung mancher Erreger würde sich dadurch möglicherweise ändern und somit auch deren Relevanz für die Beurteilung der Wasserqualität.

Phase III

Die in Phase II qualitativ gereihten 17 Pathogene wurden in Phase III in 3 Gruppen eingeteilt (Tab. 4):

Gruppe 1: Pathogene mit hoher und mittlerer Relevanz für die öffentliche Gesundheit,

Gruppe 2: Pathogene mit geringer Relevanz für die öffentliche Gesundheit und

Gruppe 3: Pathogene mit bis dato unklarer oder potentieller Relevanz für die öffentliche Gesundheit.

In Tab. 4 sind die 17 durch den primären Screeningprozess (Phase I) ausgewählten und nach den Phase II Relevanzkriterien gereihten Pathogene aufgelistet.

Gruppe 1

1) hohe Relevanz:

Aufgrund der eindeutigen Wasserassoziation, der hohen Humanpathogenität, des breiten tierischen Reservoirspektrums sowie den hohen Prävalenzen in den Nachbarländern (Für Österreich sind keine Prävalenzdaten vorhanden.) sehen wir *Cryptosporidium parvum*, *Giardia duodenalis* (Synonym: *Giardia lamblia*) und EHEC (enterohämorrhagischer *E. coli*) als für Österreich relevanteste, potentiell wasserassoziierte Erreger an. *Salmonella enterica/thyphimurium*, *Campylobacter jejuni/coli* und *Yersinia enterocolitica* sind ebenfalls als potentiell bedeutende wasserübertragbare Pathogene einzustufen, auch wenn sie aufgrund ihrer primären lebensmittelassoziierten Übertragung den bisher genannten Erregern in ihrer Relevanz etwas nachstehen. (Die genaue Epidemiologie dieser Erreger wird in Teil 2 besprochen; STALDER et al., 2011.)

2) mittlere Relevanz:

Toxoplasma gondii ist ein wichtiger potentiell wasserübertragbarer Erreger, der jedoch als mögliches Reservoir in Österreich nur die Hauskatze und eventuell Nagetiere aufweist. Bei den Helminthen ist vor allem *Echinococcus multilocularis* wegen seiner fatalen Infektion beim Menschen sowie den zum Teil hohen Prävalenzen in der österreichischen Fuchspopulation zu erwähnen.

Gruppe 2

3) geringe Relevanz:

Die zoonotische, wasserspezifische Relevanz von *Bacillus anthracis*, *Leptospira* spp., *Francisella tularensis*, *Listeria* spp. sowie *Clostridium* spp. schätzen wir aktuell wegen 1) der primären Umweltassoziation, 2) des fehlenden Vorkommens bzw. der niedrigen Prävalenz in Österreich und 3) der primär alternativen Übertragungsrouten momentan als gering ein (Tab. 4). Die Leptospirose gilt im Zusammenhang mit wasserbezogenen Freizeitaktivitäten in Industrieländern jedoch als neu auftretende Erkrankung und sollte aufmerksam verfolgt werden.

Gruppe 3

4) unklare Relevanz:

Die tatsächliche zoonotische Wasserübertragbarkeit von Prionen, tierischen Viren und *Microsporidia* ist momentan noch nicht verifiziert. In Bezug auf diese Erreger besteht noch massiver Forschungsbedarf, um einerseits mögliche Übertragungsrouten zu evaluieren bzw. hinsichtlich des hohen Mutationspotentials sowie der Rekombinationsmöglichkeiten von Viren auf das Aufkommen neuer Pathogene rechtzeitig und adäquat reagieren zu können.

Auch die nicht tuberkulösen Mycobakterien sind zwar im klassischen Sinne nicht als Zoonose-Erreger definiert (umweltassoziiert mit dem Potential bei Mensch und Tier Erkrankungen hervorzurufen), sind aber aufgrund ihres häufigen Auftretens im Wasser sowie ihrer potentiellen Humanpathogenität zu erwähnen. Genauere epidemiologische Zusammenhänge im Bezug auf deren Zoonosecharakter müssen erst abgeklärt werden.

