

SCHRIFTENREIHE

DES VEREINS FÜR WASSER-, BODEN- UND LUFTHYGIENE
BERLIN-DAHLEM / GEGRÜNDET IM JAHRE 1902

HERAUSGEGEBEN IM AUFTRAGE DES
VEREINS FÜR WASSER-, BODEN- UND LUFTHYGIENE
VON PROF. DR. F. MEINCK

Nr. 31

Die Desinfektion von Trinkwasser

Dritte Vortragsreihe mit Erfahrungsaustausch
über spezielle Fragen der Wassertechnologie
am 14. und 15. November 1968
im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene



WA 41
0021

GUSTAV FISCHER VERLAG · STUTTGART

1970

SCHRIFTENREIHE

DES VEREINS FÜR WASSER-, BODEN- UND LUFTHYGIENE
BERLIN-DAHLEM / GEGRÜNDET IM JAHRE 1902

HERAUSGEGEBEN IM AUFTRAGE DES
VEREINS FÜR WASSER-, BODEN- UND LUFTHYGIENE
VON PROF. DR. F. MEINCK

Nr. 31

Die Desinfektion von Trinkwasser

**Dritte Vortragsreihe mit Erfahrungsaustausch
über spezielle Fragen der Wassertechnologie
am 14. und 15. November 1968
im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene**



Umweltbundesamt

Fachbibliothek
Umwelt

GUSTAV FISCHER VERLAG · STUTTGART

1970

DS 2028543

Alle Rechte der Übersetzung vorbehalten.
Copyright by Verein für Wasser,- Boden -und Lufthygiene, Berlin-Dahlem
Printed in Germany

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
G. MÜLLER: Grundlagen und Probleme der Trinkwasserdesinfektion	7
S. CARLSON: Das Redoxmilieu als Faktor der Keimabtötung	21
E. LUND: Die Inaktivierung der Enteroviren	41
F. BÄR: Zur Toxikologie der Wasserdesinfektionsmittel	49
K.-H. ROGGENKAMP: Auswirkungen der Vorchlorung von Oberflächen- wasser bei der Trinkwasseraufbereitung	57
R. MEYER: Entwicklung von Mikroorganismen in aufbereiteten, gechlorten Trinkwässern mit unterschiedlichen Nährstoffangeboten	75
H. GOETHE und R. HERRMANN: Zur Problematik der Trinkwasserdesinfek- tion an Bord von Seeschiffen	91
K. E. OEHLER: Zur Entkeimung neuverlegter Rohrleitungen	99
Vorbemerkungen des Diskussionsleiters, Herrn Professor Dr. SONTHEIMER	101
G. AXT: Technologie und Analyse der Entkeimungsmittel	105
U. HÄSSELBARTH: Die Einstellung desinfizierend wirkender Redoxpoten- tiale durch Chlorung	119
J. J. ROOK: Über das Verhalten desinfizierter Wässer in Rohrleitungen ..	137
B. FREYTAG: Besondere bakteriologische Befunde in zentralen Trinkwasser- versorgungsanlagen	151
K.-H. ROGGENKAMP: Aufkeimung bei der Mischung von Wässern im Rohr- netz	157
H. BERNHARDT: Entkeimung von Aktivkohlefiltern durch Erwärmung ..	165
K. DIETLICHER: Wiederkeimung ozonisierter Schnellfiltrate im Rohrnetz	171
I. ALEXANDER: Das Verhalten von Trinkwasser im Behälter Forstennieder Park in seuchenhygienischer Hinsicht	187

Vorwort

Die Vortragsreihen mit Erfahrungsaustausch über spezielle Fragen der Wassertechnologie bieten die Möglichkeit, den Stand der Entwicklung und die uns bedrückenden Probleme eines eng umgrenzten Gebietes darzustellen und sowohl den Praktiker als auch den Forscher zu neuem Tun anzuregen. Die dritte Vortragsreihe mit Erfahrungsaustausch behandelt die Desinfektion von Trinkwasser. Nicht ganz zu Unrecht hatte man lange Zeit geglaubt, daß die Probleme dieses Gebietes im Sinne der Erfordernisse der Praxis gelöst seien. Nachdem nun im Laufe der vergangenen 15 Jahre in steigendem Ausmaß Grundwasservorkommen minderer Güte und stärker verschmutzte Oberflächenwässer zur Trinkwasserversorgung herangezogen und aufbereitete und desinfizierte Wässer in Fernwasserleitungen und stärker verzweigten Rohrnetzen wesentlich länger verweilen, sind sowohl für den Praktiker als auch für den Forscher neue Probleme aufgetreten, die gelöst werden müssen, wenn die Trinkwasserversorgung den Anforderungen des Bedarfes und der Güte in allgemein- und seuchenhygienischer Hinsicht gewachsen sein soll.

Einen ersten Schritt auf diesem Wege soll mit der dritten Vortragsreihe getan werden, und ich bin sicher, daß ihm weitere folgen werden. Hierzu sollen die Texte der Vorträge, der Beiträge zum Erfahrungsaustausch und die Diskussionen der Öffentlichkeit übergeben werden. Mögen sie sich würdig den beiden vorhergehenden Veröffentlichungen des Instituts für Gastechnik, Feuerungstechnik und Wasserchemie der TH Karlsruhe anschließen!

Ich danke allen, die zum Gelingen der Vortragsreihe und dem Erfahrungsaustausch beigetragen haben, insbesondere den Vortragenden und Diskussionsrednern. Weiterhin danke ich dem Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, der es übernommen hatte, die Tagung zu veranstalten und das vorliegende Werk herauszubringen.

Prof. Dr. F. HÖFFKEN

Grundlagen und Probleme der Trinkwasserdesinfektion

Von GERTRUD MÜLLER

Als man mir diesen Vortrag übertrug, wurde mir gleichzeitig gesagt, daß ich ihn nicht mit der schon so oft zitierten Hamburger Cholera-Epidemie des Jahres 1892 beginnen möge. Wenn ich es trotzdem tue, dann nicht aus dem Patriotismus dessen, der über Jahrzehnte die Probleme der Hamburger Wasserversorgung verfolgt hat, sondern deswegen, weil diese Epidemie entscheidend zur Entwicklung derjenigen Wasseraufbereitungsmaßnahmen beigetragen hat, mit denen die Fernhaltung und Beseitigung von Krankheitserregern aus dem Trinkwasser erreicht wird. Zwar hat der große Hygieniker Pettenkofer auch in den späteren Jahrzehnten, lange nach der Entdeckung des Choleravibrios, nicht zugegeben, daß die Hamburger Cholera durch das Trinkwasser verursacht worden war, doch die Bevölkerung war schon während der Epidemie von der Bedeutung des Trinkwassers als Seuchenüberträger überzeugt.

So finden wir in den damaligen Tageszeitungen neben Anzeigen über alkoholische Getränke — nach dem Motto: „Schnaps ist gut gegen Cholera“ auch solche über Mineralwasser als „frei von Infektionsstoffen“.

Mit Rücksicht auf den augenblicklich hier herrschenden ungünstigen Gesundheitszustand empfehle ich

garantirt reine

Rothweine

per Flasche 85 Pf., M 1.10, 1.40, 1.70 etc. und

Cognac

per Flasche M 2, 2.80, 3.40, 4.60 etc. bis zu den feinsten Sorten.

Weingroßhandlung Rudolf FUCHS, Hoflieferant, Bleichenbrücke 14 und Stein-
damm 126 a

Kaiserbrunnen

Aachener Thermalwasser natürlicher kohlensaurer Füllung. Erfrischendes wohl-
schmeckendes Tafelgetränk.

Entspringt der Quelle

Absolut frei von Infektionsstoffen

Bestens bewährt bei Epidemien

Schutzmittel gegen Cholera

Um allen Kreisen dieses beste existierende Gesundheitswasser zugänglich zu machen,
gewähren wir von Morgen ab bis auf Widerruf auf unsere Preise einen

Extra-Rabatt von 1 %

Aachener Thermalwasser (Kaiserbrunnen) A.-G.

General-Depot Hamburg

Johs. Tümler & Carl Deyke, Neuerwall 39

Zunächst wurde allerdings zur Bekämpfung der akuten Gefahr und zur Eindämmung immer wieder schlagartig ansteigender Erkrankungsziffern von dem damaligen Marinearzt Bernhard Nocht (1) der Bevölkerung nahegelegt, das Trinkwasser abzukochen.

So fand sich auch in der Tagespresse ein Hinweis folgender Art:

An die Bevölkerung Eimsbüttels!

Stelle Jeder, der es kann, gekochtes Wasser eimerweise vor seine Thür zu Jeder-

manns Benutzung. Das ist zur Abwehr der CHOLERA nach Ausspruch von Professor KOCH das beste Mittel.

Der Vorstand des Eimsbütteler Vereins von 1866

Dieser Rat entsprach den Ansichten von ROBERT KOCH, der das Abkochen des Trink- und Brauchwassers im Haushalt als das beste Mittel zur Abwehr der Cholera ansah.

Die Hamburger Cholera hat also epidemiologisch gesehen dreierlei deutlich gemacht: Erstens, daß Trinkwasserepidemien als sogenannte Explosionsepidemien, d. h. mit vielen Erkrankungen an den ersten Epidemietagen und mit rapidem Abfall der Erkrankungszahl nach Abstellen der Infektionsursache, zu Tage treten. Zweitens, daß es durch Desinfektionsmaßnahmen gelingt, entweder das Wasser aus dem Zustand der Infektionsgefahr herauszubringen oder aber die Infektkette am gefährdeten Individuum zu unterbrechen. Drittens, daß durch mechanische Mittel, nämlich in diesem Falle durch die Sandfiltration, eine gewisse Möglichkeit der Bakterieneliminierung besteht.

Geht man von diesen ersten Maßnahmen der Wasseraufbereitung, nämlich dem Abkochen und dem Filtrieren aus, so wird deutlich, daß sich der Begriff „Desinfektion“ nicht auf die Einwirkung von Chemikalien auf Mikroorganismen beschränkt, sondern daß die Verhinderung der Infektion auch durch physikalische Vorgänge erreicht werden kann.

Es ist auffallend, wie viele Unklarheiten und Widersprüche um das Wort „Desinfektion“ gerade in dem Bereich der Trinkwasseraufbereitung bestehen. Wenn deshalb im folgenden zunächst versucht werden soll, einige klärende Worte zu sagen, so möge das nicht als „Collegium logicum“ im Sinne der Schülerszene des „Faust“ aufgefaßt werden. Aber es wird sich zeigen, wie notwendig es ist, gerade hier auf das Zitat zu achten: „Doch ein Begriff muß bei dem Worte sein“.

Nach der Definition des Deutschen Arzneibundes (2), die im ganzen ärztlichen Bereich als maßgebend angesehen werden kann, heißt „desinfizieren“: „Einen Gegenstand in einen Zustand versetzen, in dem er nicht mehr infizieren kann“. Der Begriff „desinfizieren“ wird hier dem Begriff „Sterilisieren“ gegenübergestellt, der folgendermaßen definiert ist: „Sterilisieren heißt einen Gegenstand vollkommen keimfrei machen“. Von der Desinfektion wird also lediglich die Beseitigung von Krankheits- bzw. Seuchenerregern verlangt, von der Sterilisation die Beseitigung aller Mikroorganismen. Dementsprechend ist es im medizinischen Schrifttum üblich, das Wort „Desinfektion“ mit „Entseuchung“ und das Wort „Sterilisation“ mit „Entkeimung“ zu übersetzen. Auch im § 39 des Bundesseuchengesetzes wird der Ausdruck „Entseuchung“ verwendet, wenn es sich um die Beseitigung der Erreger übertragbarer Krankheiten handelt.

Es ist auffallend, daß im Bereich der Wasserhygiene diese historisch gewordene Sprachregelung nicht eingehalten wird. In den DIN 2000 (3) etwa hieß es in der bisherigen Fassung unter der Ziffer 4.5.3.3.9: „Zweck der Entkeimung (Desinfektion) ist die zusätzliche Sicherung gegen die Übertragung von Infektionskrankheiten durch Trinkwasser“, in der Entwurfsvorlage vom Februar 1968 steht in dem entsprechenden Absatz 4.5.3.3.10: „Zweck einer Entkeimung als Abschluß der Wasseraufbereitung im Werk ist die Sicherung gegen Übertragung von Infektionskrankheiten durch das Trinkwasser...“. Unter Entkeimung wird hier also die Schaffung der in Abschnitt 3.2.1 festgelegten Wasserqualitäten, nicht aber Sterilität im medizinischen Sinne verstanden, d. h. es wird der Begriff „Entkeimung“ dem Zweck „Desinfektion“ gleichgesetzt.

In der DIN-Vorschrift 4046 (4) Wasserversorgung, „Fachausdrücke und Begriffserklärungen“ werden die Begriffe wiederum anders definiert:

Und zwar steht unter der Nummer

3.30 Entkeimung:

vor allem der Bakterien, durch physikalische oder chemische Mittel.

und unter

3.31 Desinfektion: Abtöten von Erregern übertragbarer Krankheiten.

Und Sterilisation: Abtöten oder Abscheiden aller Mikroorganismen.

Hier ist also der Begriff „Entkeimung“, entgegen der medizinischen Gepflogenheit, ihn als deutsches Wort für das Fremdwort „Sterilisation“ zu verwenden, der Oberbegriff zu „Desinfektion“ und „Sterilisation“.

Nun wird aber bei der Trinkwasseraufbereitung das Wort „Entkeimung“ in der Regel nicht in dem Sinne verwendet, wie es in der Vorschrift „Begriffserklärung“ definiert ist; das Zitat aus der DIN-Vorschrift 2000 zeigt ja bereits, daß der Begriff „Entkeimung“ dem der „Desinfektion“ gleichgesetzt wird. In der Praxis wird ja auch niemals eine Entkeimung in dem Sinne verlangt, daß das Trinkwasser frei von allen Mikroorganismen sein soll, es wird vielmehr immer irgendein Grenzwert an Keimzahlen gesetzt, der nicht überschritten werden sollte.

Wenn es ferner im § 1 (2) der Trinkwasseraufbereitungsverordnung heißt: „Der Chlorgehalt des Trinkwassers kann bis auf 0,6 mg/l erhöht werden, wenn dieses für eine ausreichende Entkeimung des Trinkwassers erforderlich ist, so zeigt diese Formulierung mit der Einschlebung des Beiwortes „ausreichend“, daß mit dem Begriff „Entkeimung“ hier nicht die vollständige Entfernung aller Mikroorganismen gemeint ist.

Wenn also offenbar im Bereich der Trinkwasserversorgung die Tendenz besteht, den an sich zutreffenden Ausdruck „Desinfektion“ zu vermeiden oder zu ersetzen, so könnte dieses auf psychologische Gründe zurückzuführen sein. Zum mindesten der Laie wird unter „Desinfektion“ den Zusatz von meist schlecht riechenden Chemikalien verstehen und durch die Tatsache, daß eine derartige Maßnahme für ein Lebensmittel erforderlich ist, unangenehm berührt werden können.

Es ist charakteristisch, daß auch in der Milchgesetzgebung (5) das Wort „Desinfektion“ der Milch vermieden wird und lediglich Begriffe von Bearbeitung, Erhitzung, Pasteurisierung verwendet werden, obwohl es sich doch eindeutig um eine Entseuchung im strengsten Sinne des Wortes handelt. Andererseits kennt die Milchgesetzgebung aber den Begriff „Sterilisierte Milch“, d. h. eine Milch, die absolut, also in jedem Kubikzentimeter keimfrei und damit unbeschränkt lagerfähig ist. Sterilisiertes, d. h. im medizinischen Sinne „entkeimtes“ Wasser würde lediglich dann entstehen, wenn es unter Hitze und Überdruck behandelt wird, d. h. einem Verfahren unterworfen wird, wie es beispielsweise zur Erlangung von Aqua bidestillata sterilisata zur Herstellung von Injektionslösungen notwendig ist. Ein im medizinischen Sinne entkeimtes, d. h. sterilisiertes Wasser müßte also gleichfalls nicht in einer Probe von einem Kubikzentimeter, sondern in jedem Kubikzentimeter frei von allen Keimen sein, nicht nur von denen, die mit der konventionellen Keimzahlbestimmung erfaßt werden.

Das gewisse psychologische Unbehagen, das wir empfinden, wenn wir von einer Desinfektion der Milch oder des Trinkwassers sprechen sollen, läßt sich in

Beziehung setzen zu der Definition, die aus dem Deutschen Arzneibuch zitiert wurde. Denn dort steht: „Desinfizieren heißt, einen Gegenstand in einen Zustand versetzen, daß er nicht mehr infizieren kann.“ Wir sehen aber im Sprachgebrauch ein Lebensmittel nicht in dem gleichen Sinne als Gegenstand an wie andere Sachen unserer Umwelt. Deswegen haben wir auch keine Bedenken dagegen, eine Behandlung von Behältern oder Geräten, die bei der Verarbeitung der Milch benötigt werden, als Desinfektion zu bezeichnen. Es besteht also ein grundsätzlicher Unterschied in der persönlichen Einstellung zum Begriff „Desinfektion“, je nachdem, ob es sich um das Substrat selbst oder um seine aufbewahrende Umgebung handelt. Das gleiche gilt für das Trinkwasser. Die Desinfektion eines verseuchten Brunnens, eines neu anzuschließenden Rohrnetzstückes, eines neu in Betrieb zu nehmenden Trinkwasserbehälters oder Filters oder eines bakteriologisch verunreinigten Schiffstanks wird nicht nur grundsätzliche andere Maßnahmen und eventuell auch andere Mittel erforderlich machen als die „Desinfektion“ des Wassers selbst, sondern auch anders zu beurteilen sein. Wenn eine solche Desinfektion notwendig wird, dann kann man sie nicht unter dem Aspekt der Trinkwasseraufbereitungsverordnung sehen. Meistens ist es sogar so, daß die hier angegebenen Grenzkonzentrationen zu einer erfolgreichen Desinfektion gar nicht ausreichen würden. Eine derartige Maßnahme muß aber trotz einer Überschreitung von Grenzwerten ihrem Zweck nach als zulässig angesehen werden.

Der Begriff „Desinfektion“ ist also nach dem Gesagten „relativ“ in dem Sinne, daß die zu ergreifenden Maßnahmen je nach dem Anwendungszweck verschieden sind. Diese Relativität bezieht sich nun nicht nur auf den zu desinfizierenden Gegenstand, nämlich einerseits das Wasser selbst, andererseits Brunnen, Filter, Behälter, Tank, Rohrnetzteil usw., sondern ist dem Begriff auch sonst eigen.

Geht man wiederum von der Definition des DAB 6 aus, so kann man in dem Satz „... einen Gegenstand in einen Zustand versetzen, daß er nicht mehr infizieren kann“, entweder die Worte „nicht mehr“ oder nur das Wort „nicht“ betonen.

Wenn im Rahmen der Seuchenbekämpfung eine Desinfektion durchgeführt werden muß, so ist im Einzelfall meistens bekannt, welche Infektionskrankheit vorliegt und mit welchem Erreger der Mensch, der Gegenstand oder der Raum infiziert wurde. Damit sind auch diejenigen Eigenschaften des Erregers bekannt, die seine Widerstandsfähigkeit gegen Entseuchungsmaßnahmen bedingen. So sind z.B. Tuberkelbakterien gegen einige chemische Desinfektionsmittel in denjenigen Konzentrationen resistent, die aber zur Abtötung von Typhusbakterien ausreichen würden. Viren wiederum verhalten sich anders als Bakterien. Unter den Bakterien nehmen diejenigen eine Sonderstellung ein, die Sporen bilden und mit dem Gattungsnamen *Bacillus* bzw. *Clostridium* bezeichnet werden. Sie können Dauerformen entwickeln mit einer besonderen Widerstandsfähigkeit gegen Austrocknung, Erhitzung und chemische Einflüsse. Dem entsprechend enthält auch die Liste der vom Bundesgesundheitsamt geprüften und anerkannten Desinfektionsmittel und -verfahren jeweils Angaben über den Anwendungsbereich.

Überträgt man diese Überlegungen auf das Trinkwasser, so ergibt sich ein grundsätzlicher Unterschied: Die Desinfektion wird in den meisten Fällen nicht deswegen durchgeführt, weil dieser „Gegenstand“ mit einem bestimmten, bekannten Krankheitserreger infiziert wurde, sondern ist eine Sicherungsmaßnahme, falls bei einem unglücklichen Zusammentreffen von Umständen damit ge-

rechnet werden müßte, daß das Wasser infiziert sein könnte. Die Desinfektion muß sich damit also nicht gegen einen bekannten Erreger, sondern gegen alle Erreger derjenigen Seuchen richten, die durch das Trinkwasser übertragen werden können.

Dabei sollte in unserer Zeit der weltweiten Verflechtung nicht vergessen werden, daß in anderen Klimazonen Krankheiten durch das Wasser übertragen werden, auf die wir zum mindesten in Mitteleuropa nicht zu achten brauchen, wie z. B. die durch Protozoen oder Würmer bedingten Krankheiten, wie die Amöbenruhr oder der Medinawurm. Man sollte dieses deshalb nicht vergessen, weil im Rahmen der Ausbildung von Ausländern oder Entwicklungshelfern auch diejenigen Gefahren berücksichtigt werden müssen, die uns in unseren Breiten schon fremd sind. Andererseits läßt sich die Beseitigung von Protozoen und Würmern bzw. deren Zwischenwirten verhältnismäßig leicht durchführen, so daß die Gefährdung zentraler Wasserversorgungsanlagen gering ist.

Für uns bleiben daher nur zwei verschiedene Gruppen von Krankheitserregern, nämlich einerseits die Bakterien, andererseits die Viren, deren Abtötung bei der Wasseraufbereitung erreicht werden muß. Hierzu kann zunächst bemerkt werden, daß die Empfindlichkeit der für Trinkwasserepidemien in Betracht kommenden bakteriellen Krankheitserreger (Cholera vibrionen, Ruhrbakterien, Erreger typhöser Erkrankungen und akuter Gastroenteritiden aus der Gruppe der Salmonellen) gegenüber Desinfektionsmitteln keine so wesentlichen Unterschiede aufweisen, daß sie in der Praxis berücksichtigt werden müßten. Unbedingt notwendig ist es dagegen, den tiefgreifenden biologischen Unterschied zu beachten, der zwischen Bakterien und Viren besteht. Bakterien sind Einzeller mit allen Merkmalen eines selbständigen Lebewesens, also mit allen Regelmechanismen und Enzymsystemen, die zum Aufbau der Zellsubstanz und zur Reproduktion erforderlich sind. Die pathogenen Bakterien sind heterotroph, d. h. sie benötigen für ihren Bau- und Betriebsstoffwechsel analog höherer Lebewesen vorgebildete organische Substanz, die sie enzymatisch abbauen und umbauen. Viren dagegen sind zu einem selbständigen Eigenleben nicht fähig, ihre Vermehrung erfolgt nur innerhalb einer fremden Zelle, sei es derjenigen eines Tieres, einer Pflanze oder eines Bacteriums. Sie vermehren sich auch nicht selbst durch Wachstum und Teilung, sondern ihre Nukleinsäure zwingt die Wirtszelle, die Virussubstanz zu produzieren. Nach der Ausschleusung aus der Wirtszelle bzw. nach deren Zerfall befindet sich das Viruspartikelchen im Ruhezustand und besitzt keinen eigenen Stoffwechsel.

Demzufolge können sich Bakterien und Viren gegenüber dem Angriff von Desinfektionsmitteln verschieden verhalten. Bakterien sind wie andere Einzeller und die Zellen höherer Organismen empfindlich gegen Gifte, die eine Teilfunktion des Stoffwechsels stören, etwa ein Enzym blockieren. Das kommt z. B. deutlich bei der Wirkung der Antibiotika zum Ausdruck. Viren dagegen bedürfen einer Denaturierung ihres Nukleoproteins. Derartige eiweißfällende Mittel im weiteren Sinne werden auch ihre Wirkung auf Bakterien nicht verfehlen, deren Resistenz wird aber infolge des Vorhandenseins von Zellwand und gegebenenfalls Bakterienkapsel gegen derartig wirkende Mittel im Prinzip größer sein müssen als die derjenigen Viren, die nur aus einem „nackten“ Nukleoprotein bestehen.

Diese grundsätzlichen Strukturunterschiede zwischen Bakterien und Viren sind nicht nur für die Einwirkung chemischer Agentien von Bedeutung, sondern auch für den Einfluß physikalischer und physikalisch-chemischer Faktoren auf den Ablauf des Desinfektionsvorganges. Bei Versuchen über den Desinfektionsvorgang

im Trinkwasser wird man also mit einem einzigen Modell nicht auskommen, d. h. man wird nicht von dem Absterbevorgang bestimmter Bakterien auf den Absterbevorgang bestimmter Viren unter den gleichen Versuchsbedingungen schließen können.

Andererseits ist die logische Folge der Strukturverwandtschaft von Mikroorganismen und Gewebezellen, daß alle Desinfektionsmittel gleichzeitig auch Gewebegifte sind. Durch den Desinfektionsvorgang findet eine Veränderung der Struktur der Plasmasubstanz oder ein Eingriff in den Stoffwechsel statt, der chemisch oder physikalisch ablaufen kann.

Die chemischen Desinfektionsmittel können ihrem Charakter nach eingeteilt werden in solche, die Eiweiß fällen, wie etwa Metallsalze (z. B. Sublimat) oder Formaldehyd, solche, die Eiweiß fällen und gleichzeitig Lipide lösen, wie Alkohol oder Phenole, ferner oxydierend wirkende und eiweißbindende Mittel, wie die Halogene, Kaliumpermanganat oder Ozon, und schließlich oberflächenaktive Stoffe, wie die Amphotenside (GRÜN 6).

Wenn man davon ausgeht, daß für die gleichzeitige Abtötung sowohl von Bakterien wie von Viren im Trinkwasser nur diejenigen dieser chemischen Substanzen in Betracht kommen, die in nicht allzu hoher Konzentration in der Lage sind, das mikrobielle Eiweiß irreversibel zu verändern, ohne die Qualität des Wassers allzu ungünstig zu beeinflussen, so bleiben nur einige wenige Möglichkeiten übrig.

Diese Kardinalforderung an ein Trinkwasserdesinfektionsmittel, nämlich nicht gesundheitsschädigend zu wirken oder die Qualität des Wassers nachteilig zu verändern, wurde bereits von ROBERT KOCH (7) klar erkannt und formuliert. Er sagte 1888 in einer Diskussionsbemerkung zu einem Vortrag über die Desinfektion überschwemmter Brunnen: „Die ... Bedenken gegen die Verwendung von Ätzkalk zur Desinfektion von Brunnen kann ich nicht teilen, da der Ätzkalk, nachdem er seine Wirkung getan hat, binnen kurzer Zeit in Berührung mit der Kohlensäure des Grundwassers in kohlensauren Kalk übergehen muß und dann keinen anderen Einfluß auf das Wasser ausüben kann als der im Mauerwerk vorhandene Mörtel.“

ROBERT KOCH hat also damals schon ausgedrückt, was heute — allerdings mit subtiler festgelegten Konzentrationen — die Trinkwasseraufbereitungsverordnung vorschreibt, die ja zum Ziele hat, den Gehalt an Fremdstoffen im aufbereiteten Wasser, d. h. auch im desinfizierten Reinwasser, auf ein Minimum zu beschränken.

Kann man die Desinfektion von verunreinigten Kesselbrunnen, Rohrbrunnen, Schiffstanks oder Behältern etwa dem Vorgang einer Scheuerdesinfektion gleichsetzen oder die Desinfektion von neuen Rohrstücken oder Filterkies einer Grobdesinfektion, so erfordert die laufende Desinfektion eines tatsächlich ins Netz abgegebenen und auch kontinuierlich aus dem Netz entnommenen Trinkwassers, daß nur eine den Vorschriften der Trinkwasseraufbereitungsverordnung entsprechende Menge an Desinfektionsmittel im Wasser zurückbleibt. Die Desinfektion darf also einerseits die Gesundheit des Konsumenten nicht schädigen, sie muß andererseits außerdem auch so durchgeführt werden, daß das Wasser geruchlich und geschmacklich und auch in seinem Aussehen nicht nachteilig verändert wird oder unappetitlich wirkt. Die Trinkwasserdesinfektion muß also, im Gegensatz zur Desinfektion eines Raumes oder Gebrauchsgegenstandes, einerseits die Aufgabe erfüllen, die Krankheitserreger abzutöten oder in einen unschädlichen Zustand zu versetzen, andererseits darf die Qualität dieses Lebensmittels bei

Wahrnehmung durch die Sinne nicht verschlechtert werden oder gar Giftstoffe im Wasser zurückbleiben. Das bedeutet, sehr kraß ausgedrückt, Sinn der Trinkwasserdesinfektion darf es nicht sein, zur Beseitigung einer Gefahr diese durch eine andere zu ersetzen.

Unter Infektion wird der Befall eines Organismus mit einem Krankheitserreger verstanden, und die Definition des DAB für die Desinfektion — einen Gegenstand in einen Zustand versetzen, daß er nicht mehr infizieren kann — bezieht sich zweifellos auf die Vermeidung der Ansteckungsgefahr für den Menschen. Wenn aber in den DIN 4046 die Konsequenz gezogen wurde und Desinfektion mit „Abtöten von Erregern übertragbarer Krankheiten“ erklärt wird, so entsteht für die Praxis der Trinkwasseraufbereitung eine begriffliche Lücke. Denn mehr und mehr taucht für letztere das Problem auf, Bakterienansiedlungen im Wassergewinnungs- und -verteilungssystem zu verhindern, die für die Gesundheit des Menschen völlig belanglos sind, die aber deswegen entfernt werden müssen, weil sie zu technischen Störungen Anlaß geben können, wie etwa die Ansiedlung von Eisen- und Manganbakterien.

Die moderne Trinkwasserdesinfektion hat also nicht nur für die Beseitigung einer mehr oder weniger pathogen wirkenden Fremdfloora zu sorgen, sondern außerdem für die Entfernung einer saprophytischen Störfloora bzw. die Verhinderung ihres Wachstums. Als Beispiel sei die Abgabe von Geschmacks- und Geruchsstoffen durch Actinomyceten an das Wasser (DOUGHERTY und MORRIS 8, SILVEY et al. 9), die Bildung von Keimnestern in Filterkerzen und Ionenaustauschern (BRANTNER 10), die Bakterienbesiedlung von Behälteranstrichmitteln (DE JONG 11) oder die Verkeimung von Aktivkohlefiltern nach Ozonung genannt, auf die im Verlaufe der Diskussion noch näher eingegangen wird.

Den Begriff der Entkeimung, wie ihn die DIN 4046 definiert, nämlich: Abtöten oder Abscheiden der Mikroorganismen, vor allem der Bakterien, durch physikalische oder chemische Mittel, hier heranzuziehen, erscheint nicht allzu zweckmäßig. Denn angestrebt wird nicht die Entfernung aller Keime, sondern die gezielte Beseitigung solcher mit ganz spezifischen Eigenschaften. Die Definition des DAB 6, die ja nicht nur die Einwirkung von Chemikalien auf Mikroorganismen in sich schließt, wird daher dem Bedürfnis der technischen Bakteriologie insofern gerechter, als es zur Verhütung der Massenvermehrung eines Mikroorganismus genügen kann, den „Gegenstand“, d. h. in diesem Falle das Wasser, „in einen Zustand zu versetzen“, der dem Keim keine Vermehrungsmöglichkeiten mehr bietet. Ein Beispiel hierfür könnte schon die Entfernung von organischer Substanz oder von zweiwertigen Eisen- und Manganionen aus dem Wasser sein, um beispielsweise den Bewuchs mit Eisen- und Manganbakterien zu unterbinden. Das heißt also, schon Aufbereitungsmaßnahmen allein, ohne den Eindruck einer Desinfektionsmaßnahme zu erwecken, können nicht dem Begriff, wohl aber dem Ziel nach eine Ansammlung von Keimen oder eine Keimbesiedlung verhindern.

Wenn wir also den Begriff „Infektion“ nicht nur auf den Befall mit Krankheitserregern beschränken, sondern in ihn jede Bakterienbesiedlung eines Gegenstandes einbeziehen, so wird auch jede Vermehrung von Bakterien während der Wasseraufbereitung Anlaß zu einer Desinfektion werden müssen, auch wenn die betreffenden Bakterien weder gesundheitsschädlich noch technisch störend sind.

Es ist durchaus denkbar, daß ein Wasser, das bei seiner Gewinnung primär bakteriologisch einwandfrei war, während einer technisch notwendig werdenden Aufbereitung verkeimt. Es ist ebensogut möglich, daß ein Wasser, dessen bakteriologischer Befund bei der Gewinnung zu Bedenken Anlaß gab und das wegen einer

möglichen Schädigung der Gesundheit einer wirksamen Desinfektion unterzogen wurde, sekundär wieder hohe Keimzahlen aufweist. Entsprechende Beobachtungen liegen vor. Beispielsweise kann ein Reinwasser chemisch noch derartig mit organischen Substanzen belastet sein, daß die erfolgte Desinfektion wegen zu hoher Aufzehrung des Desinfektionsmittels keine Dauerwirkung zeigt. Vorbedingung für eine erfolgreiche, auch über längere Zeit und weitere Entfernungen wirksame Trinkwasserdesinfektion ist also eine ordnungsgemäße, vorgeschaltete Aufbereitung.

Man kann mit Sicherheit unterstellen, daß die einzelnen Keimarten, die jene oben erwähnten Bakterienansammlungen verursachen, nicht pathogen sind. Die mit dem Trinkwasser aufgenommene Bakterienzahl ist auch mit Sicherheit zu vernachlässigen gegenüber der Zahl aller jener indifferenten Bakterien, die wir täglich mit anderen Lebensmitteln aufnehmen. Trotzdem bilden sie ein Problem, nicht nur für den Betrieb eines Wasserwerkes selbst, sondern beispielsweise auch für die amtsärztliche Beurteilung einer Wasserversorgungsanlage. Die Problematik liegt also nicht nur auf der technisch-bakteriologischen Seite, sondern hat auch verwaltungsrechtliche Konsequenzen, solange nämlich die nach bestimmten, konventionellen Methoden im Laboratorium festgestellte allgemeine „Gesamtkeimzahl“ Kriterium einer hygienisch bedenklichen Verunreinigung ist und solange deshalb Grenzzahlen gesetzt werden, deren Einhaltung als Auflage gilt. Vielleicht könnte es daher in der Zukunft notwendig werden, die jetzt geltenden Laboratoriumsindikatoren für die potentielle Gesundheitsschädlichkeit eines Trinkwassers zu überprüfen, um Fehlbeurteilungen zu vermeiden, die im Einzelfalle zu unbeachtlicher Beunruhigung Anlaß geben könnten.

Bisher stand die Desinfektion neben anderen Maßnahmen der Wasseraufbereitung, wie etwa Entsäuerung oder Enteisenung. Oft war sie sogar nur das einzige Aufbereitungsverfahren, das erforderlich war. Dabei galt die Grundregel, bei einer chemischen Desinfektion den Zusatz von Desinfektionsmitteln so gering wie möglich zu halten. So gering also, wie es die mikrobielle Beschaffenheit des Wassers, seine chemisch-physikalische Zusammensetzung, seine Temperatur und die Einwirkungszeit für das Desinfektionsmittel zuläßt, um trotzdem einen optimalen Keimtötungserfolg zu erzielen.

Der immer stärker zunehmende Rückgriff auf Oberflächenwasser und auf Uferfiltrate führt aber dazu, daß für die Aufbereitung auch die Entfernung z. B. von Geruchs- und Geschmacksstoffen von immer größerer Bedeutung wird. Abgesehen von der Aktivkohle kommen für diese Aufbereitung aber in erster Linie wieder die Anwendung der gleichen Mittel in Betracht, die auch für die reine Keimabtötung verwendet werden, nämlich Chlor, Chlordioxid und Ozon. Die zur Zerstörung der Geruchs- und Geschmacksstoffe erforderliche Konzentration liegt aber in der Regel höher als die zur Desinfektion erforderliche, so daß die Desinfektionswirkung gewissermaßen nicht als Selbstzweck, sondern als Nebenwirkung mit anfällt. Daß es trotz der erhöhten Oxydationsmittelzugabe oft nur zu einer Keimverminderung und nicht zu einer restlosen Keimbeseitigung kommt, liegt daran, daß die im Rohwasser, d. h. im Oberflächenwasser oder Uferfiltrat vorhandene organische Substanz so viel von dem Oxydationsmittel verbraucht, daß für die eigentliche Desinfektionswirkung nur noch unterschwellige, wenig wirksame Konzentrationen übrig bleiben. Andererseits kann es dazu kommen, daß die zur geschmacklichen „Schönung“ verwendete erhöhte Menge des Oxydationsmittels durch Filterung wieder entfernt werden muß. Dann tritt wieder die Frage der sekundären Keimanreicherung in den Vordergrund, unter

Umständen mit der Folgerung, daß nach z. B. Ozonung und Filterung oder nach Chlorung und Filterung ein weiterer Chlorungsvorgang angeschlossen werden muß. Genau genommen laufen also zwei Desinfektionsvorgänge nacheinander ab.

In der medizinischen Desinfektion gilt die Regel, daß der Erfolg abhängig ist von der Konzentration des angewendeten Mittels, der Einwirkungstemperatur und der Einwirkungszeit. Unter Zugrundelegung dieser drei Faktoren allein dürfte eine Trinkwasserdesinfektion kaum erfolgreich sein, denn bei ihr wird die Wirkung des Desinfektionsmittels maßgeblich beeinflusst von dem Ausmaß einer roh-wasserspezifischen Aufbereitung. Dies ist ausschlaggebend für die Tatsache, daß es bei der Trinkwasserdesinfektion kaum möglich ist, generell zu sagen, bei welcher Desinfektionsmittelkonzentration mit einer hundertprozentigen Desinfektionswirkung zu rechnen ist. Daraus, und das muß ganz besonders betont werden, resultieren eigentlich die meisten Probleme der laufenden zentralen Trinkwasserdesinfektion.

Es dürfte nicht Sinn dieses Vortrages sein, die verschiedenen Trinkwasserdesinfektionsverfahren und ihre Vor- und Nachteile im einzelnen zu schildern; diesbezüglich möge auf die Zusammenstellung von MEGAY (12) verwiesen werden. Die Abhängigkeit des Desinfektionserfolges von der Aufbereitung tritt sowohl bei chemischen als auch bei physikalischen Desinfektionsverfahren zutage. Beispielsweise haben die Keimvermehrungen im Rohrnetz in Hannover gezeigt (13), daß trotz Anwendung der zulässigen Höchstchlormenge keine entscheidende Keimverminderung zu erzielen war, bedingt durch die Einspeisung eines organisch belasteten Reinwassers ins Netz. Ähnliche Beobachtungen liegen auch aus anderen Städten vor, besonders dann, wenn sie keine Grundwasserversorgung haben (14, 21). Herr Dipl.-Ing. ROGGENKAMP und Herr Dr. ROOK werden im Rahmen dieser Vortragsreihe noch näher auf diese Erscheinungen eingehen. Daß auch die Ozonung, und zwar als laufende Desinfektion und nicht als vorgeschaltete Aufbereitungsmaßnahme angewandt, die gleichen Probleme in sich birgt, zeigen bakteriologische Untersuchungsbefunde, die uns freundlicherweise Herr Prof. BADER vom Hygiene-Institut Tübingen zur Verfügung stellte. Nach diesen Ergebnissen lieferten einige Quellwasserwerke mit stark schwankender chemischer und bakteriologischer Rohwasserqualität (Schwankungen des KMnO_4 -Verbrauches zwischen 4 und 70 mg/l, Schwankungen des Colibakteriengehaltes des Rohwassers zwischen 0 und 10 000 Colikeimen in 100 ml) trotz theoretisch ausreichenden Ozonzusatzes nicht immer ein bakteriologisch einwandfreies Reinwasser. Es konnten in den Jahren 1957 bis 1966 bei vier verschiedenen Werken nach der Ozonung vereinzelt Colibakterienbefunde und häufiger Gesamtkeimzahlen über 100 im Milliliter festgestellt werden.

Da die Trinkwasseraufbereitung auf Seeschiffen durch Niederdruckverdampfer mit einer Betriebstemperatur von 40° bis 50°C nicht immer ein bakteriologisch einwandfreies Destillat liefert (15), wurde in Zusammenarbeit mit Herrn Dr. GOETHE, dem Leiter der Abteilung für Schiffsmedizin des Tropeninstitutes in Hamburg, die Möglichkeit der Verwendung von gesilberten Aktivkohlefiltern und von UV-Bestrahlungsgeräten zur nachgeschalteten Desinfektion geprüft. Diese Filter verkeimten sehr schnell, und auch ein nachgeschalteter Reaktionsbehälter zur Intensivierung der Silberwirkung hatte keinen sicheren Desinfektionserfolg, da offensichtlich die abgegebene Silbermenge auch in Abhängigkeit von der zwangsläufig durch das Behältervolumen begrenzten Nachwirkungszeit nicht groß genug ist. Bei der Prüfung der desinfizierenden Wirkung von UV-Strahlen zeigte sich in etwa 8000 Untersuchungen, daß der Desinfektionserfolg maßgeblich von

der Aufbereitung des Wassers zu einer gleichbleibenden chemischen Qualität abhängig ist. Nur dann gelingt es, dreistellige Keimzahlen auf einstellige Werte zu reduzieren; eine sichere Abtötung von Colikeimen und Salmonellen konnte aber trotzdem nicht regelmäßig erzielt werden. Eine Desinfektion im echten Sinne ist hier bei Anwendung im laufenden Betrieb eindeutig in Frage gestellt, denn eine Reduzierung der Gesamtkeimzahl unter Schonung von Faekalindikatoren oder gar Krankheitserregern dürfte lediglich als „kosmetischer“ Erfolg betrachtet werden können. Man sollte also bei der Auswahl des Desinfektionsverfahrens nach den Umständen fragen. Auf dem Schiff ist wegen der Unterschiedlichkeit der Trinkwasserverhältnisse tatsächlich die Beseitigung massiver Bakterieneinbrüche erwünscht, die Desinfektionsmaßnahme sollte also in ihrer Wirkungsbreite über das hinausgehen, was wir im laufenden Wasserwerksbetrieb als Sicherheitsdesinfektion (Chlorung, Ozonung) bezeichnen. Daß eine solche Sicherheitschlorung nicht in der Lage ist, massive Bakterieneinbrüche unschädlich zu machen, wie sie durch einen Kurzschluß Abwasser/Trinkwasser etwa als Folge von U-Bahn-Bauten, Verlegung neuer Rohrnetzstücke, Durchschlagung von Abwasserrohren beim Brunnenbau usw. gegeben sind, hat auch die Hamburger Flutkatastrophe gezeigt, die analog dem ersten Naturexperiment der Choleraepidemie von 1892 genau 70 Jahre später als zweites unfreiwilliges Experiment auf dem Gebiet der Trinkwasserepidemiologie gewertet werden muß. Der massive Einbruch von Elbwasser in Versorgungsbrunnen und Reinwasserbehälter hat deutlich gezeigt, daß die „Sicherheitschlorung“ weder in der Lage war, diese bakterielle Verunreinigung von vornherein zu unterbinden, noch sie anschließend zu beseitigen. Das ist auch gar nicht ihre Aufgabe, sondern sie soll weiter nichts, als ein gut aufbereitetes, bakteriologisch einwandfreies, aber seiner Herkunft nach gefährdetes Wasser bakteriologisch einwandfrei zu erhalten, solange keine neuen Störungen erfolgen. Man muß also die Desinfektion als Sicherung gegen die potentielle Gefahr von den Desinfektionsmaßnahmen als Folge einer akuten Gefahr grundsätzlich unterscheiden. Nur in dem erstgenannten eingeschränkten Sinne ist dann der Gebrauch des Wortes „Sicherheitschlorung“ gerechtfertigt.

Die Kontrolle der Trinkwasserdesinfektion kann mit technischen Mitteln oder chemischen und bakteriologischen Untersuchungen geschehen. Man muß sich darüber im klaren sein, daß auf Grund der geschilderten besonderen Verhältnisse bei der Trinkwasserdesinfektion die vorherige Angabe einer absoluten Menge an Desinfektionsmittelzusatz, die auch die restlose Beseitigung der Bakterien garantiert, nur schwer möglich ist. Deswegen haben die geschilderten drei Kontrollmaßnahmen auch einen unterschiedlichen Aussagewert. Das bakteriologische Ergebnis liegt erst nach einer bestimmten Zeit vor, während technische Kontrollsysteme wie automatisch gesteuerte Dosier- und Registrieranlagen oder chemische Nachweismethoden einen sofort verwertbaren Befund vermitteln. Das Ergebnis der Kontrolle ist also in jedem Falle nicht ideal, entweder liefert es ein augenblickliches Bild der Höhe des Desinfektionsmittelzusatzes, ohne dabei Auskunft über das Verhalten der Bakterien zu geben, oder es liegt ein Bild der Bakterienflora vor, das aber nur noch retrospectiv mit dem damaligen Desinfektionsmittelgehalt in Zusammenhang gebracht werden kann.

Zur Kontrolle der Desinfektionswirkung im Sinne des DAB 6 wäre es notwendig, die Abwesenheit aller Krankheitserreger in der betreffenden Wasserprobe zu beweisen, ein Weg, der in der Praxis nur ausnahmsweise beschritten zu werden braucht. Im allgemeinen begnügt man sich mit der Zuhilfenahme von bakteriellen Indikatoren. Während die Aussage, daß keine Krankheitserreger im

Wasser sind, eine absolut eindeutige ist, bringt die Verwendung von Indikatorsystemen, wie etwa die Bestimmung der Gesamtkeimzahl oder der Nachweis von *Escherichia coli*, Enterokokken oder Clostridien zwangsläufig das Setzen von Grenzwerten mit sich. So ist beispielsweise die Zahl 100 als obere Grenze für die Gesamtkeimzahl eines bakteriologisch einwandfreien Wassers ein Erbe ROBERT KOCHS (16), denn er schreibt im Zusammenhang mit seinen Untersuchungen über die Wirksamkeit der Langsamsandfilter: „Wenn ein Filterwerk in jeder Beziehung ordnungsgemäß arbeitet, dann finden sich erfahrungsgemäß im filtrierten Wasser weniger als 100 entwicklungsfähige Keime in einem Kubikzentimeter, und zwar ist diese Grenze unabhängig von dem Bakteriengehalt des Rohwassers.“ ... Und weiter: „Filtriertes Wasser, welches mehr als 100 Keime im ccm enthält, darf nicht ins Reinwasserreservoir geleitet werden. ... Die Annahme, daß filtriertes Wasser mit einem höheren Keimgehalt als 100 nicht genügend gereinigt sei, ist durch die Erfahrung des Altonaer Wasserwerkes, welche durch diejenige anderer Werke bestätigt wurde, vollauf begründet. Dieselbe (nämlich die Zahl 100) ist selbstverständlich nicht so zu verstehen, daß ein Wasser mit 101 oder 105 Keimen schon ohne weiteres zu verwerfen ist: Es kommt eben auf eine verständige Beurteilung des Einzelfalles an, und die Zahl 100 soll nur einen durch die Erfahrung gewonnenen Anhalt für die Beurteilung geben.“ Wir wenden heute die Zahl 100 nicht mehr nur auf die Beurteilung von Langsamsandfiltern an, für die sie ursprünglich gedacht war, sondern es wird ihr oft Allgemeingültigkeit für die Beurteilung ganz unterschiedlicher Wässer zugesprochen, z. B. Brunnenwasser, Tankwasser, Leitungswasser aus einer zentralen Versorgung, ja sogar Schwimmbadwasser.

Probleme bei der bakteriologischen Kontrolle entstehen aber nicht nur durch derartige Grenzwerte für Gesamtkeimzahlen, sondern auch durch die Anwendung von Indikatorbakterien. Es sei in diesem Zusammenhang auf die Frage der echten *Escherichia coli* oder der sogenannten Coliformen als Indikator einer faekalen Verunreinigung hingewiesen sowie auf die Tatsache, daß die Chlorresistenz der Indikatorkeime *Escherichia coli* und Enterokokken verschieden groß ist (17), so daß man erwägen könnte, welches der zweckmäßigere Indikatorkeim ist, der alt-hergebrachte oder der empfindlichere. Daß auch die verwendete Untersuchungsmenge die Beurteilung beeinflussen kann, haben die Erfahrungen der Hamburger Flutkatastrophe gezeigt (18). Es gelang damals zu wiederholten Malen, in gechlorten Wässern, die eine Gesamtkeimzahl von 0 in 1 ml und eine Colikeimzahl von 0 in 100 ml hatten, also nach dem allgemeingültigen Bewertungsmaßstab bakteriologisch einwandfrei gewesen wären, bei Untersuchung von 1000 ml noch Paratyphus-B-Keime nachzuweisen. Ähnliche Beobachtungen konnten in den USA auch SELIGMANN und REITLER (19) anlässlich einer Salmonella-Epidemie in einer Wohnsiedlung machen.

Genauso wie die Planung der Trinkwasserdesinfektionsanlage nicht isoliert betrachtet werden sollte, sondern den Bedürfnissen und der Eigenart des einzelnen Wasserwerks angepaßt werden muß, sollte auch die Kontrolle der Desinfektion nicht schematisch, sondern entsprechend dem Bedarf erfolgen. Um Änderungen in den Desinfektionsmaßnahmen rechtzeitig in die Wege zu leiten, ist eine getrennte Kontrolle des Rohwassers und der einzelnen Aufbereitungsstufen im Werk notwendig, genauso wie eine Kontrolle der einzelnen Etappen des Versorgungsnetzes. Andererseits sollte man sich immer, besonders aus der Sicht des Amtsarztes, darüber im klaren sein, daß die Zahl der Untersuchungen an der Qualität

des Wassers nichts ändert, wenn nicht die Konsequenzen aus den Befunden gezogen werden.