Gegenüberstellung anderer Auswahlverfahren

Neben der vorgestellten Methode der Auswahl von Indi-

katorpathogenen (mit Fokus auf zoonotische Erkrankungen) gibt es verschiedene weitere Ansätze, eine solche Selektion vorzunehmen. Die gemeinsamen Grundkriterien trotz methodischer Differenzen sind, dass 1) der Erreger humanpathogen ist, 2) der Erreger bekannterweise im Wasser vorkommt beziehungsweise das Potential hat, im Wasser vorzukommen, und die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens des Erregers im Wasser hoch ist. Die getroffene Auswahl der Erreger sollte dann in der Folge einen aktuellen Überblick und eine Einschätzung der Gefährdung durch potentiell wasserrelevante Erreger bieten und eine Hilfestellung und Entscheidungsgrundlage für eventuelle Regulationen darstellen.

Zum Vergleich unserer Selektion an Indikatorpathogenen haben wir die „Water Contaminant Candidate List“ (CCL) der „US Environmental Protection Agency“ (EPA), sowie einen alternativen Ansatz zur Verfeinerung der CCL Auswahl der „American Water Works Association“ (AWWA) herangezogen. Da eine umfassende Analyse und ein Vergleich dieser 2 Konzepte bereits von HOFFMANN et al. (2009) vorliegt, möchten wir uns auf einige grundlegende Unterschiede im Konzept beschränken. Für eine detaillierte Analyse siehe HOFFMANN et al. (2009).

Die CCL der EPA sowie der „alternative Approach for Developing the CCL“ der AWWA sind wie auch unser Konzept keine Regulation, sondern stellen jeweils unterschiedliche Selektionsverfahren und -prozesse dar, die eine Auswahl an Erregern gewährleisten, die eine Relevanz für die öffentliche Gesundheit durch den Konsum oder Kontakt mit Wasser haben. Im Gegensatz zu dem von uns vorgestellten Modell zur Evaluierung potentiell zoonotischer Pathogene erfassen sowohl die CCL der EPA als auch der alternative Selektionsansatz der AWWA humanpathogene anthroponotische und zoonotische Erreger bzw. exkludieren Erreger, die bereits in der Trinkwasserüberwachung reguliert sind und fokussieren somit ausschließlich auf Erreger, die eine potentiell zukünftige Gefährdung darstellen könnten (Tab. 5).

CCL der EPA:

Zur Erstellung der CCL wurde aus einem „Pathogenuniversum“ von insgesamt 1.425 Mikroorganismen eine Auswahl anhand von 12 Kriterien getroffen, wobei Pathogene ausgeschlossen wurden, die durch ihre biologischen Eigenschaften keine Wasserübertragbarkeit aufweisen (HOFFMANN et al., 2009). Die daraus resultierenden 29 Pathogene wurden anhand eines Punktesystems (wasserassoziierte Krankheitsausbrüche, Vorkommen des Erregers im Wasser, Infektiosität etc.) gereiht. Die 11 Erreger mit den höchsten Punkten wurden in den CCL3 Entwurf inkludiert (US-EPA, 2008a, b, 2009).

Alternativer Zugang zur Verfeinerung der CCL der AWWA

Auf Anfrage der EPA zu einer potentiellen Verbesserung der CCL hat eine Arbeitsgruppe der AWWA von den 29 bereits vorselektierten Pathogenen der CCL jene 22 mit den meisten Punkten einer weiteren Evaluierung unterzogen. Der innovative Ansatz in diesem Konzept war eine abschließende Bewertung. Diese Expertise stützte sich auf Faktoren wie: 1) das Vorkommen des Pathogens oder die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens in öffentlichen Trinkwassersystemen, 2) mit einer Frequenz, die eine Gefährdung darstellen kann, 3) die Sensitivität gegenüber Wasseraufbereitungsverfahren und 4) ob die Regulierung eines

solchen Pathogens eine Verbesserung für das öffentliche Gesundheitswesen darstellen würde.

Fazit und Ausblick

Etwa zweidrittel der potentiell wasserübertragbaren Pathogene besitzt zoonotischen Charakter. Ein effizientes Gefährdungs- und Risikomanagement hat daher menschliche und tierische fäkale Verschmutzungsquellen zu berücksichtigen. Im Gegensatz zu menschlichen Fäkalquellen, sind tierische Fäkalemissionen in den meisten Einzugsgebieten als nahezu ubiquitär zu betrachten. Da viele zoonotische Krankheitserreger in menschlichen Fäkalquellen in relevanten Konzentrationen vorkommen, ist eine Überlappung der Auswahlresultate in der Liste der Indikatorpathogenen - unabhängig vom gewählten Selektionsverfahren - gegeben (Tab. 5). Mikrobielle Risikoanalysen, basierend auf einer Auswahl von Indikatorpathogenen aufgrund des Vorkommens in menschlichen Fäkalien und Abwasser, werden daher in vielen Fällen zu adäquaten Abschätzungen kommen. Eine wichtige Voraussetzung dabei ist jedoch, dass die herangezogenen Expositionskonzentrationen der Summe der Erregeremissionen von Tier und Mensch entsprechen. Je nach Situation und Problemstellung kann diese Vorgangsweise jedoch auch zu völlig falschen Ergebnissen führen. Dies ist der Fall, wenn das Auftreten wichtiger zoonotischer Krankheitserreger mit der jeweiligen Liste der ausgewählten Indikatorpathogene aus menschlichen Exkrementen bzw. Abwasser nicht abgedeckt und mit der Aufgabenstellung nicht kompatibel ist. Eine mikrobielle Risikoabschätzung hat daher gemäß der Problem- (Ressourcentypus, Art der Wasser und Gewässernutzung etc.) und Ausgangssituation (Art der fäkalen Verursacher) diesem Umstand bei der Auswahl an Indikatorpathogenen Rechnung zu tragen (vgl. Tab. 2). Die Relevanz tierischer Fäkalemissionen als Quelle wasserübertragbarer Pathogener ist dabei in jedem Falle zu erheben und darf keinesfalls vernachlässigt werden.

Wie eingehend diskutiert, erscheint es nicht sinnvoll, ja sogar kontraproduktiv, die gefährdungsbasierende Analyse der fäkalen Beeinträchtigung von Wasser und Gewässer durch eine mikrobielle Risikoabschätzung zu ersetzen. Im Gegenteil, eine Kombination beider Elemente ist vielversprechend. Damit wird es zukünftig in vielen Fällen möglich, fäkalen Gefährdungsindikationen entsprechende Risiken gegenüberstellen zu können, ohne damit das historisch gewachsene und bewährte Konzept der mikrobiologischen Untersuchung der Wasserqualität verlassen zu müssen. Mikrobiologische Risikoabschätzungen benötigen jedoch eine Fülle an Informationen (Abb. 2). Aufgrund der Komplexität und der zumeist vorhandenen Limitierung der verfügbaren Daten werden viele Problemstellungen der Gefährdungsindikation und deren Minimierung (z.B. mikrobielle Fäkalindikatoren nicht nachweisbar oder unter bestimmten Grenzwerten) vorbehalten bleiben müssen, da entsprechende Risiken nicht oder nur mit großen Unsicherheiten abgeschätzt werden können.

In diesem Sinne wird in Teil 2 der vorliegenden Arbeit (STALDER et al., 2011) versucht, vorhandenes und fehlendes Wissen zu den ausgewählten, potentiell wasserübertragbaren, zoonotischen Krankheitserregern darzulegen.

Danksagung

Diese Arbeit wurde von den Forschungsprojekten „Ground Water Resource Systems Vienna“ (Auftraggeber und Kooperationspartner Wiener Wasserwerke) sowie „DKplus - Vienna Doctoral Programme on Water Resource Systems“ (Projekt Nummer W1219, Auftraggeber Fond zur wissenschaftlichen Forschung FWF) unterstützt. Diese Publikation ist im Rahmen des interuniversitären Kooperationszentrums Wasser und Gesundheit entstanden (ICC Water & Health).