In seinem Vorwort zu dem klassischen Handbuch über die Hygiene des Wassers (20), das vor über 50 Jahren erschien, schrieb AUGUST GÄRTNER, daß das ganze Werk unter dem Leitmotiv der Sorge für die Brauchbarkeit des Wassers gestanden habe und deshalb „Hygiene des Wasser“ genannt wurde. Er schreibt: „Der Begriff ist in weiterem Sinne aufzufassen; denn wie die gesundheitliche, so ist in gleicher Weise die wirtschaftliche Seite berücksichtigt worden. Somit erstreckt sich die „Hygiene“ nicht nur auf den Menschen und seine Gesundheit, sondern auch auf das Wohlbefinden der Wassersammlungsanlagen, der Wasserbehälter und der Rohrnetze usw.“

Es scheint, daß dieser Leitsatz gerade bei der Frage der Trinkwasserdesinfektion Richtschnur für die Zusammenarbeit von Technikern, Chemikern und Medizinern sein muß. Vielleicht gelingt es dann, dem Trinkwasser noch einige Zeit seinen Charakter als echtes Lebensmittel zu erhalten und es nicht, wie es in den USA bereits seit langem geschieht, zu einem notwendigen Gebrauchsgegenstand zu degradieren. Nur dieser Einstellung zum Trinkwasser ist es wohl zuzuschreiben, daß nach Kriegsende an den öffentlichen Trinkwasserzapfstellen der Berliner Bahnhöfe auf dem Schild, das bei uns die bescheidene Inschrift trägt: „Kein Trinkwasser“, der dramatische Satz stand: „If you want to leave your bones in Berlin, drink this water!“

Literatur

1. KOCH, W.: Der hafenärztliche Dienst im Wandel der Zeiten, Vortrag, 75jähriges Bestehen, Hamburg, 2. 4. 1968. (Zusammenfassung Z. Städtehygiene, 19, 7, 140, 1968).
2. DAB 6: Deutscher Apotheker-Verlag, Berlin 1941, 3. Nachtrag; Deckers Verlag Hamburg, Berlin, Bonn, 1959.
3. DIN 2000: Leitsätze für die zentrale Trinkwasserversorgung, Mai 1959.
4. DIN 4046: Wasserversorgung, Fachausdrücke und Begriffserklärungen, April 1960.
5. Milchgesetz vom 31. 7. 1930, BGBl. III. Folge 71, 29.
6. GRÜN: Desinfektion als hygienisches Problem mit Berücksichtigung toxikologischer Fragen. Öfftl. Ges. Dienst 29, 183, 1967.
7. ROBERT KOCH: Gesammelte Werke, Band I, Thieme Verlag 1912, 424.
8. DOUGHERTY und MORRIS: Studies on the Removal of Actinomycete musty taste and odors in water supplies JWWA 59, 10, 1320, 1967.
9. SILVEY et al.: Actinomycetes and Common tastes and odors, JAWWA, 11, 1018, 1950.
10. BRANTNER: Bakteriologische Untersuchungen an Ionenaustauschanlagen, GWF 10, 241, 1968.
11. DE JONG: Anstrichmittel für Trinkwasserbehälter, ein Problem der Eignungsprüfung in hygienischer Sicht, Vortrag, 2. Arbeits-Tg. der DGHM, Mainz 1968.
12. MEGAY: Trinkwasserdesinfektion, Gas, Wasser, Wärme, XXI, 11, 257, 1967.
13. HARTWIG: Wasserwerke Hannover: Der Kampf mit den Keimen, Neue Deliwa, 2, 97, 1968.
14. MÜLLER, GERTRUD: Bakteriologische Probleme der zentralen Trinkwasserchlorung, Z. Städtehygiene 9, 197, 1950.
15. MÜLLER, GERTRUD, GOETHE und HERRMANN: Bakteriologische Untersuchungen an Verdampferanlagen zur Trinkwasserversorgung auf Seeschiffen, Z. Bakt. I, O., 207, 409, 1968.
16. ROBERT KOCH: Wasserfiltration und Cholera, Gesammelte Werke, Band II, 183, Thieme Verlag 1912.
17. MÜLLER, GERTRUD: Der Wert des Kokkennachweises bei gechlorten Wässern, Arch. Hyg. 151, 5/6, 402, 1967.

18. —: Welche Konsequenzen ergeben sich aus den Erfahrungen der Hamburger Flutkatastrophe für die hygienische Trinkwasseruntersuchung, Arch. Hyg. 148, 321, 1964.
19. SELIGMANN und REITLER: Pathogene Darmbakterien in Wasser mit niedrigem Coligehalt, JAWWA, 57, 1572, 1965.
20. GÄRTNER, AUG.: Die Hygiene des Wassers, Verl. Friedr. Vieweg, Braunschweig 1915.
21. KOPECKY: Entkeimungsprobleme der Salzburger Wasserwerke, Österr. Wasserwirtsch. 20, 9/10, 198, 1968.

Dr. med. GERTRUD MÜLLER
 Direktor und Professor
 Inst. Wasser-, Boden-, Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes
 1 Berlin 33
 Corrensplatz 1

Diskussion

Prof. Dr. LUDWIG WOLFF
 Staatliches Institut für Hygiene und Infektionskrankheiten, Saarbrücken

Ich möchte darauf aufmerksam machen, daß die Trinkwassergüte nicht nur gemäß § 11 BSG, sondern auch gemäß § 3 LMG zu beurteilen ist, d.h. wenn das Wasser geeignet ist, die menschliche Gesundheit zu schädigen, fallen darunter auch toxische Wirkungen von Bakterien, die im Sinne von § 11 BSG apathogen sind. Ich erwähne, daß Pyrogene gerade von apathogenen, gramnegativen Bakterien geliefert werden, die an der Nachverkeimung teilhaben. Ich erlebte Fälle, wo Infusionslösungen und -geräte, die mit solchem nachverkeimten, aber sterilisiertem Wasser hergerichtet worden waren, schwere Pyrogenreaktionen hervorriefen. Diese apathogenen Bakterien sind Eiweißspalter, und ihre Gegenwart ruft in Wasser, das in Lebensmittelbetrieben (Molkereien, Metzgereien usw.) verwandt wird, schwere wirtschaftliche Schäden hervor.

Ich empfehle daher bei Neuentwicklungen von Untersuchungsmethoden diese Gesichtspunkte nicht aus dem Auge zu lassen, d.h. nicht nur die pathogenen Bakterien gemäß § 11 BSG zu beachten, sondern auch die Mikroben, die nach § 3 LMG geeignet sind, toxische Schäden hervorzurufen, zu erfassen.

Diese gem. § 11 BSG als apathogen anzusehenden Bakterien kommen auch in Ionenaustauscher und Filtermaterial vor.

In einer neuen Klinik erlebte ich auf der Frühgeburten- und Säuglingsstation folgendes: In den Teeküchen waren Ionenaustauscher eingebaut. Der mit dem Einbau beauftragte Ingenieur gab aber weder Bedienungs- noch Wartungsvorschrift bekannt. Nach halbjährigem Gebrauch ohne Wartung lieferten die Geräte ein so stark verkeimtes Wasser, daß die Verwendung des Wassers Schäden hervorrief.

Bei dem allgemein anzunehmenden Mangel an Kenntnissen über solche Fragen wäre anzuregen, daß die Hersteller von Geräten, an die gemäß § 11 BSG und § 3 LMG hygienische und gütetmäßige Erwartungen zu stellen sind, die Bedienungs- und Wartungsvorschriften fest auf den Geräten anbringen, da sonst Fehler unterlaufen, die schwerste Konsequenzen haben.

Dr. FRANZ RÖSSNER
 Hamburger Wasserwerke GmbH

1. Sie haben dankenswerterweise die Frage der Bekämpfung nicht pathogener Mikroorganismen mittels Chemikalienzusätzen angesprochen. Diese Methodik widerspricht dem Grundgedanken des Lebensmittelgesetzes. Wie stellen Sie sich dazu?

2. Es sei die Feststellung erlaubt, daß die Hamburger Flutkatastrophe nicht zu epidemischen Erkrankungen Anlaß war. Zum Teil doch eine Folge von Chlorzusätzen, die mehrfach und in hohen Konzentrationen gegeben wurden.

Dr. GOETHE

Bernhard-Nocht-Institut, Hamburg, Abteilung für Schiffsmedizin

Die Präzisierung und Vereinheitlichung der von Frau Prof. MÜLLER kritisierten Begriffsanwendung von „Sterilisation, Desinfektion, Sicherheitschlorung“ usw. erscheint dringend erforderlich. Die Teilnehmer dieser Tagung sollten eventuell hier bzw. innerhalb ihrer Wirkungskreise — auch im internen Bereich — auf eine einheitliche Definition hinstreben.

Schlußwort

(GERTRUD MÜLLER)

Der Sinn dieses Vortrages sollte nicht sein zu kritisieren, sondern es bestand die Absicht, den Versuch zu machen, jedem Begriff das richtige Wort zuzuordnen. —

Es ist nicht auf Anhieb zu erkennen, warum die Beseitigung nicht pathogener Mikroorganismen dem Grundgedanken des Lebensmittelgesetzes widersprechen sollte. Nach der auf der Ermächtigungsgrundlage des § 5 a LMG erlassenen TrinkwasseraufbereitungsVO vom 19. Dezember 1959 sind Chemikalien als „Zusatz bei der Aufbereitung von Trinkwasser“ zugelassen. Warum sollte daher die Beseitigung apathogener Keime in einem Trinkwasserversorgungssystem nicht auch eine Aufbereitungsmaßnahme sein, die völlig unabhängig von den Maßnahmen des § 11 Bundesseuchengesetz zu beurteilen ist. Wenn es sich bei Keimvermehrungen im Wassergewinnungs- und Verteilungssystem im allgemeinen nicht um Krankheitserreger, sondern in den meisten Fällen um technisch störende Bakterienansammlungen handelt und außerdem der Chemikalienzusatz auf einen Wert begrenzt wird, der nach dem heutigen Stand der Wissenschaft keine Krankheitsfolgen hat, ist der § 3 des LMG nicht heranzuziehen, denn weder Chemikalienmenge noch Keimvermehrungen dieser Art sind „geeignet, die menschliche Gesundheit zu schädigen“. Auch der § 4 LMG, der den Schutz des Verbrauchers sichern soll und das „Nachmachen, Verfälschen und die irreführende Bezeichnung“ eines Lebensmittels verbietet, ist bezüglich der Beseitigung von apathogenen Keimen im Wasserversorgungssystem unter Einhaltung der zugelassenen Höchstmengen an Chemikalien nicht anwendbar. Der Begriff der Verfälschung schließt allerdings nach einem Bundesgerichtsurteil auch den Begriff des Ekels ein, d. h. ein Lebensmittel ist dann als verdorben anzusehen, wenn es beim Durchschnittsverbraucher Ekel erregt. Dabei genügt es, daß der Konsument bei Kenntnis der Herkunft oder der Herstellung Ekel empfindet, ohne daß die ekelerregenden Eigenschaften zu riechen oder zu schmecken sein müssen. Wie weit der Begriff „nicht ekelerregend“ im Sinne des § 4 LMG mit dem Begriff „appetitlich“, wie er beispielsweise in dem Abschnitt 3.3. der DIN 2000, Leitsätze für die zentrale Trinkwasserversorgung, Ausgabe Mai 1959, gebraucht wird, gleichgesetzt werden kann, muß erneut zur Diskussion gestellt werden. Denn es ist gut vorstellbar, daß beim Verbraucher ein Ekelgefühl entsteht, wenn ihm bekannt wird, daß das Trinkwasser eine erhöhte Anzahl, wenn auch apathogener Bakterien enthält, so daß schon aus diesem Grunde eine Aufbereitung nach § 1, Abs. 2 der TrinkwasseraufbereitungsVO notwendig werden kann.

Die zunehmende Verwendung von Ionenaustauschern in der Wasseraufbereitungstechnik wirft nicht nur Desinfektionsprobleme, sondern auch Kontrollprobleme auf. Da der Aussagewert der sogenannten Gesamt- oder allgemeinen Keimzahl nur beschränkt ist, muß für die Zukunft die Frage gestellt werden, wie weit es notwendig ist, innerhalb dieser Bakterien Differenzierungen vorzunehmen, wie es von mir bezüglich der *Ps. fluorescens* zur Beurteilung von Trinkwasserversorgungseinrichtungen auf Schiffen bereits vorgeschlagen wurde. Ebenso wichtig ist es, Bakterienansiedlungen in oder an bestimmten Medien (z. B. Kunststoffen) daraufhin zu prüfen, wie weit hierdurch das Trinkwasser toxische Eigenschaften annehmen kann.

Das Redoxmilieu als Faktor der Keimabtötung

Von SVEN CARLSON

Das Bundesseuchengesetz § 11 verlangt, daß Trinkwasser so beschaffen sein muß, daß durch seinen Genuß oder Gebrauch die menschliche Gesundheit, insbesondere durch Krankheitserreger, nicht geschädigt werden kann. Dieser Forderung werden ohne Aufbereitung und Desinfektion nur Wässer gerecht, die aus gut filtrierenden tieferen Bodenschichten stammen. Leider steht in verschiedenen Gebieten der Bundesrepublik geologisch bedingt kein Grundwasser oder kein geeignetes Grundwasser zur Verfügung, so daß Oberflächenwasser verwendet werden muß. Aber auch in Gebieten, die früher ausschließlich mit Grundwasser versorgt worden sind, muß seit etwa zehn Jahren zunehmend Oberflächenwasser zur Trinkwasserversorgung mit herangezogen werden, um den ständig steigenden Wasserbedarf von Industrie und Haushaltungen decken zu können. Diese aus hygienischer Sicht unerfreuliche Entwicklung zwingt uns, der Trinkwasserdesinfektion vermehrt Aufmerksamkeit zu schenken.

Seit Einführung des Chlors vor 60 Jahren als Mittel zur Desinfektion von Trinkwasser sind zahlreiche Versuche durchgeführt worden, um zuverlässige Angaben über die notwendige Mindestkonzentration an Chlor im Wasser zu erhalten, die einen sicheren Desinfektionserfolg gewährleistet. Obwohl diese Untersuchungen unbestreitbar sehr wertvoll sind, erweisen sich ihre Ergebnisse vielfach für den Wasserwerksbetrieb als wenig brauchbar. Diese Diskrepanz ist darauf zurückzuführen, daß in Laboratoriumsversuchen fast ausschließlich Wässer mit sehr geringer Chlorzehrung, wie sie in der Natur nur gute Grundwässer besitzen, und als Prüfkeime vorwiegend in Nährmedien angezüchtete *E. coli* verwendet wurden. Im Wasser vorkommende *E. coli* aus Faekalverunreinigungen sind jedoch im Vergleich zu Kulturkeimen mit Schutzsubstanzen umhüllt, die ihnen eine größere Widerstandsfähigkeit verleihen. In der Praxis wird deshalb die Chlordosierung auf Werte eingestellt, die zufriedenstellende bakteriologische Ergebnisse liefern. Bakteriologische Untersuchungen können mit Ausnahme einiger Großstädte und Großversorgungsgebiete, deren Wasserwerke über ein eigenes bakteriologisches Laboratorium verfügen, nur in größeren Zeitabständen vorgenommen werden. In der Zwischenzeit stützt sich die hygienische Überwachung allein auf Bestimmungen der Chlorkonzentration. Solange die Wasserbeschaffenheit und die als notwendig ermittelte Chlorkonzentration unverändert bleiben, kann der angestrebte Desinfektionseffekt als gesichert angenommen werden. Diese Voraussetzung erfüllen nur Grundwässer, künstlich angereicherte Grundwässer oder Wässer aus Langsandsandfiltern.

Oberflächengewässer weisen dagegen niemals über längere Zeit eine gleichbleibende Wasserbeschaffenheit auf. Soweit sie als Vorfluter dienen, schwankt entsprechend dem Tagesrhythmus des Abwasseranfalls ihre Abwasserbelastung. Weiterhin verändert sich ihre Zusammensetzung durch Regenfälle, Schneeschmelze, Trockenheit sowie Algenstoffwechselprodukte und Fäulnisvorgänge im Verlauf von Eutrophierungsprozessen (1). Durch Flockung und Schnellfiltration lassen sich stets nur solche Wasserinhaltsstoffe entfernen, die als Kolloide vorliegen. Infolge dieser Gegebenheiten muß mit ungleicher Wasserbeschaffenheit gerechnet

werden, die eine exakte Angabe der zur Desinfektion notwendigen Chlormenge sehr schwierig gestaltet. Dieser Tatsache wird auch die Trinkwasseraufbereitungsverordnung nicht gerecht. Sie erlaubt zwar vorübergehend einen Chlorgehalt nach abgeschlossener Aufbereitung von 0,6 mg/l, aber auch diese Menge gewährleistet nach unseren heutigen Erfahrungen keinen ausreichenden Desinfektionserfolg in Wässern mit hoher organischer Belastung (2).

Bekanntlich reagiert das Chlor nicht nur mit den im Wasser vorhandenen Mikroorganismen, sondern auch mit der Mehrzahl der organischen und verschiedenen anorganischen Substanzen. Es entstehen vorwiegend Cl-substituierte Verbindungen, wie Chloramine, Chlorimine und Chloralkylamine. In der Praxis fallen diese Verbindungen — ohne näher definiert zu werden — unter den Begriff „gebundenes Chlor“. Die desinfizierende Wirkung dieser chlosubstituierten Verbindungen ist, sofern es sich nicht um Chloramine handelt, sehr gering. Ihr chemischer Nachweis sagt nichts über ihr Keimtötungsvermögen aus und kann nur durch bakteriologische Untersuchungen ermittelt werden. Die Beurteilung der Wirksamkeit des Chlors sollte sich deshalb ausschließlich auf den Gehalt an freiem Chlor stützen, dessen Vorhandensein einen möglichst geringen Gehalt an chlorzehrenden Substanzen im Wasser voraussetzt. Leider erlaubt die vielfach in Wasserwerken angewandte Chlorbestimmungsmethode mit o-Tolidin keine exakte Unterscheidung zwischen freiem und gebundenem Chlor. Es ist daher nicht abwegig, daß Trinkwasserepidemien — insbesondere durch Viren — trotz Chlorung des Wassers ausgelöst worden sind (3). Für Wasserwerke, die durch schwankende Wasserbeschaffenheit mit unterschiedlicher Chlorzehrung rechnen müssen, erachten wir es als höchst gefährlich, lediglich auf Grund von Chlorbestimmungen, denen bekanntlich große Fehler anhaften können, auf eine seuchenhygienisch unbedenkliche Wasserbeschaffenheit zu schließen. Diese Situation, die heute für zahlreiche Oberflächenwasser aufbereitende Wasserwerke zutrifft, ist oft den Verantwortlichen nicht bekannt. Sie bildete für uns den Ausgang, erneut das Problem der Desinfektion mit Chlor aufzugreifen.

Bei der Durchsicht der Veröffentlichungen, die sich experimentell mit der erforderlichen Mindestkonzentration eines Wassers an Chlor befassen, lassen sich keine prinzipiellen Fehler feststellen. Die Abweichungen ihrer Ergebnisse von der in Wasserwerksbetrieben ermittelten Chlordosierung beruhen ausschließlich darauf, daß in den wissenschaftlichen Untersuchungen die Desinfektionswirkung des Chlors und die seiner Substitutionsverbindungen stets getrennt geprüft wurden. In gechlorten Trinkwässern liegen zwangsläufig fast immer Gemische beider Produkte vor, so daß Vergleiche nicht gezogen werden können. WATTIE und BUTTERFIELD geben deshalb in ihren grundlegenden Arbeiten für die Praxis Richtzahlen an, die wesentlich über ihren experimentell ermittelten Werten liegen (4, 5).

Wie bereits hingewiesen, reagiert das Chlor mit den im Wasser vorhandenen organischen und verschiedenen anorganischen Substanzen. Da es sich hierbei um Redoxreaktionen handelt, bildet sich auf einer eingetauchten Platinelektrode durch Elektronenabgabe und -aufnahme ein Potential aus, das mit Hilfe eines elektronischen Voltmeters stromlos gegen eine Bezugselektrode (gesättigte Kalomелеlektrode) gemessen werden kann. Die Potentialdifferenz zwischen der Bezugselektrode und dem Metall, auf dem sich die oxydierende und reduzierende Reaktion abspielt, wird als Redoxpotential bezeichnet. Den Desinfektionsvorgang mit Chlor als Funktion des Redoxpotentials oder seiner Änderung aufzufassen, war daher sehr naheliegend. Eine Beziehung zwischen keimtötender Wirkung, pH und Oxidationspotential der HClO wurde bereits von RIDEAL und EVANS 1921 ver-

mutet (6). In späteren reaktionskinetischen Untersuchungen ist dieser Zusammenhang nicht mehr erwähnt worden. Der Grund dafür dürfte darin bestehen, daß die in der Literatur vorhandenen Angaben über Redoxpotential und Desinfektion sich teils widersprechen, unrichtige Schlußfolgerungen enthalten oder auf falschen Grundvorstellungen basieren. SCHMELKES stellte fest, daß während der Chloraminbildung Substanzen entstehen, die die gleiche Oxidationskapazität besitzen wie das Chlor (7). In einer späteren Veröffentlichung vertrat er jedoch die Ansicht, daß zwischen Oxidationspotential und keimtötender Wirkung kein direkter Zusammenhang besteht (8). TRACHTMAN verglich das Redoxpotential, die bakterizide Wirkung von äquivalentem Chlor, Chlorkalk, Chloramin T und Chlordioxidkonzentrationen bei verschiedenem pH in aqua dest. (9). Er beobachtete parallel einen Anstieg des Redoxpotentials und der Bakterizidie in der Reihenfolge Chloramin, Chlorkalk, Chlor und Chlordioxid. Da TRACHTMAN nicht die Gesamthöhe des Redoxpotentials, sondern nach der Keimzugabe seine Änderung durch Reaktionsvorgänge bis zum Gleichgewicht als Kriterium der Desinfektionswirkung wertete, weisen seine Ergebnisse zwangsläufig starke Schwankungen auf. Er hielt deshalb diese Methode für die Beurteilung des Chlorungseffektes für nicht geeignet. In weiteren Veröffentlichungen russischer Autoren wird berichtet, daß schwankende Konzentrationen des Wassers an NO_3^- , Ca^+ und SO_2^- sowie Temperaturänderungen das Redoxpotential nicht nennenswert beeinflussen (10). Steigende Konzentrationen an Ammoniak erniedrigen jedoch das Redoxpotential auf Werte, wie sie für Monochloramin charakteristisch sind. Die Anwendung des Redoxpotentials als Maß für die Wirksamkeit der Chlorung ist ferner von FRERS und LUCK hervorgehoben worden (11, 12). Ihre aufgestellten Formeln bzw. Angaben entsprechen jedoch nicht den Gegebenheiten.

HEICKEN bestimmte in seiner grundlegenden Arbeit über Abwasserdesinfektion die Änderung des Redoxpotentials während der Reaktion des Chlors mit Ammoniak und Aminen (13). Er kam zu dem Ergebnis, daß ein linearer Zusammenhang zwischen Oxidationspotential und bakterizider Wirkung nicht immer gegeben zu sein scheint.

Die Bedeutung des Redoxpotentials für die Virusinaktivierung, wie sie erstmals von RIDENOUR und INGOLS in Betracht gezogen worden ist, wird im nachfolgenden Vortrag Frau LUND behandeln (14).

Trotz widersprechender Angaben über den Aussagewert von Redoxpotentialmessungen zogen wir sie in unsere Untersuchungen über die Desinfektionswirkung des Chlors mit ein, weil das Redoxmilieu außerdem eine wichtige Rolle im Rahmen der Physiologie und Ökologie der Bakterien spielt (15, 16). Der Stoffwechsel und damit die Lebensfähigkeit eines Keimes wird wesentlich durch das Redoxpotential seines umgebenden Mediums, in unseren Versuchen des Wassers, beeinflußt. Bisher ist dieses Gebiet in der Mikrobiologie noch nicht systematisch untersucht worden. Die meisten Ergebnisse beruhen auf zufälligen Beobachtungen, so daß sich allgemeine Gesetzmäßigkeiten bis jetzt nicht ableiten lassen. Der Redoxpotentialbereich ist für die Existenzfähigkeit eines Keimes begrenzt. Anaerobe Keime entwickeln sich nur in einem Medium mit niedrigem Redoxpotential. Aerobier verlangen höhere Werte. Trotz dieser Feststellung muß betont werden, daß auch sie ein relativ niedriges Redoxpotential bevorzugen. Es erklärt sich aus der Tatsache, daß sonst verschiedene ihrer SH-Gruppen oder andere Radikale enthaltenden lebenswichtigen Fermente inaktiviert werden. Obgleich sie Sauerstoff benötigen, ist ein Sauerstoffüberschuß für sie ebenso unzuträglich wie für Anaerobier. Sie schützen sich deshalb gegenüber der Oxidation durch eine reduktive Barriere (15).

Über den Angriffspunkt des Chlors selbst wissen wir bisher sehr wenig. Drei Theorien sind entwickelt worden. Nach der ersten beruht die desinfizierende Wirkung auf abgespaltenem, naszierendem Sauerstoff des HClO . In der zweiten wird als Ursache eine direkte Schädigung des Protoplasmas durch das HClO angenommen, und in der dritten werden toxische Substanzen, die bei der Chlorung von Lipoproteiden in der Zelle entstehen sollen, verantwortlich gemacht. Andere Untersucher sprechen von einer Oxidationswirkung oder Enzymblockierung durch das HClO -Molekül. An *Entamoeba histolytica*-Cysten konnte nachgewiesen werden, daß das Chlor in die Cysten eindringt. Das Penetrationsvermögen hängt von der Konzentration und Kontaktzeit ab. Das Ion ClO^- soll dagegen nicht in die Zelle gelangen können (17). An Bakterienenzymen konnte festgestellt werden, daß das HClO die Triosephosphatdehydrogenase blockiert. Fermente des Kohlehydrat- und Eiweißstoffwechsels lassen sich ebenfalls durch Chlor vollständig hemmen (18). Neuere Untersuchungen mit Chlordioxid ergaben, daß die Proteinsynthese unterbrochen wird, ohne daß Strukturänderungen an sechs isolierten Aminosäuren (Histidin, Asparagin, Phenylalanin, Arginin, Prolin und Leucin) nachweisbar waren (19).

Die Abtötung der im Wasser vorhandenen Keime kann infolgedessen

1. durch die Höhe des Redoxpotentials bedingt sein, so daß lebenswichtige Fermentssysteme blockiert werden, oder
2. auf einer direkten oxidativen Schädigung des Keimes oder seiner Fermentssysteme durch Chlor beruhen.

Sofern die zweite Hypothese zutreffend wäre, müßte sich eine strenge Abhängigkeit der Keimabtötung von der Chlorkonzentration ergeben. Da die Entscheidung dieser Frage für die Praxis von großer Bedeutung ist, wurden von uns Desinfektionsversuche an *E. coli* mit Chlor unter gleichzeitiger Bestimmung des Redoxpotentials durchgeführt. Über die Ergebnisse dieser Untersuchungen soll im folgenden berichtet werden.

Bestimmung der Keimabtötungsgeschwindigkeit

Mit der Bestimmung der Keimabtötungsgeschwindigkeit durch Chlor und Chlorsubstitutionsprodukte haben sich insbesondere HOLLUTA und UNGERER (20), WATTIE und BUTTERFIELD (4, 5) sowie FAIR (21) und POPP (22) befaßt. Auffallend ist bei der Durchsicht ihrer Ergebnisse, daß sofort nach der Chlorzugabe eine große Keimabnahme eintritt, die mit zunehmender Reaktionszeit sich verringert. POPP bezeichnete dieses Phänomen als „primären Keimzahlsturz mit langsamer sekundärer Keimzahlabnahme“. Die Versuchstechnik sämtlicher Autoren bestand darin, daß sie unter jeweils standardisierten Mischbedingungen chlorhaltige Wässer mit Keimsuspensionen oder keimhaltige Wässer mit chlorhaltigen Konzentraten versetzten und nach bestimmten Zeiten Proben entnahmen. Dieser Methode haften zweifellos mehrere Fehler an, die nur bei sehr kleinen Reaktionsgeschwindigkeiten vernachlässigt werden können. Nicht exakt erfassbar ist hierbei der Reaktionsbeginn nach der Keim- bzw. Chlozugabe. Bis zum Abschluß des Mischvorganges bilden sich innerhalb des Gefäßes Zonen mit höheren und niederen Chlor- bzw. Keimkonzentrationen, in denen zwangsläufig unterschiedliche Reaktionsgeschwindigkeiten herrschen. Redoxpotentialmessungen liefern bei dieser Versuchsanordnung ebenfalls falsche Werte, weil die Einstellung des stationären

Zustandes auf der Elektrodenoberfläche eine längere Zeit beansprucht als unter Umständen der gesamte Ablauf der Keimabtötung.

Um diese Fehler so klein wie möglich zu halten und das Redoxpotential zuverlässig erfassen zu können, verwendeten wir in unseren Versuchen eine Misch- und Reaktionsstrecke, wie sie für reaktionskinetische Untersuchungen üblich ist (Abb. 1).

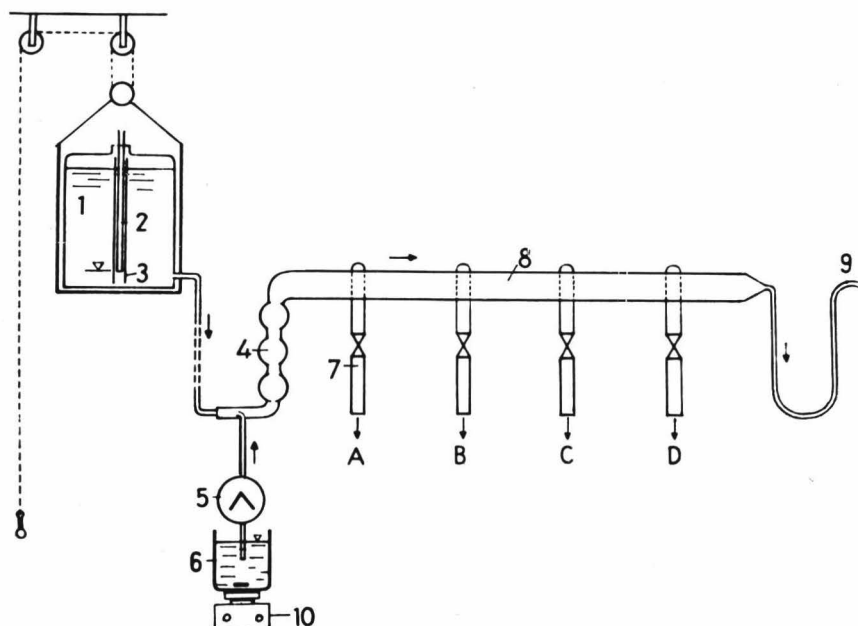


Abb. 1. Graphische Darstellung der Versuchsanordnung.

Zeichenerklärung: 1 50 l Versuchswasserbehälter aus Glas mit regulierbarem Höheniveau. — 2 Niveauregelung nach dem Prinzip einer Hieronschen Flasche. — 3 Schutzrohr, um ein Durchströmen des Versuchswassers mit Luft zu verhindern. — 4 Mischkammer, um eine gleichmäßige Verteilung der Keime im Chlorkontaktrohr zu erreichen. — 5 Feindosierpumpe zur kontinuierlichen Keimzugabe (Seybert-Rahier, Type: ZR 409—10). — 6 Aufnahmegefäß für die Keimsuspension. — 7 A, B, C, D Schließhähne zur Entnahme von Untersuchungsproben. — 8 Chlorkontaktstrecke der Keime (Glasrohr: Länge = 1900 mm, innerer Durchmesser = 35 mm). — 9 Höhenverstellbarer Ablauf. — 10 Magnetrührer zur Aufrechterhaltung einer gleichmäßigen Keimverteilung.

Die durch diese Apparatur fließende Menge an gechlortem bzw. keimhaltigem Wasser blieb während des Versuchsablaufes konstant und betrug stets 600 ml/min. Das Desinfektionsmittelkonzentrat bzw. die Keimsuspension wurden kontinuierlich durch den in der Mitte des Glasrohres befindlichen, gegen den Strom gerichteten Glasstutzen injiziert. Als Versuchskeime dienten *E. coli* einer 18stündigen Bouillonkultur, die zur Entfernung anhaftender Nährbodenbestandteile zweimal in einer Kühlzentrifuge (+ 4 °C) gewaschen und anschließend in sterilem Leitungswasser in einem Schüttelgefäß mit Glasperlen homogenisiert worden waren.

Die mit dem Wasser fadenförmig mitgeführte Desinfektionsmittellösung bzw. *E. coli*-Suspension vermischte sich bei der oben angegebenen Durchlaufmenge nach ungefähr 0,2 Sekunden in der ersten kugelförmigen Kammer mit dem übrigen Wasser. Zur Sicherheit wurden zwei weitere kugelförmige Mischkammern nach-

geschaltet. Nach Verlassen der dritten Mischkammer verlangsamte sich die Geschwindigkeit des Wassers durch eine konusartige Erweiterung von 11° , so daß es im nachfolgenden Glasrohr, dessen Durchmesser der Basis des Konus entsprach, in ebener Front gleichmäßig weiterfloß (Abb. 2).

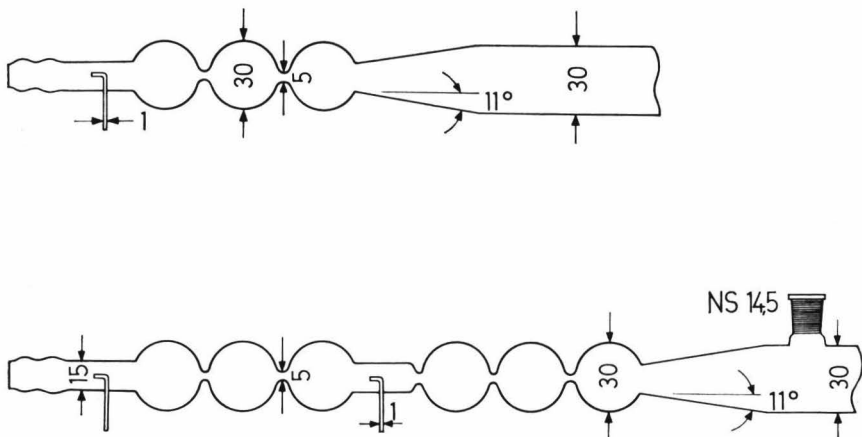


Abb. 2. Obere Darstellung: Gegenstromgerichteter Bakterieneinleitungsstutzen (1) mit Mischkammern und Übergang zur Chlorkontaktstrecke. — Untere Darstellung: Bakterien- und Chloreinleitungsstutzen mit Mischkammern und Stutzen zur Einführung einer Platinelektrode.

Auf Grund dieser strömungstechnisch optimalen Bedingungen war es möglich, durch Zusatz eines Farbstoffes bei konstanter Strömungsgeschwindigkeit die Reaktionszeit des Chlors mit den zugegebenen *E. coli* für jeden der in gleichmäßigen Abständen am Rohr befindlichen Probeentnahmestutzen exakt zu bestimmen. Auf diese Weise konnten während des gesamten Versuchsablaufes an jedem Stutzen Proben gleichen Alters entnommen werden. Um eine unkontrollierbare Verlängerung der Reaktionszeit des Chlors zu verhindern, enthielten die Probeentnahmeflaschen für *E. coli*-Untersuchungen $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ im Überschuß. Die Bestimmungen des Chlorgehaltes erfolgten nach der von PALIN angegebenen Methode (23, 24, 25). Hierzu mußten vor der ersten Reagenzzugabe 100 ml in einem Gefäß aufgefangen werden. Dies bedeutet, daß bei der angegebenen Strömungsgeschwindigkeit von 600 ml/min ein Meßfehler von 10 Sekunden gegenüber der bis zu jedem Stutzen ermittelten Reaktionszeit eintrat. Bei großen Reaktionsgeschwindigkeiten, also in sämtlichen Untersuchungen, in denen die Entnahmezeit gegenüber der Reaktionszeit zu groß war, um vernachlässigt werden zu können, wurde dieser Fehler berücksichtigt.

Das Redoxpotential und seine eventuelle Änderung im Verlauf der Reaktionsstrecke ließ sich nach der Chlorzugabe und Vermischung verhältnismäßig leicht messen, weil an verschiedenen Stellen der Reaktionsstrecke Platinelektroden eingesetzt worden waren. Da an jeder dieser Stellen während des gesamten Versuches stets ein Wasser vorbeiströmte, das jeweils den gleichen Reaktionszustand aufweist, stand genügend Zeit zur Ausbildung eines stationären Zustandes auf der Elektrodenoberfläche zur Verfügung. Die Zeit, die das Wasser von der Chlorzugabestelle bis zu den einzelnen Redoxpotentialmeßstellen benötigte, wurde wie

bei der Bestimmung der Probeentnahmezeiten durch stoßweise Zugabe von Farbstoff experimentell ermittelt.

Die zeitliche Abhängigkeit der Keimtötung

In Anlehnung an die Untersuchungen von POPP (22) sowie HOLLUTA und UNGERER (20) setzten wir zur Bestimmung der zeitlichen Abhängigkeit der Keimabtötung in unseren Versuchen *E. coli*-Suspensionen chlorhaltigen Wässern zu. In weiteren Versuchsreihen wurden konzentrierte chlorhaltige Lösungen in mit *E. coli* infiziertes Wasser gegeben. Die folgenden Ergebnisse beziehen sich ausschließlich auf Untersuchungen, in denen *E. coli*-Suspensionen chlorhaltigen Wässern zugesetzt wurden. Über die Befunde der Zugabe von chlorhaltigen Lösungen in *E. coli*-haltige Wässer wird Herr HÄSSELBARTH berichten.

Nach dem Reaktionsgeschwindigkeitsgesetz von HOLLUTA und UNGERER (20)

$$\frac{dx}{dt} = k \cdot C_{Cl_2} - KZ = k C_{Cl_2} (KZ_0 - x),$$

in dem $\frac{dx}{dt}$ die Abnahme der Keimkonzentrationen je Zeit, k die Geschwindigkeitskonstante, C_{Cl_2} die Konzentration an Gesamtchlor, KZ die Keimzahl der Zeit t , KZ_0 die Anfangskeimzahl und x die zur Zeit t bereits abgetöteten Keime/ml sind, muß man erwarten, daß die Keimabtötungsgeschwindigkeit bei konstantem pH proportional der Konzentration an Gesamtchlor und der Keimzahl zur Zeit t ist. In unseren Versuchen verlangten wir außerdem eine Konstanz des sich jeweils einstellenden Redoxpotentials. Voraussetzung war die erwähnte Reinigung der verwendeten *E. coli* von Nährbodenbestandteilen, um Reaktionen des Chlors mit diesen unerwünschten Substanzen zu vermeiden. Einzelversuche über die Abtötung der *E. coli* durch Chlor lassen vermuten, daß mit abnehmender Keimzahl während des Versuches eine Verminderung der Abtötungsgeschwindigkeit eintritt. Ändert man jedoch unter sonst gleichen Bedingungen die Ausgangskeimzahl in einer Größenordnung zwischen 100 und 5000 *E. coli*/ml, dann findet man in Abtötungsversuchen mit Chlor zu verschiedenen Zeiten bei konstanten Reaktionsgeschwindigkeiten stets einen annähernd gleichen Prozentsatz an überlebenden Keimen. Dieses Resultat legt den Verdacht nahe, daß die Reaktionsgeschwindigkeit der Keimabtötung nicht von der Keimkonzentration abhängig ist. Ein eindeutiger Beweis ließe sich nur erbringen, wenn die Ausgangskonzentration der Keime wenigstens über drei Zehnerpotenzen variiert werden könnte. Derartige Untersuchungen lassen sich experimentell nicht realisieren, weil die Chlorkonzentration durch Zusatz hoher Keimzahlen infolge der Chlorzehrung nicht konstant gehalten werden kann. Unsere bisher vorliegenden Ergebnisse lassen vermuten, daß die Keime während des Desinfektionsvorganges nach einem Wahrscheinlichkeitsgesetz abgetötet werden.

Nimmt man zur Ermittlung der Abhängigkeit der Reaktionsgeschwindigkeit von der Chlorkonzentration Keimabtötungskurven von einem bestimmten Wasser mit unterschiedlichen Chlorgehalten auf, so erhält man mit steigender Chlor-

konzentration eine größere Keimabtötungsgeschwindigkeit. In unseren Versuchen benutzten wir jedoch Wässer verschiedener Herkunft, die jeweils auf pH 7 eingestellt worden waren. Hierbei fiel auf, daß übereinstimmende Reaktionsgeschwindigkeiten mit gleichzeitigem Erreichen einer 100%igen Keimabtötung teils durch geringere und teils durch wesentlich höhere Konzentrationen an freiem Chlor erzielt wurden. Die Keimabtötungsgeschwindigkeit durch oxidierend wirkende Chlorsubstitutionsverbindungen war ebenfalls nicht von ihrer im Wasser vorhandenen Menge abhängig. Ferner trat bei einigen Wässern durch kleinere Konzentrationen an Chloraminen oder anderen Chlorsubstitutionsprodukten eine schnellere Keimabtötung ein als durch äquimolekulare Konzentrationen an freiem Chlor. In sämtlichen Versuchen, in denen die Keimabtötung nicht innerhalb einer Reaktionszeit von 22 Sekunden abgeschlossen war, konnten wir keine eindeutige Abhängigkeit der Desinfektionswirkung vom Gehalt an freiem Chlor oder oxidierend wirkender Chlorsubstitutionsverbindungen bzw. ihrer Gemische feststellen, wie es aus der Abbildung 3 zu ersehen ist.

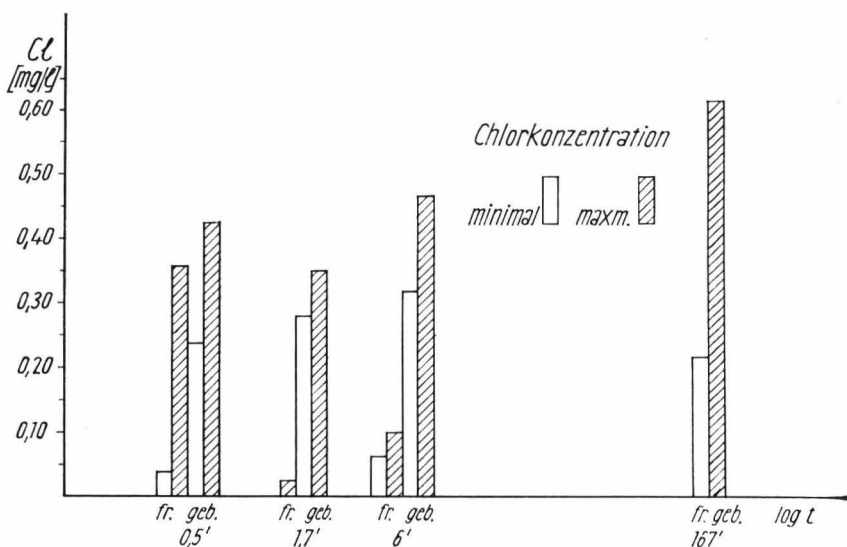


Abb. 3. Maximale und minimale Konzentration an freiem und gebundenem Chlor, die bei unterschiedlicher Wasserbeschaffenheit jeweils gleiche Abtötungszeiten für *E. coli* ergaben.

Nach unseren Ergebnissen war es infolgedessen nicht möglich, ein Gesetz über die Geschwindigkeit der Keimabtötung zu formulieren, in welchem die Keimabtötung eine Funktion der Konzentration an freiem Chlor, oxidierend wirkenden Chlorsubstitutionsprodukten oder deren Gemischen ist. Würde die Keimabtötung auf einer bestimmten Reaktion des Chlors, der unterchlorigen Säure oder des Hypochlorid-Ions mit einer lebensnotwendigen Substanz der *E. coli* oder zumindest auf einer Diffusion des Desinfektionsmittels beruhen, dann hätte sich ein Reaktionsgeschwindigkeitsgesetz aufstellen lassen müssen. Dies war nicht der Fall. Es kann deshalb nicht angegeben werden, welche Konzentrationen an freiem oder gebundenem wirksamen Chlor notwendig sind, um einen Desinfektionseffekt in einer bestimmten Zeit zu erzielen. Hieraus darf aber nicht geschlossen werden,

daß die früher ermittelten sogenannten „Chlorbedarfstabellen“ falsch sind. Sie erfahren lediglich eine Einschränkung, weil sie nur für jene Wässer bzw. Pufferlösungen gelten, die zu ihrer Aufstellung verwendet wurden. In der Praxis wird zwar häufig eine Übereinstimmung zwischen den experimentell und tatsächlich benötigten Chlormengen bestehen, ohne daß daraus eine Allgemeingültigkeit abgeleitet werden kann.

Das Ziel der Desinfektion ist eine Abtötung der im Wasser vorhandenen Mikroorganismen. Die Lebensfähigkeit und Vermehrung der Keime hängt bekanntlich

1. vom Nährstoffangebot,
2. von der Temperatur,
3. vom pH und
4. vom Redoxpotential

ab. Zur Erhaltung seiner Lebensfunktionen steht jeder Keim mit dem ihn umgebenden Medium in enger Verbindung. An seiner Oberfläche befindet sich eine Zone, die physiologisch als Membran zu deuten ist, ohne deswegen morphologisch in Erscheinung zu treten. Diese Membran verhält sich semipermeabel. Über die Beschaffenheit und den Stofftransport durch diese Membran liegt eine Reihe von Untersuchungen vor. Substanzen bzw. Ionen penetrieren entweder frei oder mit Hilfe eines Überträgers durch diese Membran. Die Passage kann mit oder ohne Energie vor sich gehen. Hierfür werden heute die Begriffe „passiver“ oder „aktiver“ Transport verwendet. Unter den passiven Transportvorgängen ist der wichtigste die Diffusion. Ihre Gesetze beschreiben die Abhängigkeit der Wandergeschwindigkeit der Teilchen von „treibenden Kräften“. Als solche kommen in Frage: erstens elektrische, zweitens osmotische oder drittens hydrostatische. Der aktive Ionentransport ist dagegen ein biochemischer Vorgang. Unsere Kenntnisse über die Existenzbedingungen von Mikroorganismen erstrecken sich vornehmlich auf natürliche Umweltverhältnisse. Setzt man einem Medium eine stark oxidierende Substanz, z. B. Chlor, zu, dann tritt infolge des starken Reaktionsvermögens des Chlors eine Milieuänderung ein, die im Redoxpotential ihren Ausdruck findet. Unabhängig hiervon muß mit einem Einwirken des Chlors auf aktive oder passive Stoffwechselvorgänge der im Medium befindlichen Mikroorganismen gerechnet werden. Auf die bisherigen Vorstellungen über die Keimabtötung durch das Chlor haben wir bereits hingewiesen. In einer neueren Veröffentlichung wird von einer Blockierung der Eiweißsynthese gesprochen (19). Da eine direkte Schädigung des Zellproteins nicht nachgewiesen werden konnte, beruht dieser Vorgang unseres Erachtens auf einer Hemmung oder Zerstörung der hierzu notwendigen Fermente an der Zelloberfläche durch die chlorbedingte Redoxpotentialänderung des Mediums.

Unsere weiteren Untersuchungen betrafen die Frage, inwieweit diese zunächst nur als Arbeitshypothese aufzufassende Erklärung des Wirkungsmechanismus der Chlordesinfektion sich beweisen läßt. Wir waren uns darüber im klaren, daß eine Beweisführung zunächst nur indirekt erfolgen kann — und deshalb mit Zweifeln behaftet bleiben muß —, solange nicht eine chemische Destruktion der in Betracht kommenden Fermente durch das starke Reaktionsvermögen des Chlors mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Diesbezügliche Versuche sollen später in Angriff genommen werden.

Geht man von der Arbeitshypothese aus, daß die Höhe des Redoxpotentials für die Abtötung der *E. coli* bei der Desinfektion durch Chlor ausschlaggebend ist, muß darauf geachtet werden, daß sich das Redoxpotential während der gesamten

Versuchszeit nicht ändert. Diese Voraussetzung läßt sich nur erreichen, wenn gechlortes Wasser verwendet wird, das praktisch keine Chlorzehrung mehr aufweist. Weiterhin darf sich das Redoxpotential des chlorhaltigen Wassers durch die Zugabe der *E. coli* nicht mehr als um maximal 10 mV erniedrigen. Die unter diesen Bedingungen erhaltenen Keimabtötungskurven zeigen innerhalb enger Redoxpotentialbereiche bei gleichem pH einen typischen Verlauf und sind innerhalb der Fehlergrenzen der mikrobiologischen Arbeitsmethoden und der Redoxpotentialmessung gut reproduzierbar (Abb. 4).