Literatur

- ACHA, P., SZYFRES, B. (2001a): Zoonoses and communicable diseases common to man and animals. Bacterioses and mycoses. Pan American Health Organisation, Scientific Publication, Washington.
- ACHA, P., SZYFRES, B. (2001b): Zoonoses and communicable diseases common to man and animals. Chlamydioses, rickettsioses and viroses. Pan American Health Organisation, Scientific Publication, Washington.
- ACHA, P., SZYFRES, B. (2003): Zoonoses and communicable diseases common to man and animals. Parasitoses. Pan American Health Organisation, Scientific Publication, Washington.
- APPLEBEE, A.J., THOMPSON, R.C.A., OLSON, M.E. (2005): *Giardia* and *Cryptosporidium* in mammalian wildlife- current status and future needs. *Trends in Parasitology* **21**, 370-376.
- BLASCHKE, A.P., KIRNBAUER, R. (2007): Grundwassertransportmodellierung als Instrument zur Quantifizierung der Grundwasserbelastung bei Einträgen aus der Abwasserentsorgung. *Wiener Mitteilungen* **201**, 269-290.
- CACCIO, S.M., THOMPSON, R.C.A., McLAUCHLIN, J., SMITH, H.V. (2005): Unravelling *Cryptosporidium* and *Giardia* epidemiology. *Trends in Parasitology* **21**, 430-437.
- FARNLEITNER, A.H., MACH, R.L., REISCHER, G., KAVKA, G.G. (2007): Mikrobiologisch - hygienische Risiken trotz Kläranlagen am Stand der Technik? *Wiener Mitteilungen* **201**, 209-242.
- FARNLEITNER, A.H., STADLER, H., REISCHER, G.H., SOMMER, R., KIRSCHNER, A.K.T., BURTSCHER M.M., MACH, R., ZEROBIN, W. (2008): Methods and strategies for alpine karstic water resource management: opening pollution microbiology's "black box". In: World Water Conference and Exhibition. International Water Association (IWA), Vienna, Austria, p. 71.
- FARNLEITNER, A.H., STRELIC, H., MACH, R., KAVKA, G.G. (2006): Hygienisch - mikrobiologische Aspekte bei der Versickerung von mechanisch - biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen. In: KROISS, H., ZESSNER, M., SCHILLING, C., KAVKA, G., FARNLEITNER, A., MACH, R., BLASCHKE, A.P., KIRNBAUER, R., TENTSCHEIT, E., HASLER, C., STRELEC, H. (Hrsg.): Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen. Endbericht, Phase 2. Im Auftrage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, S. 62-80.
- FARNLEITNER, A.H., WILHARTITZ, I., KIRSCHNER, A.K.T., STADLER, H., BURTSCHER, M., HORNEK, R., SZEWCZYK, U., HERNDL, G., MACH, R.L. (2005): Bacterial dynamics in spring water of two contrasting alpine karst aquifers indicate autochthonous microbial endokarst communities. *Environmental Microbiology* **7**, 1248-1259.
- FEWTRELL, L., BARTRAM, J. (2001): Water quality: guidelines, standards and health: assessment of risk and risk management for water-related infectious disease. IWA Publishing, Padston, Cornwall.
- FIKSDAL, L., TRYLAND, I. (2008): Application of rapid enzyme assay techniques for monitoring of microbial water quality. *Current Opinion in Biotechnology* **19**, 289-294.
- GASZO, A. (2006): Risiko-Definition: Kriterien, Konzepte. In: Leben mit Risiko - erfassen, bewerten, managen - sind wir der

- Herausforderung gewachsen. AGES Tagung, Wien.
- HAAS, C.N. (1996): Viewpoint: acceptable health risk. *Journal of the American Water Works Association* **88**, 8.
- HAAS, C.N., EISENBERG, N.S. (2001): Risk assessment. In: FEWTRELL, L., BARTRAM, J. (eds.): *Water quality: guidelines, standards and health*. IWA Publishing, Padston, Cornwall, p. 161-183.
- HAAS, C.N., ROSE, J., GERBA, C.P. (1999): Quantitative microbial risk assessment. John Wiley & Sons, New York.
- HAVELAAR, A.H., MELSE, J.M. (2003): Quantifying public health risk in the WHO guidelines for drinking-water quality. RIVM, Bilthoven, Netherlands.
- HOFFMANN, R., MARSHALL, M.M., GIBSON, M.C., ROCHELLE, P.A. (2009): Prioritizing pathogens for potential future regulation in drinking water. *Environmental Science and Technology* **43**, 5165-5170.
- HRUDEY, S.E., HRUDEY, E.J. (2004): Safe drinking water - lessons from recent outbreaks in affluent nations. IWA Publishing, London.
- HRUDEY, S.E., HRUDEY, E.J. (2007): Published case studies of waterborne disease outbreaks - evidence of recurrent threat. *Water Environment Research* **79**, 233-245.
- HUNTER, P.R., FEWTRELL, L. (2001): Acceptable risk. In: FEWTRELL, L., BARTRAM, J. (eds.): *Water quality: guidelines, standards and health*. IWA Publishing, London.
- HUNTER, P.R., THOMPSON, R.C.A. (2005): The zoonotic transmission of *Giardia* and *Cryptosporidium*. *International Journal of Parasitology* **35**, 1181-1190.
- HUNTER, P.R., WAITE, M., RONCHI, E. (2003): Drinking water and infectious diseases - establishing the links. CRC press, London, p. 207-229.
- HURST, C.J., MURPHY, A.M. (1996): The transmission and prevention of infectious disease. Cambridge University Press, Cambridge.
- HURST, C.J., CLARK, R.M., REGLI, S.E. (1996): Estimating the risk of acquiring infectious disease from ingestion of water. In: HURST, J. (ed.): *Modelling disease transmission and its prevention by disinfection*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 99-139.
- HURST, C.J., CRAWFORD, R.L., GARLAND, J.L., LIPSON, D.A., MILLS, A., STETZENBACH, L.D. (2007): *Manual of environmental microbiology*. 3rd ed., ASM Press, Washington DC.
- KAY, D., CROWTHER, J., FEWTRELL, L., FRANCIS, C., HOPKINS, C.A., KAY, C., McDONALD, A.T., STAPELTON, C.M., WATKINS, J., WIKISON, J., WYER, M.D. (2008): Quantification and control of microbial pollution from agriculture: a new policy challenge? *Environmental Science and Policy* **11**, 171-184.
- KAY, D., EDWARDS, A.C., FERRIER, R.C., FRANCIS, C., KAY, C., RUSHBY, L., WATKINS, J., McDONALD, A.T., WYER, M., CROWTHER, J., WIKISON, J. (2007): Catchment microbial dynamics: the emergence of a research agenda. *Progress in Physical Geography* **31**, 59-76.
- KROISS, H., ZESSNER, M., SCHILLING, C., KAVKA, G., FARNLEITNER, A., MACH, R., BLASCHKE, A.P., KIRNBAUER, R., TENTSCHERT, E., HASSLER, C., STRELEC, H. (2006): Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen. Endbericht. Im Auftrage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft und Umwelt, S. 1-249.
- LENGENFELD, T., RYZINSKA-PAIER G., HAIDER, A., CORREA, C., LESSIAK, A., MACH, R., FARNLEITNER, A.H. (2011): Novel measurement device for automated faecal pollution monitoring in water using β -D Glukuronidase activity. *Water Contamination Emergencies Conference: Monitoring, Understanding, Acting*. Muelheim an der Ruhr, Germany (im Druck).
- OLIVIERI, A.W., SOLLER, J.A., OLIVIERI, K.J., GOEBEL, R.P., TCHOBANOGLIOUS, G. (2005): Seasonal tertiary wastewater treatment in California: an analysis of public health benefits and costs. *Water Research* **39**, 3035-3043.
- PHAN, T.G., KANESHI, Y., UEDA, S., NAKAYA, S., NISHIMURA, A., YAMAMOTO, S., SUGITA, K., TAKANASHI, S., OKITSU, S., USHIJIMA, H. (2007): Genetic heterogeneity, evolution, and recombination in noroviruses. *Journal of Medical Virology* **79**, 1388-1400.
- PRÜSS, A., HAVELAAR, A. (2002): The global burden of disease study and applications in water, sanitation and hygiene. In: FEWTRELL, L., BARTRAM, J. (eds.): *Water quality: guidelines, standards and health*. IWA Publishing, London, p. 43-59.
- REISCHER, G.H., HAIDER, J.M., SOMMER, R., STADLER, H., KEIBLINGER, K.M., HORNEK, R., MACH, R.L., ZEROBIN, W., FARNLEITNER, A.H. (2008): Quantitative microbial faecal source tracking with sampling guided by hydrological catchment dynamics. *Environmental Microbiology* **10**, 2598-2608.
- ROSE, J.B., GERBA, C.P. (1991): Use of risk assessment for development of microbial standards. *Water Science and Technology* **24**, 29-34.
- SALYERS, A., WHITT, D.D. (2002): *Bacterial pathogenesis: a molecular approach*. 2nd ed., ASM Press, Washington DC.
- STAATSBLOED VAN HET KONINKRIJK DER NEDERLANDEN (2001): Nr. 31. Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het Waterleidingbesluit in verband met de richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water.
- STADLER, H., SKRITEK, P., SOMMER, R., MACH, R.L., ZEROBIN, W., FARNLEITNER, A.H. (2008): Microbiological monitoring and automated event sampling at karst springs using LEO- satellites. *Water Science and Technology* **58**, 899-909.
- STADLER, H., KLOCK, E., SKRITEK, P., MACH, R.L., ZEROBIN, W., FARNLEITNER, A.H. (2010): The spectral absorbance coefficient at 254nm as a near real time early warning proxy for detecting faecal pollution events at alpine karst water resources. *Water Science and Technology* **62**, 1898-1906.
- STALDER, G.L., FARNLEITNER, A., SOMMER, R., BEIGLBÖCK, C., WALZER, C. (2011): Gefährdungs- und risikobasierende Konzepte zur Bewertung der mikrobiologischen Wasserqualität - Teil 2. Wiener Tierärztliche Monatsschrift - Veterinary Medicine Austria **98** (im Druck).
- SZEWZYK, U., SZEWZYK, R., MANZ, W., SCHLEIFER, K.H. (2000): Microbiological safety of drinking water. *Annual Review of Microbiology* **54**, 81-127.
- TALLON, P., MAGAJNA, B., LOFRANCO, C., LEUNG, K.T. (2005): Microbial indicators of faecal contamination in water: a current perspective. *Water Air and Soil Pollution* **166**, 139-166.
- TAYLOR, L.H., LATHAM, S.M., WOOLHOUSE, M.E.J. (2001): Risk factors for human disease emergence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **356**, 983-989.
- US-EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989): National primary drinking water regulations: filtration, disinfection, turbidity, *Giardia lamblia*, viruses, legionella, and heterotrophic plate count bacteria. *Federal Register* **54**, 27486.
- US-EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2008a): Drinking water contaminant candidate list. 3rd Draft. *Federal Register* **73**, 9627-9654.
- US-EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2008b): Contaminant candidate list 3 Microbes: PCCL to CCL Process; EPA 815-R-08-007; EPA: Washington, DC (http://www.epa.gov/ogwdw/ccl/pdfs/report_ccl3_microbes_pccl-to-ccl-classification.pdf); letzte Einsichtnahme 10.6.2010.
- US-EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2009): Drinking Water contaminant candidate list and regulatory determinations; EPA: Washington DC (<http://www.epa.gov/OGWDW/ccl/index.html>); letzte Einsichtnahme 10.6.2010.
- WILHARTITZ, I., KIRSCHNER A.K.T., STADLER, H., HERNDL, G., DIETZEL, M., LATAL, C., MACH, R.L., FARNLEITNER, A.H. (2009): Heterotrophic prokaryotic production in ultraoligotrophic alpine karst aquifers and ecological implications. *FEMS Microbiology Ecology* **68**, 287-299.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANISATION (2003): Faecal pollution and water quality. In: *WHO Guidelines for safe recreational water environments*. Geneva, p. 51-96.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANISATION (2004): *Guidelines for drinking-water quality*. 3rd ed., Geneva.