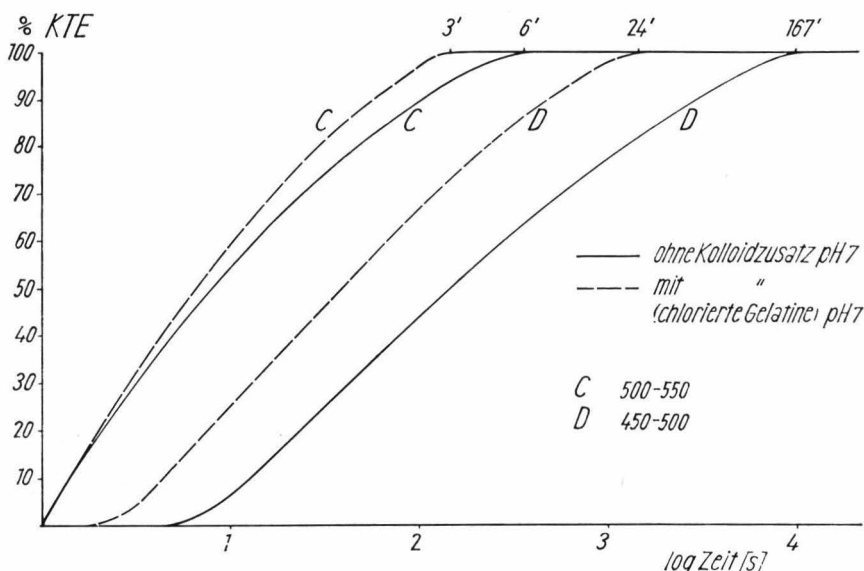


Abb. 4. Abtötungszeiten für *E. coli* in Abhängigkeit vom Redoxpotential in Wässern verschiedener Beschaffenheit mit unterschiedlichem Chlorgehalt.

Mit Erhöhung des Redoxpotentials steigt der Keimabtötungseffekt ($KZ_0 - KZ$) $100/KZ_0$. Die aus jeweils zehn Versuchen in den Redoxpotentialbereichen +450 bis 500 mV, +500 bis 550 mV, +550 bis 600 mV bei pH 7 gegen eine gesättigte Kalomel Elektrode erhaltenen, ausgeglichenen Keimabtötungskurven münden tangential in die 100%ige Keimabtötungslinie. Diese Einmündungsstelle kann als Desinfektionszeit oder Desinfektionspunkt bezeichnet werden. Nach dieser Zeit lassen sich in einem Wasser mit entsprechendem Redoxpotential bei pH 7 keine *E. coli* mehr nachweisen. Für die von uns willkürlich festgelegten Redoxpotentialbereiche ergaben sich folgende Desinfektionszeiten:

+ 450 bis 500 mV (gegen eine gesättigte Kalomelelektrode)	167 min
+ 500 bis 550 mV	6 min
+ 550 bis 600 mV	1,7 min
+ 600 bis 650 mV	0,5 min

Niedere Redoxpotentiale wurden nicht gewählt, weil die zu erwartenden sehr langen Desinfektionszeiten für die Praxis ohne Bedeutung sind. Bei höheren Redoxpotentialen war die Keimabtötungsgeschwindigkeit so groß, daß an unserer ersten Probenahmestelle nach 22 Sekunden in den meisten Fällen keine *E. coli*

mehr nachgewiesen werden konnten. Unsere Untersuchungstechnik erlaubte es nicht, unter diesen Kurzzeitbedingungen exakte Abtötungskurven aufzunehmen.

Trägt man graphisch die Desinfektionszeiten gegen das mittlere Redoxpotential der jeweiligen Bereiche auf, so erhält man eine Kurve, die sich mit steigendem Redoxpotential der Ordinate asymptotisch nähert (Abb. 5).

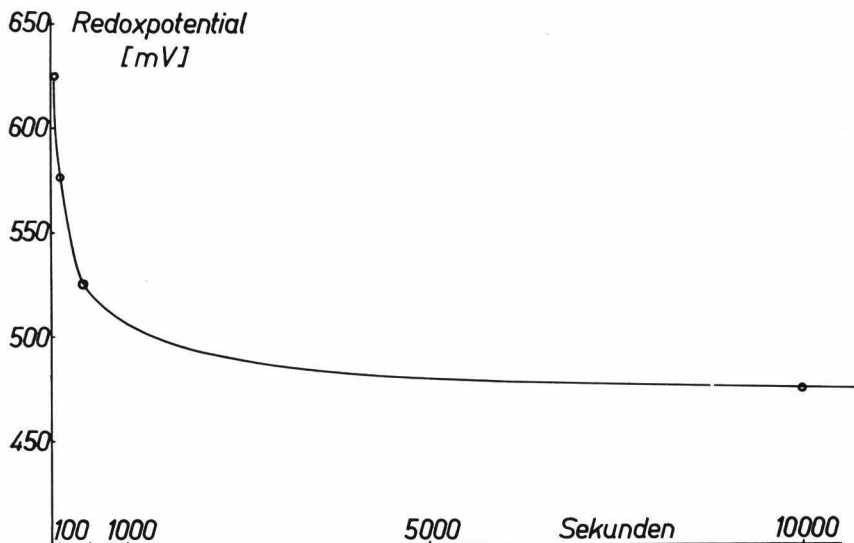


Abb. 5. Abtötungszeiten für *E. coli* in Abhängigkeit vom Redoxpotential in gechlortem Wasser.

Aus diesen Ergebnissen, die mit verschiedenen Ausgangskeimzahlen an *E. coli* und unterschiedlichen Konzentrationen an freiem und gebundenem wirksamen Chlor sowie deren Gemischen erhalten wurden, muß geschlossen werden, daß die Abtötung eines Keimes nach einer statistischen Wahrscheinlichkeit, die für das jeweilige Redoxmilieu gilt, erfolgt.

Eine sehr ähnliche Redoxdesinfektionszeitkurve wurde von E. LUND (26) sowie KJELLANDER und LUND (27) bei der Inaktivierung von Poliovirus durch Chlorung gefunden. Die genannten Autoren geben an, daß bei einem Redoxpotential über +550 mV bei pH 7 mit einer sehr schnell zunehmenden Inaktivierung zu rechnen ist. Diese Befunde stehen mit unseren Ergebnissen in guter Übereinstimmung.

Die Abhängigkeit der Keimabtötungsgeschwindigkeit vom Redoxmilieu bei verschiedenem pH

Die pH-Abhängigkeit eines Redoxsystems wird in allgemeiner Form nach CLARK und COHEN nach folgender Gleichung dargestellt:

$$E = E_0 + \frac{RT}{nF} \ln \frac{a_{\text{ox}}}{a_{\text{red}}} + \frac{RT}{n'F} \ln a_{\text{H}^+}$$

Hierin ist E das gegen die Normalwasserstoffelektrode gemessene Potential, E_0 das Standardpotential, R die allgemeine Gaskonstante, T die Temperatur °K, n und n' die Elektronenübergangszahl, F die Faraday-Konstante, a_{ox} die Aktivität des oxidierend wirkenden Reaktionspartners, a_{red} die Aktivität des reduzierten.

rend wirkenden Reaktionspartners und a_{H^+} die Wasserstoffionenaktivität. Die Gleichung gilt ausschließlich für reversible Reaktionen und läßt sich nur anwenden, wenn auf Grund reaktionskinetischer Untersuchungen für das jeweilige System die Elektronenübergangszahlen n und n' festgestellt wurden.

Bei gechlorten Trinkwässern ist die genannte Gleichung nicht anwendbar, weil das Chlor mit einer Vielzahl an Wasserinhaltsstoffen reagiert, so daß sich an der Elektrode ein Mischpotential einstellt. Außerdem müssen wir annehmen, daß diese Reaktionen irreversibel sind. Infolgedessen ist es nicht möglich, die Beziehungen zwischen Redoxpotential und pH abzuschätzen oder zu berechnen. Es müssen deshalb zur Kennzeichnung des Redoxmilieus im Wasser neben dem Redoxpotential stets die pH-Werte angegeben und die daraus resultierenden Desinfektionszeiten experimentell ermittelt werden. In der Abbildung 6 sind die Desinfektionszeiten für pH 7, 8 und 9 und die hierzu notwendigen Redoxpotentiale aufgetragen. Die Ergebnisse für pH 6 sind nicht in diese Darstellung einbezogen worden, weil hier bei höheren Redoxpotentialen die Desinfektionszeiten zu kurz waren und nicht exakt bestimmt werden konnten.

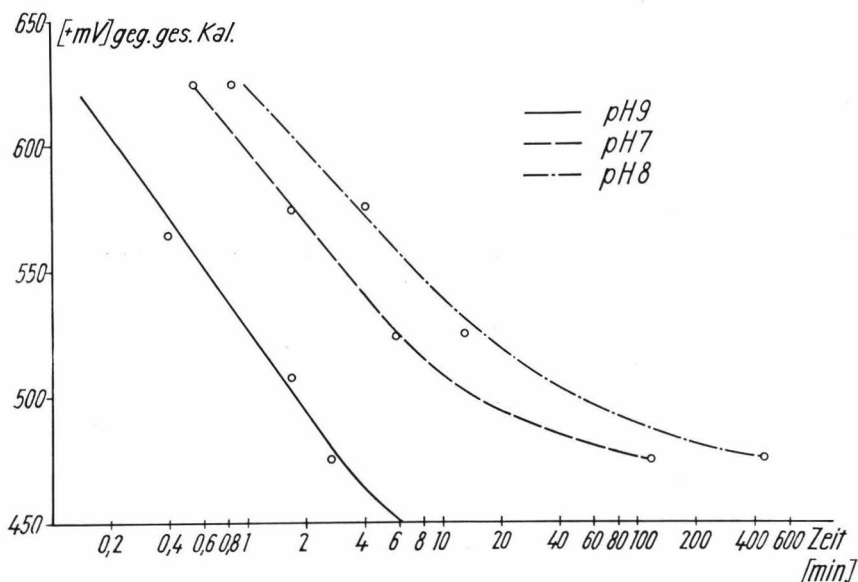


Abb. 6. Abtötungszeiten für *E. coli* in Abhängigkeit vom Redoxpotential bei pH 7, 8 und 9 in gechlortem Wasser.

Aus der Darstellung geht hervor, daß mit Erhöhung des pH von 7 auf 8 bei gleichem Redoxpotential sich die Abtötungszeit verlängert. Diese Differenz, wie sie zwischen pH 7 und pH 8 besteht, wird zwischen pH 8 und 9 wieder kleiner und bestätigt damit, daß die Lebens- und Widerstandsfähigkeit der *E. coli* in höheren Bereichen über pH 8 geringer wird. Eindrucksvoller läßt sich die Abtötung der *E. coli* wiedergeben, wenn man in einem Redoxpotential-pH-Diagramm die Kurven gleicher Desinfektionszeiten einträgt (Abb. 7).

Aus diesem Diagramm ist zu ersehen, daß im pH-Bereich zwischen 7,5 und 8 die Widerstandsfähigkeit der *E. coli* am größten ist, d. h. daß in diesem Bereich das höchste Redoxpotential zur Abtötung erforderlich ist. Der Abfall der Kurven zur alkalischen Seite ist stärker als zur sauren. Weiterhin läßt sich aus den Kurven

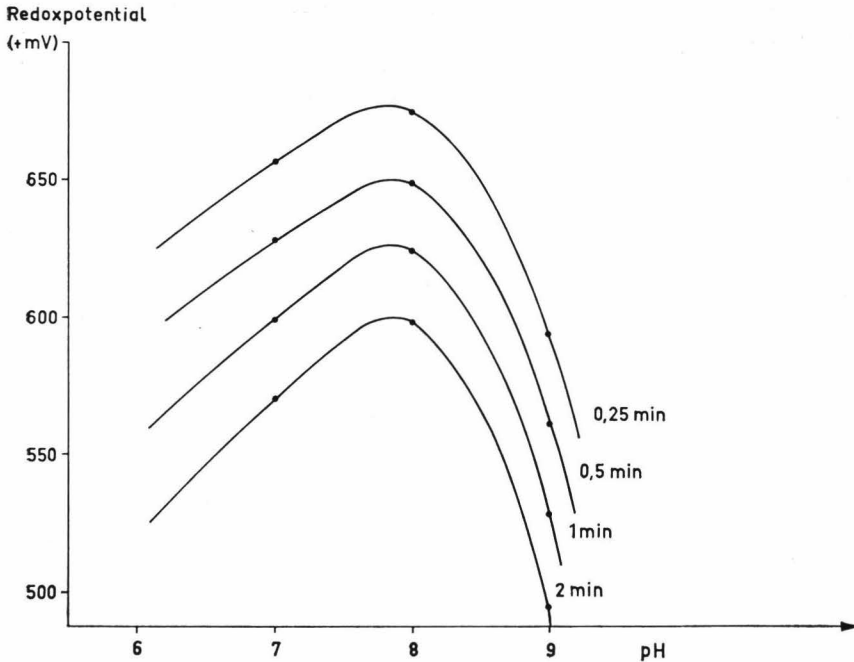


Abb. 7. Redox-pH-Diagramm mit vier Abtötungszeitkurven für *E. coli* in gechlortem Wasser.

ablesen, daß durch eine Zunahme des Redoxpotentials um etwa 30 mV sich die Abtötungszeit in jedem untersuchten pH-Bereich etwa um die Hälfte verkürzt.

Unter zusätzlicher Verwendung von Stichprobenuntersuchungen und entsprechender Interpolation läßt sich aus diesen Ergebnissen ein dreidimensionales Diagramm aufstellen, das die maximale Lebenszeit des von uns gewählten Versuchskeimes *E. coli* in Abhängigkeit von Redoxpotential und pH veranschaulicht (Abb. 8).

Über die Lebenszeit in niederen Redoxpotentialbereichen, die in diesem Diagramm nicht erfaßt wurden, kann zunächst nichts ausgesagt werden. Im niederen Redoxpotentialbereich liegen zweifellos anaerobe Milieuverhältnisse vor, die eine stoffwechselmäßige Umstellung des Keimes voraussetzen. *E. coli* kann bekanntlich unter anaeroben Bedingungen existieren. Für die Wasserdesinfektion sind jedoch derartige Betrachtungen nicht von Bedeutung.

Der Einfluß von Kolloiden auf die Keimabtötungsgeschwindigkeit

Wie eingangs hingewiesen, sind im Wasser aus Faekalverunreinigungen stammende Keime vorwiegend durch eiweißhaltige Schutzkolloide aus dem Verdauungstrakt gegenüber äußeren Einwirkungen verhältnismäßig gut geschützt. Eine experimentelle Bedeutung kommt den Kolloiden auch in Laboratoriumsversuchen zu.

In den von uns im niedrigsten Redoxbereich durchgeführten Versuchen konnte festgestellt werden, daß der zeitliche Verlauf der Abtötung nicht gleichmäßig, sondern entweder zu Beginn oder erst kurz vor Erreichen der 100%igen

Keimabtötung schneller abließ. Die Mehrzahl der *E. coli* wurde nicht unmittelbar abgetötet, wenn sie in ein schwächeres Desinfektionsmilieu gelangten. Der Endpunkt, d. h. die Abtötung sämtlicher Keime, wurde jedoch fast zur gleichen Zeit erreicht. Wie abweichend die Kurven bis zur 100%igen Keimabtötung verlaufen können, zeigt die Abbildung 9.

Bei höherem Redoxpotential (zwischen +550 und 600 mV) lag dagegen der Verlauf der Kurven dichter beieinander. Allerdings machte sich hier eine stärkere

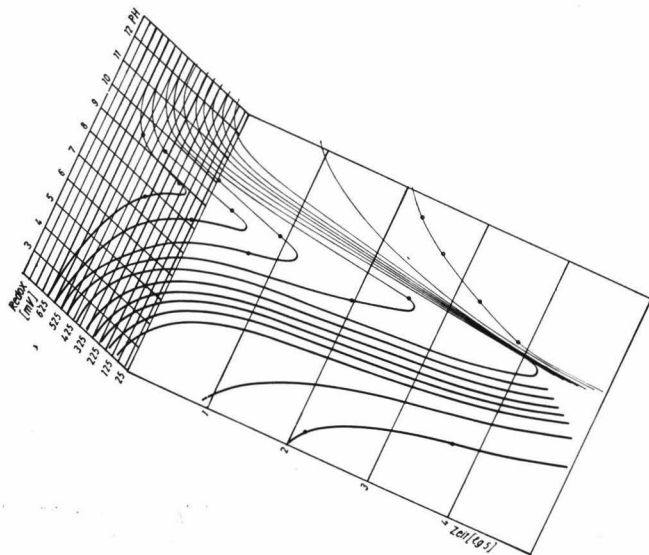


Abb. 8. Redox-pH-Diagramm mit experimentell ermittelten und aus Stichprobenuntersuchungen errechneten Abtötungszeitkurven für *E. coli*.

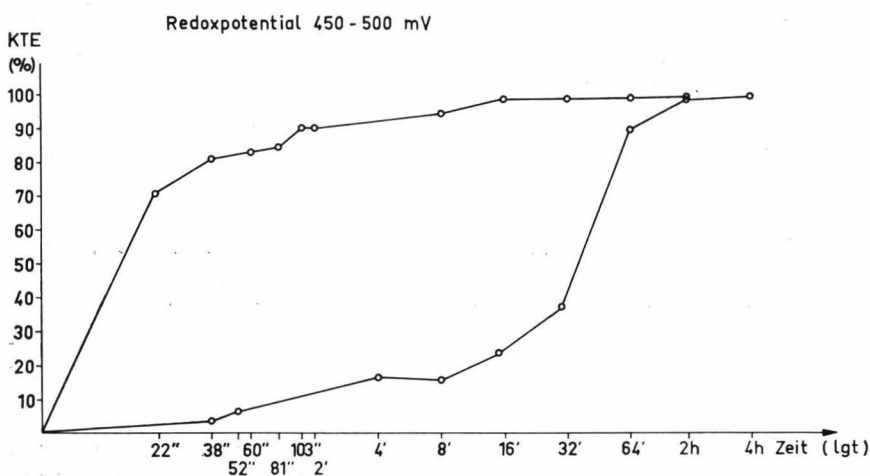


Abb. 9. Abweichungen der prozentualen Abtötung von *E. coli* bei niederem Redoxpotential in gechlorten Wässern.

Streuung während der Endphase der Desinfektion bemerkbar. Betrug das Redoxpotential mehr als +650 mV, setzte stets eine sofortige Keimabtötung ein (Abb. 10).

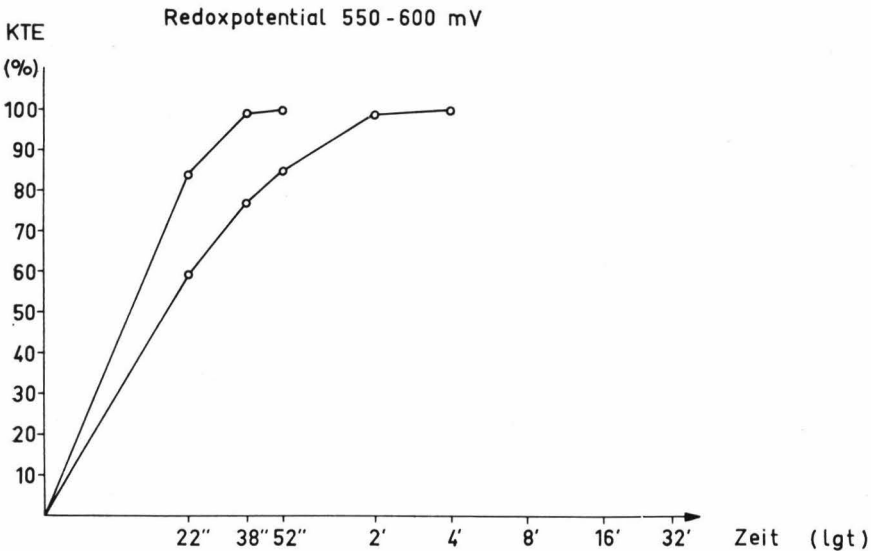


Abb. 10. Streuung im Bereich der 100 %igen Abtötung von *E. coli* bei mittleren Redoxpotentialwerten gechlorter Wässer.

Sämtliche Keimabtötungsversuche wurden unter jeweils gleichen Bedingungen — nur unter Variierung des Redoxpotentials — durchgeführt. Abweichungen während der Abtötungsphase sowie zeitliche Verschiebungen des Endpunktes der 100%igen Keimabtötung müssen deshalb auf unterschiedlicher Widerstandsfähigkeit einzelner Keime beruhen. Die zur Gewinnung der Keimsuspension übliche Abtrennung der Mikroorganismen aus Nährbouillon mit anschließender Reinigung durch Waschen und Zentrifugieren führt offenbar zu ungleichen Reinigungseffekten einzelner Keime (29). Zweifellos bleiben, wie es auch aus radioaktiven Versuchen bekannt ist, gewisse Mengen der aus dem Medium stammenden Kolloide an den Keimen haften. Diese Kolloide üben vermutlich gegenüber äußeren Einflüssen einen Schutzeffekt aus. Um die Frage exakt beantworten zu können, welche Rolle Kolloide bei der Keimabtötung spielen, haben wir gechlortem Wasser 400 mg/l Polivirol zugesetzt. Dieser hochmolekulare Stoff ist gegenüber Chlor inert und beeinflusst nicht das Redoxpotential, wie wir es in Voruntersuchungen feststellen konnten. Da das Zetapotential dieses zugesetzten Kolloids ungleich dem der Keimsuspension ist, wird es zwangsläufig an der Keimoberfläche adsorbiert. Obwohl bei der gegebenen Versuchsanordnung das Einsetzen der Desinfektionswirkung mit dem Anlagern des Kolloids an der Bakterienoberfläche zeitlich zusammenfiel, zeigte sich im niedrigsten von uns untersuchten Redoxpotentialbereich von +450 bis 500 mV eine wesentliche Verzögerung der Desinfektionswirkung gegenüber einem Medium ohne Schutzkolloide (Abb. 11).

Mit steigendem Redoxpotential verringerte sich der Einfluß des Schutzkolloids. Im Bereich von +600 bis 650 mV waren keine Unterschiede mehr feststellbar. Direkte Versuche mit Polivirol-ummantelten Bakterien, d. h. mit Bakterien,

denen vor ihrer Verwendung diese kolloide Substanz angelagert wurde, sind bisher von uns nicht durchgeführt worden. Nach den bisherigen Ergebnissen ist zu erwarten, daß durch eine solche Vorbehandlung eventuell noch größere Verzögerungen bei der Keimabtötung auftreten.

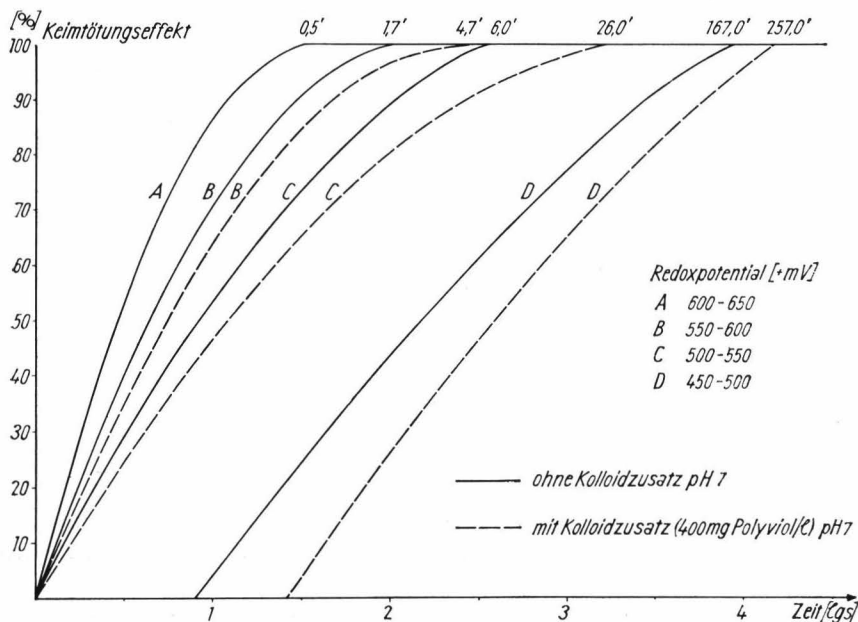


Abb. 11. Abtötungszeiten von *E. coli* in vier Redoxpotentialbereichen eines gechlorten Wassers mit und ohne Zusatz eines nicht chlorierbaren Kolloids (Polivinyl).

Da das Polivinyl nicht chlorierbar ist, erhob sich die Frage, wie sich ein chlorierbares Schutzkolloid verhält. Durch Reaktion des Chlors mit einem anhaftenden chlorierbaren Schutzkolloid muß zwangsläufig an der Bakterienoberfläche eine Redoxpotentialänderung stattfinden. Als chlorierbares Kolloid verwendeten wir Gelatine, die chlorhaltigem Wasser zugesetzt wurde (Abb. 12).

Wie aus der Abbildung hervorgeht, erhielten wir bei pH 7 im Redoxbereich von +450 bis 500 mV eine verhältnismäßig starke und im Bereich von +500 bis 550 mV noch eine signifikante Verkürzung der Abtötungszeit im Vergleich zu Umsätzen ohne Gelatinezusatz. Bei höherem Redoxpotential war dieser Effekt nicht mehr zu beobachten.

Aus diesen Ergebnissen muß geschlossen werden, daß die von uns experimentell ermittelten und reproduzierbaren Keimabtötungsgeschwindigkeiten in den jeweiligen Redoxpotentialbereichen bis +600 mV gegen eine gesättigte Kalomелеlektrode nur für weitgehend gereinigte *E. coli* gelten. Sofern die Keime von Kolloiden umgeben sind, muß je nach Art und Dichte dieser Kolloide und der daraus resultierenden Schutzwirkung mit einer längeren oder auch kürzeren Desinfektionszeit gerechnet werden.

In Praxisversuchen an einem unaufbereiteten Oberflächenwasser der Güteklasse 2 fanden wir, nachdem das Wasser vor seiner Verwendung durch Zugabe von Chlor auf ein Redoxpotential von +630 mV gebracht worden war, nach 6 Stunden Einwirkzeit noch 60 bis 80 *E. coli* und coliforme Keime/ml. Die Konzen-

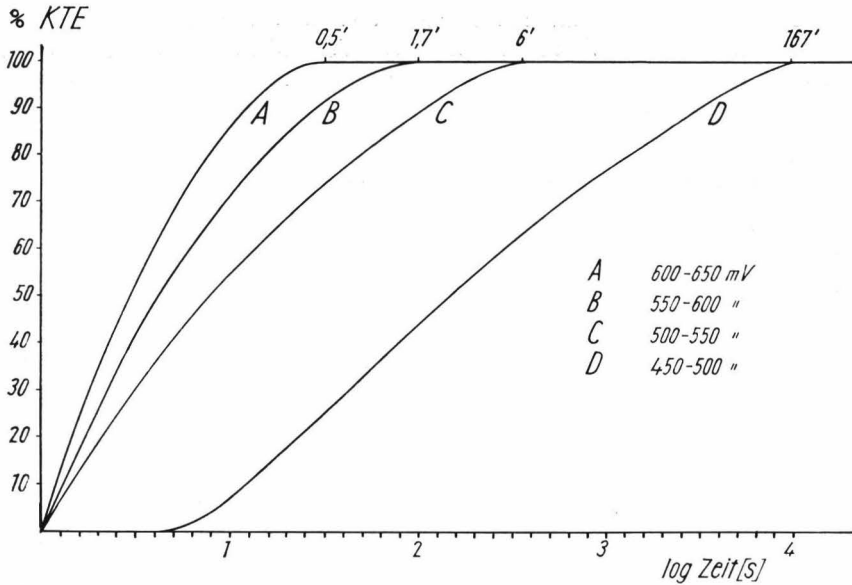


Abb. 12 Abtötungszeiten von *E. coli* in zwei Redoxpotentialbereichen eines gechlorten Wassers mit und ohne Zusatz eines chlorierbaren Kolloids (Gelatine).

tration an freiem Chlor betrug nach Zugabe 10 mg/l und nach 30 Minuten Einwirkzeit noch 3,5 mg/l. Die überlebenden Keime erwiesen sich nicht als chlorresistent. Geprüft wurde die Chlorresistenz an Keimen isolierter Kolonien, die nach sorgfältiger Waschung erneut chlorhaltigem Wasser zugesetzt wurden. Ihre Abtötungsgeschwindigkeit entsprach in sämtlichen untersuchten Redoxpotentialbereichen vorher nicht mit Chlor in Berührung gekommener *E. coli*. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit Beobachtungen von TRACY, CAMERA und BING (28), die ebenfalls eine scheinbare Resistenz von *E. coli* und Coliformen bei der Chlorung von Oberflächenwässern feststellten. Um einen ausreichenden Desinfektionseffekt in Oberflächenwässern zu erzielen, sind infolge der Chlorzehrung durch organische Wasserinhaltsstoffe und der Schutzkolloidwirkung zur Einstellung des erforderlichen Redoxpotentials so große Chlorzusätze erforderlich, wie sie im allgemeinen nicht erfolgen. Um die notwendige Desinfektionswirkung zu erreichen, müssen die im Wasser vorhandenen kolloidalen Bestandteile durch geeignete Aufbereitungsmaßnahmen vor der Chlorung entfernt werden.

Zusammenfassung

Gegenüber den in Laboratoriumsversuchen experimentell ermittelten, zur Keimabtötung notwendigen Chlormengen sind in der Praxis — um den gleichen Effekt zu erzielen — wesentlich höhere Chlorkonzentrationen erforderlich. Durch die zunehmende Verwendung von Oberflächenwasser zur Trinkwasserversorgung sind besonders in den letzten Jahren häufig Schwierigkeiten bei der Wasserdesinfektion aufgetreten. Ihre Ursache liegt in der wechselnden Wasserbeschaffenheit durch unterschiedliche Arten und Mengen der Wasserinhaltsstoffe. Mit den bisher üblichen Aufbereitungsverfahren läßt sich nur ein Teil dieser Substanzen entfernen. Je nach ihrem Restgehalt im Wasser verursachen sie eine mehr oder weniger

starke Chlorzehrung und dienen gleichzeitig den im Wasser vorhandenen Bakterien als Schutzkolloide. Diese Probleme bildeten den Anlaß, uns erneut mit Fragen der Chlorung zu beschäftigen. In umfangreichen experimentellen Untersuchungen konnten wir feststellen, daß Zusammenhänge zwischen dem durch Chlor erzeugten Redoxmilieu und der Keimabtötung bestehen (29, 30, 31, 32, 33, 34). Die von uns hier entwickelten Grundzüge einer neuen Theorie der Trinkwasserdesinfektion bedürfen bis zu ihrer endgültigen Klärung zweifellos noch weiterer umfangreicher Forschungsarbeiten. Sämtliche vorgetragenen Ergebnisse beziehen sich ausschließlich auf gechlorte Wässer, denen nachträglich Keime zugesetzt wurden. Der umgekehrte Weg, verkeimte Wässer zu chloren, konnte zunächst nicht beschritten werden, weil wir — um den Einfluß des Redoxpotentials auf die Keimabtötung untersuchen zu können — Wasser mit einem konstanten Redoxpotential benötigten. Dies bedeutet, daß die Reaktionen des Chlors mit den Wasserinhaltsstoffen zum Zeitpunkt der Keimzugabe weitgehend abgeschlossen sein mußten. Auf die Praxis bezogen entsprechen diese Verhältnisse den Vorgängen bei der Schwimmbadwasserdesinfektion. Im Rahmen der Trinkwasserversorgung kann ein Keimeinbruch in gechlortes Wasser lediglich im Rohrnetz erfolgen. Zunächst mußten wir methodisch diesen Weg beschreiten, um einen Einblick in die Beziehungen zwischen Redoxpotential und Keimabtötung zu erhalten. Auf unsere Untersuchungsergebnisse über die Keimabtötung infizierter Wässer durch Chlorzugabe und der hierbei auftretenden Redoxpotentiale zum Zeitpunkt der Chlorung wird Herr HÄSSELBARTH näher eingehen.

Mein Dank gilt dem Bundesministerium für Gesundheitswesen für die gewährte finanzielle Unterstützung dieser Untersuchungen. Weiterhin möchte ich meinem Kollegen, Herrn Dir. und Prof. Dr. HÄSSELBARTH, der gemeinsam mit mir die hier vorgetragenen Probleme bearbeitet hat, für seine Anregungen und experimentelle Unterstützung und unseren Mitarbeitern Frau RUDOLPH, Herrn ALTHOFF sowie Herrn WIENER für ihre Einsatzbereitschaft danken.

Literatur

1. BERNHARDT, H.: Städtehygiene 18 (1967), 49. u. 150.
2. Bundesminister des Innern: VO über den Zusatz fremder Stoffe bei der Aufbereitung von Trinkwasser (Trinkwasser-Aufbereitungs-VO). Bundesgesetzbl. Teil I (1959) Nr. 52 S. 762.
3. CARLSON, S.: Gas- u. Wasserf. 106 (1965), 325.
4. WATTIE, E., und C. T. BUTTERFIELD: Publ. Health Rep. 59 (1944), 1661.
5. —, und —: Publ. Health Rep. 61 (1946), 157.
6. RIDEAL, E. K., und U. R. EVANS: J. Soc. chem. Indust. 40 (1921), 64.
7. SCHMELCKES, F. C.: J. amer. Water Works Ass. 25 (1933), 695.
8. —, und E. S. HORNING: J. Bact. 29 (1935), 695.
9. TRACHTMANN, M. M.: Gijeny i Sanitarija (1950), 19 u. (1949), 13.
10. KULSKIJ, L. A., L. A. SEMPROWSKAJA und W. G. PETRENKO: Ukrain. Khim. Zhur. XVI (1950), 206.
11. FRERS, J. N.: Ges.-Ing. 72 (1951), 114.
12. LUCK, J. R.: Water Wastes Water Eng. 3 (1966), 64.
13. HEICKEN, K.: Zbl. Bakt., I. Abtl. Orig. 165 (1956), 156.
14. RIDENOUR, G. M., und R. S. INGOLS: Amer. J. publ. Health 36 (1946), 639.
15. RABOTNOVA, I. L.: Die Bedeutung physikalisch-chemischer Faktoren (pH und rH₂) für die Lebenstätigkeit der Mikroorganismen. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. 1963.
16. HEWITT, L. F.: Oxydation-Reduction Potentials in Bacteriology and Biochemistry. E. & S. LIVINGSTONE Ltd, Edinburgh. 1950.

17. CHANG, S. L.: J. amer. Water Works Ass. **36** (1944), 1192.
18. THOFERN, E., und H. WORATZ: Vom Wasser XXV (1958), 107.
19. BENARDE, M. A., W. B. SNOW, V. P. OLIVIERI und B. DAVIDSON: Appl. Microbiol. **15** (1967), 257.
20. HOLLUTA, J., und U. UNGERER: Vom Wasser XXI (1954), 143. Verlag Chemie, Weinheim/Bergstr.
21. FAIR, G. M., I. C. MORRIS, S. L. CHANG und R. P. BURDEN: J. amer. Water Works Ass. **40** (1948), 1051.
22. POPP, L.: Gas- u. Wasserf. **95** (1954), 101.
23. PALIN, A. T.: J. amer. Water Works Ass. **49** (1957), 873.
24. — —: Water and Water Engng. **62** (1958), 30.
25. HÄSSELBARTH, U.: Z. analyt. Chem. **234** (1968), 22.
26. LUND, E.: Oxidative Inactivation of Poliovirus. Aarhus Stiftsbogtrykkerie, Copenhagen 1963.
27. KJELLANDER, J., und E. LUND: J. amer. Water Works Ass. **57** (1965), 893.
28. TRACY, H. W., V. M. CAMARENA und F. WING: J. amer. Water Works Ass. **58** (1966), 1151.
29. CARLSON, S., U. HÄSSELBARTH und P. MECKE: Arch. Hyg. **152** (1968), 306.
30. — —, — — und — —: 1. Arbeitstag. Dtsch. Ges. f. Hyg. u. Mikrobiol. Nov. 1966 Mainz. Ref.: Zbl. Bakt., I. Abt. Ref. **206** (1967), 500.
31. CARLSON, S., und U. HÄSSELBARTH: Vom Wasser XXXV (1968), 266. Verlag Chemie, Weinheim/Bergstr.
32. — —, und — —: 11. Tag. Österr. Ges. f. Mikrobiol. u. Hyg. Mai 1968 Eisenstadt. Ref.: GWF **109** (1968), 1251.
33. CARLSON, S.: Moderne Schwimmbadewasserhygiene. Schriftenreihe d. Vereins f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene, Heft 27 S. 27. G. Fischer Verlag, Stuttgart. 1968.
34. CARLSON, S., und U. HÄSSELBARTH: Arch. Badewesen **22** (1969), 45.

Professor Dr. SVEN CARLSON
 Direktor und Professor im Bundesgesundheitsamt,
 1 Berlin 33
 Corrensplatz 1
 Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Die Diskussion zu diesem Vortrag wurde im Anschluß an den Vortrag „Die Einstellung desinfizierend wirkender Redoxpotentiale durch Chlorung“ von U. HÄSSELBARTH abgehalten. Siehe Seite 131.

Die Inaktivierung der Enteroviren

Von EBBA LUND

Um über die chemische Inaktivierung der Viren sprechen zu können, möchte ich zunächst einen generellen Überblick über die verschiedenen Virusarten geben, die wir heute kennen. Hierzu ist es notwendig, daß wir uns mit ihrer chemischen Zusammensetzung und morphologischen Struktur befassen.

Die Gesichtspunkte für die Virusklassifizierung haben sich in den letzten Jahren wesentlich geändert. Früher war man darauf angewiesen, die Erscheinungen zu registrieren, die in irgendeinem Wirtsorganismus durch die Virusinfektion hervorgerufen wurden. Viren nach klinischen Kriterien einzuteilen bleibt jedoch sehr unbefriedigend, weil ein einzelner Virustyp sehr unterschiedliche Symptome erzeugen kann, die wiederum von vielerlei anderen Faktoren abhängen. Hierbei spielen z. B. verschiedene biologische Gegebenheiten sowie das Milieu eine Rolle. Für das Vorhandensein zahlreicher anderer mitwirkender Faktoren in diesem Geschehen besitzen wir zwar Hinweise, ohne sie jedoch im einzelnen näher zu kennen. Erschwerend kommt hinzu, daß ein Virustyp sich in verschiedenen Wirtsorganismen ganz unterschiedlich verhalten kann. Infolgedessen hat man oft dem gleichen Virustyp mehrere Namen gegeben. Ferner muß berücksichtigt werden, daß ein bestimmtes Krankheitssymptom von verschiedenen Virusarten und Typen hervorgerufen werden kann. Aus epidemiologischer Sicht ist weiterhin von Bedeutung, daß die Mehrzahl der Virusinfektionen klinisch ohne Symptome verläuft. Außerdem können noch unbemerkt chronische und latente Infektionen vorkommen. Auf Grund dieser Unsicherheitsfaktoren der früheren Virustypisierung ist es ein wesentlicher Fortschritt, daß heute die Einteilung nach ihrem chemischen Aufbau vorgenommen wird.

Ein Virus besteht aus Nukleinsäure, die von einer Proteinhülle umgeben ist. Bei der Nukleinsäure handelt es sich entweder um DNS oder RNS. Beide Arten kommen gemeinsam in einem Virus nicht vor. Viele Virusarten enthalten keine weiteren chemischen Bestandteile. Die infektiösen Eigenschaften werden vom Nukleinsäure- und die antigenen Wirkungen vom Proteinaufbau bestimmt. Gewisse Viren setzen sich aus mehreren Proteinen zusammen, die von einem Lipidmantel umhüllt sind. Da die Virusklassifizierung — wie bereits erwähnt — heute nach chemischen Merkmalen erfolgt, kann man, wenn das zur Inaktivierung erforderliche Desinfektionsmittel für einen Virustyp einer Gruppe bekannt ist, auch auf das Verhalten anderer Viren der gleichen Gruppe gegenüber diesem Desinfektionsmittel schließen.

Allgemein anerkannt werden heute acht verschiedene Virusklassen, von denen vier aus DNS- und vier aus RNS-Viren bestehen (1). Jede dieser Klassen ist weiter unterteilt nach Struktur, Größe und Morphologie der Viren. Die Größenunterschiede betragen 25 bis 250 m μ . In diesem Bereich ist die Größe der Viren direkt proportional ihrer dem chemischen Aufbau entsprechenden Struktur. Die vier DNS-Virusklassen, größtmäßig geordnet, sind:

1. Papova-Viren. Es handelt sich hier um etwa 45 m μ große Partikel aus Nukleinsäure mit einer kubisch-symmetrischen Proteinschale. Dieser „Espe-

ranto-Name“ Papova setzt sich aus den Namen der wichtigsten Familienmitglieder dieser Klasse zusammen. Pa = Papillom, Po = Polyoma und Va = vakuolisierendes Agens. Sämtliche Papova-Viren erzeugen Tumoren und sind wegen ihrer einfachen, robusten Struktur relativ widerstandsfähig.

2. **Adeno-Viren.** Ihre Größe beträgt etwa 70 bis 90 $m\mu$. Ihre Nukleinsäure ist ebenfalls von einer kubisch-symmetrisch aufgebauten Proteinschale umhüllt. Die humanen Adeno-Viren können sowohl im Darm- als auch im Respirationstrakt vorhanden sein. Sie sind so stabil, daß sie auch im Abwasser vorhanden sein können.
3. **Herpes-Viren.** Sie sind etwa 100 $m\mu$ groß und mit einem Lipoproteinhülle ausgerüstet. Durch diesen Aufbau sind sie gegenüber physikalischen und chemischen Einwirkungen wenig widerstandsfähig. Allein aus dieser Tatsache kann man schließen, daß sie epidemiologisch im Wasser keine Rolle spielen.
4. **Pocken-Viren.** Es sind die größten DNS-Viren. Sie kommen beim Menschen und bei allen Tierarten vor. Gegenüber physikalischen Einflüssen sind diese sehr komplexen Viren sehr stabil. Da sie im eingetrockneten Zustand, z. B. an Staub haftend, lange infektiös bleiben, kommt für ihren Infektionsweg der „Air-born“-Übertragung die größere Bedeutung zu als dem Wasser.

Die Unterscheidung der vier RNS-Virusklassen wird ebenfalls nach Größe und Struktur der Viruspartikel vorgenommen.

1. **Picorna-Viren.** Es sind die kleinsten RNS-Viren. Ihre Größe beträgt 25 $m\mu$. Sie bestehen aus Nukleinsäure, die von einer kubisch-symmetrisch aufgebauten Schale umgeben ist. Ihre Widerstandsfähigkeit ist besonders ausgeprägt. Zu den Picorna-Viren zählen die Entero- und die Rhino-Viren. In der Wasser- und Abwasserhygiene spielen die Entero-Viren die größte Rolle. Von den humanen Entero-Viren sind heute etwa 60 verschiedene bekannt. Zu ihnen gehören die Polio-Viren mit drei Typen, die Coxsackie-Viren mit etwa 25 verschiedenen Typen und die ECHO-Viren mit ebenfalls 25 verschiedenen Typen. Sämtliche Entero-Viren können sowohl aseptische Meningitiden als auch Enteritiden oder andere Krankheiten verursachen. In der Mehrzahl der Fälle verlaufen jedoch die Enterovirusinfektionen und damit auch Polioinfektionen ohne klinische Manifestation. Wahrscheinlich gehören auch die Hepatitis-Viren zu dieser Gruppe. Da es jedoch bis heute nicht mit Sicherheit gelungen ist, das Hepatitis-Virus zu isolieren oder identifizieren, bleibt ihre Zuordnung nur eine Vermutung. Unsere Maßnahmen auf dem Gebiet der Wasserdesinfektion müssen deshalb so ausreichend bemessen werden, daß auch dieses noch unbekannte Virus miteingefasst wird. Die Übertragung der Entero-Viren auf dem Wasserweg wird durch ihre verhältnismäßig große Resistenz gegenüber physikalischen Einflüssen begünstigt. Der aerogene Infektionsweg besitzt für Entero-Viren keine Bedeutung, weil sie in einem trockenen Milieu relativ schnell inaktivieren.
2. **REO-Viren.** Ihr Name bedeutet Respiratory Enteric Organisms. Wie es bereits dieser Name zum Ausdruck bringt, rufen sie entweder eine Respiration- oder eine Darmkrankheit oder beide Krankheiten hervor. In den meisten Fällen verläuft jedoch die Infektion symptomlos. In der Wasserhygiene kommt ihnen etwa die gleiche Bedeutung zu wie den Picorna-Viren.

3. Arbo-Viren. Sie sind eine sehr heterogene Gruppe, deren Morphologie und chemische Struktur bisher wenig bekannt ist. Gemeinsam haben sie lediglich, daß ihre Übertragung ausschließlich durch Arthropoden stattfindet. Im Rahmen der Wasserhygiene können sie deshalb vernachlässigt werden.
4. Myxo-Viren. Es sind mit 100 bis 200 $m\mu$ die größten RNS-Viren. Ihre Struktur ist sehr kompliziert. Zu dieser Gruppe, die sehr viele verschiedene Viren enthält, gehören die Grippeviren und eine Reihe von Viren, die Kinderkrankheiten verursachen. Myxo-Viren besitzen einen Lipoproteinmantel, der sie gegenüber chemischen Inaktivierungsmitteln sehr empfindlich macht. Ihre Verbreitung findet vor allem durch direkten Kontakt oder auf dem Luftwege statt. Dies bedeutet, daß wir uns im Rahmen der Wasserhygiene nicht mit ihnen zu befassen brauchen.

Außer den hier erwähnten gibt es noch eine Reihe nicht klassifizierter Viren, die bisher nicht eingeordnet werden konnten, weil wir noch zu wenig über sie wissen. Ferner müssen wir berücksichtigen, daß man zukünftig noch zahlreiche Viren entdecken wird, deren Vorhandensein sich bisher nur vermuten läßt.

Wenn wir uns mit den im Wasser vorkommenden Viren befassen, dann müssen wir an erster Stelle die Enteroviren nennen. Eine gewisse Bedeutung besitzen sicherlich auch die Reoviren. Wir hoffen, daß sich das bisher unbekannte Hepatitisvirus ähnlich wie diese beiden Virusarten verhält. Von den DNS-Viren müssen die Adenoviren erwähnt werden. Größere DNS-Viren spielen vermutlich im Wasser keine Rolle. Vernachlässigt werden können auch Papovaviren, obwohl sie wahrscheinlich widerstandsfähiger sind als z. B. Picornaviren.

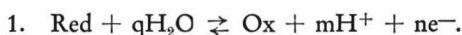
Insgesamt gesehen wissen wir bis heute über die epidemiologische Bedeutung der im Wasser vorkommenden Viren noch verhältnismäßig wenig. Das Vorhandensein der Viren im Wasser zwingt uns aber, die Frage ihrer Inaktivierung eingehender zu behandeln und zu diskutieren. Die einfachste Methode, Viren unschädlich zu machen, besteht in einer Wärmebehandlung. In diesem Zusammenhang wage ich zu behaupten, daß eine Temperatur, die nicht sporenbildende Keime, also Bakterien, abtötet, wahrscheinlich auch zur Inaktivierung bekannter und unbekannter Viren ausreicht. In den meisten Fällen wäre eine Wärmebehandlung für 5 Minuten von 60 °C genügend. Die Inaktivierung durch Wärme beruht auf einer Denaturierung der Proteinhülle. Hierbei kann jedoch die in der Mitte des Viruspartikels befindliche infektiöse Nukleinsäure unbeschädigt erhalten bleiben. Je weniger Proteine das Substrat enthält, in dem sich die Viren befinden, desto größer ist die Wärmeempfindlichkeit der Viren. Dies bedeutet, daß die Mehrzahl der im Wasser vorkommenden Virusarten durch verhältnismäßig kurze Wärmeeinwirkung ihre Infektiosität verliert. Gegenüber UV-Strahlen weisen Viren ebenfalls eine recht große Empfindlichkeit auf. Im alkalischen Milieu findet im allgemeinen in relativ kurzer Zeit eine Inaktivierung statt. Zur Virusdesinfektion eignet sich deshalb eine Laugenbehandlung besonders gut. Sehr unterschiedlich ist dagegen das Verhalten der einzelnen Virusarten gegenüber Säuren. Auf Grund der pH-abhängigen Empfindlichkeit könnte eine Einteilung der Viren vorgenommen werden.

Bemerkenswert ist weiterhin, daß sämtliche Viren ohne Beeinträchtigung tiefgefroren werden können. Eintrocknung dagegen vertragen nur gewisse Virustypen. Gesetzmäßigkeiten lassen sich allerdings nicht ableiten. Myxoviren sind im allgemeinen, wie z.B. Grippeviren, sehr empfindlich. Das Newcastle Disease Virus ist dagegen sehr widerstandsfähig. Alle Pockenviren bleiben in einem trockenen Milieu sehr lange infektiös, während Herpes- und Enteroviren nur eine ge-

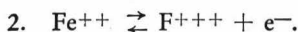
ringe Resistenz aufweisen. Dies trifft ebenfalls für das Common cold Virus zu. Ganz besonders trockenresistent ist das Maul-und-Klauenseuche-Virus, obwohl es wie das empfindliche Common cold Virus zu den Rhinoviren gehört.

Bekannt ist ferner, daß Viren weder durch Antibiotika noch in den meisten Fällen durch anionische oder kationische Detergentien inaktiviert werden. Für die Praxis ergibt sich daraus, daß zur Desinfektion von Viren Oxydationsmittel verwendet werden müssen. Für die Wasserdesinfektion eignet sich vor allem Chlor. Um die Oxydationswirkung auf Viren bei der Desinfektion erklären zu können, bin ich zunächst gezwungen, auf einige sich hierbei abspielende physikalisch-chemische Vorgänge einzugehen.