- WHO - WORLD HEALTH ORGANISATION (2006): Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater; ISBN 92 4 154686 7.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANISATION (2008): Guidelines for drinking-water quality. 3rd ed., incorporating first and second addenda, WHO Geneva, ISBN 978 92 4 154761 1.
- WORM, H.C., POEL, W.H.M. van der, BRANDSTÄTTER, G. (2002): Hepatitis E: an overview. Wiener Klinische Wochenschrift **114**, 663-670.
- ZHOU, L., FAYER, R., TROUT, J.M., RYAN, U.M., SCHAEFER III F.W., XIAO, L. (2004): Genotypes of *Cryptosporidium* species infecting fur-bearing mammals differ from those of species infecting humans. Applied and Environmental Microbiology **70**, 7574-7577.

Rechtsnormen

- 1986
US Environmental Protection Agency (1986): Bacterial water quality standards for recreational waters (freshwater and marine waters). Washington, DC, US Environmental Protection Agency (EPA 440/5-84-002).
- 1998
BGBl II Nr. 420/1998. Verordnung der Bundesministerin für Arbeit, Gesundheit und Soziales über Hygiene in Bädern, Sauna-Anlagen, Warmluft- und Dampfbädern sowie Kleinbadeteichen und die an Badestellen zu stellenden Anforderungen (Bäderhygieneverordnung - BHgV).
- 1999
Verordnung über natürliche Mineralwässer und Quellwässer (Mineralwasser- und Quellwasserverordnung) BGBl. II Nr. 309/1999 idgF.

DIN EN ISO 6222 (Prüfverfahren).
- 2000
Europäische Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG; <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/de/consleg/2000/L/02000L006-20011216-de.pdf>; letzte Einsichtnahme 10.6.2010.
- 2001
Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TWV) BGBl. II Nr.