Die Bruttoumsatzgleichung einer Redoxreaktion lautet:



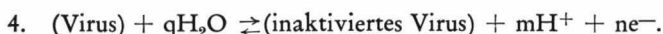
Hierin ist Red ein reduzierender und Ox der korrespondierende oxydierende Stoff, e^- steht für Elektron, und q , m und n sind kleine positive Ziffern oder Null. Ein einfaches Beispiel ist die Umsatzreaktion des Eisens:



Ein bißchen komplizierter ist die Umsatzreaktion des Chlors:



Beide Reaktionen sind aber Redoxreaktionen. Die Elektronen können nicht frei herumwandern. Daraus folgt, daß einer solchen Reaktion immer eine Reaktion mit entgegengesetztem Vorzeichen gegenüberstehen muß, wie z. B.



Wenn man das Massenwirkungsgesetz auf Gleichung 1 anwendet, erhält man unter Bemerkung der NERNSTschen Gleichung folgendes:

$$5. E = E_0 + \frac{RT}{nF} \ln \frac{(\text{Ox})}{(\text{Red})} - \frac{mRT}{nF} \text{pH}.$$

Dieser Ausdruck ist eigentlich fabelhaft, denn er enthält alles, was man braucht, um die Inaktivierung von Viren durch Chlorung oder andere oxydative Behandlungen zu verstehen.

E ist das Oxydationspotential, eine Ziffer, die die Konzentration von Elektronen in 1 ausdrückt. E_0 ist das Normalpotential, eine Integrationskonstante, die sich aus dem Elektrodenpotential bei äquivalenten Mengen von (Ox) und (Red) ergibt. Das Normalpotential ist spezifisch für jedes Redoxsystem. Weiterhin ist R die allgemeine Gaskonstante, F die FARADAYSche Zahl, n die Elektronenübergangszahl und T die absolute Temperatur in °K. Insgesamt erhält man die Aussage, daß das Redoxpotential, das sich direkt mit einem Potentiometer messen läßt und sich zwischen Platin und einer Kalomelbezugselektrode einstellt, abhängig ist von der Art des Oxydationsmittels (durch E_0) und seiner Konzentration, der Aktivität der Wasserstoffionen in der Lösung sowie von der Temperatur und der Elektronenübergangszahl.

Die Potentiale, die gemessen werden, sind vielleicht und sogar wahrscheinlich keine wahren Redoxpotentiale, denn die Reaktionen sind wahrscheinlich nur teil-

weise reversibel. Die Potentiale sind aber reproduzierbar und sehr nützlich zur Beurteilung der Oxydationsintensität. Leider kann man in einem Vortrag nicht weiter in diese Fragen eindringen, und ich bin darauf angewiesen, ganz einfach zu postulieren, daß ein Gesamtpotential in irgendeiner Mischung von Viren und Verunreinigungen meßbar ist und daß eine Reihe von Versuchen darauf hindeutet, daß man wirklich eine Oxydationsreaktion wie Gleichung 4 annehmen muß und daß die Konsequenzen aus Gleichung 5 ganz auffallend korrekt experimentell bestätigt werden können.

Wenn man die Geschwindigkeit der Inaktivierung von Poliovirus bei konstantem pH und Temperatur mißt, findet man bei verschiedenen Redoxpotentialen (2), daß die Geschwindigkeit mit

$$6. \quad K = k \cdot e^{cE}$$

proportional dem Redoxpotential ist. Hierin ist K die Reaktionsgeschwindigkeitskonstante und k eine Konstante, die von pH, Temperatur und anderen Faktoren abhängig sein kann, c ist die Neigung der Kurve, die die Relationen zwischen $\log K$ und E angibt, wenn E positiver als 250 mV gegen gesättigt Kalomel ist.

Näherungsweise kann man die Inaktivierung als eine Reaktion erster Ordnung beschreiben, das bedeutet

$$7. \quad \frac{dy}{dt} = k \cdot y \cdot e^{cE}.$$

Bei konstantem Potential und in der Annahme, daß k wirklich eine Konstante ist, kann man Gleichung 6 integrieren zu

$$8. \quad \ln \frac{y_0}{y} = k \cdot e^{cE} \cdot t.$$

Hier ist y_0 die Anfangskonzentration eines Virus und y die Konzentration eines Virus zur Zeit t.

Chlor und Chlorverbindungen sind — wie ich bereits erwähnt habe — die gebräuchlichsten Wasserdesinfektionsmittel. Es hat sich jedoch gezeigt, daß die mit Chlor erhaltenen Ergebnisse aus Laboratoriumsversuchen für die Praxis nicht brauchbar sind. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Menge und Art der im Wasser vorhandenen Stoffe für die verbleibenden Konzentrationen an freiem und gebundenem Chlor ausschlaggebend sind. Ferner erlauben die in den zweifellos sehr sorgfältig durchgeführten Laboratoriumsversuchen verwendeten Mikroorganismen oft keine Rückschlüsse auf die Empfindlichkeit der unter natürlichen Bedingungen vorhandenen Mikroorganismen.

Entsprechend den Mikroorganismen werden Polioviren und eine Reihe anderer humanpathogener Enteroviren durch Oxydationsmittel, z. B. Chlor, ebenfalls inaktiviert. Die Geschwindigkeit dieses Vorganges hängt, wie ich in meinen Versuchen gefunden habe, von der Höhe des Oxydationspotentials ab (3, 4, 5). Vorher habe ich bereits darauf hingewiesen, daß neben Enteroviren noch Reoviren und Adenoviren in Abwasser und Vorfluter vorkommen können. Die Reoviren werden durch Oxydation in gleicher Weise inaktiviert wie die Enteroviren (6). Die Oxydation der Adenoviren ist auch vom Oxydationspotential abhängig, jedoch verläuft die Geschwindigkeit ihrer Inaktivierung noch wesentlich schneller als die der Enteroviren.

Diese Ergebnisse berechtigen, zur Beurteilung der Virusdesinfektion in Wasser und Abwasser als Indikator ausschließlich Enteroviren, wie z. B. Coxsackieviren, zu verwenden.

Wenn wir zur Gleichung 5 zurückkehren und uns an die Abhängigkeit der Inaktivierung vom Redoxpotential erinnern, wird verständlich, daß nicht nur die verbleibende Konzentration an Chlor oder Chlorverbindungen, sondern auch alle anderen Verbindungen, die in die Gleichung 5 eingehen, für die Inaktivierungsgeschwindigkeit wichtig sind. Dies bedeutet, daß eine Restkonzentration an Chlor, die sich im Laboratorium als wirkungsvoll erwies, unter praktischen Bedingungen keine Virusinaktivierung zu verursachen braucht. Als Erklärung läßt sich anführen, daß durch reduzierende Komponenten, wie z. B. Proteine und Aminosäuren, das Redoxpotential erniedrigt und die Reaktionsgeschwindigkeit dementsprechend verlangsamt wird (8). Die Reaktionsgeschwindigkeit kann so weit beeinflusst werden, daß z. B. durch Chlorung keine Inaktivierung der Enteroviren in Abwasser zu erreichen ist. Um einen Desinfektionseffekt zu erzielen, müßten die hierzu notwendigen Mengen an Chlor und die Kontaktzeiten so groß sein, wie sie unter praktischen Bedingungen nicht realisierbar sind (9).

Die Potentialabhängigkeit macht es verständlich, warum man nicht ohne weiteres den gleichen Inaktivierungseffekt erzielt, wenn man verschiedenen Wässern sorgfältig die gleiche Chlormenge zusetzt. Selbst wenn Wässer den gleichen Restchlorgehalt aufweisen, kann die Desinfektionswirkung sehr unterschiedlich sein (10). Die Beschaffenheit des Wassers bestimmt entscheidend die Höhe des Redoxpotentials.

Auch die Bedeutung des pH-Wertes für die Inaktivierung läßt sich durch die Gleichung 5 erklären. Erhöht man den pH-Wert, so erniedrigt sich das Redoxpotential und verlangsamt sich die Inaktivierung (11). Durch diese Feststellung erübrigen sich komplizierte analytische Untersuchungen über die Wirkung dissoziierter oder nichtdissoziierter Verbindungen, wie sie bisher vorgenommen wurden.

Durch meine Arbeiten habe ich weiter feststellen müssen, daß der Begriff „gebundenes Chlor“ sehr variabel ist. Früher hatte man nicht einmal daran gedacht, analytisch zwischen freiem und gebundenem Chlor zu unterscheiden. Durch meine Untersuchungen wurde ich gezwungen, mich eingehender mit der Wirkung des gebundenen Chlors zu befassen. Gebundenes Chlor ist bekanntlich ein Chloramin, das sich als Oxydant nachweisen läßt. Einige dieser Chloramine verfügen jedoch über eine bessere Oxydationswirkung als andere. Welches Chloramin man unter praktischen Bedingungen erhält, hängt von den mit dem Chlor reagierenden Substanzen ab. Durch Analysen diese verschiedenen Chloramine zu unterscheiden ist kaum möglich. In Hinblick auf die Virusinaktivierung wäre es auch zwecklos, weil die verschiedenen Chloramine ganz unterschiedliche Oxydationspotentiale aufweisen. Selbst wenn sie in der chemischen Analyse identisch erscheinen, ergeben sie infolge ihrer unterschiedlichen Potentiale ganz verschiedene Inaktivierungsgeschwindigkeiten (10). Die Vorteile der Potentialmessung bestehen darin, daß man sich nicht mehr damit zu befassen braucht, wie viele und welche Reaktionsprodukte oder oxydierende Komponenten vorhanden sind. Man braucht nur das Gesamtpotential zu messen. Früher hatte man immer das „chlorine requirement“ als diejenige Menge an Chlor definiert, die notwendig ist, um einen Restchlorgehalt zu erreichen, der nach einer gewissen Zeit den gewünschten Desinfektionseffekt gewährleistet. Besser wäre es, das „oxydation requirement“ zu bestimmen. Man kann es definieren als diejenige Menge eines Oxydationsmittels, die zur Er-

reichung eines Potentials erforderlich ist, das nach einer gewissen Zeit eine sichere Desinfektion auslöst.

Ein weiterer Vorteil der Potentialmessung besteht darin, daß sie eine kontinuierliche Kontrolle des Desinfektionsvorganges erlaubt. Fehlermöglichkeiten können nur durch eine Elektrodenvergiftung, z. B. Absorption von Chlor an den Platinelektroden, entstehen. Dies würde fälschlich zu höheren Potentialmeßwerten führen. Berücksichtigen muß man weiterhin, daß ein Redoxvorgang zu keinem momentanen Ionengleichgewicht führt, sondern daß sich dieser Prozeß oft nur sehr langsam equilibriert. Im Rahmen dieses Vortrages kann ich leider nicht näher auf den Nachweis von Viren in Abwasser und in Oberflächenwasser eingehen. Diese Forschungsrichtung ist für mich aus epidemiologischer Sicht bedeutungsvoll, weil ich — wie ich eben dargelegt habe — eine Virusinaktivierung durch Abwasserchlorung kaum für möglich halte.

Abwasseruntersuchungen sind bisher nur von wenigen Virologen durchgeführt worden. Von meinen eigenen Untersuchungen kann ich berichten, daß im Abwasser wesentlich mehr Viren vorkommen, als man es im allgemeinen annimmt. In Skandinavien lassen sich über das ganze Jahr Entero- und Adenoviren aus dem Abwasser isolieren (12). Im Frühherbst, also zu einer Zeit, in der mit der höchsten Virusbelastung des Abwassers gerechnet werden muß, sind stets nachweisbare Virusmengen in den Abläufen von Belebtschlammanlagen vorhanden. Wenn auch zur Zeit wenige direkte Angaben darüber vorliegen, daß im Wasser vorhandene Viren für den Menschen eine Gefahr darstellen, so bin ich doch der Auffassung, daß man an dieser Gefahr nicht vorbeisehen sollte. Um einen Überblick über die epidemiologische Lage zu erhalten, empfiehlt es sich nach meinen Erfahrungen, nicht nur diagnostische Erhebungen an Patienten, sondern auch Abwasseruntersuchungen durchzuführen (13). Aus dieser Sicht möchte ich hier nochmals betonen, daß eine bakteriologisch ausreichende Wasserentkeimung nicht gleichzeitig eine Virusinaktivierung bedingt. Dieser Gedanke wird um so unangenehmer und die Probleme werden um so größer, je häufiger Flüsse zur Trinkwasserversorgung und gleichzeitig als Vorfluter herangezogen werden.

Vergleicht man die Empfindlichkeit von Enteroviren mit der von *E. coli*, so stellt man fest, daß sie weitgehend übereinstimmt, wenn das als Trinkwasser verwendete Wasser nur geringe Mengen an organischen Substanzen als reduzierende Stoffe enthält. Viren werden sehr schnell inaktiviert, wenn freies Chlor, selbst in geringer Konzentration, als Restchlor im Wasser erhalten bleibt. Mit zunehmender Verschmutzung des Wassers und Abnahme des Restchlorgehaltes wird die Differenz zwischen Virusinaktivierung und Abtötung der *E. coli* größer. In Abwasser werden selbst durch Chlormengen, die eine vollständige Entkeimung herbeiführen, Viren nicht beeinflusst.

Literatur

1. ANDREWS, CH., and H. G. PEREIRA: Viruses of vertebrates. London 1967.
2. LUND, E., and E. LYCKE: The effect of oxidation and reduction on the infectivity of poliomyelitis virus. Arch. ges. Virusforsch. XI, 100 (1961).
3. LUND, E.: Inactivation of poliomyelitis virus by chlorination at different oxidation potentials. Arch. ges. Virusforsch. XI, 330 (1961).
4. —: The significance of oxidation in chemical inactivation of poliovirus. Arch. ges. Virusforsch. XII, 648 (1963).
5. —: Oxidative inactivation of poliovirus at different temperatures. Arch. ges. Virusforsch. XIII, 375 (1963).

6. LUND, E.: Oxidative inactivation of different types of enterovirus. *Am. J. Hyg.* 80, 1 (1964).
7. — —: Oxidative inactivation of adenovirus. *Arch. ges. Virusforsch.* XIX, 32 (1966).
8. — —: The rate of oxidative inactivation of poliovirus and its dependence on the concentration of the reactants. *Arch. ges. Virusforsch.* XIII, 395 (1963).
9. — —: The oxidation potential concept of inactivation of poliovirus in sewage. *Am. J. Epid.* 81, 141 (1965).
10. KJELLANDER, J., and E. LUND: Sensitivity of *E. coli* and poliovirus to different forms of combined chlorine. *J. Am. W. W. Ass.* 57, 893 (1965).
11. LUND, E.: Effect of pH on the oxidative inactivation of poliovirus. *Arch. ges. Virusforsch.* XII, 632 (1963).
12. — —, C.-E. HEDSTRÖM and N. JANTZEN: Occurrence of enteric viruses in wastewater after activated sludge treatment. *J. W. P. C. F.* in press, (1968).
13. — —, C.-E. HEDSTRÖM and Ö. STRANNEGÅRD: A comparison between virus isolations from sewage and from faeces samples during a two year period. *Am. J. Epid.* 84, 282 (1966).

Prof. Dr. EBBA LUND
 Den Kgl. Veterinaer- og Landbohøjskole
 Afd. f. veterinaer virologi og immunologi,
 København V, Dänemark
 Bülowssvej 13

Die Diskussion zu diesem Vortrag wurde im Anschluß an den Vortrag „Die Einstellung desinfizierend wirkender Redoxpotentiale durch Chlorung“ von U. HÄSSELBARTH abgehalten. Siehe Seite 133.

Zur Toxikologie der Wasserdesinfektionsmittel

Von FRIEDRICH BÄR

Nach den Bestimmungen der Trinkwasseraufbereitungsverordnung vom 19. Dezember 1959 werden nach § 1 (2) zur Aufbereitung von Trinkwasser folgende Desinfektionsmittel zugelassen:

- „1. Chlor, Natriumhypochlorit, Calciumhypochlorit, Chlorkalk, Magnesiumhypochlorit, Chlordioxyd, Ammoniak und Ammoniumsalze; die Stoffe dürfen in einem Liter Trinkwasser höchstens in einer Menge von 0,3 Milligramm wirksamem Chlor und 0,6 Milligramm Ammonium-Ion, einschließlich des natürlichen Ammoniumgehaltes des Wasser, enthalten sein; der Chlorgehalt des Trinkwassers kann bis auf 0,6 Milligramm im Liter erhöht werden, wenn dies für die ausreichende Entkeimung des Trinkwassers vorübergehend erforderlich ist;
2. Ozon;“

Das „wirksame Chlor“ („Gesamtchlor“) als Maß der Reaktionsfähigkeit im Hinblick auf die bakterizide Wirkung liefern:

- a) Freies Chlor einschließlich Hypochlorit.
- b) Chlordioxid.
- c) Sogenanntes gebundenes wirksames Chlor, d.h. Chloramine, als amidartige Derivate der Unterchlorigen Säure (z.B. Chloramin T, Chlorisocyanursäuren).

Bei Zugabe von Ammoniak zu gechlortem Wasser entstehen einfache Chloramine mit stark bakterizider Wirkung. Synthetisch hergestellte höhere Chloramine, wie z.B. N-Chlorderivate von Sulfonamiden, zeichnen sich durch einen besonders hohen Gehalt an aktivem Chlor aus.

Bei der Anwendung der reaktionsfähigen Stoffe, die eine unterschiedliche Löslichkeit in Wasser aufweisen, bestehen im wäßrigen Milieu verschiedene Reaktionsmöglichkeiten, Oxydationen und Chlorierungen der organischen Substanz der Mikroorganismen sowie von Inhaltsstoffen bzw. Verunreinigungen des Wassers. Damit verbunden ist die Bildung von Umwandlungsprodukten der eingesetzten Mittel. Als mögliche Folgeprodukte der Chlordesinfektionsmittel sind als Oxydationsstufen in der Reihe Chlor—Unterchlorige Säure (Hypochlorit)—Chlorige Säure (Chlorit)—Chlordioxid—Chlorsäure (Chlorat) zu beurteilen: Hypochlorit (Lösung von Unterchloriger Säure und Salzsäure-Chlorwasser), das auch als solches bei der Aufbereitung von Trinkwasser Verwendung findet, und Chlorit, das bei der Reduktion des ClO_2 entstehen kann und als Blutgift unter Bildung von Methämoglobin stärker als Chlorat reagiert (Zusammenhang zwischen Chlorit- und Chloratvergiftung vgl. die in vitro-Versuche, siehe 26, 17).

Der Bleicheffekt des Chlorits erfolgt nicht allein infolge der Oxydationswirkung des gebildeten ClO_2 und O_2 , sondern offenbar hat die Verbindung auch als solche einen direkten Anteil an den Reaktionen. Die perorale LD_{50} bei der Ratte beträgt 140 mg/kg. Als Vergiftungserscheinungen wurden beobachtet (17):

Schwäche, Agonie, keine Erscheinungen von seiten des Magendarmtraktes. Über die chronische Toxizität von Chlorit sind keine Versuchsergebnisse bekanntgeworden; seine Gegenwart im Trinkwasser stellt eine potentielle Gefährdung vor allem des Säuglings dar. Die organischen Verbindungen mit wirksamem Chlor werden in wäßriger Lösung erst allmählich unter Bildung von Hypochlorit hydrolytisch gespalten, wobei der wenig toxische organische Grundkörper (Benzolsulfonsäureamid, Cyanursäure) zurückbleibt. Die verhältnismäßig geringe Toxizität der Cyanursäure ergibt sich aus Fütterungsversuchen mit Hunden (0,68 % über sechs Monate ohne Befund, 6,8 % über ein Jahr keine toxischen Symptome [24]). Die bei der Einwirkung von O_3 mit ungesättigten organischen Stoffen gebildeten Ozonide werden durch Wasser gespalten. Die reaktionsfähigen Chlorverbindungen können in entsprechenden Konzentrationen zu tiefgreifenden Veränderungen der Proteine bis zu ihrer völligen Auflösung führen, wobei zunächst die Iminogruppen in Chloramingruppen umgewandelt werden. Die Vergiftung durch Chloramin T bei geeignetem saurem pH im Magendarmtrakt wurde durch die Reaktion mit Aminosäuren (vor allem Glykokoll) unter Bildung von Chlorcyan erklärt. Über die Einwirkung auf Phenole im behandelten Wasser wird noch später eingegangen.

Zur allgemeinen toxikologischen Charakterisierung ist zunächst die Giftwirkung der gasförmigen Desinfektionsmittel (Chlor, Chlordioxid, Ozon) als Reizgase in der Atmosphäre von Interesse (18, 11, 28, 20, 15). In den nachfolgenden Tabellen sind die Konzentrationswerte (ppm) der verschiedenen Effekte angegeben:

Chlor

0,5	MAK-Wert
3,5; 5,0; 1,0	Angaben über die Grenze der Geruchswahrnehmung
1,0; 3 bis 6	Reizwirkung (15,1 Rachenreizung)
40	Maximalkonzentration für eine kurze Einwirkung von 12 Minuten bei normaler Luftaufnahme von 21 l/min ¹⁾ (16)
40 bis 60	Gesundheitsgefährdung

Die Einwirkung niedriger Konzentrationen beschränkt sich auf Nase und Rachenraum; bei höheren Konzentrationen entsteht eine Lungenschädigung (Stauung, Ödem). Das Vergiftungsbild ist charakterisiert durch Rhinitis mit Anosmie, Conjunctivitis, Bronchitis und Stomatitis, Anorexie, chronische Gastritis, Anämie, Kachexie, Schlaflosigkeit. Als chronische Wirkung wird beschrieben: Reizung der Atemwege, Appetitstörung, Abmagerung.

Chlordioxid (ClO_2)

0,1	MAK-Wert
15	Grenze der Geruchswahrnehmung
45	Reizwirkung

Die Inhalation von 0,1 bis 0,2 ppm bei Ratten über 70 Tage (50 Expositionen) zeigte keinen auffallenden Befund (6). Die leichte ClO_2 -Vergiftung äußert sich in Atemschwierigkeiten, Husten, Conjunctivalreizung, Kopfschmerz, Brechreiz und Bronchitis (über ClO_2 -Vergiftung siehe 2).

¹⁾ Dies entspräche einer Gesamt-Cl-Aufnahme von 32 mg, einer Menge, die in 0,25 Liter Wasser mit 128 ppm Cl enthalten wäre.

Ozon

0,01 bis 0,015	Grenze der Geruchswahrnehmung
0,04	maximal erlaubte Menge bei längerer Inhalation (0,05 Gefahr der Lungenreizung)
0,1	MAK-Wert
0,5 bis 1,0	Beeinträchtigung der Atmung
1,0 bis 10	Gesundheitsgefährdung

Die Empfindlichkeit des tierischen Organismus gegen kleinste Mengen von O_3 wird durch die neuesten Untersuchungen unterstrichen (Zahlen in ppm):

0,05	bei Mäusen vor der Behandlung mit sublethalen Dosen von Röntgenstrahlen eine Erhöhung der Sterblichkeit (radiomimetischer Effekt vgl. 27)
0,2 bis 0,25	bei Mensch und Tier eine Einwirkung auf die Erythrozyten (4)
0,1 bis 1,0	bei Meerschweinchen nach kontinuierlicher Aufnahme eine starke Reizwirkung auf die Atmungsorgane, Erhöhung der Sterblichkeit (14)
0,3	beim Kaninchen Schädigung der Phagocytoseeigenschaften der Makrophagen in vivo (5)
1,0	bei Ratten und Mäusen über 6 Stunden mit zusätzlicher Stresswirkung (Laufstadion) tödlich infolge Potenzierung der Giftwirkung (21)

Zwei- bis dreimal höhere Konzentrationen, als gegenwärtig in der Atmosphäre der Städte in USA gefunden werden können, führten zu erheblichen chronischen Schäden in den Lungen von Laboratoriumstieren (Ratten, Hunde, Meerschweinchen), und zwar vor allem in den terminalen Luftwegen (22).

Die O_3 -Vergiftung ist durch folgende Erscheinungen charakterisiert: starke Reizwirkung auf die Schleimhäute, substernaler Schmerz, Stirnkopfschmerz, Schwindel, Müdigkeit, Blutdrucksenkung, Dyspnoe, Lungenstauung und Lungenödem.

Die gasförmigen Stoffe zeigen somit, auf Grund ihrer Eigenschaften als Oxydationsmittel, eine starke örtliche Reizwirkung auf die Haut und die Schleimhäute (Brennen und Tränen der Augen, Kratzen im Hals, Brustenge, Hustenreiz, Atembeklemmung), wobei die subjektiven Beschwerden mit ClO_2 im Vergleich zu Cl_2 intensiver und protrahierter sind (örtliche Reaktion wahrscheinlich unter Bildung von chlorierten Eiweißverbindungen im Gewebe).

Die bisherigen Erfahrungen beim Menschen hinsichtlich eventueller akuter Folgen des Konsums von behandeltem Trinkwasser lassen erkennen, daß selbst bei erhöhten Konzentrationen an Chlor, die nicht bereits primär vom Verbraucher infolge einer Geschmacksabweichung abgelehnt werden, keine Schädigungen bekanntgeworden sind (3, 16). So führten Mengen von etwa 50 bis 90 ppm aktives Chlor zur Desinfektion von Wasser, das für kurze Zeit zum Trinken oder Hausgebrauch verwendet wurde, nicht zu Beschwerden über schädliche Effekte. Aus einem Bericht (vgl. 16) ist jedoch zu entnehmen, daß die accidentelle Überdosierung von Chlor im Trinkwasser bei einer Konzentration von 90 ppm Chlor zu Erkrankungen beim Armeepersonal (Reizung von Mundhöhle und Rachen) Anlaß gab. Konzentrationen von Chlor über 25 ppm werden meist von der Bevölkerung beanstandet (manche Personen tolerieren in geschmacklicher Hinsicht Mengen bis zu 50 ppm Chlor).

Nach den Erfahrungen der USA-Streitkräfte lassen sich folgende Angaben über die Auswirkungen verschiedener Konzentration von aktivem Chlor im Trinkwasser machen:

- | | |
|---------------|---|
| 5 ppm | in Korea über längere Zeit ohne Besonderheiten aufgenommen |
| 15 bis 25 ppm | für kürzere Zeitdauer ohne schädliche Effekte |
| 32 ppm | über mehrere Monate gaben Anlaß zu Beschwerden wegen des unangenehmen Geschmacks. |

Bei der Überprüfung der toxikologischen Gesichtspunkte bei der ClO_2 -Anwendung verweisen MUSIL und Mitarbeiter (17) auf einen Bericht von ENGER (9). Dort wird über eine „physiologische Belästigung“ einiger Laboratoriumsangehöriger der Müllheimer Wasserwerke am Ehinger Berg nach dem Trinken von etwa 1 Liter eines Wassers (während der Trockenzeit aus dem Rhein entnommen) unter Verwendung von 0,5 g Chlor und 0,8 g ClO_2 je Liter Mitteilung gemacht. Diese „Belästigung“ soll kurze Zeit nach dem Trinken in Form von Schwäche und Störungen von seiten des Magendarmtraktes aufgetreten sein. Da eine ärztliche Untersuchung nicht erfolgt war, ist jedoch die Ursache der beschriebenen Erscheinungen nicht zu präzisieren.

Zur toxikologischen Bewertung der Folgen eines Zusatzes der in Frage stehenden Desinfektionsmittel sind einige Ergebnisse von Fütterungsversuchen an Versuchstieren mit behandeltem Trinkwasser bekanntgeworden. Sie sind in der nachfolgenden Tabelle übersichtlich zusammengestellt. Die tägliche Wasseraufnahme durch die Maus beträgt etwa 2,5 ml je Tier bei feuchter Kost, 5 bis 6 ml bei Altminkost, durch die Ratte etwa 20 ml je Tier. Das stark chlorierte Trinkwasser wird von der Ratte anfangs nur ungerne getrunken, doch tritt bald eine Gewöhnung ein (8).

Eine Prüfung des Einflusses von chloriertem Wasser am isolierten Meer-schweinchendarm (19) ließ bis zu einer Konzentration an aktivem Chlor von 0,3 mg/l keine Tonussteigerung nachweisen.

Gewisse Vergleichsmöglichkeiten über die Einwirkung der Reste von Wasser-desinfektionsmitteln bei der Zubereitung von Lebensmitteln zeigen die Versuchsergebnisse über die Bewertung von Chlor und Chlordioxid als Mittel zur Mehlerverbesserung. So konnten in chronischen Fütterungsversuchen an Ratten mit den Lipiden aus stark chloriertem Mehl (etwa 2 g Chlor je Kilogramm) über vier Generationen keine toxischen Effekte beobachtet werden (7). Ferner zeigte die Verfütterung von Trockenbrot, zu 70 % des Anteiles der Versuchskost, aus Mehl mit einem Gehalt an 48 ppm ClO_2 über sechs Rattengenerationen keine ungünstige Beeinflussung des Ernährungszustandes während des Wachstums und der Vermehrungsperiode (13). Die angewandten Stoffe wirken oxydierend auf die Mehlbestandteile; außerdem erfolgt eine Anlagerung von Chlor an ungesättigte Bindungen. Nach Ansicht des FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (1966) haben die geringen Veränderungen an den mehrfach ungesättigten Fettsäuren nicht einen nachweisbaren ungünstigen Einfluß im Zusammenhang mit der Ernährung des Menschen. Auf die Entstehung von Reaktionsprodukten, wie Dichlorstearinsäure, wurde hingewiesen (7). Chlordioxid reagiert mit Xanthophyll, Carotin, Flavonen und mit Zersetzungsprodukten des Chlorophylls; außerdem führt es zu einer Zerstörung von Vitamin E (25). Diese Reaktionen bedingen jedoch keine praktischen Auswirkungen im Sinne einer Schädigung bei der Ernährung der untersuchten Ratten unter den gegebenen Versuchsbedingungen.

Fütterungsversuche mit behandeltem Trinkwasser:

Ver- bindung	Wasserprobe		Versuchstier u. -zeit	Ergebnis	Auto- ren
<i>Chlor</i>	100 ppm freies Cl	Madison Stadtwater pH 6,2—6,5	Mäuse ♂ 50 Tage	Wachs- tum, Autopsie, Histo- logie	3 o. B.
	200 ppm	pH 5,9—6,2	Mäuse ♂ u. ♀ 33 Tage		
	100 mg/l freies Cl	Freiburger Leitungs- wasser (2) (3)	Ratten über 7 Genera- tionen (1)	Wachstum, Lebensdauer, Fortpflanzung, Blutbild, Histologie, keine toxischen Wirkungen (4)	8
Hypo- chlorit) (5) <i>Hypoch- lorit</i> (Na-	200 ppm freies Cl	Trinkwasser pH 7,2—7,6	Ratten (6) u. Hunde 30 Tage	Körpergewicht, Blutbild, Harn, Organgewichte, Histologie, o. B.	24
<i>Chlor- dioxid</i>	10 ppm ClO ₂	Wasser	Ratten 2 Jahre	keine Verände- rungen	12
	100 ppm ClO ₂			Zunahme der Sterblichkeit	
<i>Na-Di- chloriso- cyanurat</i> (7)	400, 1200, 4000 u. 8000 ppm	Wasser pH 7,2—7,6	Ratten 30 Tage	ohne Besonder- heiten	24
	16,6 u. 333 ppm	Wasser pH 7,2—7,6	Ratten u. Hunde 6 Monate	ohne Besonder- heiten	

o. B. = ohne Befund

(1) BD-II-Stamm (entspricht Wistar-Stamm).

(2) Chlorgehalt etwa 0,05 mg/l am Zapfhahn (also etwa 200fache Konzentration gegen-
über der vorgesehenen Menge).(3) Als Getränk der Tiere sowie zum Kochen des Trockenfutters in der Parental-Ge-
neration.

(4) Insbesondere keine cancerogenen oder teratogenen Effekte.

(5) Bei einem Selbstmordversuch durch Trinken eines Clorox-(Natriumhypochlorit)
Haushaltsbleichmittels mit 50 000 ppm Chlor kam eine schwere Magenschädigung
zur Beobachtung (23).

(6) Rochester Stamm.

(7) Trichlormelamin in einer Konzentration von 1000 ppm in der Rattenkost über
14 Monate brachte keine bedeutsamen Effekte (16).

Von besonderer praktischer Bedeutung sind die Tierversuche über die mög-
liche toxische Wirkung von ClO₂-behandeltem, mit Phenol verunreinig-
tem Wasser (17). Hierbei zeigten die speziellen Trinkwasserproben (Berounka-
Wasser, bei Lahovice entnommen, Behandlung des rohen Wassers in den Prager
Wasserwerken mit Aluminiumsulfat), an männliche Ratten über 40 Tage verab-

reicht, keine bedeutsamen Veränderungen hinsichtlich Gewichtszunahme und dem täglichen Wasserverbrauch bei den Versuchstieren. Folgende Wasserproben wurden geprüft:

- a) Wasser aus dem Berounka-Fluß ohne Desinfektionsmittel (Kontrolle).
- b) Wasser nach Behandlung mit 0,2 mg ClO_2 je Liter und mit einer Chlorkonzentration, die in 1 Stunde 0,2 mg/l Restchlor enthielt.
- c) 0,5 ml eines „alten“, Phenol-verunreinigten Wassers¹⁾ und 1 ml Standard-Phenol-Lösung (50 γ Phenol) auf 250 ml mit Berounka-Wasser aufgefüllt und mit 1,75 mg ClO_2 und 0,75 mg Cl_2 /l behandelt. Gesamtphenolgehalt in der Flüssigkeit etwa 250 γ /l.
- d) 25 ml eines „alten“, Phenol-verunreinigten Wassers und 8 ml Standard-Phenol-Lösung auf 250 ml aufgefüllt und mit 4,8 mg ClO_2 sowie 10 bis 15 mg Cl_2 /l behandelt, so daß ein Wert von 0,2 mg/l Restchlor bei einstündigem Kontakt erreicht wird. Phenolgehalt im Wasser etwa 5 mg/l.

In der praktischen Schlußfolgerung aus den Untersuchungen empfehlen die Prager Autoren, möglichst die Phenole vor der Wasserbehandlung zu entfernen, die Anwendung von ClO_2 bis zu einer Konzentration von 1,0 bis 1,5 mg/l zu gestatten unter der Annahme, daß am Eingang des Verteilersystems höchstens mit 0,01 bis 0,03 mg ClO_2 /l zu rechnen ist und daß im behandelten Wasser kein Natriumchlorit nachzuweisen ist (0,0 mg/l). Laufend sind Analysen auf Cl_2 , ClO_2 und ClO_2H durchzuführen. Weiterhin sollten die Wasserwerke regelmäßig auf analytischem Wege die Wirkungen einer erhöhten ClO_2 -Konzentration auf die Phenolzersetzung überprüfen.

Die Bildung von Chlorphenolen bei der Chlorierung des Trinkwassers ist in geschmacklicher Hinsicht bei 0,175 bis 0,4 ppm Chlor und 0,002 bis 0,17 ppm Phenol im Wasser erkennbar (1). Es wird vermutet (17), daß die Oxydation der Phenole bei Einwirkung von ClO_2 im Wasser über die Maleinsäure und Hydrochinon (LD_{50} bei der Ratte 100 mg/kg) eventuell bis zur Weinsäure verläuft. Für die Endprodukte wird eine LD_{50} nicht unter 500 mg/kg erwartet (als toxische Dosis für den Menschen etwa 30 g).

Bei einer Phenolkonzentration gegen 100 γ /l könnte die tägliche Aufnahme der Oxydationsprodukte eine Menge von 0,3 mg/kg nicht überschreiten (= 0,001 % der tödlichen Dosis für den Menschen). Ein ausreichender Zusatz von Chlor unter geeigneten Bedingungen würde, infolge der Zerstörung von Cyaniden und Phenolen im Wasser, die schädlichen Wirkungen von möglicherweise entstehendem Cyanogenchlorid und Chlorphenolen im gewissen Sinne kompensieren.

Schlußfolgerungen

Die gesundheitliche Beurteilung an Hand der Toxikologie der Wasserdesinfektionsmittel hat vier verschiedene Mengenbereiche in Rechnung zu stellen:

1. Die ursprüngliche Substanz als Gas (Chlor, Chlordioxid, Ozon) oder festen Stoff (Hypochlorit, Chloramine).
2. Die Mengenverhältnisse nach der Lösung und Umwandlung im behandelten Wasser (zum Trinken und zum Kochen werden etwa 2,5 Liter Wasser je Person und Tag benötigt).

¹⁾ Aus einer Braunkohlen- und Gasolinfabrik, mehr als ein Jahr alt, Gehalt an flüchtigen Phenolen (meist Monophenole) einige 40 mg/l.

3. Die Mengen, die über das Verteilersystem den Zapfhahn für den Konsum erreichen (die Menge der aktiven Chlorprodukte im Trinkwasser dürfte im allgemeinen kaum über 1,0 mg/l hinausgehen (vgl. 10); sowie die Mengen nach Reaktion mit organischen Inhaltsstoffen bei der Speise- und Getränkebereitung).
4. Die Mengen am möglichen Angriffspunkt im Organismus nach Aufnahme des behandelten Trinkwassers¹⁾ und nach Bindung im Mageninhalt.

Zufolge dieser Betrachtungen und der bisherigen Untersuchungsergebnisse besteht derzeit kein Hinweis dafür, daß die in der TrinkwasseraufbereitungsVO angegebenen Höchstmengen zu einer Gesundheitsgefährdung beim Menschen führen können. Zur Ergänzung unserer Kenntnisse über mögliche chronisch-toxische Effekte und entsprechend den Empfehlungen der internationalen Gremien von Sachverständigen hinsichtlich der für eine gründliche toxikologische Bewertung chemischer Lebensmittelzusatzstoffe erforderlichen wissenschaftlichen Untersuchungen, vor allem im Langzeitversuch — gemäß der Versuchsanstellung von DRUCKREY zur Toxizitätsprüfung von chloriertem Trinkwasser (ausreichende Tierzahl, lange Versuchsdauer) —, sollten folgende Punkte experimentell geklärt werden:

1. Die analytische Spezifizierung der Umwandlungsprodukte der Desinfektionsmittel im Wasser sowie ihrer Reaktionsprodukte mit Phenolen und anderen organischen Stoffen.
2. Chronische Tierversuche zur toxikologischen Charakteristik einzelner Desinfektionsmittel, z. B. ClO_2 und Chloramine sowie ihrer Umwandlungsprodukte (Natriumchlorit, chlorierte Phenole u. a.), bei entsprechender Empfindlichkeit der Untersuchungskriterien.

Die Behandlung von Wasser mit den in Frage stehenden Desinfektionsmitteln führt, jeweils je nach den bestehenden Bedingungen, zu einem dynamischen Gleichgewichtszustand. Aus praktischen und gesundheitlichen Erwägungen sollte dieser Zustand analytisch kontrollierbar und in seinen langzeitlichen Auswirkungen für die Gesundheit des Menschen möglichst klar abgrenzbar sein.

Literatur

1. ALEXANDER, M., J. C. GEYER, D. O'BRYAN: Effects of chlorinating waters; Restoring the quality of our environment, The White House, 1965.
2. BERG, V.: Z. Arbeitsmed., Arb.schutz 5, 167 (1954).
3. BLABAUM, C. J., M. ST. NICHOLS: J. Am. Wat. Wks. Ass. 48 (1956) S. 1503.
4. BRINKMANN, R., H. B. LAMBERTS, T. S. VENINGA: Lancet 1964, 133.
5. COFFIN, D. L., D. E. GARDNER, R. S. HOLZMAN, F. J. WOLOCK: Arch. Envir. Health 16, 633 (1968).
6. DALHAM, T.: Arch. Ind. Health 15, 101 (1957).
7. DANIELS, N. W. R., D. L. FRAPE, P. W. RUSSEL-EGGITT, J. B. M. COPPROCK: J. Sci. Food Agric. 14, 883 (1967).
8. DRUCKREY, H.: Food Cosmet. Toxicol. 6, 147 (1968).
9. ENGER, M.: Gas- und Wasserfach 14, 340 (1960).
10. EYER, H.: Dtsch. Med. Wschr. 90, 1642 (1965).
11. FAIRHALL, L. T.: Industrial Toxicology, Williams Wilkins Comp., Baltimore 1949.
12. HALLER, J. F., W. W. NORTHGRAVES: 1955 zu vgl. Berg, Tappi 38, 199 (1955).
13. HUTCHINSON, J. B., T. MORAN, J. PACE: J. Sci. Food Agric. 15, 725 (1964).
14. McDONNELL, H. B.: J. AOAC 13, 19 (1930).

¹⁾ Zum Beispiel bei geringen Spuren von O_3 in der Atemluft treten im Blut lediglich Ozonide der Fettsäuren auf.

15. MØLLER, K. V.: Pharmakologie, Schwabe, Basel/Stuttgart 1966.
16. MUEGGE, O. J.: J. Am. Wat. Wks. Ass. **48**, 1507 (1956).
17. MUSIL, J., Z. KNOTEK, J. CHALUPA, P. SCHMIDT: Scientific Papers from Institute of Chemical Toxicology, Prag 1964. Technology of Water **8** (2), S. 327.
18. PATTY, F. A.: Industrial Hygiene and Toxicology, Vol. II, 1962; Interscience Publishers.
19. SCHLAGINTWEIT, S.: Dtsch. Lebensm. Rdsch. **55**, 203 (1959).
20. SOLLMANN, T.: Pharmacology, Saunders, Philadelphia und London 1953.
21. STOKINGER, H. E., W. D. WAGNER, P. G. WRIGHT: Arch. Indust. Health **14**, 158 (1956).
22. STOKINGER, H. E., W. D. WAGNER, O. J. DOBROGORSKA: Arch. Indust. Health **16**, 514 (1957).
23. STRANGE, D. C., und Mitarb.: Arch. Surg. **62**, 350 (1951).
24. SVIRBELY, J. L.: unveröffl. Bericht vom 1. 2. 1960 (Robert A. Taft Sanitary Engineering Center, Cincinnati).
25. TSEN, C. C., I. HLYNKA: Bakers Digest **41**, 58, 64 (1967).
26. VALYI-NAGY, T.: Arch. exper. Path. Pharmakol. **205**, 382 (1948).
27. VENINGA, T. S., Strahlentherapie **134**, 469 (1967).
28. WIRTH, W., G. HECHT, CHR. GLOXHUBER: Toxikologie Fibel, Thieme Stuttgart 1967.

Dr. Dr. FRIEDRICH BÄR
 Ltd. Direktor und Professor im Bundesgesundheitsamt
 1 Berlin 45
 Unter den Eichen
 Max-von-Pettenkofer-Institut

Diskussion

Dr. WEISSER
 Hygiene-Institut Düsseldorf

Diskussionsredner weist darauf hin, daß, wie noch unveröffentlichte Ergebnisse zeigen, bei der Verträglichkeit von Chlor nicht nur die per os-Aufnahme untersucht werden muß, sondern die Gesamtkontaminierung, wie sie z.B. in Badeanstalten gegeben ist. Demnach sind noch weitere Untersuchungen über die toxikologischen Eigenschaften von Chlorreaktionsprodukten mit Wasserinhaltsstoffen notwendig.

Dr. HÄSSELBARTH
 Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Chlordioxid wird während des Transports des Wassers in Rohrleitungen beim Trinken oder beim Zubereiten von Speisen quantitativ zu Chlorit (ClO_2^-) reduziert. Toxikologisch dürfte aus diesem Grund nur die Toxizität des Chlorits von Bedeutung sein. Die Konzentration des Chlorit-Ions im Wasser kann jedoch wesentlich höher sein, als die, die der äquivalenten Menge Chlordioxid aus Chlor in Höhe von 0,3 bzw. 0,6 mg Chlor nach der Trinkwasseraufbereitungsverordnung entspricht.

Schlußwort (FRIEDRICH BÄR)

Abschließend wird nochmals auf die Schlußfolgerungen im Vortrag hingewiesen, in denen zur Begründung der gesundheitlichen Unbedenklichkeit der Anwendung weitere Untersuchungen zur analytischen Spezifizierung sowie chronische Tierversuche zur toxikologischen Charakterisierung der Umwandlungsprodukte der Desinfektionsmittel als erforderlich angesehen wurden.

Auswirkungen der Vorchlorung von Oberflächenwasser bei der Trinkwasseraufbereitung

Von K.-H. ROGGENKAMP

Für die Beurteilung eines Trinkwassers wird seine hygienische Unbedenklichkeit, und darunter in erster Linie seine bakteriologisch einwandfreie Beschaffenheit, einer besonderen Kritik unterzogen. Temperatur, Farbe, Geruch und vielerlei Inhaltsstoffe des Wassers, die nur Belästigungen, jedoch keine ernsthaften Gefahren für die Gesundheit der Menschen darstellen, rangieren deutlich hinter den bakteriologischen Forderungen.

Es sind bereits vor dem letzten Weltkrieg festumrissene Vorstellungen bezüglich der Gesamtkeimzahlen im Trinkwasser veröffentlicht worden (DIN 2000), die in der Nachkriegszeit weitgehend Anerkennung fanden. Danach sollten in einer zentralen Trinkwasseraufbereitung, die mit keimtötenden Mitteln arbeitet, eine einstellige Keimzahl und in einer Anlage, die nur in Langsamfiltern entkeimt, eine Keimzahl von unter 100 angestrebt werden. Die hier genannten und im weiteren Bericht behandelten Keimzahlen beziehen sich ausschließlich auf die auf einem Gelatinenährboden nach 48 Stunden feststellbaren „Gesamtkeimzahlen“.

Für die Entkeimungswirkung spielt die Wahl des Entkeimungsmittels eine entscheidende Rolle. An der Spitze steht in Deutschland die Verwendung von Chlor. Dem Chlorgas als Entkeimungsmittel soll daher in den folgenden Ausführungen das Hauptaugenmerk gelten.

Bei namhaften Autoren findet man noch vor etwa 15 Jahren die Angabe, daß der Regelwert der Chlorzugabe zur völligen Desinfektion des Wassers zwischen 0,3 und 0,5 g/cbm Chlor liege und in Ausnahmefällen mit einem Maximalwert von etwa 1 g/cbm zu rechnen sei. Als erforderliche Einwirkzeit des Chlors auf das Wasser bzw. die Keime werden 30 Minuten als bereits ausreichend angesehen. An anderer Stelle wird angegeben, daß ein Chlorüberschuß von 0,1 mg/l für eine ausreichende Entkeimungswirkung genüge. Ich kann aus eigener Praxis bestätigen, daß mit diesen Chlormengen und Einwirkzeiten damals brauchbare Ergebnisse zu erzielen waren. Bei einem zeitweilig recht keimreichen Oberflächenwasser führten bis zur Mitte der 50er Jahre Chlorzugaben von 1 bis 2 g/cbm zu einer praktisch vollständigen und nachhaltigen Entkeimung.

In den letzten Jahren tauchten zunächst vereinzelt, dann häufiger in Veröffentlichungen und in Gesprächen Mitteilungen über im Rohrnetz festgestellte hohe Keimzahlen auf. Hannover dürfte das bekannteste Beispiel dieser Art sein. Was ist in diesen Fällen geschehen? Ist eine allgemeine Sorglosigkeit oder gar Nachlässigkeit im Wasseraufbereitungs- oder Rohrnetzbetrieb eingetreten? Dieses dürfte zumindest für die namhaften Werke, in denen dieses Phänomen festgestellt wurde, nicht zutreffen, da das Fachpersonal in den Laboratorien der Aufbereitungsanlagen und auch im Rohrnetz heute zahlreicher als früher eine Überwachung aller Anlagenteile durchführt. Sind dann die Keimarten im Laufe der Zeit gegen Chlor oder zumindest gegen geringe Chlormengen resistent geworden? Oder bringt das Wasser jetzt Inhaltsstoffe mit, die mit dem Chlor Verbindungen eingehen und

dadurch die übliche Wirkung des Chlors auf die Keime abschwächen? Oder finden wir Inhaltsstoffe im Wasser, die das Keimwachstum unter bestimmten Voraussetzungen derart fördern, daß die durch Chlor nicht vollständig vernichteten Keime eine geradezu ideale Lebensgrundlage für ihren Fortbestand finden? Was auch die Ursache sei, Tatsache ist, daß selbst einwandfrei betriebene Wasserwerke heute mit einem Keimbefall auf der Reinwasserseite rechnen müssen, ohne Mittel in der Hand zu haben, schlagartig und nachhaltig etwas dagegen zu tun.

Am Beispiel eines Oberflächenwasserwerkes möchte ich Beobachtungen schildern, die sich über etwa 16 Jahre erstrecken und die vielleicht ein Musterbeispiel für die Probleme auf dem Gebiet der Mikrobiologie sind.

Das herangezogene Beispiel erleichtert die Konzentration auf das wesentlichste dadurch, daß die Versuchsbedingungen und Randverhältnisse weitgehend konstant geblieben sind. Die Arbeitsweise für die bakteriologische Untersuchung auf einem Nährboden, der im eigenen Labor hergestellt wird, hat sich in diesem Zeitraum nicht geändert. Das Rezept des Nährbodens blieb unverändert. Die Chlorzugabe geschah während des gesamten Zeitraumes mit Chlorgeräten ein und derselben Firma nach einem einheitlichen Prinzip.

Die Messung des überschüssigen Chlors wurde für den gesamten Zeitraum nach einem einheitlichen Verfahren durchgeführt. Es wurde die Chlorbestimmung nach GAD gewählt. Die mir im Haus des Bundesgesundheitsamtes persönlich von Herrn Dr. GAD mitgeteilte Rezeptur nannte sich damals „Methode zur Bestimmung von freiem Chlor“ und war für kleinere Chlormengen im Wasser vorgesehen. Inzwischen ist diese Methode nach GAD durch weitere Reagenzien ergänzt worden, und wir benutzen heute für die Bestimmung höherer Chlorgehalte innerhalb der Aufbereitungsanlagen neben dem Originalrezept auch den Chlorindikator II (für gechlortes Oberflächenwasser).

Mir ist bekannt, daß Angaben über Chlorbestimmungsmethoden heute in der Regel eine lebhafte Diskussion auslösen. Während es Anhänger bestimmter Chlornachweismethoden gibt, die die von ihnen gewählte Methode für nahezu unfehlbar halten, trifft man — vor allem in dem Kreis namhafter Wasserwerkslaboratorien — oft auf eine Unsicherheit bezüglich des Chlornachweises und stellt fest, daß neben tastenden Versuchen in Richtung auf neue Methoden weitgehend alte Untersuchungsmethoden, z. B. der Nachweis mit O-Tolidin, angewendet werden.

Um auch dieses Problem in die Untersuchungen einzubeziehen, habe ich fünf namhafte große deutsche Wasserwerke, die vornehmlich wegen des verwendeten Oberflächenwassers dauernd chloren müssen, um Auskunft über die verwendete Chlormethode gebeten. In allen Fällen wurde die O-Tolidin-Methode zumindest mitverwendet. Die Methode nach GAD wurde daneben angegeben, und in einem Fall wurde auch die DPD-Methode genannt.

Wir haben diese Angaben zum Anlaß genommen, im eigenen Laboratorium Vergleichsmessungen durchzuführen¹⁾. Es muß vorausgeschickt werden, daß unser Rohwasser zwar reich an organischer Substanz ist, jedoch Ammoniak gar nicht oder nur in Spuren enthält. Ferner muß festgestellt werden, daß die Chlorbestimmungsmethode nach GAD, die das wirksame Gesamtchlor angeben soll, bei uns

¹⁾ Dieser Aufgabe hat sich der Leiter unseres Labors, Herr Dr. RICHERS, dessen Ergebnisse hier wiedergegeben werden, mit großer Sorgfalt gewidmet.

reproduzierbare Werte liefert. Unter völlig gleichen Bedingungen durchgeführt zeigten die Ergebnisse der Messungen einen sehr kleinen Streubereich.

Der Vergleich der Methode nach GAD mit der O-Tolidin-Methode (letztere mit dem Elko II durchgeführt) brachte die in der Tabelle 1 aufgeführten Ergebnisse.

Tabelle 1

Vergleich von Chlormessungen

Aufbereitungsstufe	Gad	O - Tolidin	Gad	O - Tolidin
Wakenitzwasser ungechlort	0,0 mg/l	0,0 mg/l	0,0 mg/l	0,0 mg/l
Wakenitzwasser gechlort	3,6 "	1,94 "	13,5 "	6,55 "
Accelatorablauf	1,75 "	0,97 "	2,95 "	1,37 "
Schnellfilter - ablauf	0,69 "	0,26 "	1,20 "	0,60 "
Kohlefilter - ablauf	0,13 "	0,0 "	0,15 "	0,08 "
Reinwasser	0,21 "	0,07 "	0,29 "	0,18 "

Vergleichsmessungen zwischen der Methode nach GAD und der DPD-Methode, letztere wiederum differenziert nach freiem und gebundenem Chlor, lieferten die Werte der Tabelle 2.

Tabelle 2

Vergleich von Chlormessungen

Aufbereitungs- stufe	Chlor nach Gad	n a c h D P D M e t h o d e		
		freies Chlor	gebunden wirksames Chlor	Gesamt-Chlor x
gechlortes Rohwasser	2,90 mg/l	2,20 mg/l	0,60 mg/l	2,90 mg/l
	3,10 "	2,50 "	0,55 "	3,05 "
Schnellfiltrat	0,70 "	0,25 "	0,40 "	0,70 "
	0,65 "	0,50 "	0,20 "	0,70 "
Kohlefiltrat	0,15 "	0,0 "	0,30 "	0,30 "
Reinwasser	0,15 "	0,0 "	0,25 "	0,25 "
	0,14 "	0,0 "	0,25 "	0,25 "

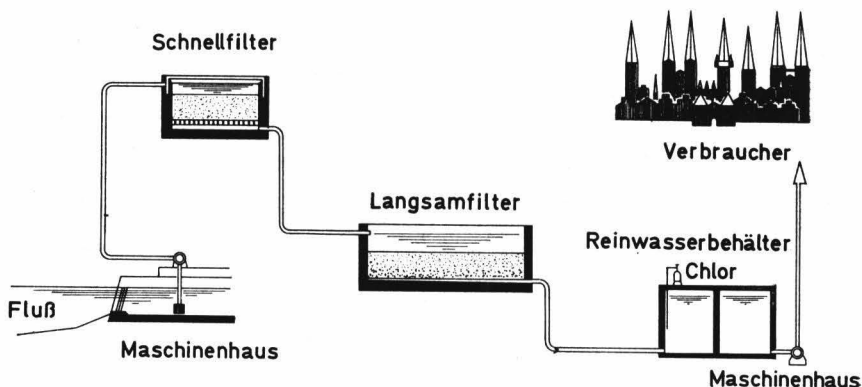
x direkt bestimmt

Es zeigte sich, daß nach GAD rund der doppelte Chlorgehalt gefunden wurde gegenüber der O-Tolidin-Methode. Es zeigte sich ferner, daß das Gesamtchlor nach der DPD-Methode bei höheren Werten mit GAD übereinstimmte, bei geringeren Werten wieder fast das Doppelte der GAD-Werte betrug. Es ist bei geringeren Chlorgehalten also ein deutliches Gefälle hinsichtlich der gemessenen Werte feststellbar, welche bei der DPD-Methode am höchsten, bei der O-Tolidin-Methode am geringsten ausfielen. Ich muß, besonders im Hinblick auf die nach der DPD-Methode gemessenen Wert betonen, daß das Wasser praktisch kein Ammoniak enthielt.

Ein näheres Eingehen auf die Chemie der Chlormessung würde meine Kompetenzen überschreiten. Ich darf nur beobachtend feststellen, daß dringender noch als bei anderen Analysen der Vergleich von Chlorwerten der Angabe der Meßmethode und der Randbedingungen bedarf. Welche Bedeutung man hiernach der Messung des „wirksamen Gesamtchlors“ und speziell der „Gad-Methode“ auch zubilligen mag, ihre Ergebnisse liefern — über den gesamten Beobachtungszeitraum in unveränderter Weise gemessen — zumindest einen relativen Maßstab. Ob man diesem Maßstab, um zu absoluten Zahlen zu kommen, noch einen Faktor beifügen muß, dürfte im Augenblick unerheblich sein.

Nachdem ich die Meßmethoden und die Gesamtsituation schilderte, unter denen die Beobachtungen erfolgten, möchte ich nun die Keimzahlen und Chlorüberschußwerte nennen, die in den einzelnen Jahren gefunden wurden. Es ist jeweils ein typischer Tag bei etwa 4 °C Wassertemperatur und ein typischer Sommertag bei etwa 20 °C Wassertemperatur ausgewählt worden. Ferner wurden Tage mit einer möglichst vergleichbaren bakteriologischen Rohwasserbeschaffenheit genommen.

Die ersten Werte, die hier betrachtet werden sollen, beziehen sich auf eine Wasseraufbereitung, die dem Schema auf Abbildung 1 entspricht. Das Rohwasser wird durch Kiesschnellfilter vorbehandelt, gelangt danach auf Langsamsandfilter, erhält vor dem Eintritt in die Reinwasserbehälter seine einzige Chlorung und wird



Schema der Wasseraufbereitung
im Oberflächenwasserwerk
der Stadtwerke Lübeck von 1929 bis 1959

nach einer Aufenthaltszeit von mindesten 8 bis 10 Stunden abgegeben. (Diese Aufenthaltszeit im Reinwasserbehälter besteht bis heute fast unverändert, da die Behälterkapazität der Aufbereitungsleistung entsprechend erweitert wurde.)

Tabelle 3

Chlorwerte in mg/l und Keimzahlen je ml

	1			2			3			4		
	1.3.1953			16.6.1953			9.3.1954			9.6.1954		
	T _w = 5 °C			T _w = 20 °C			T _w = 2,1 °C			T _w = 19,5 °C		
	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ
Rohwasser			750			370			30.000			710
Schnellfiltrat			50			180			8.900			390
Langsamfiltrat			13			272			1.080			118
Chlorung	1,4			3,0			1,3			2,0		
Behälter			7			3			16			0
Werksausgang	0,08	4		0,04	1		0,08	16		0,10		0
Rohrnetz - Entnahmestelle L ₁			8			5			15			0
J ₂			1			3			11			3

T_w=Wassertemperatur Cl-Z=Chlorzugabe Cl-Ü=Chlorüberschuß KZ=Keimzahlen

Die Zahlenwerte der Tabelle 3, Spalte 1, zeigen, daß im Frühjahr 1953 bei geringer Wassertemperatur eine ausreichende Entkeimung in den Langsamfiltern stattfindet. Die Chlorzugabe von etwa 1,4 g/cbm reicht aus, um am Werksausgang noch einen meßbaren Chlorüberschuß zu haben und um im Netz eine Wiederaufkeimung zu verhindern.

Stellvertretend für das gesamte Leitungsnetz sind in die Betrachtungen der Rohrnetzkeimzahlen zwei besonders typische Wasserleitungen einbezogen worden, von denen die eine die Bezeichnung L und die andere die Bezeichnung J trägt. Die zusätzlich angegebenen Ziffern der Entnahmestellen für die bakteriologischen Proben im Rohrnetz zeigen die zunehmende Entfernung der Entnahmestellen vom Werk an. In den Tabellen unter gleicher Nummer (z. B. L 2) aufgeführte Keimzahlen entsprechen damit Proben, die etwa in gleicher Entfernung vom Werksausgang genommen wurden.

Im Sommer desselben Jahres (Tab. 3, Spalte 2) ist zwar in den Langsamfiltern eine leichte Aufkeimung festzustellen, aber die für die damalige Zeit sehr hohe Chlorzugabe von 3 g/cbm reicht aus, um das gesamte Netz keimfrei zu halten.

Im März 1954 (Tab. 3, Spalte 3) ist ein recht hoher Keimstoß im Rohwasser zu beobachten, der im Langsamfilter nur ungenügend abgebaut wird. Aber es genügen bereits Chlormengen in der Größenordnung von 1,3 g/cbm, um auf Keimzahlen zu kommen, die im gesamten Rohrnetz zwischen 10 und 20 liegen. Der darauffolgende Sommer (Tab. 3, Spalte 4) zeigt völlig normale Verhältnisse, die uns in die Lage versetzen, mit einer Chlorzugabe von 2 g/cbm die Keimfreiheit im Netz vollkommen zu beherrschen.

Im Jahr 1955 (Tab. 4, Spalte 1) gelingt es bei kalten Temperaturen, sogar mit einer Chlorzugabe von etwa 0,8 g/cbm und im Sommer (Tab. 4, Spalte 2) mit einer Zugabe von etwa 1,9 g/cbm einwandfreie bakteriologische Verhältnisse am Werksausgang und im Netz zu schaffen.

Tabelle 4

Chlorwerte in mg/l und Keimzahlen je ml

	1			2			3			4		
	29.3.1955			28.6.1955			8.4.1958			12.8.1958		
	Tw = 3,9 °C			Tw 19,6 °C			Tw 4,5 °C			Tw 19,2 °C		
	Cl-Z	Cl-ü	KZ	Cl-Z	Cl-ü	KZ	Cl-Z	Cl-ü	KZ	Cl-Z	Cl-ü	KZ
Rohwasser			3400			1040			520			720
Schnellfiltrat			380			205			99			140
Langsamfiltrat			24			270			136			33
Chlorung	0,79			1,85			1,36			1,9		
Behälter			3			4			41			24
Werksausgang	0,11		8	0,09		2	0,07		35	0,37		1
Rohrnetz- Ent- nahmestelle L1			10			4			23			4
J2			3			3			26			25

Tw = Wassertemperatur Cl-Z = Chlorzugabe Cl-ü = Chlorüberschuß KZ = Keimzahlen

In den Jahren 1956 und 1957 wiederholen sich diese Verhältnisse ohne wesentliche Änderungen. Die ermittelten Zahlenwerte liegen in entsprechender Tabellenform vor, aber ich glaube, im Hinblick auf die Konzentration auf das Wesentlichste kann die Diskussion der einzelnen Zahlenwerte hier übergangen werden. Zu bemerken ist nur, daß im Sommer 1957 erneut deutliche Aufkeimungen im Langsamfilterablauf festzustellen sind, die durch die Zugabe von etwa 1,1 g/cbm Chlor zwar zunächst beseitigt werden, im Rohrnetz jedoch zu geringfügigen Wiederaufkeimungen führen.

Im darauffolgenden Frühjahr (Tab. 4, Spalte 3), wiederum bei Temperaturen um 4 °C, sind Aufkeimungen im Langsamfilter, die sonst nur in den Sommermonaten beobachtet wurden, feststellbar. Die im Frühjahr bisher üblichen Chlorzugaben von etwas über 1 g/cbm reichen auch 1958 aus, um am Werksausgang noch einen meßbaren Chlorüberschuß festzustellen. Dagegen lassen sich an einigen Tagen mit diesen Chlorwerten die Keime nicht mehr auf einstellige Zahlen am Werksausgang reduzieren, sondern liegen dort in der Größenordnung von 35 und im Rohrnetz zwischen 20 und 30. Das Sommerbeispiel desselben Jahres (Tab. 4, Spalte 4) zeigt, daß mit einer Chlorzugabe von 1,9 g/cbm sogar ein verhältnismäßig hoher Chlorgehalt am Werksausgang erreicht werden kann, daß in einem der Leitungsstränge jedoch trotzdem eine Wiederaufkeimung bis in die Größenordnung von 25 Keimen je Milliliter stattfindet.

Die bei kalten Temperaturen 1958 beobachteten Keimzahlen treten auch bei analoger Witterung 1959 wieder auf (Tab. 5, Spalte 1). Erneut reichen Chlorzugaben von etwas über 1 g/cbm nicht mehr aus, um im Rohrnetz bis zum Endstrang einstellige Keimzahlen zu halten. Noch krasser wird es im Sommer des-

selben Jahres (Tab. 5, Spalte 2), wo die zwischen 2 und 3 g/cbm liegende Chlorzugabe sogar zu namhaften Aufkeimungen im Rohrnetz führt.

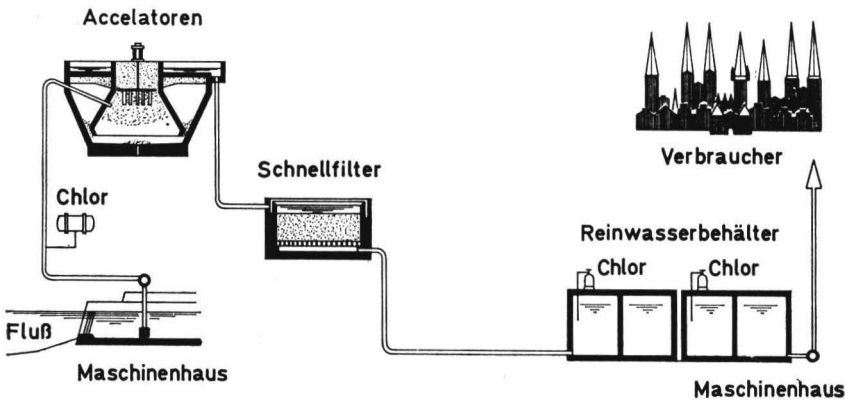
Tabelle 5

Chlorwerte in mg/l und Keimzahlen je ml

	1			2			3			4		
	17.3.1959			30.7.1959								
	$T_w = 2,9^\circ\text{C}$			$T_w = 22,8^\circ\text{C}$			$T_w = \quad^\circ\text{C}$			$T_w = \quad^\circ\text{C}$		
	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ
Rohwasser			280			2190						
Schnellfiltrat			77			905						
Langsamfiltrat			29			98						
Chlorung	1,2			2,26								
Behälter			35			6						
Werksausgang	0,08	5		0,08	7							
Rohrnetz-Entnahmestelle L1			14			56						
J 2			25			45						

T_w = Wassertemperatur Cl-Z = Chlorzugabe Cl-Ü = Chlorüberschuß KZ = Keimzahlen

Ich erwähnte, daß typische Werte, d. h. Werte, die für das betreffende Jahr besonders charakteristisch sind, den gezeigten Tabellen zugrunde liegen. Darüber hinaus fanden etliche extreme Abweichungen statt, die ganz besonders die Bakteriologie der Langsamfilter betreffen. Eine Verzehnfachung, in Einzelfällen Verhundertfachung der Keimzahlen im Langsamfilter wurde beobachtet. Eingehende



Schema der Wasseraufbereitung im Oberflächenwasserwerk der Stadtwerke Lübeck von 1960 bis 1965

Abb. 2

Untersuchungen zeigten damals, daß das nährstoffreiche Wasser in dem Überstau der Langsamfilter zu einer so üppigen Vegetation führte, daß unten im eigentlichen Filterbett Sauerstoffmangel herrschte und Faulerscheinungen auftraten. Dieses und wirtschaftliche Gründe führten zur Stilllegung der Langsamfilter und deren Ersatz durch ein anderes Aufbereitungsschema, welches in Abbildung 2 dargestellt wird.

Nunmehr wird das Wakenitz-Wasser einem Accelator zur Vorreinigung zugeführt, wird in Schnellfiltern nachgereinigt und in Reinwasserbehältern bis zur Abgabe gespeichert. Nach anfänglichen Versuchen, das Chlor dem Wasser erst nach der Entfernung des größten Teiles der organischen Substanz zuzusetzen, muß dieser Plan wegen einer ganz massiven Keimanreicherung im Accelatorschlamm aufgegeben werden. Danach wird die erste Chlorzugabestelle unmittelbar am Rohwassereinlauf errichtet, während die zweite Chlorzugabe vor dem Einlauf in den ersten Reinwasserbehälter erhalten bleibt. Später wird die Möglichkeit eingerichtet, dem Wasser beim Übertritt vom ersten zum zweiten Reinwasserbehälter noch einmal Chlor zuzusetzen.

Tabelle 6

Chlorwerte in mg/l und Keimzahlen je ml

	1			2			3			4		
	15.2.1961			6.9.1961			28.3.1962			18.7.1962		
	T _w = 3,8 °C			T _w = 20,2 °C			T _w = 4,1 °C			T _w = 19,8 °C		
	Cl-Z	Cl-U	KZ	Cl-Z	Cl-U	KZ	Cl-Z	Cl-U	KZ	Cl-Z	Cl-U	KZ
Rohwasser			1.440			340			470			340
Chlorung	1,1			3,7			1,6			3,6		
Rohwasser, gechlort	0,36		41	1,30		2	0,44		32	0,88		8
Accelatorablauf	0,34		6	0,18		2	0,18		43	0,20		2
Schnellfiltrat	0,34		7	0,06		9	0,15		238	0,04		214
Chlorung	0,1			0,4			0,4			0,3		
Behälter			4			1			13			1
Chlorung												
Werksausgang	0,38		6	0,12		4	0,20		12	0,12		1
Rohrnetzentr. L1			3			6			42			1
L2												1
L3												
J2			3			1			216			1

Wegen des Einschaltens der neuen Anlage, der Probefahrten und der unvermeidlichen Anfangsschwierigkeiten sind Werte aus dem Jahre 1960 fortgelassen worden, um den Gesamtüberblick nicht zu verfälschen. Die nächsten Werte aus dem Frühjahr 1961 (Tab. 6, Spalte 1), wieder bei etwa 4 °C gemessen, zeigen, daß bei einer Rohwasserchlorung von nur 1,1 g/cbm Chlorzugabe und einer Ausgangskeimzahl von über 1400 eine gute Entkeimungswirkung zu erzielen ist. Einschließlich einer nachträglichen Chlorzugabe von 0,1 g/cbm vor dem Reinwasserbehälter genügt diese Menge, um am Werksausgang fast 0,4 g/cbm Chlorüberschuß zu haben, ein Wert, der uns in damaliger Zeit außerordentlich hoch erschien und in den nachfolgenden Tagen reduziert wird. Eine Keimfreiheit wird praktisch im gesamten Netz erreicht. Im darauffolgenden Sommer (Tab. 6, Spalte 2) muß wegen der

Zugabe des Chlors zum Rohwasser verständlicherweise ein höherer Wert gefahren werden als in den Vorjahren. Dennoch kann mit einer Gesamtzugabe von 3,7 plus 0,4 g/cbm am Werksausgang ein Chlorüberschuß von 0,12 erreicht werden, der zu einer befriedigenden Entkeimung des Wassers einschließlich aller Rohrnetzteile führt.

Bei gleichen Größenordnungen der Chlorzugabe stellen sich bereits im darauffolgenden Frühjahr die ersten bemerkenswerten Schwierigkeiten auf bakteriologischer Seite wieder ein (Tab. 6, Spalte 3). Wieder bei einer Wassertemperatur von etwa 4 °C und bei einer mittleren Keimzahl im Rohwasser von etwa 500 wird dem Rohwasser eine Menge von 1,6 g/cbm Chlor und dem Reinwasser eine Menge von 0,4 g/cbm Chlor zugesetzt. Die Rohwasserchlorung genügt trotz der kalten Jahreszeit nicht, um die Schnellfilter keimfrei zu fahren. Die Reinwasserchlorzugabe ist zwar ausreichend, um einen Chlorüberschuß am Werksausgang von 0,2 zu erzeugen, hat aber zur Folge, daß die zunächst nahe 10 liegende Keimzahl am Werksausgang in den Endsträngen des Rohrnetzes auf über 40 und in einem Fall auf über 200 ansteigt. Bemerkenswert ist, daß der Chlorüberschuß am Werksausgang, dessen Optimum wir bisher, von Ausnahmefällen abgesehen, bei 0,15 bis 0,18 sahen, nunmehr auf 0,20 im Frühjahr angehoben werden muß und daß dieser Wert kein Einzelfall ist, sondern für eine längere Zeit Standardwert bleiben muß. Im Sommer des betreffenden Jahres bessern sich die Verhältnisse ein wenig (Tab. 6, Spalte 4). Die Möglichkeit, eine höhere Chlormenge dem Rohwasser zuzusetzen, reduziert die Keimzahlen (mit Ausnahme einer Störung im Schnellfilterbetrieb) wieder erheblich. Mit 0,12 mg/l Chlorüberschuß am Werksausgang wird wieder ein Wert erreicht, der aus den davorliegenden Jahren als normal anzusehen ist und der genügt, bis zum Ende des Rohrnetzes einstellige Keimzahlen aufrechtzuerhalten.

Das Frühjahr 1963 — wieder bei etwa 4 °C betrachtet — zeigt, daß in bakteriologischer Hinsicht das vorangegangene Frühjahr nur eine Art Vorwarnung darstellte (Tab. 7, Spalte 1). Man hat sich inzwischen daran gewöhnt, daß am Werksausgang ein Chlorüberschuß von mehr als 0,20 mg/l gehalten werden muß.

Tabelle 7

Chlorwerte in mg/l und Keimzahlen je ml

	1			2			3			4		
	2.4.1963			14.8.1963			10.4.1964			15.7.1964		
	T _w = 4,6 °C			T _w = 18,2 °C			T _w = 5,3 °C			T _w = 20,7 °C		
	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ
Rohwasser			1.590			450			4.920			400
Chlorung	1,4			4,4			1,1			4,6		
Rohwasser,gechlort		0,23	266		1,70	1		0,22	394		2,3	3
Accelatorablauf		0,18	10		0,64	0		0,22	18		0,52	1
Schnellfiltrat		0,18	68		0,12	27		0,21	6		0,08	40
Chlorung	0,16			0,2			0,08			0,4		
Behälter			59			0			4		0,10	0
Chlorung				0,4						0,12		
Werksausgang		0,22	50		0,18	0		0,21	4		0,13	1
Rohrnetzentr. L 1			230			3			124			0
L 2			94			14			136			9
L 3			30			20			78			4
J 2			98			3			117			2

An dem als Beispiel gewählten Tag werden dem Rohwasser 1,4 g/cbm Chlor und dem Reinwasser 0,16 g/cbm Chlor zugesetzt, die offensichtlich nicht ausreichen, um bis zum Werksausgang eine einstellige Keimzahl zu erreichen. Dennoch wagt man zunächst nicht, mit der Chlorzugabe höher zu gehen, da die Chlorzehrung des Wassers so gering ist, daß am Werksausgang Chlorüberschußwerte befürchtet werden, die der Bevölkerung möglicherweise nicht mehr zugemutet werden können. Bemerkt werden muß in diesem Zusammenhang, daß die Rohwasserchlorung des hier untersuchten Oberflächenwassers eine relativ starke Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigung zur Folge hat. Die Unmöglichkeit, bereits im Werk auf eine einstellige Keimzahl herunterzukommen, macht sich erst recht im Rohrnetz unangenehm bemerkbar. Bereits relativ nahe der Werksgrenze werden 230 Keime festgestellt. In größerer Entfernung vom Werk sind an dem für die Untersuchung ausgewählten Tage zwar geringere Keimzahlen zu finden, deren absolute Höhe jedoch lediglich an den Schwankungen liegt, die sich bezüglich der Wasserbeschaffenheit von Tag zu Tag ergeben. Selbst in dem darauffolgenden Sommer, bei hohen Temperaturen, läßt sich nicht mehr das gute Ergebnis erreichen, das in den davorliegenden Sommern noch selbstverständlich war (Tab. 7, Spalte 2). Das Ziel, am Werksausgang einen Chlorüberschuß von etwa 0,2 nicht zu überschreiten, kann nur eingehalten werden, wenn die Chlorzugabe zum Rohwasser etwa 4,5 g/cbm und diejenige zum Reinwasser insgesamt 0,6 g/cbm nicht überschreitet. Das führt zwar am Werksausgang zu praktisch null Keimen, jedoch ist die Wirkung über das gesamte Rohrnetz hinweg nicht nachhaltig feststellbar.

Das folgende Jahr 1964 zeigt uns etwa gleiche Frühjahrsverhältnisse (Tab. 7, Spalte 3). Die mögliche Chlorzugabe im Werk von insgesamt 1,18 g/cbm Chlor, wenn man den Chlorüberschuß von 0,21 mg/l nicht überschreiten will, führt nur bis zum Werksausgang zur Keimreduzierung auf einstellige Zahlen. Bereits die ersten Meßstellen im Rohrnetz zeigen eine krasse Erhöhung der Keimzahl, die sich in dieser Größenordnung bis zum Ende der beiden beobachteten Rohrstränge durchziehen. Die übliche Besserung der Verhältnisse während der Sommermonate ist auch in diesem Jahr feststellbar (Tab. 7, Spalte 4).

Auf Grund der höheren Chlorzehrung kann die Zugabemenge erhöht werden und hat nachhaltige Wirkung auf die Reduzierung der Keimzahlen.

Diese jetzt bereits mehrfach beobachtete Frühjahrsmisere drängt die Überlegung auf, daß nach Möglichkeiten gesucht werden muß, auch zu Zeiten geringer Chlorzehrung größere Chlormengen zuzusetzen, die in irgendeiner Form wieder aus dem Wasser entfernt werden müssen. Es wird der Plan der Errichtung einer Aktivkohlefilteranlage aufgestellt und der Bau dieser Anlage begonnen.

Im Frühjahr 1965 befindet sich diese Anlage noch im Bau und kann noch nicht genutzt werden. Der Trend der Keimentwicklung hat darauf keine Rücksicht genommen. Was sich in den Vorjahren anbahnte, kommt in diesem Frühjahr in einem Umfang zum Ausbruch, der besorgniserregend ist (Tab. 8, Spalte 1). Bei wiederum etwa 4 °C und einer relativ hohen Keimzahl im Rohwasser ist die Chlorzehrung im Wasser derart gering, daß eine Gesamtchlorzugabe von etwa 1,6 g/cbm bereits in der Lage ist, am Werksausgang einen Chlorüberschuß von 0,43 mg/l zu erzeugen. Die Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigungen sind entsprechend. Die Herabsetzung der Keimzahl auf tragbare Grenzen gelingt nur noch bis zum Werksausgang. Beide Rohrstränge zeigen eine erhebliche Keimvermehrung, die in einem Fall besorgniserregende Ausmaße annimmt. Lediglich eine Identifizierung der Keime in einem maßgebenden Laboratorium und die Mitteilung, daß es sich um eine Keimart handelt, die gesundheitlich unbedenklich ist,

Tabelle 8

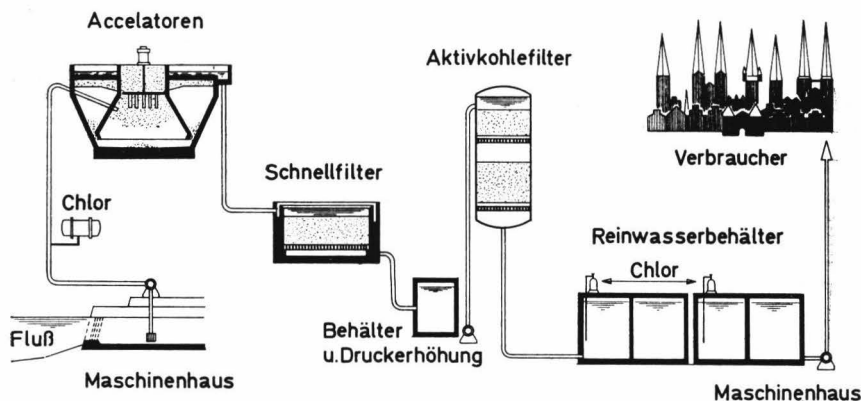
Chlorwerte in mg/l und Keimzahlen je ml

	1			2			3			4		
	24.3.1965											
	$T_w = 4,6 \text{ } ^\circ\text{C}$			$T_w = \text{ } ^\circ\text{C}$			$T_w = \text{ } ^\circ\text{C}$			$T_w = \text{ } ^\circ\text{C}$		
	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ
Rohwasser			2.310									
Chlorung		1,5										
Rohwasser, gechlort		0,45	222									
Accelatorablauf		0,43	34									
Schnellfiltrat		0,43	58									
Chlorung		0,1										
Behälter			37									
Chlorung												
Werksausgang		0,43	13									
Rohrnetzentr. L1			364									
L2			448									
L3			890									
J2			1.620									

geben uns den erforderlichen Rückhalt, das Werk in der bisherigen Weise bis zum Einschalten der Kohlefilteranlage weiterzufahren.

Im Juni 1965 wird die Kohlefilteranlage, bestehend aus doppelstöckigen Kohlefiltern, mit einer Gesamtschichthöhe von 3 m gekörnter Kohle in Betrieb genommen. Das neue Schema der Aufbereitung ist in der Abbildung 3 dargestellt.

Während der Sommermonate im Jahr der Inbetriebnahme der Kohlefilteranlage sind repräsentative Werte nicht zu entnehmen, da die Anlaufschwierigkeiten das Gesamtbild, welches hier dargestellt werden soll, verfälschen würden.



Schema der Wasseraufbereitung im Oberflächenwasserwerk der Stadtwerke Lübeck ab 1965

Abb. 3

Tabelle 9

Chlorwerte in mg/l und Keimzahlen je ml

	1			2			3			4		
	9.3.1966			16.8.1966			Tw = °C			Tw = °C		
	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ
Rohwasser			1.060			960						
Chlorung	4,0			7,7								
Rohwasser, gechlort		2,14	11		4,32	1						
Accelatorablauf		1,41	1		2,20	0						
Schnellfiltrat		1,10	4		1,37	1						
Kohlefiltrat		0,15	4		0,13	5						
Chlorung	0,1			0,4								
Behälter			3			4						
Chlorung	0,1			0,1								
Werksausgang		0,19	3		0,17	6						
Rohrnetzentr. L1			7			3						
L2			6			26						
L3			5			82						
L4												
J2			6			32						

Im Frühjahr des kommenden Jahres ist uns ein Aufatmen gestattet (Tab. 9, Spalte 1). Erstmals sind wir in der kühlen Jahreszeit, wiederum bei Temperaturen zwischen 4 und 5 °C, in der Lage, 4 g/cbm Chlor dem Rohwasser zuzusetzen, dem Reinwasser noch nahezu 0,2 g/cbm Chlor zuzufügen, ohne daß wir den Chlorüberschuß bei Abgabe des Wassers ab Werk über den nunmehr bereits gewohnten Wert von 0,20 mg/l steigern müssen. Die Folge ist ein bakteriologisch zufriedenstellendes Bild bis zum letzten Rohrstrang. Leider ist die Freude von kurzer Dauer (Tab. 9, Spalte 2). Im Sommer desselben Jahres kann dank der Kohlefilter die Rohwasserchlorzugabe auf weit über 7 g/cbm erhöht werden. Dem Reinwasser können wir außerdem noch über 0,5 g Chlor zusetzen. Wir erreichen damit am Werksausgang einen nach unseren bisherigen Vorstellungen tragbaren Chlorüberschuß und gehen mit einer einstelligen Keimzahl aus dem Werk heraus. Leider reicht aber selbst diese intensive Chlorbehandlung bei gleichen Einwirkzeiten des Chlors auf das Wasser wie in all den Vorjahren nicht aus, um diese einstelligen Keimzahlen bis zum Ende der beiden hier betrachteten Rohrstränge zu erhalten. Aufkeimungen, zumindest in der Größenordnung zwischen 10 und 100 Keimen, sind zu beobachten.

Im folgenden Jahr 1967 wird auch die Freude, dank der hohen Chlorzugaben den Winter heil zu überstehen, stark gedämpft (Tab. 10, Spalte 1). Bei relativ geringer Wassertemperatur müssen wir bereits 6 g/cbm Chlor dem Rohwasser zusetzen und müssen 0,27 mg/l Chlorüberschuß am Werksausgang in Kauf nehmen, um dort auf einstellige Keimzahlen und im Rohrnetz zumindest auf Keimzahlen unter 100 zu kommen. Um dieselben, nicht gerade erfreulichen Ergebnisse im Sommer des gleichen Jahres noch erzielen zu können (Tab. 10, Spalte 2), müssen wir am 21. Juni bereits 10 g Chlor dem Rohwasser zusetzen und müssen diese Menge am 31. Juli bei etwa gleichem Temperaturbereich bereits auf 13,5 g erhöhen (Tab. 10, Spalte 3) und somit einschließlich der Nachchlorung 14 g/cbm Chlor dem

Wasser zufügen. Dank der Kohlefilter erreichen wir zwar einen Chlorüberschuß von 0,1 am Werksausgang, können aber keine einstelligen Keimzahlen bis zum Ende der Rohrnetze halten.

Waren wir bereits 1967 ein wenig enttäuscht über den Vorteil, den uns die Kohlefilteranlage einbrachte, so zeigt sich im Frühjahr 1968 die alte Katastrophe der Aufkeimung erneut und diesmal in bisher nicht beobachtetem Ausmaß (Tab. 11,

Tabelle 10

Chlorwerte in mg/l und Keimzahlen je ml

	1			2			3			4		
	5.4.1967			21.6.1967			31.7.1967					
	T _w = 6,7 °C			T _w = 20,1 °C			T _w = 21,6 °C			T _w = °C		
	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ
Rohwasser			670			390			660			
Chlorung	6,0			10,0			13,5					
Rohwasser, gechlort		2,50	21		3,70	0		4,90	0			
Accelatorablauf		1,30	3		1,25	0		2,75	0			
Schnellfiltrat		0,77	3		0,75	0		1,05	0			
Kohlefiltrat		0,16	3		0,16	4		0,10	30			
Chlorung	0,1			0,2			0,25					
Behälter			2			1			0			
Chlorung	0,1			0,2			0,25					
Werksausgang		0,27	1		0,21	0		0,10	3			
Rohrnetzentr. L1			4			0			0			
L2			29			26			5			
L3			64			90			95			
L4												
J2						30			29			

Tabelle 11

Chlorwerte in mg/l und Keimzahlen je ml

	1			2			3			4		
	18.3.1968			18.6.1968								
	T _w = 3,2 °C			T _w = 23,2 °C			T _w = °C			T _w = °C		
	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ	Cl-Z	Cl-Ü	KZ
Rohwasser			600			790						
Chlorung	7,0			9,5								
Rohwasser, gechlort		3,80	3		4,00	1						
Accelatorablauf		2,60	0		2,05	0						
Schnellfiltrat		2,20	0		1,30	0						
Kohlefiltrat		0,43	25		0,16	80						
Chlorung	0,2			0,3								
Behälter			0			0						
Chlorung	0,4			0,6								
Werksausgang		0,43	31		0,28	0						
Rohrnetzentr. L1		0,31	180		0,04	1						
L2		0,20	350		0,02	0						
L3		0,13	> 800		0	35						
L4		0,04	> 900		0	46						
J2		0	> 1000		0,01	2						

Spalte 1). Wenn wir einen Chlorüberschuß von über 0,4 mg/l am Werksausgang in Kauf nehmen, können wir insgesamt rund 7,5 g/cbm Chlor dem Wasser zufügen. Trotz dieser Mengen erfolgt die Wiederaufkeimung außerordentlich rasch. Am Werksausgang sind die Keimzahlen nur auf Werte zwischen 10 und 50 herunterzudrücken, und im Rohrnetz erfolgen Aufkeimungen, die weit über 100 hinausgehen. Der hier zur Charakterisierung der Lage geschilderte Tag zeigt allerdings Spitzenwerte, um Ihnen auch diese Größenordnung einmal vor Augen zu führen. Eine Untersuchung der Keime in dem für uns zuständigen Hygiene-Institut ergibt, daß es sich um Keime aus der Gruppe der *Aerobacter* handelt, einem apathogenen Keim also, der zwar als hygienisch unbedenklich angesehen werden kann, unsere Sorge um die Trinkwasserqualität jedoch keinesfalls zerstreut. Wer soll uns die Garantie dafür geben, daß morgen oder übermorgen dieselbe Keimgruppe Ursache dieses beobachteten Phänomens ist. Eine kleine Beruhigung mag die Betrachtung des Wassers im Sommer dieses Jahres sein (Tab. 11, Spalte 2), das wieder relativ normale Werte zeigt, wobei selbstverständlich nicht mehr die Idealvorstellungen der Zeit vor zehn oder zwölf Jahren als Maßstab angelegt werden dürfen.

Wir wissen nicht, was diesen Trend der Keimvermehrung in immer stärkerem Maße ausgelöst hat. Wir beobachten nur, daß Chlorwerte, die in dieser Größenordnung früher nur für Abwässer in Frage kamen, heute nicht mehr in der Lage sind, ein Trinkwasser keimfrei zu machen, dessen meßbare Größen der chemischen und bakteriologischen Beschaffenheit sich in den letzten zwei Jahrzehnten kaum geändert haben. Ja, es ist geradezu besorgniserregend, wie die gegen Chlor stabilen Keimarten in einem außerordentlich schnellen Tempo zunehmen und jeden eingeleiteten Schritt zusätzlicher Aufbereitungsmaßnahmen in kürzester Zeit zunichte machen.

Selbstverständlich haben wir alle geschilderten Beobachtungen zum Anlaß genommen, den eigenen Fluß, der uns das Wasser liefert, und das eigene Wasserwerk in allen Ecken und Winkeln zu untersuchen. Wir haben das Werk auf eigene Kreisläufe hin untersucht, um festzustellen, ob wir auf kurzem Wege eine natürliche Auswahl chlorbeständiger Keimarten fördern. Da wir das gesamte Spülwasser nicht in den Fluß zurückgeben, ist diese Möglichkeit ausgeschlossen. Wir haben eine starke und schnelle Ermüdungserscheinung der Kohlefilter befürchtet, mußten aber auf Grund der Messungen der Phenolbelastungsfähigkeit feststellen, daß dieses, zumindest an den bisher gewohnten Werten gemessen, nicht der Fall ist.

Den typischen Verlauf der Entchloring im Kohlefilter möchte ich Ihnen zum Schluß noch an Hand der Tabelle 12 zeigen.

Wir kommen in diesem Beispiel von Chlorwerten am Filtereingang, die in der Höhe von 1,6 mg/l liegen, innerhalb der Kohleschicht auf 0,19 bis 0,22 mg/l herunter. Die Zwischenwerte, an Probeentnahmehähnen festgestellt, sind ebenfalls aufgetragen. Unsere Befürchtung, die Kohle könnte nach zweijähriger Laufzeit an Entchloringwirkung eingebüßt haben, prüften wir an einem neu gefüllten Filter. Nach wenigen Tagen etwas weitergehender Entchloring stellten sich an diesem Filter die gleichen Werte ein, die bereits an den übrigen Filtern gemessen worden waren. Somit scheint im Augenblick auch an dieser Stelle keine größere Wirkung erreichbar zu sein. Es darf darüber hinausgehend bezweifelt werden, ob wir bei einer weitergehenden Entchloring innerhalb der Kohlefilter einen echten Nutzen haben würden, da bereits bei Chlorwerten von etwa 0,2 mg/l im Kohlefilterablauf gelegentlich Keimzahlen von 20 und mehr auftreten, wobei das Wasser mit null Keimen in die Filter eintritt.

Tabelle 12

Chlorzugabe und Chlorüberschuß im Wasserwerk Wakenitzstaße

(alle Mengen in mg/l)

Datum T Wasser	28.3.1968			25.4.1968		
	8,1 °C			14,3 °C		
	Chlor- zugabe	Chlor- über- schuß	Keim- zahl	Chlor- zugabe	Chlor- über- schuß	Keim- zahl
Rohwasser	6,0		1.060	6,7		740
Rohwasser,gechlort		3,50	3		4,00	4
Accelatorablauf		1,95	0		1,90	0
Schnellfiltrat		1,65	0		1,60	0
Kohlefiltrat nach 25cm		1,60			1,20	
50		1,18			0,87	
75		0,86			0,65	
100		0,58			0,50	
150		0,40			0,35	
200		0,32			0,25	
250		0,25			0,21	
300		0,22	22		0,19	
Behältereinlauf 1	0,26			0,24		0
Behältereinlauf 2	0,20			0,27		
Werksausgang		0,60	0		0,38	0

Ich habe in meinem Bericht lediglich Beobachtungen wiedergegeben, die nach Gesprächen mit den Leitern befreundeter Werke heute nicht mehr allein dastehen. Ich wagte, Erklärungen für die Beobachtungen nur am Rande anzudeuten, vermag heute aber noch keinen einleuchtenden Grund für diese Erscheinungen anzugeben. Alle gutgemeinten Ratschläge maßgebender Fachkreise in Deutschland, einschließlich der wissenschaftlichen Institute, die wir mit Freuden aufgenommen und — soweit möglich — in die Praxis umgesetzt haben, brachten bisher keinen durchgreifenden Erfolg.

Welche Konsequenzen können wir nun aus diesen Beobachtungen ziehen? Selbst wenn wir davon ausgehen, daß dieser krasse Fall durch rein örtlich bedingte

Zufälligkeiten zustande gekommen ist, so ist die Tatsache nicht von der Hand zu weisen, daß sich an anderen Orten, lediglich auf einen anderen Maßstab bezogen, Ähnliches abspielt. Dieses zwingt mich dazu, erneut darauf hinzuweisen, daß wir die vielen theoretischen und wissenschaftlich geführten Untersuchungen über Probleme der Wasseraufbereitung in die Praxis hineinragen müssen. Es genügt nicht, daß wir wissen, mit welchen Mengen eines Desinfektionsmittels wir ein vorher auf eine bestimmte Keimhöhe infiziertes Wasser wieder keimfrei bekommen, sondern wir müssen Methoden haben, die gegen diejenigen bakteriologischen Absonderheiten wirkungsvoll sind, mit denen wir in der Praxis zu kämpfen haben. Es wäre außerordentlich wünschenswert, wenn unsere namhaften Institute ihre Laborversuche mehr als bisher in großem oder halbtechnischem Maßstab auf die Praxis übertragen und die Auswirkungen im praktischen Wasserwerksbetrieb nachprüfen.

Dipl.-Ing. K.-H. ROGGENKAMP
 Stadtwerke Lübeck
 24 Lübeck
 Moislinger Allee 9

Diskussion

Prof. Dr. LUDWIG WOLFF
 Staatliches Institut für Hygiene und Infektionskrankheiten, Saarbrücken

Wenn ich die über zehn Jahre laufenden Untersuchungen betrachte, fällt der Rhythmus der Verkeimung auf. Dieser Rhythmus weist möglicherweise auf ökologisches Geschehen im Rohwasser hin. Er entspricht dem Rhythmus der Eutrophierung, die ja dem Rhythmus der Vegetationsperioden entspricht. Diese würde auch die allmähliche, über Jahre laufende Entwicklung der Störung erklären; denn zwischenzeitlich wurden ja alle Seifen durch Tenside abgelöst.

Auch die Zunahme der Kanalisationen liefert mehr Dungstoffe (NO_2 , N_2O_3). Im Sommer, bei der stärksten Entwicklung der Eutrophie, werden die Dungstoffe beim Aufbau der Eutrophie verbraucht. Im Winter, bei Fehlen der Eutrophie, werden die Dungstoffe in die Trinkwasserleitung verfrachtet und stehen den Bakterien zur Verfügung, die an hydraulisch ungünstigen Stellen gute Verhältnisse zur Vermehrung finden.

Ist im Rohwasser die Entwicklung der Phosphat-, Nitrit- und Nitrat-Gehalte auch über zehn Jahre verfolgt worden?

Wenn es nicht gelingt, diese Störungen des Rohwasserspenders zu beseitigen, muß man andere Rohwasserspender suchen. Ich glaube, daß noch nicht alle Möglichkeiten ausgeschöpft sind, z. B. Grundwasseranreicherung, Uferfiltration usw.

Medizinaldirektor Prof. Dr. med. L. POPP
 Direktor des Staatlichen Med.-Untersuchungsamtes Braunschweig

Die Keimbeseitigung in großen Leitungsnetzen läßt sich durch die Chlorung bei der Aufbereitung des Wassers im Wasserwerk nicht bewerkstelligen. Das Chlor, das mit dem Leitungswasser ins Leitungsnetz gelangt, läßt sich zwar dort noch nachweisen, hat aber nur eine ganz geringe bakterientötende Wirkung, die keinesfalls ausreicht, um eine „Aufkeimung“ des Wassers zu verhindern oder um Keime zu beseitigen, die von außen her, z. B. bei Rohrbrüchen, in das Netz eingedrungen sind. Schon vor 17 Jahren haben wir experimentell nachgewiesen (1, 2), daß das entscheidend wirksame bakterientötende Prinzip beim ersten Kontakt des Chlors mit dem bakterienhaltigen Leitungswasser verbraucht wird. Beimpft man ein gechlortes Leitungswasser 12 Sekunden nach

dem ersten Chlorkontakt erneut mit Bakterien, so werden diese nicht oder nur sehr langsam abgetötet, auch wenn noch scheinbar genügend Chlor im System vorhanden ist. Wir halten das Wiederaufkeimen des Wassers in großen Leitungssystemen für ein Problem, das eine neue Technologie der Hygiene großer Leitungsnetze erfordert.

1. POPP, L.: Quantitativ-bakteriologische Grundlagen der Chlorung von Trinkwasser. Archiv der Pharmazie 284./54. Bd, S. 399—404 (1951).
2. — —: Bakteriologische Studien über die Chlorwirkung bei der Wasserentkeimung. Gas- und Wasserfach, 95, S. 100—106 (1954).

Dr. KOPPE

Institut für WaBoLu, Außenstelle Düsseldorf

Frage: Wie entsprechen die Untersuchungen über organische Wasserinhaltsstoffe im Rohwasser den höheren Keimzahlen? Und werden Veränderungen der chemischen Daten im Rohrnetz, parallel zur Keimwiedervermehrung, beobachtet?

Vermutlich spielen die organischen Wasserinhaltsstoffe und die anorganischen Nährstoffe bei der Trinkwasseraufbereitung und im Netz doch eine entscheidende Rolle!

Prof. Dr. SONTHEIMER

Lehrstuhl für Wasserchemie, Universität Karlsruhe

Man kann die im Laufe der letzten Jahre hinter verschiedenen Aufbereitungsverfahren gefundenen Keimzahlen ohne allzuviel Mühe auch als ein Maß für die Art und Menge der organischen Substanzen ansehen, die sich in diesen Wässern nach der chemischen Aufbereitung noch befinden. Eigentlich beweisen diese Daten vor allem, daß man die Probleme der Desinfektion nicht trennen kann von den Problemen der gelösten organischen Substanzen. Es darf wohl auch angenommen werden, daß der Gehalt an organischer Substanz im Wasser der Wakenitz, durch Eutrophierungsvorgänge bedingt, zugenommen hat. Diese Erhöhung läßt sich nach den bisherigen Erfahrungen praktisch nicht über den Permanganatverbrauch, wohl aber über den Gehalt an organischem Kohlenstoff erfassen.