304/2001 idgF.

- 2003
World Health Organisation (2003): Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: Coastal and fresh waters (ISBN 92 4 154580 1).

Österreichischer Wasser, Abwasser und Abfallwirtschaftsverband (2003). Empfehlungen für Bewässerungswasser, ÖWAV Arbeitsbehelf 11, 2. Auflage.
- 2006
Europäisches Parlament und Rat (2006): Richtlinie 2006/7/EG vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung.

Österreichisches Normungsinstitut (2006): Anforderungen an das Wasser für die technische Beschneigung ÖNORM M 6257:2006.
- 2007
Österreichisches Lebensmittelbuch, Kapitel B 1, Trinkwasser; http://www.bmg.gv.at/cms/site/attachments/4/9/6/CH0832/CM S1167207128242/codexkapitel_b_1_trinkwasser.pdf; letzte Einsichtnahme 6.12.2010.
- 2008
Österreichisches Lebensmittelbuch, Kapitel B 17, Abgefüllte Wässer; letzte Einsichtnahme 6.12.2010.
- 2009
BGBl II Nr. 349/2009. Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung (Badegewässerverordnung - BGewV).
- 2010
Österreichisches Normungsinstitut (2010) Kleinbadeteiche - Anforderungen an Planung, Bau, Betrieb, Sanierung und Überwachung ÖNORM L 1126:2010.

Anschrift der Verfasser:

Mag. Gabrielle Stalder, Univ. Prof. Dr. Chris Walzer, Dr. Christoph Beiglböck, Savoyenstr. 1, A-1160 Wien; Univ. Prof. Dr. Regina Sommer, Kinderspitalgasse 15, A-1095 Wien; Univ. Prof. Dr. Robert Mach, Priv. Doz. Dr. Andreas Farnleitner, MSc. Tox., Gumpendorferstr. 1a, A-1060 Wien.

Borna disease in an adult Alpaca stallion (*Lama pacos*) (Bornasche Krankheit bei einem adulten Alpakahengst (*Lama pacos*) JACOBSEN, B., ALGERMISEN, D., SCHAUDIEN, D., VENNEN, M., HERZOG, S., WENTZ, E., HEWICKER-TRAUTWEIN, M., BAUMGÄRTNER, W., HERDEN, C. (2010): Journal of Comparative Pathology **143**, 203-208.

Diese Publikation beschreibt einen Fall von Bornascher Krankheit bei einem Alpaka. Es handelte sich um ein 2 Jahre altes, aus Bayern stammendes, männliches Tier, welches für Zuchtzwecke temporär nach Nordhessen abgegeben worden war. Dort traten nach etwa 2monatigem Aufenthalt schwerwiegende neurologische Symptome auf, welche binnen 2 Tagen zum Tod führten. Bei der anschließenden pathologischen Untersuchung wurde eine mittelgradige nicht-eitrige Enzephalitis diagnostiziert. Auffällig waren die Betonung der Entzündung in rostralen Gehirnabschnitten und das Auftreten von für die Bornasche Krankheit charakteristischen Joest-Degen Kerneinschlusskörperchen. Als weitere Untersuchungen zur Diagnosebestätigung wurden Immunhistochemie, in situ

Hybridisierung und RT-PCR Amplifikation und Sequenzierung eines Genomabschnittes eingesetzt. Die Autoren halten weiter fest, dass zumindest 2 andere Beschreibungen von Bornascher Krankheit bei Neuweltkameliden existieren und dass neben Equiden und Schafen fallweise auch andere Säugetiere von der Krankheit betroffen sein können. Auffällig war auch, dass die ermittelte Genomsequenz eine hohe Homologie mit dem bei Pferden festgestellten Cluster Bayern I aufwies, was erneut die Existenz von kleinräumigen Unterschieden einzelner Genotypen des Bornavirus bestätigt. Dies ist nur mit dem Vorkommen eines standorttreuen Reservoirwirtes zu erklären, welcher kürzlich von Schweizer Untersuchern in der Feldspitzmaus erkannt wurde. Diese Publikation belegt außerdem überzeugend, dass die klinische und pathologische Ausprägung von Bornascher Krankheit bei unterschiedlichen Säugetierspezies weitgehend übereinstimmend ist und regt bei postuliertem Auftreten von Bornascher Krankheit mit davon abweichendem Bild (z.B. bei Katzen) zu Skepsis an.

H. Weißenböck