Dr. BERNHARDT

Wahnachtalsperrenverband, Siegburg

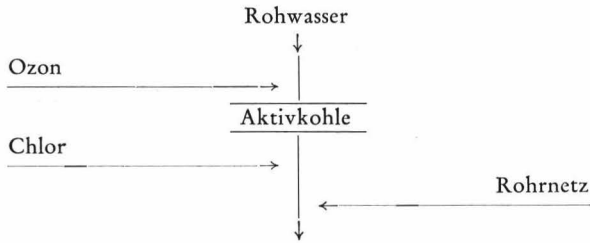
Der Vortragende hat darauf hingewiesen, daß in den ersten Jahren die Chlorzehrung des aufzubereitenden Wassers verhältnismäßig gering war. Dies war ja auch der Grund für den nur begrenzt möglichen Chlorzusatz, da sonst der Chlorüberschuß im Trinkwasser zu groß geworden wäre, weswegen später dann die A-Kohlefilteranlage aufgebaut wurde. Ich möchte nun glauben, daß eine der Ursachen dieser Entkeimungsschwierigkeiten die zunehmende Konzentration an organischen Substanzen in der Wakenitz ist, die als Abbauprodukte der in dem wahrscheinlich eutrophierten Ratzeburger See vorhandenen Mikroorganismen aufzufassen sind. Diese Substanzen scheinen, wie aus ersten Untersuchungen des Wassers der in gewissem Umfang eutrophierten Wahnachtalsperre — ausgeführt vom Institut für Wasserchemie der Universität Karlsruhe, Prof. Dr. SONTHEIMER — hervorgeht, nur schwer oxydierbar zu sein. Anscheinend wirken diese Substanzen hinsichtlich der Keimabtötungsgeschwindigkeit ähnlich wie das von Prof. CARLSON verwendete Polyviol, d. h. sie vermindern diese Keimabtötungsgeschwindigkeiten. Andererseits lassen sie sich aber nur schwer durch aufbereitungstechnische Maßnahmen dem Wasser entnehmen. Dies wäre ein weiterer Hinweis auf den ungünstigen Einfluß der Eutrophierung stehender und fließender Gewässer auf ihre Verwendbarkeit zur Trinkwassergewinnung.

Dr. MEYNEN

Wuppertaler Stadtwerke AG

Empfehlung für die Lübecker Stadtwerke, statt 14 g Chlor/m³ Wasser in den Sommermonaten lieber 2,0 bis 3,0 Ozon/m³ Wasser zu verwenden.

Nach der Aktivkohle empfehle ich Ihnen, eine Schutzchlorung zu verwenden.



Schlußwort
(K.-H. ROGGENKAMP)

Aus nahezu allen Diskussionsbeiträgen geht hervor, daß die Zunahme bestimmter organischer Substanzen im Wakenitzwasser für die in den letzten Jahren angestiegene Keimentwicklung im Reinwasser verantwortlich gemacht wird. Die Voraussetzungen für eine Zunahme von Nährstoffen im Fluß bzw. dem dem Fluß vorgeschalteten See sind zweifellos gegeben. Abwässer einer Kleinstadt und mehrerer Dörfer fließen dem Rohwasser zu, und künstliche Düngemittel werden besonders nach der Schneeschmelze und nach starken Regenfällen aus den landwirtschaftlich genutzten Bereichen in das See- und Flußwasser hineingeschwemmt. An den Untersuchungen des Rohwassers auf KMnO_4 -Verbrauch, Nitrit und Nitrat hat sich diese Zunahme an Nährstoffen nicht gezeigt. Phosphate wurden über den gesamten Beobachtungszeitraum hindurch nicht laufend gemessen. Dennoch mögen Stoffe in zunehmendem Maße vorhanden sein, die möglicherweise durch Bestimmung des organischen Kohlenstoffes oder durch andere Untersuchungen erfaßt werden können. Derartige Untersuchungen können jedoch jetzt und in Zukunft erst aufgenommen werden und ermöglichen keinen Vergleich mit den Wasserqualitäten, die vor fünf oder zehn Jahren vorlagen.

Die Aussage des Herrn Professor Dr. POPP bezüglich der Wirksamkeit des Chlors auf die Keimtötung im Wasser kann durch Beobachtungen in unserem Wasserwerk bestätigt werden. In vielen Fällen konnte mit relativ kleinen Chlormengen unmittelbar nach deren Zugabe eine beachtliche keimtötende Wirkung erzielt werden, während wesentlich höhere Chlormengen innerhalb des Rohrnetzes bei weitem nicht diese keimtötende Wirkung zeigten. Es wäre außerordentlich wünschenswert, wenn man sich der Technologie der Hygiene großer Leitungsnetze, die Herr Professor POPP fordert, an maßgebender Stelle mit aller Intensität widmen würde. Viele Wasserwerke stehen bereits heute in dieser Hinsicht vor Problemen, die sie aus eigener Kraft heraus nicht mehr bewältigen können.

Weitere Diskussionsbeiträge, die auch den Vortrag von Dr. MEYER, Aurich, betreffen, siehe Seite 88.

Entwicklung von Mikroorganismen in aufbereiteten, gechlorten Trinkwässern mit unterschiedlichen Nährstoffangeboten

Von RICHARD MEYER

Alle sprechen hier vom Trinkwasser, und es ist möglich, daß wir, durch die Gewohnheit geprägt, jeder etwas anderes darunter verstehen. Der eine denkt an sein Grundwasser, der andere an sein uferfiltriertes Wasser oder sonstwie aufbereitetes Flußwasser, der nächste an sein Talsperrenwasser oder an reines Gebirgsquellwasser.

Wenn ich hier von Trinkwasser spreche, dann wird darunter das aufbereitete Wasser der norddeutschen Tiefebene mit hohem Permanganatverbrauch, hohem Gehalt an Stickstoffverbindungen usw. verstanden. Es scheint mir aber trotzdem für diesen Vortrag nützlich zu sein, das Trinkwasser als eine verdünnte Lösung einer Summe unbekannter und bekannter Stoffe zu definieren, wobei für eine große Zahl bekannter Stoffe, chemische (z. B. für Metalle), physikochemische (z. B. pH), physikalische (z. B. strahlende Materie) und biologische (z. B. Keimzahlen), festgelegte Grenzwerte nicht überschritten werden sollen oder dürfen.

Nie ist die Stoffkonzentration im Trinkwasser für den Menschen von calorischer oder energetischer Bedeutung. Anders bei Mikroorganismen, z. B. den Bakterien. Hier kann das Trinkwasser ein so hohes Konzentrat darstellen, daß die Bakterien nicht nur den gesamten Erhaltungsstoffwechsel bestreiten können, sondern darüber hinaus assimilieren und sich vermehren. Aber auch für die Mikroorganismen gibt es im Bereich der verdünnten Lösungen des Trinkwassers Schädigungskonzentrationen und energetisch so geringe Konzentrationen, daß die Bakterien darin absterben.

Unsere Grundwasservorkommen, als Rohwasser der Wasserwerke aus 30 bis 120 m Tiefe entnommen, sind auf der Gelatineplatte keimfrei und in nativem Zustand nicht identifizierbar. Eingepfzte Salmonellen sterben darin schnell ab. Es sei dahingestellt, ob dieses Absterben durch die hohe Konzentration an Schwermetallen (Eisen), den Mangel an Sauerstoff, das starke Reduktionspotential (reines Ferroeisen, Schwefelwasserstoff) oder einen besonderen Letalstoff bewirkt wird oder ob mehrere bekannte Faktoren im sauren Bereich zusammenwirken. Sicher ist, daß alle diese Grundwasservorkommen Nährstoffe für Mikroorganismen enthalten, die durch die Aufbereitung im Wasserwerk freigelegt werden. Wir wollen sie als freie Nährstoffe bezeichnen.

Vom Gesichtswinkel der Freilegung von Nährstoffen aus dem Rohwasser durch die Wasseraufbereitung wird es fraglich, ob es für jedes Wasservorkommen erstrebenswert ist, die Aufbereitung so weit zu treiben, daß der Eisengehalt unter 0,1 mg/l sinkt, zumal in unseren Grundwässern chelatgebundenes und damit für den Wassertransport in den Leitungen inertes Eisen in Mengen bis etwa 0,2 mg/l vorkommt. Werden viele Chemikalienzusätze während der Aufbereitung verwendet, dann sollte geprüft werden, ob die Chemikalien nicht Nährstoffe für die Mikroorganismen mit einschleppen. Die Mengen, um die es dabei geht, liegen in der Größenordnung von 10^{-10} bis 10^{-12} Mol/l.

Salmonellenkeimzahlen in 0,05 ml Wasser, 24 Stunden nach der Einsaat. Wasserwerk Hage und Leitungsproben in Norden. Lab.-Nr.: 29—35/67

	Salm. typhi Einsaat: 195			Salm. paratyphi B Einsaat: 70		
	+ 7°	+ 20°	+ 37°	+ 7°	+ 20°	+ 37°
Rohwasser	0	0	0	0	0	0
Reinwasser I	436	250	204	162	121	530
Reinwasser II	205	357	140	65	347	287
Schulstraße	218	108	133	137	101	545
Norddeicher- str.	248	449	153	68	76	354
Lentz	224	194	136	122	228	361
Ratsstuben	281	200	137	148	240	436
Mittel der Leitungs- wasserproben	268	259	167	123	191	424
q ₂₄	1,38	1,33		1,76	2,71	6,05
Q ₂₄			1,17			

Wir halten hier fest, daß es aufbereitete Wässer — Leitungswässer — mit freien Nährstoffen für Mikroorganismen gibt, und wir fragen:

Wie wirkt sich die Präsenz von bakteriellen Nährstoffen im Wasser auf die Keimzahl in der Leitung aus?

Am leichtesten läßt sich diese Frage an Hand einer von uns aufgestellten Formel, die Technologie und Bakteriologie verbindet, beantworten. Sie heißt:

$$K_i = K_0 q^{\frac{1}{v}} = K_0 2^{\mu \frac{1}{v}}$$

K_i = Keimzahl an irgendeinem Leitungsabschnitt;

K_0 = Keimzahl ab Wasserwerk;

q = Wachstumsquotient $\frac{K_1}{K_0}$, der ausdrückt, um welchen Faktor sich die Keimzahl in der Zeiteinheit vermehrt;

l = Leitungslänge;

v = Fließgeschwindigkeit des Wassers;

μ = Zahl der in der Zeiteinheit neugebildeten Generationen.

Wir machen die Formel durch Einsetzen von Werten anschaulich: Es sei

l = 10 km,

v = 1 km/Std. (= 27,8 ~ 30 cm/sec),

K_0 = 1 Keim/ml,

q/Stunde = 2.

Unter diesen Voraussetzung wird $\frac{1}{v} = 10$, und die Formel ergibt

$$K_i = 2^{10} = 1024 \text{ Keime/ml}$$

nach einem Transport von 10 Kilometern. Wirklichkeitsfremd ist hier der hohe Wert $q/\text{Stunde} = 2$. Einen so hohen Wachstumsquotienten hat keines unserer aufbereiteten Wasservorkommen, aber wir wollen vorerst bei diesem Beispiel mit ganzen Zahlen bleiben, um an diesem Modell das Prinzipielle zu erkennen. Dieses Modell hat auch den Vorteil, unabhängig von den in der Praxis wichtigen Temperaturschwankungen und den Schwankungen der Strömungsgeschwindigkeit zu sein. Wir schreiben jetzt die Keimzahlen je Kilometer Leitungsstrecke und erhalten die Zahlenreihen A_1 , A_2 und B.

Reelle Keimzahlen

	A_1	A_2	B	
Reinwasser im Wasserwerk	1	5.1	1.10^{-3}	
nach 1 km	2	5.2	2.10^{-3}	
nach 2 km	4	5.4	4.10^{-3}	
nach 6 km	64			} experimentelle Keimzahl: Null
nach 7 km	128	zu hohe Keimzahlen ab 7 km		
nach 10 km	1024		1	
nach 13 km	8192		8	} experimentelle Keimzahl mit je 50 % Wahrscheinlichkeit Null oder Eins
nach 14 km	16 394		16	
nach 15 km			33	
nach 16 km		Die Grenze des Nährstoffgehaltes in unserem Gebiet liegt bei ca. 10 000 Keime/ml	66	
nach 17 km			131	} zu hohe Keimzahlen ab 17 km

Aus den Zahlenbeispielen A_1 und A_2 ersehen wir:

1. Die Ausgangskeimzahl im Wasserwerk erscheint in der Folge der transportierten Kilometer, also in der Zeitfolge, nur als einfacher Faktor (A_2).
2. Das Nährstoffpotential des Wassers bewirkt in der gleichen Zeitfolge die exponentielle Zunahme der Keimzahl (in unserem Beispiel zur Basis 2).
3. Die Nährstoffmenge bestimmt das erreichbare Keimzahlmaximum.
4. Halten wir uns an die Faustregel der Keimzahltoleranz bis zu 100 Keimen je Milliliter, dann ist das Wasser bis zum Transportkilometer 6 nicht zu beanstanden. Beim Kilometer 7 liegt eine leichte Überschreitung des Toleranzwertes vor, und ab Kilometer 8 werden alle Proben beanstandet.

Wir nehmen nun das Zahlenbeispiel B für das gleiche Wasser und die gleichen Transportgeschwindigkeiten, aber verminderter Keiminfektion dazu und erkennen zusätzlich:

1. Bis zum Kilometer 16 wird nach der Faustregel keine Wasserprobe beanstandet. Ab Kilometer 17, spätestens 18, werden alle Wasserproben beanstandet. Das bedeutet: Bei sonst konstant bleibenden Bedingungen würde ein Wasser-

werk, dessen Versorgungsgebiet radiär die Leitungslänge von 16 km nicht überschreitet, bei der Keimzahlbestimmung keine Beanstandungen bekommen, während ein Verbundsystem von mehr als 16 km, wie es bei modernen Wasserbeschaffungsverbänden existiert, ab Kilometer 18 laufend Beanstandungen auf Grund der Keimzahl bekäme. Die Keiminfektion, die wir bisher ins Wasserwerk verlegten, kann genauso auf der Leitungsstrecke durch geringe Muffenverschiebungen im arbeitenden Erdreich erfolgen. Dieser Effekt kann wahrscheinlich über die Asymmetrie der Keimverteilung erkannt werden. Das gleiche müßte für Zapfhahninfektionen gelten (unterbrechen Sie einen Wasserstrom durch einen Zapfhahn, dann sehen Sie am Wassermesser das stark gedämpfte Abklingen der Wasserdynamik: Der Zeiger läuft rückwärts).

2. Da es sich um den gleichen Wasserkörper und die gleiche Keimpopulation handelt, kann die konventionelle Toleranzgrenze von 100 Keimen/ml unsinnig erscheinen. Wir können das auch so ausdrücken: Entweder wir befördern in der Wasserversorgung aus Grundwasserwerken ein keimfreies Wasser oder wir lassen Saprophyten in beliebiger Menge zu. Denn lebensfähige Keime in nährstoffhaltigem Wasser (vor Erreichen der Hälfte des Keimaximums) können, auf ein geeignetes Nahrungsmittel gebracht, das gleiche Maximum der Keimzahl, das jetzt allein von der Zusammensetzung des Nahrungsmittels bestimmt wird, erzeugen, gleichgültig ob sie als 1 Keim/ml oder als 10 000 Keime/ml aufgebracht werden. Es liegt nur der Zeitfaktor dazwischen. Daher habe ich in einer Wassernotzeit auch die Einspeisung eines Leitungswassers vom Wasserwerk Marienhaf, das mit 10 000 Keimen in der Stadt Norden ankam, nicht beanstandet, nachdem ich durch andere Untersuchungsverfahren (den Salmonellenquotienten) des gleichbleibenden Gesundheitszustandes der Bevölkerung sicher war.

Doch das sind Ausnahmen! Bei zentralen Wasserversorgungen möchte ich bei nur konventionellen Wasseruntersuchungen (Keimzahl und Colititer) die Keimfreiheit auf der Gelatinegußplatte in allen Leitungsabschnitten fordern. Theoretisch ist das nur durch Zugabe eines dauernd wirksamen Wasserdesinfiziens oder durch Herausnahme der mikrobiellen Nährstoffe möglich. In praxi könnte man Nachchlorungsstationen einfügen.

Die konventionelle Faustregel von 100 Keimen/ml als Grenzzahl ist aus erkenntnistheoretischen Gründen auch nicht auf die zentralen Wasserversorgungen übertragbar. Sie gilt nur für Hausbrunnen, in denen sich bei gegebener Temperatur ein stationäres Gleichgewicht als maximaler Keimbewuchs herausgebildet hat. Die Faustregel hat damit schon eine Limitierung des freien Nährstoffgehaltes im Trinkwasser vorweggenommen.

3. Wir haben im Beispiel B zwischen der reellen Keimzahl und der experimentellen Keimzahl unterschieden. Die experimentelle Keimzahl, im konventionellen Gelatinegußverfahren in 0,1 und 1.0 ml der Wasserprobe bestimmt, liefert, nach den statistischen Regeln der Bernoulli-Verteilung, unterhalb der Keimzahl 1/ml, mit um so größerer Wahrscheinlichkeit die Keimzahl 0, je größer die Wassermenge ist, in der sich ein Keim befindet. Die experimentelle Keimzahl 0 bedeutet daher keine Sterilität des Wassers, sondern daß im Kubikmeter Wasser höchstens eine Million Keime der Arten, die sich auf Nährgelatine züchten lassen, vorhanden sind. Dabei wird von den auf Gelatinegußplatten nicht züchtbaren Keimarten abgesehen.

Wasserproben, wie sie für unsere theoretischen Zahlenmodelle A und B vorausgesetzt wurden, liefern bei Filterablauf im Wasserwerk niemals die Keim-

zahl 0, sondern Keimzahlen weit im Beanstandungsbereich. Die Keimzahlen können nur durch Chlorung auf die experimentelle Zahl 1 oder 0 (= 1 Keim/l oder 1 Keim/cbm usw.) herabgesetzt werden. Damit entscheidet die Höhe der Chlorung im Werk darüber, ob die Beanstandungen nach der Faustregel (ab 100 Keime je Milliliter) ab 7, ab 17 oder ab 27 Transportkilometer beginnen.

Praxis: Das Wasserwerk Marienhafte entnimmt sein Grundwasser zwischen Moor und Geest am Geestrand. Während seines Bestehens ist die Aufbereitung mehrfach geändert worden. Das Reinwasser ist dabei nährstoffreich geblieben. Die Filterabläufe waren nur mit Chlor auf die experimentelle Keimzahl 0 zu bringen. Das Wasser hat eine hohe Chlorzehrung. Chlorzugabe 5 mg/l. Freies Chlor beim Verlassen des Werkes (Orthotoluidinmethode) 0,5 mg/l. Die Wasserverteilung und die Verkeimung zeigt das nachfolgende Schema (Abb. 1).

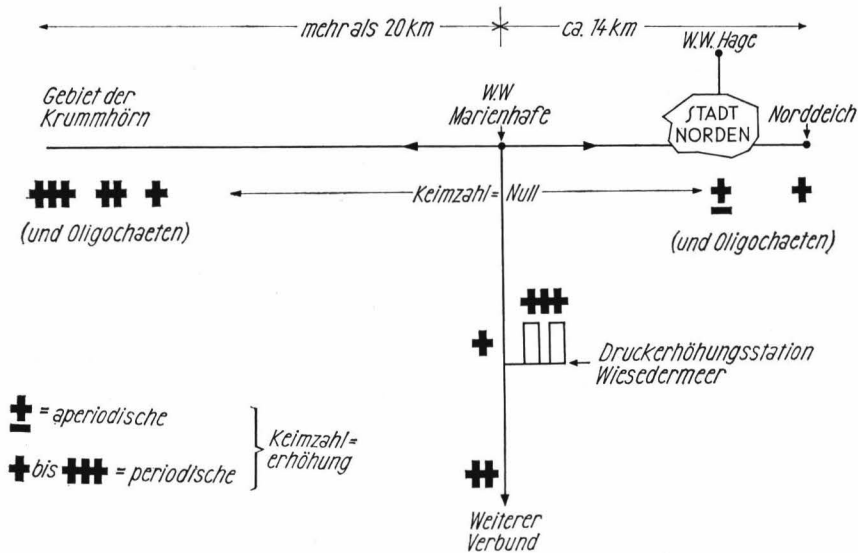


Abb. 1

In diesem Schema finden Sie als Ergebnis der praktischen Keimzahlbestimmung alles das eingetragen, was soeben an Modellzahlen entwickelt wurde. Mit der Entfernung vom Wasserwerk Marienhafte wächst die Keimzahl. Auch Oligochaeten finden ihr Fortkommen in den Leitungssträngen der Krummhörn und in Norden. Vom Wasserwerk Hage wird Norden hauptsächlich versorgt und Wasser aus Marienhafte wird zugekauft. Solange das Wasserwerk Hage die Stadt Norden allein versorgte, gab es trotz ungechlorten Wassers weder Keimzahlen noch Oligochaeten im Versorgungsnetz.

Ein Wort nur noch zu den Großspeichern in der Druckerrhöhungsstation Wiesedermeer. Die Behälter wurden mehrmals mit hochgechlortem Wasser gefüllt. Die Keimzahlen sanken jedesmal ab. Wurden die Behälter wieder normal in Betrieb genommen, dann stiegen die Keimzahlen kurzfristig bis zu Beanstandungszahlen. Mit anderen Worten, eine Chlorung blieb wirkungslos. Inzwischen wurde in der Geest das Wasserwerk Harlingerland gebaut. Die Nährstoffe dieses

(Reinwassers =) Leitungswassers sind gering, und es wurde folgende Umstellung in der Versorgung vorgenommen (Abb. 2).

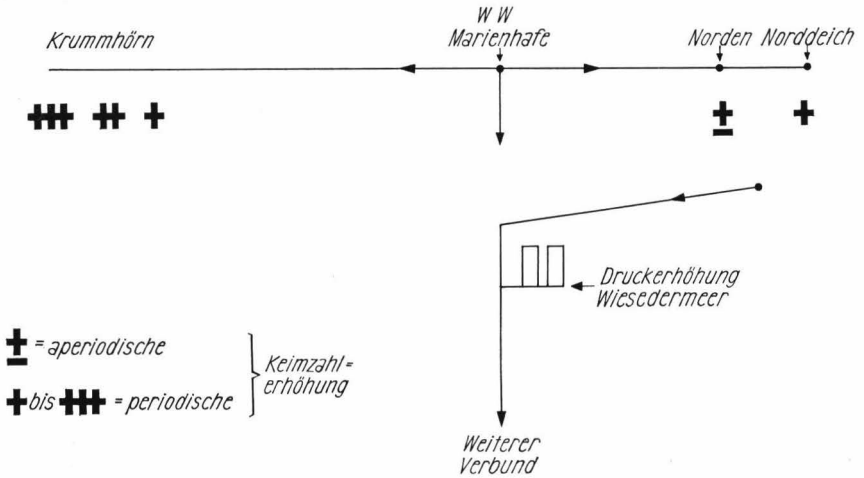


Abb. 2

Ergebnis der Versorgungsumstellung: Mit dem Augenblick der Beschickung der Wasserspeicher in Wiesedermeer mit dem nährstoffarmen Wasser des Wasserwerkes Harlingerland wurden die experimentellen Keimzahlen „0“ erreicht und blieben es auch.

Wir übertragen unsere Modellzahlen auf einen kleinen Ort oder wenige Gehöfte, die mit einem Querstrang an eine Fernwasserleitung angeschlossen sind (Abb. 3).

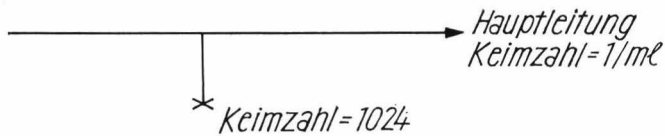


Abb. 3

Die Fernleitung möge wieder die Keimzahl 1 haben. Die Länge der Stichleitung betrage 1 km und die Strömungsgeschwindigkeit 10 m/Stunde. Das Verhältnis $\frac{l}{v}$ ist dann 100. Die lokale Keimzahl in den Proben sei 1024. Sie wird schon bei kleinen Vermehrungsquotienten erreicht.

$$K_i = K_0 q^{100}$$

$$1024 = \underbrace{1 \cdot 2^{10} = 1 \cdot (q^{10})^{10}}_{q^{10} = 2}$$

$$q/\text{Stunde} = 1,072.$$

Dieser Wert des Vermehrungsquotienten $q/\text{Stunde} = 1,072$ ist keine fiktive Zahl mehr, sondern kann in unseren Wasserversorgungsleitungen stark überschritten werden. Auch ein solcher Wasseranschluß sollte als Ringversorgung (Abb. 4) ausgebildet werden, um eine höhere Fließgeschwindigkeit zu erreichen, oder die Querschnitte der Versorgungsleitung müssen so eng wie möglich bemessen werden (Beispiel aus der Praxis: Abb. 5).

Natürlich können diese theoretisch richtigen Forderungen an die Technik aus ganz anderen Gründen zur Illusion werden, z.B. bei großdimensionierten Versorgungsleitungen, deren vorgesehene Entnahmeanschlüsse nur langsam in Auftrag gegeben werden (Abb. 6).

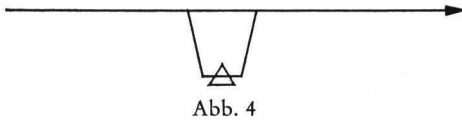


Abb. 4

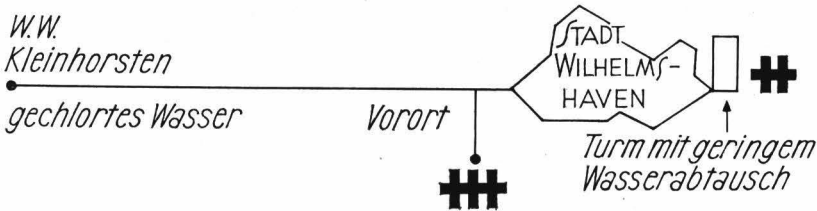


Abb. 5

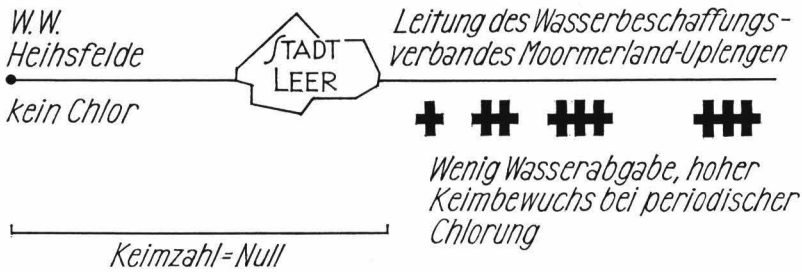


Abb. 6

Hier können Strömungsgeschwindigkeiten bis fast zur Stagnation des Wassers bestehen. Es genügen dann sehr geringe Nährstoffpotentiale, anders ausgedrückt, sehr geringe Werte des Vermehrungsquotienten, um die Leitung, trotz Chlorung des Wassers, bis zum Maximum verkeimen zu lassen.

Die beste „unhygienische“ oder hygienische Lösung für das Beispiel der Abbildung 6 läge meines Erachtens darin, die Verkeimung mit Saprophyten (bis zum erhöhten Wasserverbrauch) zu tolerieren, wobei man sich über alle Richtlinien hinwegsetzen und das Schemadenken außer Kraft setzen müßte. Entschließt man sich dazu nicht, dann setzt folgender Zyklus ein: Spülung und Chlorung — Keimzahlen unter der Faustregel — hohe Keimzahlen — Spülung und Chlorung usw. Eine unabdingliche Voraussetzung dafür, daß man die Verkeimung zuläßt, ist, daß man sicher sein

Liegt die Stoffgruppe c in hoher Konzentration vor, dann sterben alle Keime ab, das Wasser scheint mit einem Nährstoffmangel behaftet zu sein (unsere Rohwässer). Ist die Stoffgruppe c entfernt worden (aufbereitetes Wasser), und a_1 bis a_4 liegen in ausreichender Konzentration vor, dann wächst die Keimart K_1 oder eine andere Keimart mit verwandten Nährstoffbedürfnissen. Das Wasser imponiert als nährstoffhaltiges Wasser. Das gleiche gilt für die Stoffe a_5 bis a_7 und die Keimart K_2 . Beide stören einander nicht, sondern existieren nebeneinander, wenn die entsprechenden Vermehrungsquotienten gleich sind, sonst erfolgt eine Populationsumschichtung in der Leitung (was gar nicht selten beobachtet wird).

Ist die Keimart K_3 auf ein Nährstoffgemisch angewiesen, das schon von anderen Keimen beansprucht wird, dann gerät dieser Keim ins Hintertreffen. Er kann in entfernten Leitungsteilen praktisch verschwunden sein.

Soviel zur Biologie der Wasserkeime. Sie interessiert die Hygiene als Lehre von der vorbeugenden Krankheitsverhütung nur über die leicht einzusehende These: Wo keine Keime nachgewiesen werden können, da sind auch keine bakteriellen Krankheitserreger (z. B. der Salmonellengruppe) vorhanden. Aber von direkter seuchenhygienischer Bedeutung ist nur der Nachweis von der Präsenz oder Abwesenheit von Nährstoffen für obligat pathogene Keime. Wir prüfen daher den freien Nährstoffgehalt im Wasser durch Einimpfen von Salmonellen und erhalten als Ergebnis, z. B. nach 24 Stunden, ein Verhältnis von Einsaat zur Ernte, das wir als Salmonellenquotienten bezeichnen. Ein Wasser mit einem hohen Absterbequotienten für *Salm. typhi* und *Salm. paratyphi* B bei Leitungstemperatur, z. B.

$$Q_{24, Ty} = \frac{\text{Einsaat}}{\text{Ernte}} = \frac{4000/\text{ml}}{0} = > 4000$$

$$Q_{24, B} = \frac{\text{Einsaat}}{\text{Ernte}} = \frac{4000/\text{ml}}{1/\text{ml}} = 4000$$

besagt, daß selbst eine Infektion mit 4000 Salmonellen je Milliliter in 24 Stunden auf 0 Keime oder 1 Keim vermindert wird. Dazu kommt, daß jeder überlebende Keim in einem solchen Schädigungsmilieu mit der Zeit, und zwar exponentiell zunehmend, geschädigt wird.

Wir erkennen das daran, daß die Überlebensraten auf Endo- und Wilson-Blair-Platten verschieden ausfallen, weil zwischen beiden Platten ein Nährbodenquotient Q_N besteht.

$$Q_N = \frac{\text{Keimzahl auf Endo}}{\text{Keimzahl auf Wilson}}$$

Wir bezeichnen ein solches Wasser als nicht infizierbar, weil bei einer Förderung von 100 cbm/Stunde — was einem Kleinstadtwasserwerk entspricht — bei einem $Q_{24} = 4000$ eine Infektionsdosis von

$$100 \cdot 10^6 \cdot 4000 = 4 \cdot 10^{11} \text{ Salmonellen/Stunde}$$

notwendig ist, um einen Salmonellenkeim/ml nach 24 Stunden überleben zu lassen.

Die Wirkung der exponentiellen Schädigung des Einzelkeimes können wir nur schätzen. Nach STEINIGER war beim Baden im Elbwasser die Aufnahme von

6000 Salmonellen ohne Erkrankungsfolge für die Badenden, wobei als Milieu relativ inertes Flußwasser mit einem Absterbequotienten von

$$Q_{24} = > 1 < 10$$

anzunehmen ist. (Wir haben im Emswasser für *Salm. anatum* ein $Q_{24} = 4$ bestimmt.) Danach sind rund 6000 lebende Salmonellen über die exponentielle Schädigung zu temporären „Saprophyten“ geworden. Für ein Trinkwasser mit $Q = 4000$ ist die exponentielle Schädigung mit mehr als 1000 anzunehmen, so daß eine Infektion beim Menschen mit Erkrankungsfolge eine Infektionsdosis im Wasserwerk von mehr als

$$4 \cdot 10^{11} \cdot 6000 \cdot 1000 = 2,4 \cdot 10^{18} \text{ Salmonellen/Stunde}$$

zur Voraussetzung hätte. Das ist eine Menge, die, beim Anwachsen von 10^9 Keimen/Kolonie und praktischem Rasen bei 3000 Kolonien/Platte, der Ernte von

$$\frac{2,4 \cdot 10^{18}}{3 \cdot 10^3 \cdot 10^9} = 8 \cdot 10^5 \text{ Petrischalen}$$

entspräche! Würde ein solches Wasser den Verbraucher schon nach einer Stunde erreichen, dann wären $Q/\text{Stunde} = \sqrt[24]{4000} = 1,4$ und als exponentielle Schädigung $\sqrt[24]{1000} = 1,3$ einzusetzen.

Auch da kommen Sie noch auf respektable Zahlen. Die Kontrolle einer solchen Wasserversorgungsquelle braucht nur in langen Zeitabschnitten zu erfolgen. Eine Chlorung ist unnötig.

Wasservorkommen mit freien Nährstoffen sind durch den Vermehrungsquotienten, z. B.

$$q_{24, B} = \frac{\text{Ernte}}{\text{Einsaat}} = \frac{40\,000/\text{ml}}{4000/\text{ml}} = 10$$

gekennzeichnet. (Wegen der hohen Zahlen wird in der Praxis eine 0,05-ml-Technik angewendet.)

Gelangen Salmonellen vom Typ *Salm. paratyphi* B in ein solches Wasser mit $q = 10$, dann vermehren sie sich in 24 Stunden auf das Zehnfache. Ein Wasser mit einem wesentlichen Vermehrungsquotienten kann, wegen der mangelnden Infektionssicherheit, ohne Dauerchlorung nicht als Trinkwasser verwendet werden.

Zwischen diesen Extremen liegen alle unsere untersuchten ungechlorten Wasserproben. Bei inertem Wasser, das gerade so viel Nährstoffe enthält, daß der Betriebsstoffwechsel der Keime aufrechterhalten werden kann, wird

$$q_{24} = Q_{24} = 1,$$

d. h. die Einsaat bleibt erhalten.

Über die gesamte freie Nährstoffmenge unterrichtet die Temperaturfunktion des 24-Stunden-Quotienten oder die Zeitfunktion bei konstanter Temperatur. Grundsätzlich muß für die Vermehrung des infektiösen „bakteriellen“ Agens in der Leitung das gleiche wie für die Keimzahlen gelten, jedoch wird das Ergebnis

durch den Nährstoffverbrauch der konkurrierenden Wasserkeime stark modifiziert sein.

Aus der Bestimmung des Salmonellenquotienten wissen wir, daß Testsalmonellen vom Typ *Salm. typhi* und *Salm. paratyphi* B durch Chlor selektiv, d. h. vor den Saprophyten, geschädigt werden (vielleicht weil sie sich meist im Zustand relativer Unterernährung befinden).

Daher konnten wir es seinerzeit wagen, gestützt auf die Kenntnis der hohen Salmonellenquotienten, während einer Wassernotzeit in die Stadt Norden ein vorher gechlortes, aber dann nachbewachsenes, keimreiches Wasser (10 000/ml) einspeisen zu lassen und dabei vorauszusagen, daß keine zusätzliche Erkrankungsquote auftreten würde.

Als heuristische Bemerkung sei mir gestattet zu sagen:

So wie es möglich ist, die Strömungsgeschwindigkeit für ein Rohrnetz, durch Eingabe der Leitungsquerschnitte und des Verbrauches in einen Rechner, annähernd zu berechnen, so sollte auch die Keimzahl in Korrelation zur Strömungsgeschwindigkeit unter Berücksichtigung der experimentellen Chlorzehrung berechnet werden. Nur durch diese Nachrechnungen erhalten wir die Sicherheit der Aussage und können auf lokale materialbedingte Abweichungen stoßen, die für Fernleitungen von großer Bedeutung sind.

Schließen möchte ich mit der Feststellung, daß der Vergleich von mehreren tausend Salmonellenquotienten mit den üblichen chemischen Analysenwerten keine Korrelation ergibt. Die Frage nach der chemischen Natur der Nährstoffe ist daher noch völlig offen und erschließt ein weites, aber schwieriges Arbeitsfeld.

Direktor Dr. RICHARD MEYER
Staatl. Medizinal-Untersuchungsamt
296 Aurich
Hohebergerweg 8

Diskussion

Herr KLÜBER

Firma August Klüber, Apparatebau und Wasseraufbereitung GmbH, 6905 Schriesheim

Ozonanlagen werden in zunehmender Zahl für die Entkeimung des Wassers eingesetzt. Wie Herr Dr. MEYER in sehr aufschlußreicher Form darstellte, setzt nach jeder Entkeimung ein neuerliches Keimwachstum ein. Da anscheinend durch die Ozonisierung der Entkeimungseffekt häufig gekoppelt ist mit einem Aufschluß des Nährstoffangebotes, kann die Ozonisierung die Vermehrung der Bakterien fördern. Herr Prof. SONTHEIMER äußerte die Meinung, daß bei der Ozonisierung deshalb die Flockung und Filtration besondere Bedeutung hätten. Wir handeln seit Jahren nach dieser Erkenntnis und wären interessiert, exaktere Angaben zu erhalten.

Im übrigen ist auf der Tagung für uns Praktiker nicht genügend das Verhalten der Viren angesprochen worden. Gerade für die Beurteilung der Ozonisierung und der Entkeimung mit chlorhaltigen Mitteln ist jedoch das Verhalten der Viren im allgemeinen und gegenüber chemischen Entkeimungsmitteln besonders wichtig. Es wäre für uns schon ein Gewinn zu erfahren, ob Ozon bei Viren eine stärkere abtötende Wirkung besitzt als andere chemische Mittel.

Prof. Dr. LUDWIG WOLFF

Staatliches Institut für Hygiene und Infektionskrankheiten, Saarbrücken

Der Vortrag MEYER führt eine weitere Ursache der Nachverkeimung im Verteilersystem neu errichteter, zentraler Trinkwasserversorgungen an. Es sind dies die Stagna-

tion im Netz, die schlechte Hydraulik — bedingt durch Überdimensionierung, zu lange Leitungsstrecken ohne Wasserabnahme, fehlende Ringleitungen, ungünstige Behälterhydraulik (Zufluß und Abfluß an gleicher Seite), Dichtungs- und Anstrichmaterial.

Wie durch die Untersuchungen von DONSCH an der Wiener Wasserversorgung nochmals bewiesen wird, erfährt ein nährstoffarmes Wasser erst nach 10 bis 14 Tagen Stehen eine Erhöhung um eine Zehnerpotenz.

Die von MEYER geschilderten Nachverkeimungen gehen aber schon in den ersten Tagen in die Millionen. Es handelt sich meist um Pseudomonaden oder Aerobacter, nicht um psychrophile Bakterien. Hier sind noch manche Fragen der Ursache unbeantwortet. Vielleicht spielt das Redoxpotential auch eine Rolle.

Wenn wir wissen, daß es sich bei der Nachverkeimung um apathogene Keime handelt und wenn auch der Salmonellenquotient niedrig ist, graust es mir als Hygieniker bei dem Gedanken, ein solches Wasser für den Gebrauch freizugeben. Ich glaube, daß dies nur bei Katastrophen und unter Abkochvorschrift möglich ist.

Der Hinweis, daß ein solches Wasser in Molkereien verwendet wird, ist ein zwin-gender Grund, nicht die guten alten Maßstäbe außer acht zu lassen; denn auch die rechtliche Lage ist doch die, daß, wenn eine Gemeinde eine neue zentrale Wasserversorgung und auch Anschlußzwang hat, sie gerade an Großverbrauchern, wie z.B. Molkereien, interessiert ist, denen sie gemäß § 11 BSG und § 3 LMG ein den gesetzlichen Vorschriften entsprechendes Wasser zu liefern hat.

Ein Wasser mit solchen Keimzahlen und solchen Keimarten ist für Lebensmittelbetriebe nicht geeignet.

Prof. Dr. HABS

Hygiene-Institut der Universität Bonn

Welche praktischen Folgerungen sind aus den Entscheidungen für den Gesetzgeber zu ziehen? Soll auf die Festlegung eines Grenzwertes für die sogenannte „Konventionelle Keimzahl“ verzichtet werden, während der Gutachter weiterhin bei der Beratung der Wasserwerke von der Bewertung der Keimzahl Gebrauch macht?

Zum Diskussionsbeitrag von Herrn KLÜBER

Der Nährstoffgehalt eines Wassers wird meist weder durch Chlor noch Ozon beseitigt. Die Wirkungen des Nährstoffgehaltes eines Wassers (Keimerhaltung und Keimvermehrung) werden durch diese Entkeimungsmittel nur „auf Zeit“ aufgehoben. Welchen Einfluß die Flockung und Filterung haben, läßt sich nur schwer übersehen. Zu erwarten ist, daß die starken Dipole und die gitterkonformen Moleküle zuerst die Flockungsrezeptoren besetzen. Es ist aber keineswegs sicher, daß die Nährstoffe in diese Gruppen gehören. Auch die Gefahr der Nährstoffeinschleppung durch Flockungsmittel ist gegeben. Ob Ozon auf Viren stärker als andere chemische Mittel wirkt, kann ich nicht beantworten. Ich glaube aber, daß die Milieubedingungen entscheidend sind.

Zum Diskussionsbeitrag von Herrn Prof. Dr. WOLFF

Offenbar bin ich manchmal mißverstanden worden.

Die Keimzahl ist ein Verschmutzungsindikator, der in seiner qualitativen (Coli, *Pseudomonas*, *Aerobacter* u. a.) und quantitativen Präsenz abhängig ist:

1. Von den Zufälligkeiten der Verunreinigungsdosis, deren Verweilzeit im Wasser und von der Temperatur des Wassers (lange, groß dimensionierte Zuleitungen im Strahlungsbereich von Heizrohren können in Molkereien bewirken, daß bei „lege artis“ Entnahme—Abflammen, 10' Ablauf, hohe Keimzahlen [im 10^3 -Bereich] und nach 20' ablaufen die Keimzahl 0 oder < 10 bestimmt werden).
2. von einem für einen Wasserkörper gegebenen konstanten freien Nährstoffgehalt.

Mein Vortrag sollte die Wichtigkeit der freien Nährstoffe herausstellen, denn sie allein entscheiden darüber, ob nur Saprophyten oder auch pathogene Keime vermehrt werden können. Der Salmonellenquotient (eventuell ergänzt durch die Absterbekurve)

ist daher ein Maß für eine potentielle seuchenhygienische Gefahr oder Sicherheit. Er befreit uns von den zufälligen Aussagen der Keimzahl und dem „Morgen kann es ganz anders sein“.

Der Nährstoffgehalt des Wassers für Saprophyten entscheidet auch über das Keimmaximum, das bei unseren Wasservorkommen bei etwa 10 000 Keime/ml (nicht Millionen!) liegt.

Ist ein Wasser so nährstoffarm für Salmonellen, daß sie darin absterben, dann kann man es — wie wir es gezeigt haben — in Wassernotzeiten auch ohne Erkrankungsgefahren unabhängig von der Keimzahl zur Verteilung bringen. Eine Kochvorschrift erübrigt sich dann. In normalen Zeiten sollte die Keimzahl — wo das erfüllbar ist — „0“ sein.

Man muß sich aber der Problematik der Keimzahl bewußt bleiben und sie im Notfall, bei anderen Absicherungen, überspringen können. Uns graust ja auch nicht vor den Keimzahlen, die durch die Gelatinegußplatte nicht erfaßt werden, nur weil wir sie nicht kennen.

Zum Diskussionsbeitrag von Herrn Prof. Dr. HABS

Die Frage von Herrn Prof. HABS überfordert mich. Sie war auf der Tagung mündlich ein wenig anders formuliert, und es sei mir daher gestattet, nochmals auf die Problematik einzugehen.

Definieren wir als Trinkwasser ein seiner Herkunft nach unbedenkliches, nicht ekelerregendes Wasser mit angenehmen Geschmack und erfrischender Kühle, das frei von Krankheitserregern und krankmachenden chemischen Stoffen ist, dann ist die Saprophytenkeimzahl zweifellos unwichtig. Es wird dann, wenn wir von Viren absehen, das Wissen um die Infektsicherheit gegenüber Salmonellen (den häufigsten Erregern von Wasserepidemien) von überragender Bedeutung sein. Erst da, wo die Infektsicherheit zweifelhaft oder nicht gegeben ist, würde der Verschmutzungsindikator Keimzahl zum urteilsbildenden Faktor, *B. coli* zum Alarmzeichen. Das würde bedeuten, daß man die Bestimmung des Salmonellenquotienten obligatorisch machen müßte. Vorerst möchte ich davon abraten, weil er erstens aufwendiger ist, zweitens wie die Keimzahlbestimmung seine methodischen Fehler hat und drittens seine Aussagegrenzen (Deutung des Temperaturganges und der Werte zwischen 0,5 und 1,0) noch nicht eindeutig festliegen. Ich kann ihn nur empfehlen und betrachte ihn derzeit als ein Hilfsmittel, das die potentiellen seuchenhygienischen Gefahren eines nährstoffreichen Wassers erkennen läßt, was die Keimzahl nicht kann, und verlängere oder verkürze bei entsprechenden Wasserwerken die Zeitspanne zwischen den Untersuchungsterminen.

Die Definition des Trinkwassers, von der ich soeben ausging, ist in der Praxis nicht mehr haltbar. Viele Trinkwasserversorgungen schöpfen nicht mehr aus einem Reservoir unbedenklicher Herkunft, und die dann notwendige Desinfektionssperre (Chlor, Chlordioxyd oder Ozon) garantiert auch nicht mehr ein appetitliches Trinkwasser. Diese notwendige Wasserdessinfektion erheischt einen Keimzahllimes von 0/ml als Erfolgskontrolle der Desinfektion.

Hält man darüber hinaus an einem Keimzahllimes von 100/ml für offene Brunnen und Wasserleitungen fest, dann hat man schon eine sehr hohe Toleranz geschaffen (100 Millionen Keime im Kubikmeter). Sie hat sich bisher bewährt. Bisher, d. h.:

1. Vor der Fortleitung von nährstoffreichen Wasserkörpern in Fernleitungen.
2. Vor dem Ersatz des Holzes durch Metall bei Butterfässern (Desinfektionsmöglichkeit!).
3. Vor der Langzeitlagerung der Butter — einem bis dahin verderblichen Nahrungsmittel kurzer Verwendbarkeit — in Kühllhäusern.

Vielleicht werden wir künftig die Toleranzgrenze von 100 Keime/ml aus lebensmitteltechnischen Gründen (Haltbarkeitsgründen) herabsetzen müssen.

Aber kann eine (eventuell künftig noch herabzusetzende) Toleranzgrenze von 100 Keime/ml auch technisch eingehalten werden? Nach den hier gehaltenen Vorträ-

gen offenbar nicht überall. Trotzdem hat niemand, weil kein anderes Wasser zur Verfügung stand, den Aufstand der dürstenden Massen durch Schließung dieser Wasserwerke veranlaßt. Man hat die bakteriellen Saprophyten (und Schlimmeres) in der Wasserleitung in Kauf genommen und sich unbewußt auf die Chlorsperre im Wasserwerk, als selektiver Salmonellenfalle, verlassen. Wollte man das in die Gesetzgebung einbauen und praxisnah sein, dann dürfen die alten Keimzahlmehrwerte nicht als verbindlich erklärt werden, weil sie sofort der Ausnahmegenehmigung bedürften.

Kann die Wasseraufbereitungstechnik nicht in absehbarer Zeit die Nährstoffe aus dem Trinkwasser entfernen oder, wie es die Natur vorerzert, ihre Wirkung durch unschädliche Zusatzstoffe (ohne kurzzeitigen Wirkungsabfall) kompensieren, dann wäre denkbar, daß man in Zukunft — ohne Rücksicht auf die Saprophytenzahl — die Bestimmung der Infektsicherheit gegen Salmonellen an die erste Stelle setzt und es den Betrieben, die aus technologischen Gründen diese Saprophyten nicht dulden können, überläßt, sie durch vorgeschaltete Anlagen bis zur gewünschten Toleranz zu reduzieren.

Ein Keimzahlmehrwert von 0 (oder > 0) würde dann nur für den Wasserwerksausgang gelten, und es bliebe Aufgabe der Keimzahlbestimmung, die „Geschlossenheit des Leitungssystems“ zu kontrollieren, d. h. festzustellen, daß die Leitungen keinen höheren Keimzahlzuwachs je Kilometer aufweisen (sonst besteht eine unkontrollierte Verschmutzung), als es auf Grund der Keimzahlströmungsformel und der Nährstoffpräsenz zu erwarten ist.

Solche Wasseruntersuchungen können aber nicht mehr mit der „linken Hand“ gemacht werden. Eine andere Möglichkeit wäre die permanente Nachchlorung auf den Leitungstrecken, die erfahrungsgemäß die Keimzahl von 100 überschreiten.

Diskussionsbeitrag

zu den Vorträgen von Obering. Dipl.-Ing. ROGGENKAMP und Dir. Dr. MEYER

Dipl.-Landwirt BEYER

Milchwirtschaftliche Untersuchungs- und Versuchsanstalt, Kempten

Aus den Vorträgen des heutigen Tages, besonders aber aus den Erfahrungsberichten von Dipl.-Ing. ROGGENKAMP, Lübeck, und Direktor Dr. MEYER, Aurich, wurde deutlich, daß die Hauptsorge der Wasserwerke nach wie vor der Bereitstellung eines hygienisch einwandfreien Trinkwassers gilt. Dabei steht die absolute Freiheit dieses Wassers von pathogenen Keimen naturgemäß im Vordergrund aller Bemühungen der Verantwortlichen. Mit steigender Länge der Rohrnetze aber gewinnt ein technologisches Problem, die zunehmende Verkeimung der Versorgungsleitungen mit hygienisch zwar harmlosen, den Wasserwerksbetrieb aber unter Umständen stark störenden Mikroorganismen an Bedeutung. Man ist schon aus Gründen der Betriebssicherheit bemüht, auch diese lediglich technologisch bedeutsamen Keime durch die Desinfektionsmaßnahmen im Wasserwerk mit zu erfassen. Diese beiden hier wiederholt angesprochenen Probleme haben wenigstens bisher die Konsequenz gehabt, daß neben der Freiheit des aufbereiteten Wassers von *E. coli* eine niedrige Gesamtkeimzahl nicht nur angestrebt, sondern auch als notwendig angesehen wurde. Die in zunehmendem Maße nötig werdende Verwendung von Oberflächenwasser und die damit verbundenen Probleme haben, das wurde aus den Beiträgen von Dipl.-Ing. ROGGENKAMP und Dr. MEYER deutlich, die Frage nach dem Wert oder Unwert der Gesamtkeimzahl des aufbereiteten Wassers aufgeworfen. Bevor aber der Stab über die Gesamtkeimzahl gebrochen wird, soll auf ein drittes Problem, das bisher noch nicht angesprochen wurde, hingewiesen werden. Trinkwasserverbraucher sind ja neben den Haushaltungen auch beispielsweise Lebensmittelbetriebe, die als Brauchwasser nur Wasser von Trinkwasserqualität verwenden dürfen. Nach den bisherigen Qualitätsnormen für Trinkwasser waren die von diesen Betrieben benötigten Brauchwasserqualitäten, jedenfalls in hy-

gienischer Hinsicht, auch weitgehend identisch mit der Trinkwasserqualität. Wenn nun aber aus den von den Referenten angeführten Gründen in Ausnahmefällen niedrige Gesamtkeimzahlen im Trinkwasser nicht mehr realisierbar sind, dann ergibt sich eine vorher nicht vorhandene Diskrepanz zwischen der aus technologischen Gründen vom Lebensmittelbetrieb benötigten bakteriologischen Brauchwasserqualität und der Trinkwasserqualität. Die für Trinkwasser harmlosen Keimarten können nämlich erhebliche wirtschaftliche Schäden im Lebensmittelbetrieb verursachen. So ist der hier als für Trinkwasser bedeutungslos bezeichnete *Aerobacter aerogenes* z. B. ein gefährlicher Molkereischädling und die meist ebenso harmlosen Pseudomonaden mit ihren fett- und eiweißspaltenden Eigenschaften ebenfalls. Gerade die zuletzt genannten Keimarten können sich wegen ihrer Kältetoleranz in länger kühl gelagerten Milcherzeugnissen unter Umständen stark vermehren und deren Verderb herbeiführen. Das sollte sicher auch bedacht werden, bevor man einer eventuellen Erhöhung der heute gebräuchlichen Keimzahlgrenzwerte in Trinkwasser vielleicht das Wort redet.

Dr. BERNHARDT

Wahnachtalsperrenverband Siegburg

Wir müssen Herrn Obering. ROGGENKAMP sehr dankbar sein, daß er, sicherlich nach längerem Zögern, sich bereitgefunden hat, uns nicht nur seine Probleme mit der Aufbereitung des Wakenitz-Wassers im Hinblick auf die Entkeimung vor Augen zu führen, sondern auch die bakteriologischen Folgen dieser Schwierigkeiten im Rohrnetz aufzuzeigen. Wir können bei der Lösung dieser Probleme nur dann weiterkommen, wenn wir diese Dinge offen aufzeigen und über Ursachen und mögliche Gegenmaßnahmen diskutieren. Die Gefahr dieser Offenheit liegt allerdings auf der Hand und zeichnet sich in dem Diskussionsbeitrag von Herrn BEYER ab. Die Ausführungen von ROGGENKAMP haben gezeigt, daß es sich bei diesen Keimen, die im Rohrnetz nach vorangegangener weitgehender Entkeimung des aus dem Werk abgegebenen Trinkwassers wieder auftreten, um gesundheitlich völlig ungefährlche Keime handelt. Damit ist die erste Forderung, die an ein Trinkwasser gestellt wird, daß es nämlich frei sein muß von Krankheitserregern und keine gesundheitsschädigenden Stoffe enthalten darf, trotz dieser erhöhten Keimzahlen erfüllt. Wenn dieses Trinkwasser im Rohrnetz der Wasserversorgung einer Stadt auch an Betriebe abgegeben wird, die, wie Herr BEYER z. B. hinsichtlich der Molkereien ausführte, darüber hinaus noch spezielle Anforderungen stellen, also ein keimfreies (= sterilisiertes) Trinkwasser benötigen, so müßte hier vielleicht eine weitergehende Behandlung, z. B. eine Sterilfiltration, durchgeführt werden. Natürlich ist es unsere Pflicht und unser Bestreben, ein keimarmes Trinkwasser zu liefern, das auch in diesem Punkt allen Anforderungen der Wasserhygiene entspricht. Es kann aber, wie aus den Ausführungen von ROGGENKAMP hervorgeht, als Folge der zunehmenden Verunreinigung unserer Oberflächengewässer, wenn sie der Trinkwassergewinnung dienen, dazu kommen, daß es — zumindest zeitweise — nicht immer ganz möglich ist, ein solches keimarmes Wasser zu liefern. In diesem Fall müssen wir so schnell wie möglich erreichen, die Ursachen dieser Störungen aufzufinden und geeignete Gegenmaßnahmen zu entwickeln, um diese Störungen wieder zu beseitigen. Wir wissen allerdings auch aus den Vorträgen und Diskussionen dieser Tagung, daß es nur in sehr wenigen derartiger Fälle sofort wirkende „Patentrezepte“ gibt, die erfolgreich angewendet werden können. Aber die intensiven Bemühungen um diese Dinge mit dem Ziel einer schnellen Abhilfe, wie dies ja auch ganz klar aus den Worten von ROGGENKAMP hervorging, müssen doch in jedem Fall als Beweis angesehen werden, daß wir nicht beabsichtigen, die Probleme dadurch zu beseitigen, daß wir für eine Lockerung der Anforderungen an die Trinkwasserqualität plädieren, sondern daß wir, z. B. durch solche schonungslos offenen Referate, in jeder Weise bestrebt sind, sowohl auf wissenschaftlicher Basis durch entsprechende Forschungsarbeiten und Gedankenaustausche als auch auf anwendungstechnischer Seite durch entsprechende Maßnahmen besorgt sind, die Dinge wieder in den Griff zu bekommen.

Dr. MEYNEN

Wuppertaler Stadtwerke AG

Ich möchte den „Höhenflug der Milchwirtschaft“ dämpfen, da nur Speiseeis mit einer Keimzahl über 100 000 Keime beanstandet wird.

Zum Diskussionsbeitrag von Herrn Dipl.-Landwirt BEYER

Herr BEYER macht mit Recht auf die technologische Bedeutung der Saprophyten aufmerksam. In Leitungsnetzen sind es in erster Linie Mangan- und Eisenbakterien, die zur Fadenbildung, zu Schlammablagerungen und zu Verstopfungen, eventuell auch zu lokalen Nährstoffanreicherungen führen. Sie werden aber durch die „Konventionellen Keimzahlen“ überhaupt nicht erfaßt und können daher bei der zur Diskussion stehenden „Problematik der Keimzahlen“ außer Betracht bleiben.

Anders ist die Situation in Molkereien und anderen Lebensmittelbetrieben. Aero- genes, Lipo- und Proteolyten sind hier wirtschaftliche Schädlinge. Wie sieht aber die Praxis aus? In jedem Molkereibetrieb sind diese Keimarten „autochthone Betriebskeime“, die über Spritz(Milch)wasser und Handverunreinigungen überall verbreitet sind. Ihr Anteil aus der Wasserleitung ist bisher so gering, daß man hier die Frage nach „dem Splitter und dem Balken im Auge“ stellen könnte. Daher haben die Molkereien auch einen hohen Verbrauch an Reinigungsmitteln mit Desinfektionswirkung.

Die Frage nach der Toleranz der Saprophyten im Leitungswasser erhält aber sofort ein anderes Gewicht, wenn man den Beitrag von Herrn BEYER auf eine einzige Frage zusammendrängt: Was nützt eine erfolgreiche Butterfaßdesinfektion, wenn die Lipo- und Proteolyten durch das Butterwaschwasser wieder eingeführt werden? Von der aerogenen Reinfektion und der Einführung durch Rohrkupplungen usw. sehe ich dabei bewußt ab.

Um Wiederholungen zu vermeiden, verweise ich auf die Beantwortung der Anfrage von Herrn Prof. HABBS.

Zur Problematik der Trinkwasserdesinfektion an Bord von Seeschiffen

Von H. GOETHE und R. HERRMANN

Die Problematik der Desinfektion von Trinkwasserversorgungsanlagen auf Schiffen läßt sich in zehn Minuten nur skizzenhaft umreißen.

In der Regel werden Schiffe vor dem Auslaufen aus Häfen mit bekannt guter Wasserqualität ihren Trinkwasservorrat aus dem Landnetz erneuern. Dieser einmalig übernommene Wasservorrat wird nur eine begrenzte Zeitdauer ausreichen. Bei Gesamtreisezeiten von einigen Wochen, oft sogar etlichen Monaten wird der Wasservorrat laufend wieder aufzufüllen sein. Um von den in qualitativer und auch quantitativer Hinsicht häufig unsicheren Wasserquellen, besonders in tropischen Ländern, unabhängig zu sein, werden fast alle Schiffe mit einer Verdampferanlage ausgerüstet (Abb. 1). Mit dieser Verdampferanlage wird aus Seewasser Trinkwasser destilliert. Die Mehrzahl dieser Verdampfer hat auf Grund technischer Eigenschaften eine Destillationstemperatur von unter 60, oft sogar unter 40 oder 30 °C.

Experimentelle Untersuchungen an Niederdruckverdampferanlagen haben ergeben, daß bei dieser Temperatur eine Keimfreiheit des Destillates nicht immer gewährleistet ist.

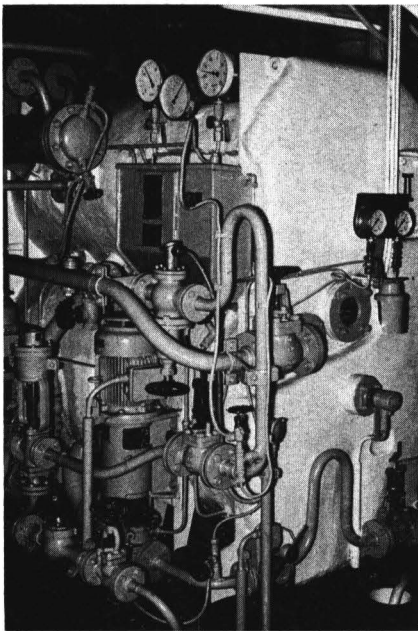


Abb. 1.

Eine Bordwasseranlage weist noch zwei weitere Hauptgefahrenpunkte in bezug auf Verschmutzung auf.

Der erste Punkt birgt große Verunreinigungsgefahren schon bei der Wasserübernahme von Land oder vom Wasserboot. Beispiele lassen die Abbildungen 2 und 3 erkennen.

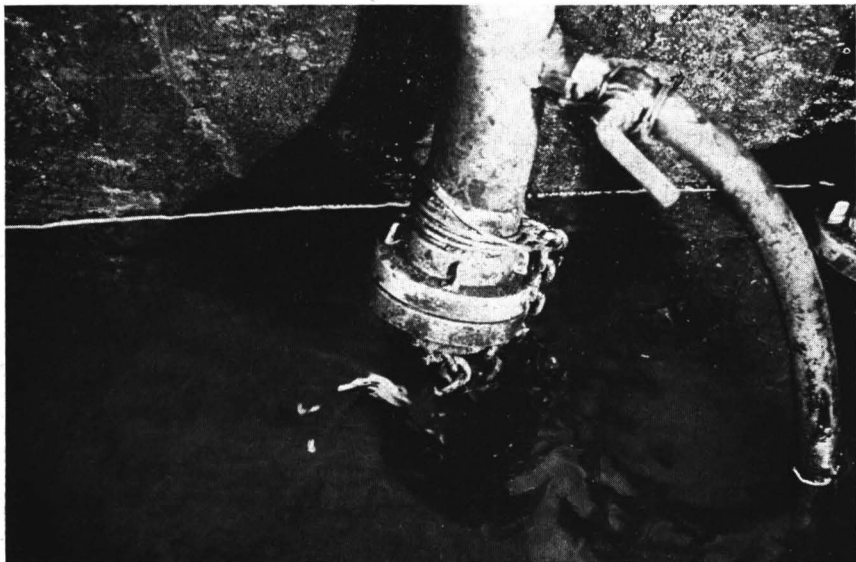


Abb. 2.



Abb. 3.

Abbildung 2 zeigt die Trinkwasserübergabeleitung eines Schwimmdocks, die beim Eindocken eines Schiffes bis etwa 10 m in das stark verschmutzte Hafenwasser eintaucht. Diese Leitung, mit nur einseitig dichtenden Lippenringen versehen, ist beim Tauchvorgang drucklos und füllt sich natürlich dabei völlig mit verunreinigtem Wasser auf. Auch wenn diese Leitung vor der Wasserabgabe durchgespült wird, so ist sie doch nicht als einwandfrei zu bezeichnen.

Abbildung 3 zeigt einen in hygienischer Sicht ungenügenden Unterflurhydranten mit seinem Standrohr. Im Hydranten stehendes Sumpf- und Spülwasser kann nicht abfließen und wird bei Inbetriebnahme in das System eindringen oder auch durch schlechte Dichtungen hineingelangen.



Abb. 4.

Der zweite Punkt ergibt sich aus den Kontaminationsmöglichkeiten an Bord, die mit den Beispielen der Abbildungen 4 bis 6 demonstriert werden sollen.

Abbildung 4 zeigt eine decksgleiche Füll- und Peilverschraubung. Hier kann beim Öffnen sehr leicht an Deck befindliche Verunreinigung in den Tank gelangen.

Abbildung 5 zeigt einen in illustrierter Gesellschaft befindlichen Trinkwasserpeilstab (Stahlstrops, Kehrrihtschaufeln u. a.). Was geschieht, wenn dieser Stab in den Tank eingeführt wird, brauchen wir gar nicht erst zu erwähnen.

In Abbildung 6 weist ein Schild eine feste Verbindung zwischen Trinkwasser- und See- bzw. Hafenwasserleitung aus. Daß hier auch ein eingebautes Rückschlagventil auf die Dauer eine Kontamination des Lebensmittels Wasser nicht verhindern kann, ist einleuchtend.

Ein weiteres wichtiges Moment ist das fast vollständige Fehlen von Hygienekenntnissen bei den Schiffsbesatzungen, bei den Reedereien und bei den für die Trinkwasserabgabe in Häfen zuständigen Stellen.

Zur Desinfektion des Bordtrinkwassers wurde daher bisher meist gar nichts getan. Auf manchen Schiffen hat man mehr oder weniger nach Gefühl chlorhaltiges Chemikal in die Vorrattanks geschüttet und gab sich dann der Hoffnung hin,



Abb. 5.

für längere Zeit vor allen Keimverunreinigungen geschützt zu sein. Einige Reedereien sind von sich aus dazu übergegangen, ihre Schiffe mit einer Chlordosieranlage auszurüsten.



Abb. 6.

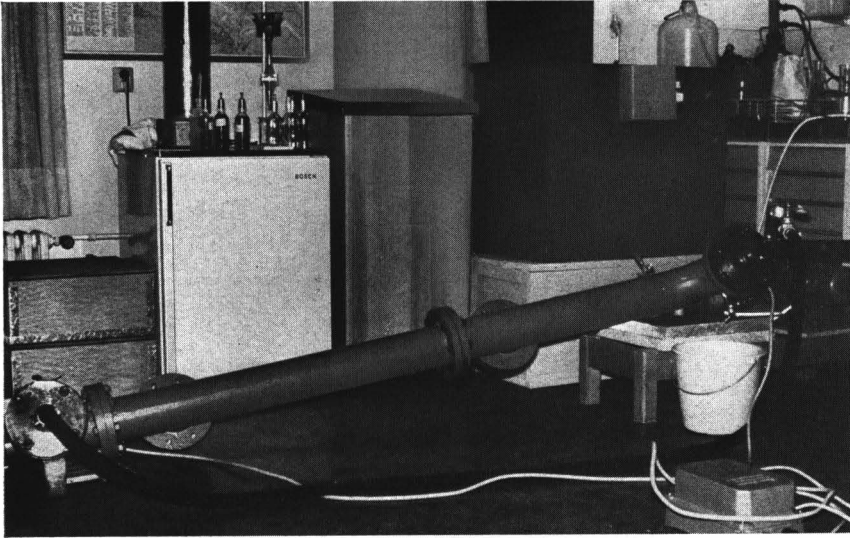


Abb. 7.

Auf der Suche nach einer zuverlässigen und wartungsarmen, für den Schiffsbetrieb geeigneten Desinfektionsanlage wurde von der Abteilung für Schiffahrtsmedizin am Bernhard-Nocht-Institut in Hamburg mit einer UV-Trinkwasserentkeimungsanlage speziell für den Schiffsbetrieb eine größere Versuchsreihe durchgeführt. Diese Anlagen sind in der Schifffahrt noch relativ unbekannt.

Die Versuchsanlage (Abb. 7) besteht aus einem etwa 2 m langen Stahlrohr, in dessen Mitte ein UV-Strahler in ein Quarzschutzrohr eingebaut ist. Der Strah-

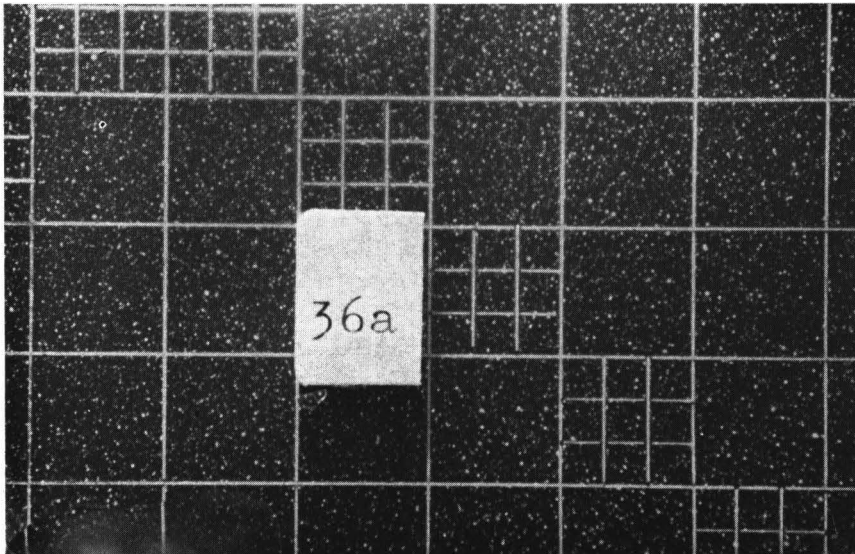


Abb. 8.

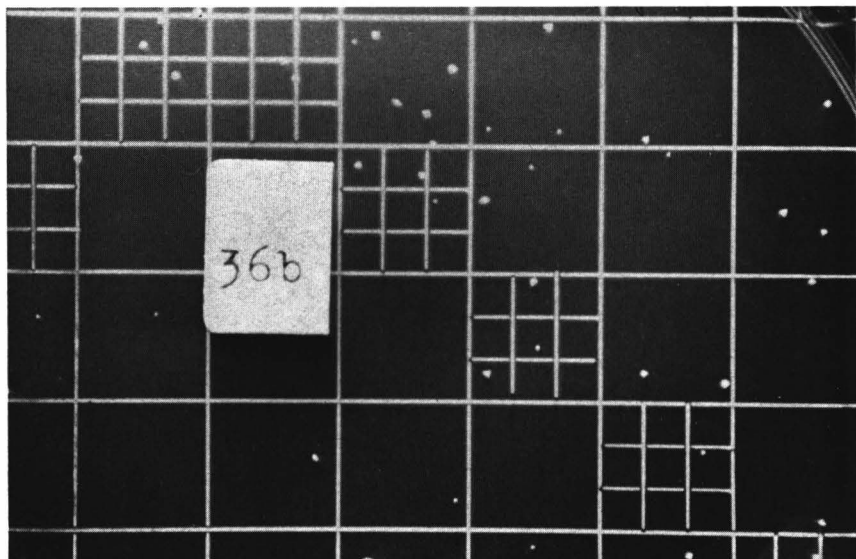


Abb. 9.

ler arbeitet mit einer Resonanzstrahlung auf 2537 Å Wellenlänge. Dieser Bereich hat bekanntlich die größte germizide Wirkung.

Die Abbildungen 8 vor der Bestrahlung und 9 nach der Bestrahlung zeigen die Wirkung dieser Anlage, die einen überschlägigen Keimabtötungseffekt von 99,75 % bei einer Transmission von 83,6 bezogen auf 100 des Aqua bidest. erreichte. Alle Transmissionsmessungen wurden auf der Wellenlänge von 2540 Å vorgenommen.

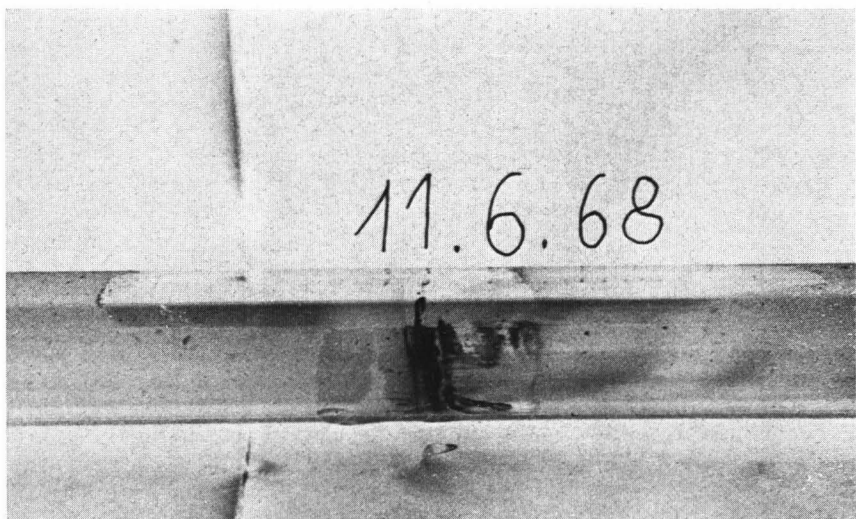


Abb. 10.

Obwohl zur Hauptsache auf Schiffen gutes Destillat vorliegt, muß man doch mit eventuell anfallenden Trübungen rechnen, wenn die Filterwartung nicht einwandfrei ausgeführt wird.

So haben wir bei den Versuchen verschiedene künstliche Trübungen zugesetzt und dabei die folgenden Ergebnisse ermittelt. Mit Kieselgurtrübung und einer durchschnittlichen Transmission von 70,7 lag der Keimtötungseffekt bei 99,04 %.

Bei der auf Schiffen wahrscheinlichsten Trübungsart durch Eisenoxyde betrug dieser Wert 74,33 %, jedoch bei einer mittleren Transmission von nur 39,5.

Besonderes Augenmerk legen wir auf die zunehmende Verschmutzung des Strahlenschutzrohres (Abb. 10) und des Reflektors. Der Wirkungsabfall durch die Verschmutzung ist in den oben angegebenen Mittelwerten schon enthalten. Im einzelnen betrachtet, fiel jedoch die UV-Wirkung bei Eisenoxydtrübungen von etwa 99,9 bis auf fast 0 %, bei Kieselgurtrübung von 99,6 bis auf 92,2 % und bei Leitungswasser von 99,95 bis auf 99,19 % durch diese Ablagerungen.

Die technologische Konstruktion stellt also die Hauptschwierigkeit dieser Anlage dar. Wir versuchten diesem Manko durch vorgeschaltete Keramikfilter zu begegnen (Abb. 11). Da die für Filter notwendige gute Wartung auf Schiffen nicht vorausgesetzt werden kann und auch die Röhre der UV-Anlage eine intensive Beobachtungstätigkeit und Wartung erfordert, muß man besonders unter Berücksichtigung der immer mehr fortschreitenden Automatisierung mit gleichzeitiger Personaleinsparung Anlagen hoher Betriebssicherheit und Wartungsfreiheit fordern. So sind selbstreinigende Anlagen anzustreben und automatische Überwachungsorgane mit Abschalt- und Umschaltfunktion für Ausfall oder Absinken der Strahlungsintensität einzuplanen, wie sie auf anderen Gebieten der Schiffstechnik schon selbstverständlich sind. In Kürze werden wir eine Anlage für Versuche zur Verfügung haben, die — wenigstens nach Prospektangaben — diesen Forderungen entspricht.



Abb. 11.

Abbildung 12 zeigt eine auf einem Schiff eingebaute UV-Anlage, an der wir weitere Beobachtungen vornehmen werden.

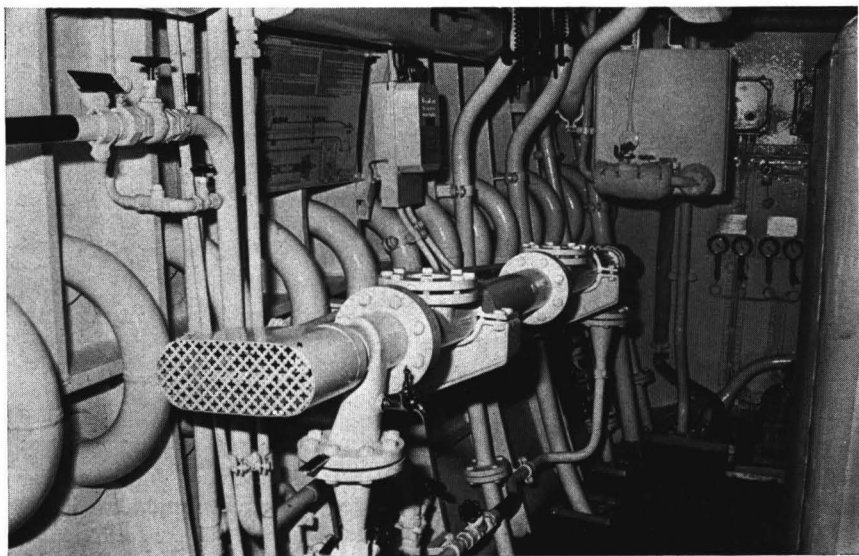


Abb. 12.

Es müssen also alle für den Schiffsgebrauch hergestellten und angebotenen Wasserdiesinfektionsanlagen nicht nur einwandfreie Entkeimungsleistung zeigen, sondern sie müssen, wie schon gesagt, nahezu wartungsfrei konstruiert sein, für den Reparaturfall auf ein Ersatzgerät umschaltbar und mit Bordmitteln vom Bordpersonal reparierbar sein.

Alle Bordanlagen müssen außerdem gegen die hohe Belastung, die mit starker Wärme, hoher Feuchtigkeit, erheblichen Vibrationen und Beschleunigungskräften auf die Anlage einwirkt, widerstandsfähig sein.

Die wichtigsten Forderungen für den Bordbetrieb sind also:

Funktionssicherheit,
Wartungsfreiheit,
einfache Bedienung,
leichte Reparaturmöglichkeit.

Dr. med. H. GOETHE, Direktor d. Abt. f. Schiffsmedizin am Bernhard-Nocht-Institut f. Schiffs- u. Tropenkrankheiten, 2 Hamburg 4, Bernhard-Nocht-Str. 74.

Ing. grad. R. HERRMANN, Abt. f. Schiffsmedizin am Bernhard-Nocht-Institut für Schiffs- u. Tropenkrankheiten, 2 Hamburg 4, Bernhard-Nocht-Str. 74.

Zur Entkeimung neuverlegter Rohrleitungen

Von K. E. OEHLER

Neuverlegte Rohrleitungen dürfen erst in Betrieb genommen werden, wenn eine nach der Entkeimung und Spülung entnommene bakteriologische Probe einwandfrei ist. Der Erfolg der Entkeimung hängt von verschiedenen Bedingungen ab:

Die Rohrleitung soll schon vor der Entkeimung möglichst sauber sein. Bei Rohrverlegungen muß sauber gearbeitet werden. Vor der abschließenden Spülung und Entkeimung müssen die Rohre mit der Rohrbürste gesäubert werden.

Für den Effekt der Chlorung sind die angewandte Konzentration und die Kontaktzeit maßgeblich. Im allgemeinen werden 0,5 Liter Natriumhypochloritlösung je Kubikmeter Wasser angewandt. Diese Konzentration entspricht auch den amerikanischen Normen (1). Die Kontaktzeit sollte dabei etwa 24 Stunden betragen.

Die Entkeimung ist nur dann einwandfrei, wenn der Zusatz des Entkeimungsmittels gleichmäßig erfolgt. Die häufig noch angewandte Methode, Natriumhypochloritlösung von Hand mit einer kleinen Druckpumpe beim Füllen der Leitung „kontinuierlich“ zuzusetzen, ist unbefriedigend. Wenn der Mann an der Pumpe nur kurz unterbricht, z. B. um die Vorlage zu wechseln, dann kommen eventuell mehrere Kubikmeter unbehandeltes Wasser ins Leitungssystem. In der Leitung können dann Zonen bestehen, die nicht entkeimt werden. Kürzlich wurde ein Entkeimungsgerät für Wasserleitungen (2) beschrieben. Das Gerät besitzt als wesentliche Bestandteile einen Wassermesser, einen Ansaug- und Mischinjektor für die Entkeimungslösung und ein Regelventil zur Einstellung des Verhältnisses Dosierlösung zu Triebwasser. Mit diesem Gerät ist es möglich, eine Leitung unter kontinuierlichem konstanten Zusatz von Entkeimungsmitteln zu füllen (Abb. 1).

Aus korrosionstechnischen Gründen werden heute als Hauptwasserleitungen häufig Rohre mit Zementauskleidung verwendet. Die Innenfläche solcher Rohre ist porös. Die Entkeimung der zementausgeschleuderten Rohre ist oft schwierig

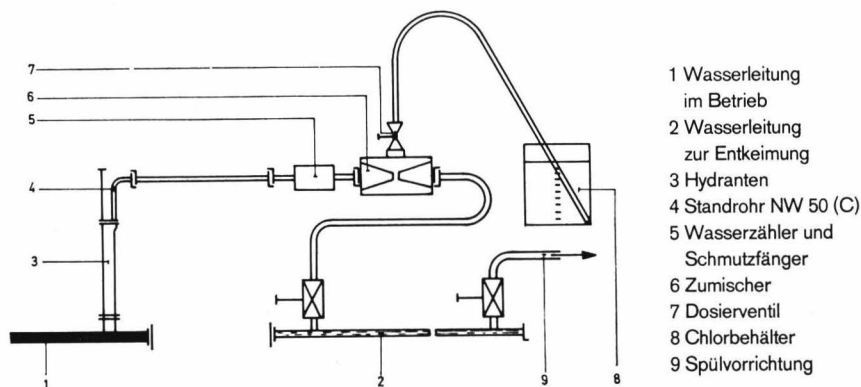


Abb. 1

und zeitraubend, da meistens beim ersten Versuch noch keine einwandfreien Ergebnisse erzielt werden. Es empfiehlt sich, bei diesen Rohren die Entkeimung mit der Druckprobe zu kombinieren. Wenn die Entkeimungslösung unter hohem Druck in der Leitung steht, dann dringt sie auch bis in die Poren vor.

Die Praxis hat gezeigt, daß der Einsatz eines Entkeimungsgerätes für gleichmäßigen Zusatz und die Kombination von Druckprobe mit der Entkeimung zu einer beträchtlichen Verkürzung der Wartezeiten bis zur Freigabe einer neuen Leitung geführt haben.

1. AWWA-Standard zur Entkeimung von Wasserleitungen AWWA C 601/68. J. Amer. Water Works Assoc. 60, 1083—1093 (1968).
2. Trinkwasserentkeimungsgerät für Rohrleitungen (Minimax/Eggenweiler). Gas und Wasserfach 109, 1064 (1968).

Dr. K. E. OEHLER
Technische Werke der Stadt Stuttgart

VORBEMERKUNGEN DES DISKUSSIONSLEITERS,

HERRN PROFESSOR DR. SONTHEIMER

Ich habe heute morgen die ehrenvolle Aufgabe, die Diskussion zu leiten, und so ganz wohl fühle ich mich nicht dabei, weil ich den Eindruck habe, von der Sache, über die wir reden, zu wenig zu verstehen. Es sprechen zwar heute morgen die Chemiker, und das macht mir die Sache ein wenig leichter, aber es sind so viele andere Sparten unter den Teilnehmern, und es ist gestern so viel Wesentliches und Wichtiges gesagt worden, daß ich mich gar nicht ganz auf eine rein formale Diskussionsleitung beschränken kann, sondern wenigstens zur Einleitung einige der wesentlichsten Gesichtspunkte, die sich gestern ergeben haben, noch einmal zusammenfassend wiedergeben möchte.

Bevor ich das jedoch tue, muß ich einige Worte sagen zu der außerordentlich eingehenden Erwähnung der Verdienste unseres Karlsruher Instituts und meiner Person an diesen Vortragsreihen, die wir vor zweieinhalb Jahren begonnen haben. Ich möchte mich einmal für die freundlichen Worte auch im Namen meiner Mitarbeiter recht herzlich bedanken, will aber doch klar sagen, daß wir diese Vortragsreihe einfach deshalb begonnen haben, weil wir der Ansicht waren, daß so eine Veranstaltung nützlich sein kann, und daß sie schließlich das wohl auch geworden ist, das geht im wesentlichen doch auf die Teilnehmer zurück, die bisher immer und auch gestern wirklich teilgenommen haben und nachgedacht und mitgearbeitet haben.

So hat es uns dann auch Spaß gemacht, aber auch stets eine ganze Menge Arbeit, und so ganz selbstlos waren wir keineswegs, als wir vorschlugen, diese Veranstaltungen abwechselnd durchzuführen, und wir in Karlsruhe wissen sehr gut, wieviel Arbeit die Herren hier in Berlin hatten, um diese Veranstaltung durchzuführen. Ich meine, daß ich in Ihrer aller Namen den ganzen beteiligten Herren vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene dafür danken sollte und vor allem Herrn Dr. HÄSSELBARTH, der sich — soweit ich das beurteilen kann — ja doch ganz besonders verdient gemacht hat.

Ich darf diese Gelegenheit dazu benutzen, Ihnen allen vielleicht gleich zu sagen, daß die nächste derartige Vortragsreihe mit Erfahrungsaustausch im Frühjahr 1970 — also in eineinhalb Jahren — in Karlsruhe stattfinden wird, voraussichtlich ist das Thema „Filtration“, und zwar im weitesten Sinn dieses Wortes. Daß im Jahre 1969 dann keine solche Veranstaltung sein wird, liegt daran, daß unser nächster Wasserkurs als eine Art von Jubiläumsveranstaltung ein vertiefter Wasserkurs sein soll, in dem wir versuchen wollen, innerhalb von fünf Tagen einen Gesamtüberblick über den neuesten Stand des Wissens auf dem Gebiet der Wasserversorgung zu geben. Ich darf jetzt schon zu beiden Veranstaltungen recht herzlich einladen.

So viel zur allgemeinen Einleitung. Nachdem nun aber gestern in einer Reihe von ganz ausgezeichneten Referaten und Diskussionsbeiträgen so viel Neues an Überlegungen und Resultaten bekanntgemacht wurde, daß einige, darf ich sagen, liebgewordene Maßstäbe ins Wanken geraten sind und einige Verwirrung entstand, möchte ich den Versuch unternehmen, in einigen Sätzen die mir persönlich wichtig erscheinenden Dinge zusammenfassend darzustellen, ohne auf die aus-

gezeichneten Einzelreferate dabei einzugehen, und dabei die Dinge in den Vordergrund zu stellen, die für die Praxis wichtig sind.

Die Trinkwasserbehandlung mit Oxydationsmitteln ist, unabhängig davon, ob wir sie nun Entkeimung, Keimverminderung oder Desinfektion nennen, nur einer der Verfahrensschritte, die wir anwenden müssen, um an alle Verbraucher ein wirklich einwandfreies Trinkwasser abgeben zu können. Die Diskussion um die richtige oder vielleicht besser gesagt zurechtmäßigste Bezeichnung im weitesten Sinn dieses Wortes scheint mir persönlich ein wenig müßig zu sein, weil die sachlichen Probleme davon nicht betroffen werden. Ich würde es persönlich vorziehen, gar keinen doch immer gleich welchen Begriff wir verwenden, ein wenig an der Sache, die wir meinen, vorbeigehendes Wort zu gebrauchen und einfach, wenn wir mit Chlor arbeiten, von Chlorung, bei Ozon von Ozonung, bei den Langsamfiltrationen davon usw. zu sprechen. Wir würden dann vielleicht deutlicher werden lassen, daß mit der Desinfektion oder Entkeimung allein ein Trinkwasser noch nicht einwandfrei und hygienisch unbedenklich sein muß und daß man falsch denken kann, wenn man darin allein den Maßstab für die Trinkwasserqualität sehen will.

Etwas ganz ähnliches gilt dann auch für die Beurteilung der Wirksamkeit dieses Verfahrens. Es ist in den beiden ausgezeichneten Referaten von Frau LUND und Herrn CARLSON wohl sehr klar geworden, daß der so oft als das Maß aller Dinge angesehene Restgehalt an freiem wirksamem Chlor auch zu falschen Resultaten und Folgerungen führen kann, und es ist das Redoxpotential als neuer Bewertungsmaßstab vorgeschlagen worden. Darüber werden wir noch zu diskutieren haben, aber ich möchte ein wenig doch jetzt schon warnen, nun vielleicht von einem Extrem ins andere zu fallen, denn so einfach sind die Dinge sicherlich nicht und waren sie auch nicht gemeint. Darüber werden wir aber noch viel hören.

Auch die Messung der Keimzahl ist mit vielen Fragezeichen versehen worden, ohne daß einer der Redner der Ansicht war, daß man diesen Wert nicht beachten soll. Leider ist aber wohl, daß dieser Wert einfach nicht so einfach bewertet und benutzt werden kann wie z. B. der Sauerstoffgehalt, die Härte oder der pH, sondern er stellt ein Analysenergebnis dar, das man nur im Gesamtzusammenhang für das zu prüfende Problem mit zur Beurteilung heranziehen darf. Schließlich mißt man dieser Methode nur einen Momentanwert für einen sich zeitlich verändernden biologischen Vorgang bei, bei dem der Gehalt an organischen Stoffen und deren Art, der Nährstoffgehalt, die Fließstrecke und Zeit und schließlich noch die Art der Aufbereitung, die Menge an verwendetem Oxydationsmittel, dessen Art und Wirkungsweise, das Redoxpotential, die auftretenden chemischen Umsetzungen, der pH-Wert usw. eine Rolle spielen. In dieser Hinsicht ergeht es der Keimzahl wie allen Analysen, die etwas mit der organischen Substanz in unseren Wässern zu tun haben.

Und bei diesen organischen Substanzen und ihrer zunehmender Bedeutung für unsere Trinkwässer liegt wohl auch die entscheidende Ursache, warum immer häufiger so manche unserer alten Erfahrungssätze nicht mehr gelten. Man kann es vielleicht gar nicht deutlich genug sagen, daß man eine an sich fehlende Wasseraufbereitungs- und natürlich auch Abwasserreinigungsmaßnahme nicht durch eine möglichst weitgehende Desinfektion mit Oxydationsmitteln ersetzen kann. Hier liegen sicherlich auch die Probleme, um die wir uns in der Zukunft immer intensiver bemühen müssen und wo es vieler solcher Beiträge, wie sie gestern zu hören waren, bedarf, um wirklich unsere Probleme, die wir schon heute und in noch stärkerem Maße in der Zukunft haben werden, auch wirklich zu bewältigen. Da-

zu eine Hilfestellung zu geben und eine möglichst breite und intensive Mitarbeit anzuzeigen, habe ich schon immer für den entscheidenden Sinn einer derartigen Veranstaltung wie heute angesehen.

Damit bin ich mit meinen einleitenden Worten zu Ende, und ich bitte um Verständnis und Entschuldigung dafür, daß ich mein Amt als Diskussionsleiter vielleicht etwas mißbraucht habe, indem ich mir diese einleitenden Bemerkungen gestattet habe. Ich habe sie aber für notwendig gehalten.

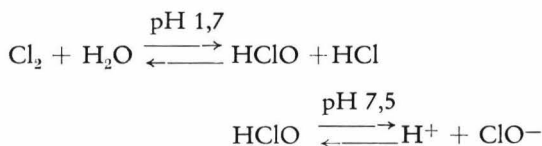
Das erste Referat des heutigen Vormittags befaßt sich mit der Technologie und Analyse der Oxydationsmittel, die wir bei der Wasseraufbereitung verwenden, und wird gehalten von meinem Mitarbeiter, Herrn Dr. AXT, der auf Grund seiner eigenen großen Erfahrung und seiner den meisten von Ihnen bekannten Fähigkeit, die Fragestellungen und Antworten sehr einfach und klar darzustellen, sicherlich berufen ist, gerade dieses recht praxisnahe Problem zu behandeln. Ich hoffe dabei, daß er einige der hier anstehenden Fragen auch wirklich sehr kritisch und deutlich betrachtet und anspricht, und zwar, wie er selbst es kürzlich einmal bei einem unserer Karlsruher Kolloquien formuliert hat, nach Art des Hauses, wobei ich mir allerdings nie ganz klar bin, wer von dem Team, das wir in Karlsruhe haben, diese Art am meisten bestimmt. Sicherlich hat aber, wie Sie jetzt gleich selbst feststellen können, Herr Dr. AXT daran einen ganz entscheidenden Anteil, und ich darf ihn jetzt bitten, sein Referat zu halten.

Technologie und Analyse der Entkeimungsmittel

Von G. AXT

Von den verschiedenen Möglichkeiten zur Trinkwasserentkeimung oder — um es richtiger und bescheidener zu sagen: zur Keimverminderung ist sicher die Zugabe von Oxydationsmitteln die technisch wichtigste. Als Oxydationsmittel dienen vor allem das Chlor und seine Folgeprodukte, das Chlordioxid und das Ozon. Mit diesen Stoffen und mit der Technologie ihrer Dosierung zum Wasser wollen wir uns jetzt etwas näher beschäftigen. Wir fangen beim verbreitetsten an, also beim Chlor.

Chlor ist bekanntlich ein Gas, ein nicht gerade harmloses Gas, das man zu einer Flüssigkeit komprimieren kann. Dazu braucht man bei Zimmertemperatur etwa 5 Atmosphären Druck. Als Flüssigkeit oder sogenanntes „Flüssiggas“ kommt es im allgemeinen auch in den Handel, in Stahlflaschen oder Stahlfässern unter 5 atü Druck. In Wasser ist Chlor ziemlich leicht löslich. Sein Verteilungskoeffizient ist etwa 3, d. h. im Gleichgewicht mit Luft befindet sich dreimal so viel Chlor im Wasser wie in der Luft. Bei der Lösung in Wasser bleibt aber das Chlor nicht mehr einfach Chlor mit der chemischen Formel Cl_2 , sondern es treten chemische Reaktionen ein: Wechselwirkungen mit dem Wasser und seinen Ionen:



Auf Grund dieser Reaktionen kann man, wenn man will, sehr viel Chlor im Wasser lösen, viel mehr als seinem Verteilungskoeffizienten entspricht, wenn man das Wasser alkalisch macht. Eine solche konzentrierte alkalische Chlorlauge enthält zwar praktisch alles Chlor als Hypochloritionen, aber man kann sie jederzeit in richtiges Chlor zurückverwandeln, einfach durch pH-Senkung. Deshalb ist eine solche konzentrierte Hypochloritlösung eine weitere geeignete Handelsform für Chlor. Unter dem Namen Chlorbleichlauge enthält sie immerhin 180 g Chlor im Liter Lösung, drucklos gespeichert als Natriumhypochlorit.

Man kann diese drei verschiedenartigen Stoffe, also ClO^- , HClO und Cl_2 , auch als verschiedene Erscheinungsformen des Chlors im Wasser auffassen. Abbildung 1 zeigt, in welchen Anteilen sie normalerweise vertreten sind, wobei allerdings eine konstante Konzentration an Cl^- -Ionen vorausgesetzt ist. Nun weiß man seit langem, daß Chlor im alkalischen Bereich weniger keimtötend wirkt als im neutralen oder gar im sauren. Man kann das zwanglos so deuten, wie es meist auch geschieht: Die Hypochloritionen sind eben weniger bakterizid, oder sie haben ein kleineres Redoxpotential als die undissoziierte unterchlorige Säure und diese weniger als das richtige Chlormolekül. Man kann aber auch sagen: Potentialwirksam ist eigentlich nur das richtige Chlor, und da dessen Konzentration im Alkalischen immer kleiner wird, sinkt auch das Redoxpotential und damit auch die bakterizide Wirksamkeit. Ich halte diese Deutung für die sinnvollste, auch wenn die echte Chlorkonzentration im alkalischen Bereich auf die Größenordnung

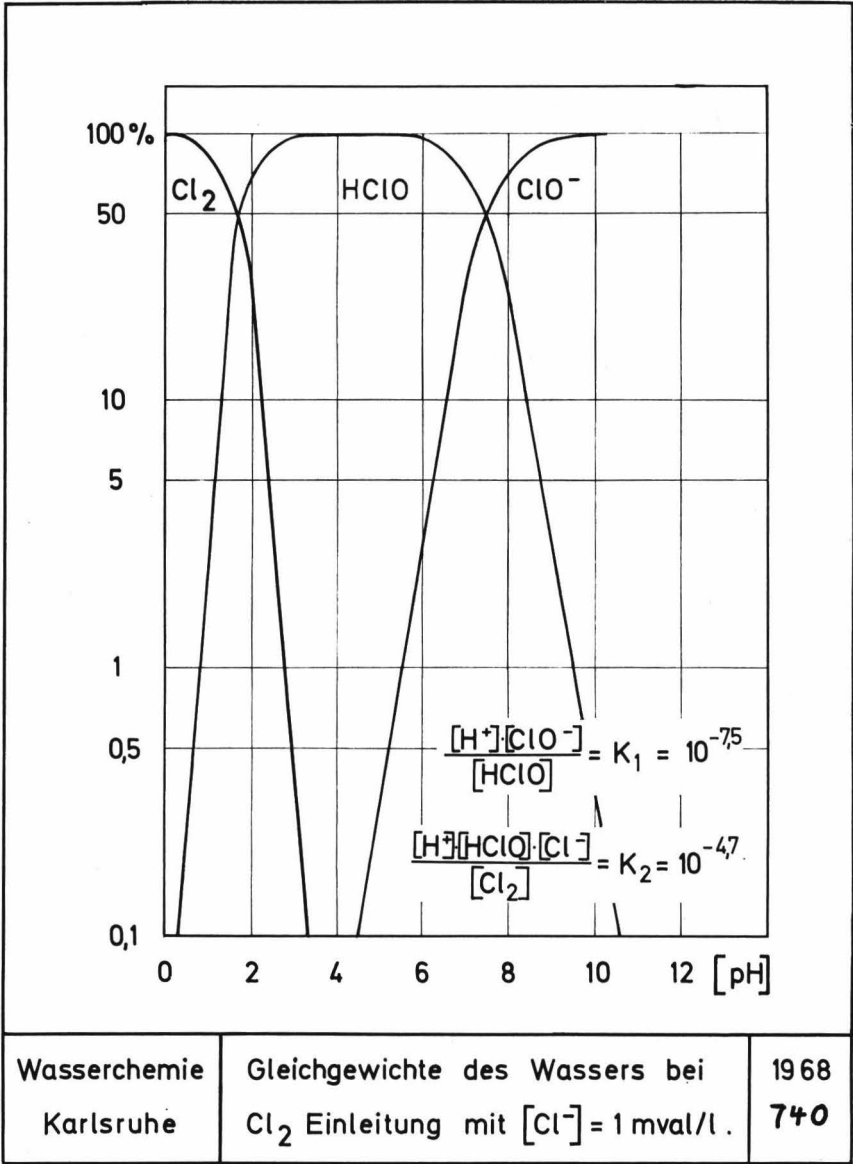


Abb. 1

von 10^{-12} herabsinkt, in Bereiche also, die nicht mehr in der Abbildung dargestellt sind.

Nun kann man aber bekanntlich über den pH-Wert des Trinkwassers nicht frei verfügen. Man kann also das Wasser nicht saurer machen, nur um mit wenig Chlor eine gute Entkeimung zu erreichen. Der pH-Wert wird nun einmal in der Praxis aus Korrosionsgründen diktiert, und damit ist auch die Verteilung der Erscheinungsformen des Chlors praktisch festgelegt. Folglich ist es eigentlich ganz

gleichgültig, von welcher Handelsform des Chlors man ausgeht, vom gasförmigen Chlor oder von Chlorbleichlauge. Da der pH-Wert des fertigen Wassers vordiktirt ist, kommt am Ende beides auf das gleiche hinaus.

Aber warum wird dann in der Praxis die Verwendung von gasförmigem Chlor so eindeutig bevorzugt? Das hat vor allem vier Gründe:

1. Weil man die geschilderten Zusammenhänge so wenig kennt, weil man also irrtümlich meint, gasförmiges Chlor sei auch im fertigen Wasser besser wirksam.
2. Weil Chlor als Flüssiggas zwei- bis dreimal billiger ist als in Chlorbleichlauge gespeichert.
3. Weil Flüssiggas 100 % Chlor enthält, Bleichlauge nur 15 Gew.%. Das bedeutet höhere Kosten für Transport und Lagerung.
4. Weil das gasförmige Chlor seit seiner technischen Beherrschung, das ist seit etwa 1911, ganz einfach Mode geworden ist.

Bei genauerer Betrachtung der Preisvorteile nach 2. und 3. erweisen sich diese jedoch als sehr klein. Sie liegen in der Größenordnung von hundertstel Pfennigen je Kubikmeter entkeimtes Wasser. Daher kann man sich letzten Endes des Eindruckes nicht erwehren, daß Punkt 4. der eigentlich entscheidende sein muß — die Mode also! Und innerhalb der Mode gibt es zwei verschiedene Richtungen: die Normaldruckdosiergeräte und die sogenannten Vakuumgeräte. In letzteren herrscht aber nicht etwa ein richtiges Vakuum, sondern lediglich ein kleiner Unterdruck von der Größenordnung 0,5 m WS. Beide Gerätetypen tun das, was sie tun sollen, etwa gleich gut: Laufend eine regulierbare Menge Chlorgas dem Wasser zuführen und im Wasser lösen — möglichst sicher natürlich, d. h. möglichst wenig störanfällig. Und beide verwenden als Mischeinrichtung einen höchst einfachen Apparat: den Strahlinjektor — auch bekannt als Wasserstrahlpumpe, schematisch dargestellt in Abbildung 2.

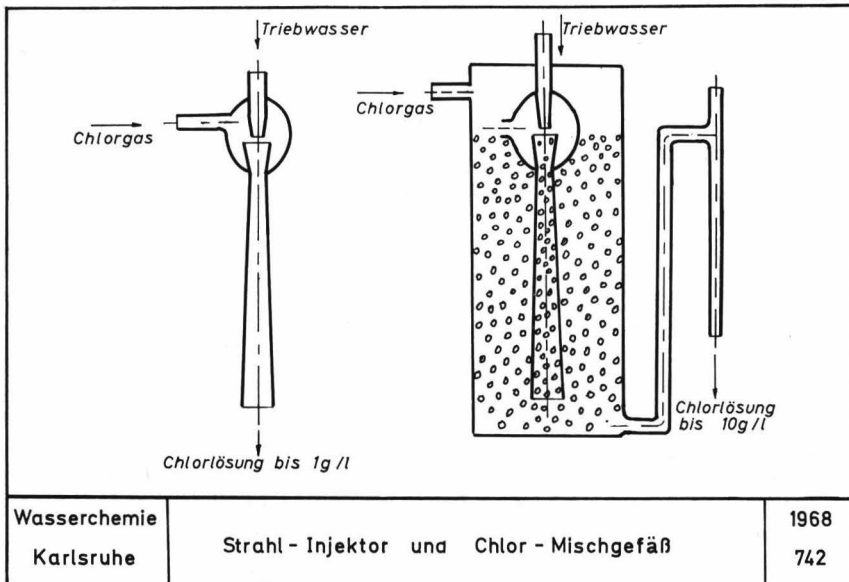


Abb. 2

Abb. 3

diese wird dem zu entkeimenden Wasser zugeführt. Wenn das Triebwasser einmal ausfallen sollte, so wird über den Sperrautomaten auch die Chlorzufuhr sofort abgesperrt. Mit diesem Druckwächter steht und fällt die Sicherheit der Apparatur.

Zum Vergleich ist in Abbildung 5 das Schema einer sogenannten Vakuumapparatur gezeichnet. Der einzige prinzipielle Unterschied ist der, daß der Sperrautomat anders konstruiert ist. Er spricht nicht auf den Druck des Triebwassers an, sondern auf den Druck des Chlors in der Leitung, besser gesagt auf seinen Unterdruck. Denn der Injektor saugt das Chlor auf einen geringen Unterdruck, und wenn das Triebwasser ausfällt, gibt es keinen Unterdruck mehr, und der Sperrautomat schließt die Chlorzufuhr.

Bei einem Wasserausfall schließt also der Vakuumapparat ebenso gut und sicher wie der normale. In dieser Beziehung gibt es keine Vor- und Nachteile. Ein Vorteil ist beim Vakuumgerät nur der, daß auch ein Loch im Unterdruckbereich das Chlor absperrt, während ein Loch an entsprechender Stelle bei der Normalapparatur das Chlor austreten läßt. Dafür kann man bei der Normalapparatur an Stelle eines normalen Injektors ein Mischgefäß anschließen, um damit noch konzentriertere Chlorklösungen zu erzeugen und dem Hauptwasserstrom zuzuführen.

In beiden Schemabildern ist alles weggelassen, was nicht unbedingt dazugehört, was aber normalerweise noch vorgesehen ist oder vorgesehen sein sollte: z. B. Manometer für die verschiedenen Druckstufen, Entlüftungsleitungen und nicht zuletzt eine automatische Umschaltvorrichtung von einer leeren Chlorflasche auf eine volle. Manches davon steht in der Norm DIN 19 606, aber da stehen u. a. auch eine ganze Menge ganz unbegründeter Dinge: So z. B., daß der konzentrierte Teilstrom mindestens $1/200$ oder $1/500$ des zu behandelnden Wassers ausmachen soll, daß der Chlorraum eine Temperatur von 20°C haben soll, und daß eine Brause angebracht sein muß, die bei Chlorausbrüchen die Luft wieder rein waschen soll. Das tut sie aber nur höchst mangelhaft. Ein Ventilator wäre da viel besser. Aber mit der Brause ist es wie mit einem Blitzableiter: Er wirkt beruhigend, auch wenn er gar nicht geerdet ist. Durchaus sinnvoll ist aber die Auflage, daß überhaupt ein eigener Chlorraum vorhanden sein muß, und daß er nur von außen zugänglich sein darf. Sinnvoll ist sicher auch das Vorhandensein einer Gasmaske, denn es kommt tatsächlich vor, daß man in der Wasserwerkspraxis auf die Gasmaske angewiesen ist, z. B. um irgendwelche Störungen zu beseitigen.

Chlor ist und bleibt nun einmal ein gefährliches Gas, ein sehr gefährliches sogar, das man wirklich nicht unterschätzen sollte. Es ist kaum auszudenken, was es für Folgen haben kann, wenn einmal ein Lastwagen mit Chlorflaschen oder Chlorfässern in einer Großstadt umkippen sollte und wenn dann das Chlor tonnenweise ausläuft. Wo das hinläuft und hinverdampft, da herrscht bestimmt eine ganz akute Gefahr für Menschenleben.

Wenn man sich diese Gefährlichkeit vor Augen hält, dann muß man sich immer wieder fragen, warum eigentlich in der Praxis nicht viel mehr mit der ganz harmlosen Chlorbleichlauge gearbeitet wird an Stelle des gefährlichen Chlors. In der Wirkung kommt es ja nach der Gleichgewichtseinstellung auf das gleiche hinaus, das wurde eingangs schon erörtert. In der Anschaffung ist Bleichlauge, auf gleiche Chlormengen bezogen, zwar zwei- bis dreimal so teuer, aber das macht im Wasserpreis nur hundertstel Pfennige je Kubikmeter aus! Und dafür ist die Bleichlauge 100mal weniger gefährlich! Nur in die Augen sollte sie nicht kommen, sonst ist sie ganz harmlos. Und die Technik der Dosierung ist auch viel einfacher,

so daß die höheren Chemikalienkosten damit oft sogar überkompensiert werden. Es ist eigentlich ein Kuriosum, daß es ganz vorwiegend die ganz kleinen Wasserwerke sind, die sich diese Vorteile der Bleichlauge zunutze machen. Die großen fortschrittlichen Werke sehen — sehr zu Unrecht — in der Bleichlaugendosierung meist nur ein unvollkommene und wenig geeignete Ersatztechnik.

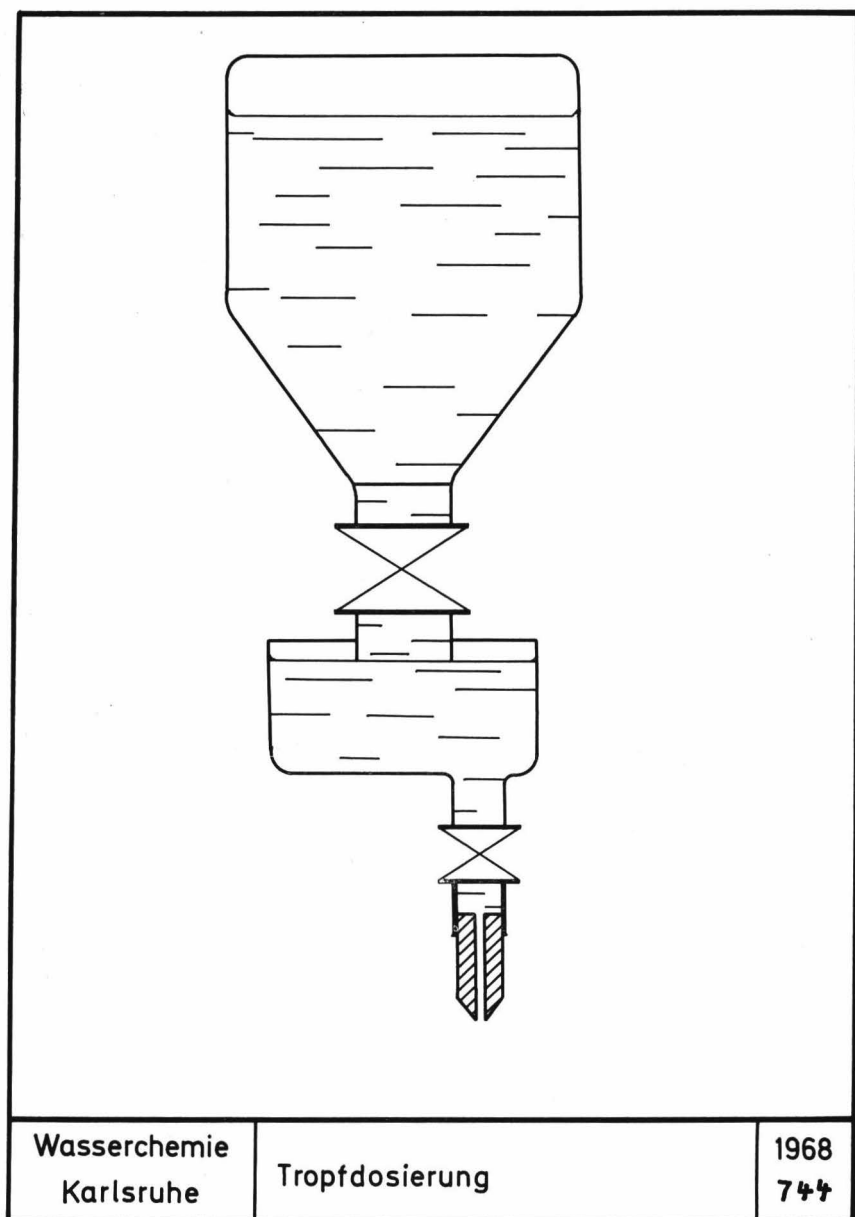


Abb. 6

An Einfachheit nicht zu überbieten ist wohl die Kapillardosierung nach Abbildung 6. Der Wasserspiegel wird wie bei einer Kükentränke konstant gehalten, ganz einfach dadurch, daß das Vorratsgefäß oben zu ist. Durch die Kapillare tropft die Bleichlauge in konstanter Folge in das zu entkeimende Wasser, bis nichts mehr da ist. Diese primitive Einrichtung ist allerdings auf Kleinstanlagen beschränkt, und gegen Druck geht sie natürlich auch nicht. Gegen Druck arbeiten aber Dosierpumpen, und wenn man sie mit einem Wasserzähler koppelt, wie es Abbildung 7 zeigt, dann dosieren sie auf einfachste Art mengenproportional, und das sogar in einem sehr weiten Bereich, wie es der Zähler selbst tut — also etwa 1 : 50, nicht nur 1 : 10 oder gar nur 1 : 5, wie es bei mengenabhängigen Steuerungen sonst die Regel ist. Das ist eine einwandfreie und in vielen Fällen sehr vorteilhafte Dosierung, vor allem bei kleineren Anlagen, aber auch bei größeren.

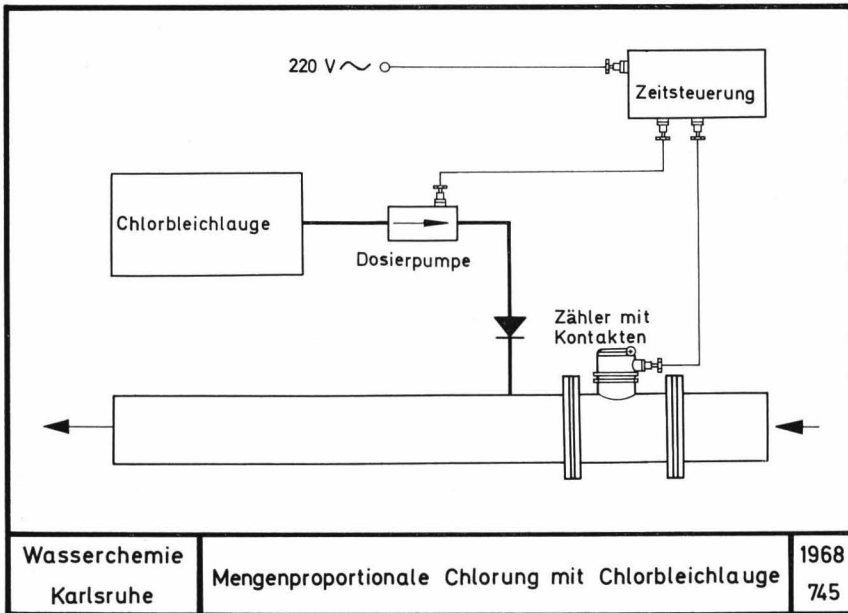


Abb. 7

Übrigens kann man, wenn man will, die Bleichlauge vorher mit konzentrierter Natronlauge mischen und diese Mischung dosieren. Damit wird allerdings die Chlorung nicht besser, aber man hat im gleichen Arbeitsgang mit nur einer Dosierpumpe die Entkeimung und die Entsäuerung zusammen erledigt. Das wird zwar bisher nirgends gemacht, aber das ist kein Grund, daß es nicht doch ginge, und daß es nicht in manchen Fällen technisch vorteilhaft sein kann.

Nur kann man natürlich weder mit Bleichlauge noch mit Chlorgas die Grenzen überspielen, die der Chlorung überhaupt gesetzt sind: Da ist zunächst die Chlorzehrung durch organische Substanzen des Wassers. Man muß so lange chloren, bis schließlich ein Überschuß an freiem Chlor erhalten bleibt, also über den sogenannten Knickpunkt hinaus. Das muß sichergestellt sein, denn damit ist auch die Desinfektionswirkung sichergestellt. — Aber die dabei entstehenden chlorierten organischen Substanzen haben oft einen unangenehmen Geschmack oder Geruch, und den will man natürlich nicht haben.

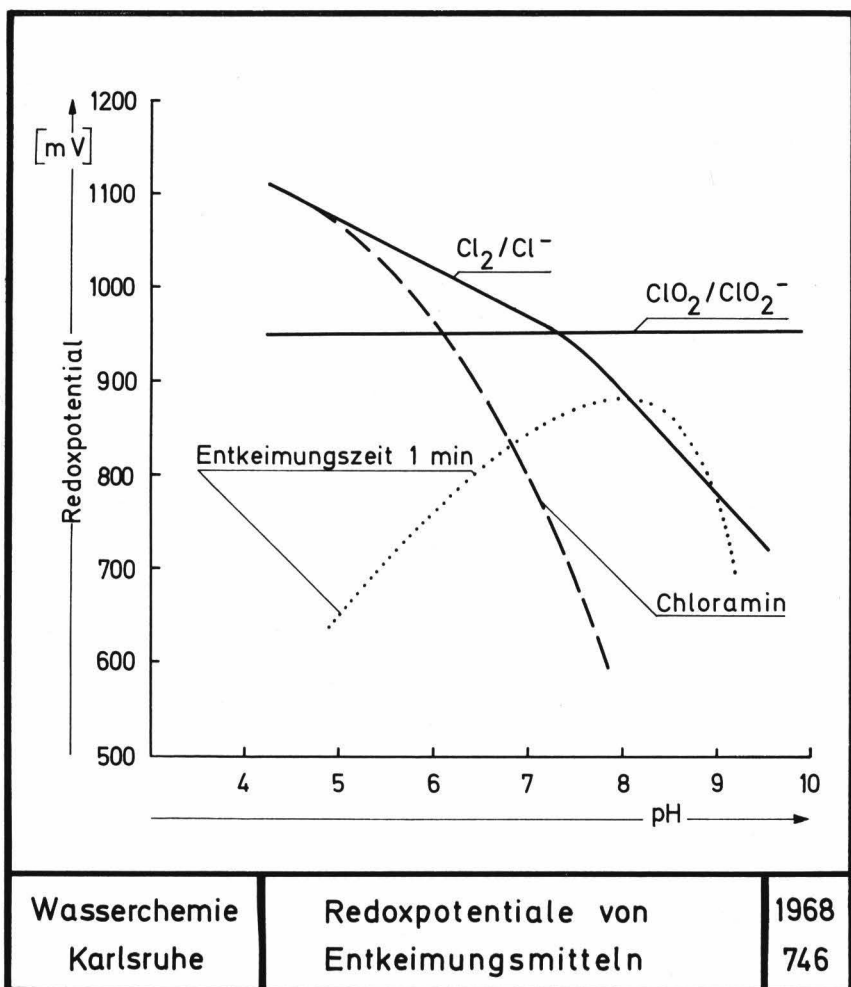
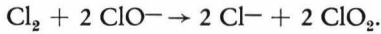


Abb. 8

Das ist das eine Problem. Das andere ist die geringere Wirkung der Chlorung bei hohen pH-Werten. Abbildung 8 zeigt, wie das Redoxpotential des Chlors mit steigendem pH-Wert immer kleiner wird. Die ausgezogene Kurve gilt theoretisch für $\text{Cl}_2 = 0,3 \text{ mg/l}$ und $\text{Cl}^- = 30 \text{ mg/l}$. Sie entspricht den eingangs erwähnten Hydrolysegleichgewichten des Chlors. Man hat daher bei steigenden pH-Werten eine geringere bakterizide Wirkung zu erwarten und kommt schon in den von Prof. CARLSON und Dr. HÄSSELBARTH angegebenen Milieubereich unter der gepunkteten Linie, in dem die Bakterien länger als 1 Minute leben können. Wenn dann noch Ammoniak im Wasser ist (oder organische Ammoniumverbindungen), so bilden sich bekanntlich Chloramine, und dann geht es gleich ganz stark abwärts mit dem Potential; vielleicht nicht so stark, wie die nur geschätzte gestrichelte Linie in Abbildung 8 angibt, aber mit Sicherheit hinein in das Überlebensmilieu, wie man das Gebiet unter der gepunkteten Linie auch nennen kann.

Nun sind bekanntlich die Chloramine wesentlich länger haltbar als das freie Chlor. Deshalb werden sie bisweilen sogar absichtlich erzeugt, durch Zugabe von NH_3 . Aber damit bricht man die Oxydationskraft des Chlors, und das muß auf Kosten der Wirksamkeit gehen. Es gibt aber heutzutage eine viel bessere Methode zur Haltbarmachung: Anstatt die Oxydationskraft des Chlors zu brechen, überträgt man sie auf ein anderes Molekül, das sie besser aufbewahrt.



Das übernehmende Molekül ist das ClO_2^- -Ion, und was entsteht, ist das Chlordioxid. Es hat mit den Chloraminen die gute Beständigkeit gemeinsam, nicht aber dessen geringeres Potential. Theoretisch bleibt das ClO_2 -Potential von tiefen bis hohen pH-Werten konstant, wie es Abbildung 8 zeigt. Daher ist es im alkalischen Gebiet dem Chlor deutlich überlegen. Im sauren Gebiet ist allerdings das Chlorpotential weit höher. Daher läuft die obige Reaktion auch nur im sauren ab. Aber wenn sie abgelaufen ist, dann bleibt das Oxydationsäquivalent beim ClO_2 gut aufgehoben, und es wird gegebenenfalls auch ins alkalische Gebiet hinübergetragen. Mehr geschieht aber auch nicht! Man gewinnt nicht etwa Oxydationsäquivalente dazu. Das ClO_2 wirkt nur mit dem einen Äquivalent, das es vom Chlor übernommen hat, nicht etwa mit fünf, wie ihm gern angedichtet wird!

Aber dessen ungeachtet ist es ein hochwertiges Oxydations- und Entkeimungsmittel! Es reagiert nicht mit Ammoniumverbindungen, und mit organischen Stoffen reagiert es meist langsamer als das Chlor. Wenn es aber doch reagiert, so entstehen jedenfalls ganz andere Produkte als mit Chlor, und diese sind in der Regel etwas trinkwasserfreundlicher. Insbesondere tritt kein Chlorphenolgeruch auf, sondern im Gegenteil: der ursprüngliche Geruch eines schlechten Wassers wird

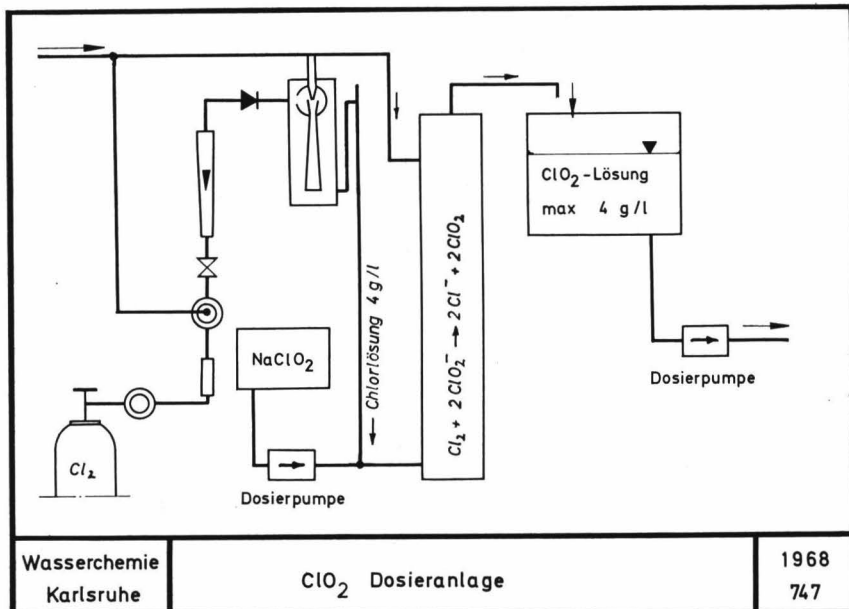


Abb. 9

meistens sogar besser. Auf Grund dieser Eigenschaften kann man mit Chlordioxid manche Probleme lösen, die man mit Chlor nicht lösen kann.

Die Technik des Chlordioxids ist einfach, wenn man die Technik des Chlors schon hat. Abbildung 9 zeigt im linken Teil zunächst eine ganz normale Chlorgasdosieranlage. Der starken Chlorklösung wird dann eine fertig käufliche 30%ige Natriumchloritlösung zudosiert. Dann läuft die schon angegebene Reaktion ab, und zwar um so quantitativer, je konzentrierter und saurer das Milieu ist. In diesem Falle kommt also der Vorteil des Mischgefäßes um den Injektor zum Zuge. Das liefert ja ohne weiteres 4 g Chlor/l, und so viel braucht man zum nahezu quantitativen Umsatz, wenn die beiden Komponenten Cl_2 und NaClO_2 im stöchiometrischen Verhältnis dosiert werden. Man braucht dabei nicht unbedingt einen stöchiometrischen Chlorüberschuß, wie meistens angenommen wird.

Die Chlordioxidlösung wird natürlich ebenfalls sehr konzentriert, und man muß sie gleich wieder etwas verdünnen, noch bevor sie in das Vorratsgefäß kommt. Das ist eine reine Vorsichtsmaßnahme, denn über zu starken ClO_2 -Lösungen ist auch die Luft etwas ClO_2 -haltig, und ab 5 % ist ein solches Gasgemisch explosiv. Die Sicherheit ist aber gewährleistet, wenn die Konzentration im Vorratsbehälter unter 4 g ClO_2 /l gehalten wird. Das ist ja immerhin noch eine ganz beachtliche Konzentration. Vom Vorratsbehälter aus wird die ClO_2 -Lösung mit einer Dosierpumpe dem Wasser zugegeben. Mengenproportional oder auch nicht, das ist eine Frage des Aufwandes und der Anforderungen. Wird der Vorrat leer, dann wird über einen Schwimmer die Produktion wieder eingeschaltet.

Soviel zur Technik des Chlordioxides. Eine andere, nicht weniger bekannte Möglichkeit zur Herstellung ist die Umsetzung von Natriumchlorit mit Salzsäure statt mit Chlor. Die Ausbeute ist dabei aber geringer, und die Salzsäure ist teurer. Grund genug, um nicht weiter darauf einzugehen.

Dafür sei noch kurz etwas zum Ozon gesagt: Es hat von allen Entkeimungsmitteln das höchste Oxydationspotential. Dennoch ist seine Wirkung etwas umstritten, denn man hat häufig in ozontem Wasser Wiederverkeimungen beobachtet; wahrscheinlich aber vor allem deshalb, weil Ozon im Wasser schnell wieder zerfällt.

Die Technik der Ozonung ist vor allem dadurch ausgezeichnet, daß man keine Chemikalien zu kaufen braucht. Strom hat man immer im Wasserwerk und Luft natürlich auch. Mehr braucht man nicht. Aber Strom ist recht teuer, und die notwendigen Investitionskosten sind ebenfalls erheblich. Preislich kann das Ozon daher mit dem Chlor nicht konkurrieren; mit ClO_2 schon eher.

Technisch nachteilig ist aber der bekannte Umstand, daß Ozon im Gegensatz zu Chlor oder Chlordioxid nur mit einem großen Luftüberschuß erhältlich ist. Und da es außerdem viel schwerer im Wasser löslich ist (etwa zehnmal schwerer als Cl_2 und 100mal schwerer als ClO_2), ist die Einbringung in das Wasser nicht ganz so einfach. Denn Luft wird ja mit eingebracht; sie muß aber wieder heraus, und man muß von vornherein Luftübersättigungen vermeiden. Übersättigungen sind gar nicht so leicht wieder aufzuheben, wenn sie erst einmal da sind. Das ist viel zu wenig bekannt und wird jedenfalls sehr wenig beachtet. Das Ergebnis ist dann das Auftreten von Luft da, wo man sie nicht haben will. Zum Beispiel in oder unter den Filtern oder an den Zapfhähnen. Die prinzipiell beste Einbringung des Ozons ist wohl die in drucklosen Gegenstromkolonnen, doch würde ein näheres Eingehen auf dieses Spezialthema hier zu weit führen.

Zur Analytik

Da alle interessierenden Entkeimungsmittel Oxydationsmittel sind, kann man sie wie alle Oxydationsmittel titrieren, z. B. jodometrisch, oder man kann Farbreaktionen mit ihnen machen und irgendwie die Farbe vergleichen, also colorimetrieren. Das sind die beiden Gruppen der analytischen Labormethoden.

Die Colorimetrie ist am einfachsten durchzuführen und deshalb für die Praxis am wichtigsten. Der bekannteste Farbindikator, den man dazu nimmt, ist das o-Tolidin. Es ist farblos und wird gelb, wenn Chlor (oder ein anderes Oxydationsmittel) dazukommt. Die gelbe Farbe wird mit geeichten Farbscheiben verglichen, und die Analyse ist fertig. Unbefriedigend ist dabei nur, daß die gelbe Farbe nur langsam kommt und dann ziemlich schnell wieder durch Zersetzung zurückgeht. Man muß das Farbmaximum abwarten, aber das kann je nach Wassertemperatur einige Minuten dauern, und man kann es leicht verpassen. Ein weiterer Nachteil des o-Tolidins ist der, daß es nur in saurer Lösung überhaupt reagiert. Im sauren Milieu wirkt aber manches oxydierend, was es im neutralen Wasser nicht oder nur sehr wenig tut. Deshalb kann man mit o-Tolidin auch nicht sauber unterscheiden, ob das Chlor frei vorlag oder als weit weniger wirksames Chloramin, das man auch „gebundenes wirksames Chlor“ nennt.

Diese sehr wichtige Unterscheidung ist möglich mit einem anderen Farbindikator. Er heißt Di-äthyl-para-phenyl-diamin, abgekürzt DPD, und er funktioniert auch im neutralen Bereich. Die entstehende Farbe ist Rot statt Gelb, und es gibt neuerdings auch dafür Farbscheiben, mit denen man den Farbton vergleichen und als Konzentration angeben kann.

Im Neutralen reagiert DPD nur mit wirklichen starken Oxydationsmitteln, also mit Chlor und seinen Hydrolyseprodukten, die man alle zusammen bekanntlich „freies wirksames Chlor“ nennt. Und natürlich auch mit Chlordioxid. Gibt man noch Kaliumjodid hinzu, dann wird auch für die Chloramine der Weg zur Farbreaktion geebnet. So kann man sie also zusätzlich bestimmen, und so hat man die gewünschte Unterscheidung zwischen „freiem und gebundenem wirksamen Chlor“. Und macht man das ganze auch noch in saurer Lösung, also KJ und Säure, dann reagiert auch noch das ClO_2 -Ion, diesmal gleich mit allen seinen vier Äquivalenten. Das ungeladene ClO_2 reagiert dabei natürlich mit fünf Äquivalenten. Erst mit dem einen wirksamen und dann mit den vier praktisch unwirksamen des Chlorits.

Man kann also mit DPD gleich drei analytische Werte erhalten: Neutral, neutral mit KJ und sauer mit KJ. Man kann allerdings darüber diskutieren, ob man in der Praxis alle drei Werte überhaupt braucht. Denn entweder man arbeitet mit Chlor, dann braucht man analytisch nicht nach ClO_2 zu suchen und auch nicht nach Chlorit, oder man arbeitet mit ClO_2 , dann braucht man eigentlich nicht nach Chlor und Chloraminen zu suchen; und wer mit Mischungen aus Chlor und Chlordioxid arbeitet, der ist eben selbst daran schuld! Mit Mischungen aus Chlor und Ozon ist es nicht anders. Man sollte sie vermeiden.

Alles in allem erscheint die DPD-Methode durchaus für die Praxis geeignet, zumal das Reagenz auch schon in handgerechter Tablettenform im Handel ist — mit und ohne KJ. Die Methode könnte noch geeigneter sein, wenn die Tablette für freies Chlor nicht einen Neutralpuffer enthielte, sondern den pH-Wert des Wassers so lassen würde wie er ist.

Titrationen sind allerdings grundsätzlich genauer als die colorimetrischen Bestimmungen, vor allem wenn man nicht wie gewöhnlich mit Thiosulfat, sondern mit Arsenoxid oder mit Phenylarsenoxid arbeitet. Aber man muß dabei immer bedenken, daß wir uns im Spurenbereich befinden, im allgemeinen unter 1 mg/l, und bei Titrationen in diesem Bereich ist nun einmal eine Sorgfalt notwendig, wie man sie der Praxis im allgemeinen nicht zumuten kann. Eine einwandfreie Unterscheidung zwischen allen Chlor- und Chlordioxidvarianten ist übrigens auch mit sorgfältigen Titrationen nicht befriedigend möglich.

Für die Praxis vielleicht noch wichtiger als die Laboranalytik ist die kontinuierliche Betriebsanalytik, also Geräte, mit denen man registrieren und regeln kann. Im Prinzip genügt dazu schon die laufende Messung des Redoxpotentials. Das ist eine elektrometrische Messung, genau wie die pH-Messung, nur nicht mit einer Glaselektrode, sondern mit einer Platinelektrode. Allerdings stellt sich das Redoxpotential bei den Verdünnungen, die wir haben, oft nicht einwandfrei ein. Und selbst wenn es das täte, so könnte es zufällig ein sehr unstabiles Potential sein, so unstabil, daß es beim kleinsten Anlaß schon umkippt. Das merkt die Redoxelektrode nicht. Damit es nicht umkippt, braucht man eine gewisse Kapazität an Oxydationsäquivalenten, also eine gewisse Konzentration an Oxydationsmitteln. In der Regel genügen etwa 0,2 mg/l freies Chlor oder Chlordioxid. Jedenfalls ist das ein Wert der Praxis. Er ist allerdings letzten Endes auch nur mehr oder weniger willkürlich festgelegt, und er kann von Fall zu Fall wesentlich nach oben oder unten abweichen.

Zur kontinuierlichen Messung so kleiner Konzentrationen hat sich die Messung des Diffusionsstromes zwischen zwei Metallelektroden durchgesetzt. Zwischen einer Goldelektrode und einer Kupferelektrode herrscht im stromlosen Zustand bekanntlich stets eine Spannungsdifferenz. Will man aber einen merklichen Strom entnehmen, so geht das nur dann, wenn ein Oxydationsmittel die Polarisation des Goldes verhindert. Und je mehr Oxydationsmittel durch Diffusion an die Kathode gelangt, um so mehr Strom fließt durch ein zwischen die Elektroden geschaltetes Meßinstrument. Das ist das sehr einfache Prinzip. Es spricht auf alle Entkeimungsmittel an, also auf Chlor, Chlordioxid und Ozon und im sauren Gebiet auch noch auf Chloramine. Zu diesem Zweck muß man allerdings dem Meßwasser laufend etwas Salzsäure zudosieren, z. B. über eine Kapillare.

Es ist selbstverständlich, daß man mit einem solchen kontinuierlich arbeitenden Gerät nicht nur messen kann, sondern vor allem auch schreiben. Und selbstverständlich kann man damit auch über einen elektrischen Regler die Dosiergeräte automatisch steuern.

Auf diese Art geregelte Dosiereinrichtungen sind in Amerika seit langem selbstverständlich und auch in Deutschland keine Seltenheit mehr, ganz gleich, um welches der geschilderten oder auch nicht geschilderten Dosierverfahren es sich handelt.

Dr. G. Axt
Institut für Gastechnik, Feuerungstechnik und
Wasserchemie der Universität Karlsruhe

75 Karlsruhe
Richard-Willstätter-Allee 5

Diskussion

Dr. RÖSSNER

Hamburger Wasserwerke GmbH

Herr Dr. AXT, wir stellen in letzter Zeit immer wieder fest, daß wir bei der Entkeimung von betonausgeschleuderten Rohren mit üblichen Konzentrationen unzureichende Entkeimungsleistungen erhalten. Es ist uns klar, daß das am verschobenen Hydrolysegleichgewicht durch den hohen pH infolge der Wandalkalität liegt. pH-Werte von 10 bis 11 wurden gemessen. Meine Frage geht eigentlich mehr darauf hin, ob wir wesentliche Unterschiede bei der Verwendung der Hypochloritlauge oder Chlorgas erwarten können.

Dr. OEHLER

Technische Werke der Stadt Stuttgart

1. Zu Anfrage Dr. RÖSSNER:

Bei der Erstentkeimung von mit Beton ausgeschleuderten Rohren muß das Chlor dem Wasser möglichst gleichmäßig zugesetzt werden. Als Faustregel gilt der Zusatz von 0,5 Liter Natriumhypochlorit je Kubikmeter. Die Entkeimung sollte gleichzeitig mit der Druckprobe durchgeführt werden, damit das Chlorwasser auch in die Poren eindringt. (Siehe auch Beitrag „Zur Entkeimung neuerlegter Rohrleitungen“.)

2. Die Frage, ob im Wasserwerksbetrieb Chlor oder Natriumhypochlorit verwendet werden soll, hängt von der Größe der Anlage ab. In großen Anlagen, die z. B. täglich eine Tonne Chlor verwenden, wäre die Anwendung von Hypochlorit nicht ratsam.

Die Verwendung von Chlor ist heute sehr sicher, und es treten praktisch keine Unfälle auf.

Dr. KOPPE

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Außenstelle Düsseldorf

Hinweis auf die Bildung von NaClO_3 sowohl in der technischen NaClO_2 -Lösung als auch in Trinkwasserproben, die bei ClO_2 -behandelten Wässern aus Rohrnetzsträngen entnommen wurden.

Dr. MEHLS

Firma Berkefeld-Filter GmbH, Celle

Vor einigen Wochen ist das Patent 1 262 168 erteilt worden, das die elektrolytische Erzeugung von Chlor aus Kochsalzlösung zum Gegenstand hat. Dabei wird in bezug auf das an sich bekannte Verfahren als Vorteil herausgestellt, daß sich neben Chlor auch etwas Sauerstoff (an der Kathode natürlich auch Wasserstoff) entwickelt. Leider fehlen im Anmeldungstext jegliche Daten und Mengenangaben, so daß die Möglichkeit der Nacharbeitung nicht gegeben zu sein scheint.

Welche über die Wirkung des entwickelten Chlors hinausgehenden Effekte sind durch die gleichzeitige Anwesenheit von Sauerstoff zu erwarten bzw. entwickelt sich überhaupt neben Chlor in praktisch bemerkbarer Menge Sauerstoff?

Dr. F. W. J. VAN HAAREN

Gemeentewaterleidingen, Amsterdam

Ozon kann auch unter Umständen so schnell reduziert werden, daß nicht genügend Kontaktzeit zur Verfügung steht, wodurch Nachkeimung möglich ist. Es kommt aber noch etwas dazu: Ozon kann das organische Material so angreifen, daß dieses Material nur zum Teil völlig oxidiert, zum anderen Teil oxydativ zerbröckelt wird. Diese Bruchstücke fördern dann möglicherweise den „Nachwuchs“ von Bakterien.

Schlußwort (G. Axt)

Bei pH-Werten von 10 bis 11 liegt praktisch das gesamte zugegebene Chlor in Form der relativ wenig wirksamen Hypochloritionen vor. Es wäre zweifellos vorteilhaft für die Entkeimung, wenn man durch pH-Senkung das Gleichgewicht etwas zugunsten des Chlors verschieben könnte. Da aber die hohen pH-Werte in neuen zementausgekleideten Rohren ganz vorwiegend vom alkalischen Zement bestimmt werden, würde es keinen merklichen Unterschied ausmachen, wenn statt der ebenfalls alkalischen Chlorbleichlauge ein an sich sauer wirkendes Chlorwasser dosiert werden würde. An der Zementwand würde in jedem Falle praktisch der gleiche hohe pH-Wert herrschen, und damit wäre auch die Entkeimungswirksamkeit die gleiche. Zur Erzielung einer dennoch ausreichenden Wirksamkeit wird bei der Erstentkeimung die von Herrn Dr. OEHLER erwähnte hohe Chlor- bzw. Bleichlaugenkonzentration von etwa 0,5 Liter Hypochlorit/m³ oder (umgerechnet) 75 mg Chlor/l angewandt.

Es wurde und wird im übrigen nicht bestritten, daß Chlor in bezug auf Chemikalien- und Lagerkosten vorteilhafter ist als Chlorbleichlauge und daß der Kostenunterschied bei großen Bedarfsmengen absolut gesehen unter Umständen beträchtlich sein kann. Relativ zur behandelten Wassermenge bleibt es jedoch auch bei größeren Werken bei einem Preisunterschied von hundertstel Pfennigen je Kubikmeter entkeimtes Wasser, und man sollte daher von Fall zu Fall überlegen, welchem Ausgangsmaterial man den Vorzug gibt. In solche Überlegungen ist in jedem Falle neben den Chemikalienkosten auch der apparative Aufwand der Dosierung mit einzubeziehen. Eine ungeprüfte, gewissermaßen selbstverständliche Bevorzugung von Chlor als Flüssiggas erscheint mir selbst bei größeren Werken sachlich nicht gerechtfertigt.

Die elektrolytische Chlorerzeugung aus Kochsalz ist in meinem Vortrag unverdient zu kurz gekommen. Sie hat zwar nicht die praktische Bedeutung der anderen Verfahren, kann aber insbesondere für mobile Kleinstanlagen doch einige Vorteile bieten. So ist z. B. die Lagerung und Handhabung des Ausgangsmaterials Kochsalz, verglichen mit allen anderen Chlorchemikalien, entschieden am gefahrlosesten. Bei der Elektrolyse von wäßriger Kochsalzlösung wird anodisch zweifellos neben Chlor auch etwas Sauerstoff entstehen und möglicherweise auch Spuren von Ozon. Es ist aber sicher nicht gerechtfertigt, daß man diesem eher unvermeidlichen als erwünschten Nebeneffekt einen praktischen Nutzen in bezug auf die Entkeimungswirksamkeit zuschreiben versucht.

Die geringe Haltbarkeit des Ozons im Wasser hängt nicht zuletzt mit seiner sehr starken Oxydationskraft zusammen, die an sich ja gerade eine besonders gute Entkeimungswirksamkeit bedeutet. Wegen der geringen Haltbarkeit kommt es hier noch mehr als bei anderen Verfahren auf eine sofortige intensive Vermischung des Ozons mit dem Wasser an. Es darf von Anfang an keine vom Ozon unerreichten Zonen im Wasser geben, da solche Bereiche später, nach dem Ozonzerfall, keine Chance mehr haben, etwa durch sekundäre Vermischung mit sofort gut ozonten Bereichen doch noch entkeimt zu werden. Bei beständigeren Oxydationsmitteln ist diese Chance vorhanden, und sie spielt sicher in der Praxis eine sehr wichtige, wenn auch allgemein kaum beachtete Rolle. Wenn man dazu bedenkt, daß gerade beim Ozon wegen seiner relativ geringen Wasserlöslichkeit die sofortige Vermischung mit dem Wasser technisch am schwierigsten durchzuführen ist, dann werden die gelegentlich bekanntgewordenen Mißerfolge schon allein aus dieser Sicht verständlich. Die Fütterung der überlebenden Bakterien mit vom Ozon zerkleinerten organischen Substanzen mag noch hinzukommen, dürfte aber in der Bedeutung wahrscheinlich hinter den genannten Schwierigkeiten zurückstehen.

Die Einstellung desinfizierend wirkender Redoxpotentiale durch Chlorung

Von ULRICH HÄSSELBARTH

VON CARLSON und HÄSSELBARTH (1) konnte gezeigt werden, daß die Geschwindigkeit der Keimtötung in Wasser unter Einwirkung von Chlor und oxydierend wirkenden Chlorsubstitutionsverbindungen innerhalb des bei der Desinfektion von Trink- und Schwimmbadewässern üblichen Konzentrationsbereiches nicht allgemein eine Funktion der Konzentration dieser Mittel bei gegebenem pH, sondern des sich einstellenden Redoxmilieus wiederum bei gegebenem pH ist. Es ergeben sich dadurch eine Reihe von Problemen, deren Lösung nicht nur für das Verständnis des Desinfektionsprozesses, sondern auch für die Praxis der Desinfektion von Trink- und Schwimmbadewässern von Bedeutung sind.

Hierzu gehören sowohl die Probleme der Definition des Redoxmilieus, seine meisttechnische Erfassung und seine Konzentrationsabhängigkeiten, insbesondere vom jeweils angewendeten Desinfektionsmittel, als auch die bisher ungelösten Fragen nach der Art des Mechanismus der Redoxempfindlichkeit der Mikroorganismen und schließlich der Auslösung jener Reaktion, die zur Tötung führt. Für die Praxis ist weiterhin der Redoxpotentialverlauf nach der Zugabe des Desinfektionsmittels, insbesondere des Chlors, bis zur Einstellung des Ruhepotentials und die hierbei auftretende Desinfektionswirkung von Interesse. Für eine umfassende Darstellung liegen bisher zu wenige Untersuchungen vor, so daß ich mich darauf beschränken muß, die bis jetzt erkennbaren Grundzüge zu erläutern.

Die Definition des Redoxmilieus

Die Abkürzung Redox oder OR im Englischen als Präfix vor den verschiedensten Substantiven steht für die Worte Reduktion und Oxydation. Diese Begriffe kennzeichnen eine bestimmte Art chemischer Umsetzungen von Stoffen, bei denen ein Atom einer Art oder ein Atom eines Stoffes ein oder mehrere Elektronen aufnimmt, also reduziert wird, und ein anderes Atom anderer Art oder ein Atom eines anderen Stoffes im gleichen Maße ein oder mehrere Elektronen abgibt, also oxydiert wird. Enthält eine wäßrige Lösung oder allgemein gesagt ein Elektrolyt zwei Stoffe, die gegenseitig durch Aufnahme bzw. Abgabe von Elektronen, also jeweils durch Reduktion oder Oxydation ineinander übergehen können, so spricht man von einem Redoxmilieu.

Die Eigenschaft eines solchen Redoxmilieus wird durch die Bezeichnungen: stark reduzierend, schwach reduzierend, indifferent oder schwach oxydierend und stark oxydierend gekennzeichnet. Zur Bestimmung der Redoxeigenschaften bedient man sich Indikatoren, die charakteristische Farbumschläge zeigen. Läuft der Elektronenübergang an einem sonst völlig unangreifbaren Metall ab, so kann das Redoxmilieu durch Messung des Redoxpotentials bestimmt werden. Die anodische Bruttoreaktion, die zur Ausbildung eines Redoxpotentials führt, besteht

darin, daß eine bestimmte Gruppe von Stoffen S_i unter Abgabe von n Elektronen ($n \cdot e^-$) an das Metall andere Stoffe S_j in einem bestimmten stöchiometrischen Verhältnis bildet.



Das Gleichgewichtspotential ε_0 wird durch die NERNSTSche Gleichung angegeben.

$$\varepsilon_0 = E_0 + \frac{RT}{nF} \sum V_j \cdot \ln a_j$$

Hierin sind die stöchiometrischen Faktoren V_j der reduzierten Substanzen S_j , die sich auf der linken Seite der Gleichung befinden, negativ zu rechnen (durch das negative Vorzeichen ausgedrückt). Die stöchiometrischen Faktoren V_j der oxydierten Substanzen S_j auf der rechten Seite sollen positiv eingesetzt werden.

Weiterhin bedeuten:

- E_0 = Normalpotential.
- R = Allgemeine Gaskonstante.
- T = Absolute Temperatur in $^{\circ}\text{K}$.
- F = FARADAYSche Zahl.

Als Beispiel sei hier die Eisen-II-Eisen-III-Elektrode angeführt, der folgende Elektrodenbruttoreaktion zugrunde liegt:

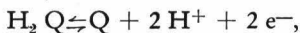


so daß hier $V_{\text{Fe}^{2+}} = -1$; $V_{\text{Fe}^{3+}} = +1$ und $n = 1$ sind.

Das Gleichgewichtspotential hat daher die Konzentrationsabhängigkeit

$$\varepsilon_0 = E_0 + \frac{RF}{F} \ln \frac{a_{\text{Fe}^{2+}}}{a_{\text{Fe}^{3+}}}$$

Das sich einstellende Potential ist unabhängig vom pH der Lösung. Bei vielen, insbesondere organischen Redoxsystemen, deren oxydierte und reduzierte Stufen sich um zwei Wasserstoffatome unterscheiden, ist das Gleichgewichtspotential nicht nur von den Aktivitäten der oxydierten und reduzierten Stufen, sondern auch von der Aktivität der Wasserstoffionen abhängig. Als Beispiel sei hierfür die Chinon-Hydrochinon-Elektrode angeführt. Ihre Elektrodenbruttoreaktion lautet:



mit $V_{\text{Q}} = +1$; $V_{\text{H}_2\text{Q}} = -1$; $V_{\text{H}^+} = 2$ und $n = 2$.

Für das Gleichgewichtspotential ergibt sich folgende Konzentrationsabhängigkeit:

$$\varepsilon_0 = E_0 + \frac{RT}{2F} \ln \frac{a_{\text{Q}} - a_{\text{H}^+}^2}{a_{\text{H}_2\text{Q}}} = E_0 + \frac{RT}{2F} \ln \frac{a_{\text{Q}}}{a_{\text{H}_2\text{Q}}} + \frac{RT}{F} \ln a_{\text{H}^+} \dots$$

Aussagen über die Konzentrationsabhängigkeit von Redoxsystemen mit Hilfe der Potentialmessung können also nur dann gemacht werden, wenn die sich

einstellenden Potentiale echte Gleichgewichtspotentiale sind und die pH-Abhängigkeit bekannt ist. Für die Messung des Redoxpotentials in Grund-, Oberflächen- und Trinkwässern sind diese Voraussetzungen jedoch bestimmt nicht erfüllt. In den weitaus meisten Fällen sind weder die Konstitutionen der organischen Inhaltsstoffe noch ihre oxydierten und reduzierten Formen bekannt. Wir wissen nicht, ob die an der Elektrode ablaufenden Reaktionen reversibel sind und sich Gleichgewichtspotentiale einstellen. Weiterhin können wir die pH-Abhängigkeit nicht angeben.

Unter diesen Bedingungen ist das sich an der Elektrode einstellende Potential ein Ruhepotential, dessen Wert sich aus jenem Elektrodenprozeß ergibt, der die größte Austauschstromdichte aufweist. Die Erfahrung langjähriger Praxis hat gelehrt, daß diese Werte oftmals für die Kontrolle und Steuerung von Prozessen von großer Bedeutung sind. Übereinkunftsmäßig gibt man als Redoxpotential die gegen eine Standardbezugselektrode, z. B. die Kalomelektrode, gemessenen Werte zusammen mit dem jeweiligen pH an, z. B. 350 mV ges. Kal. bei pH 7, oder man wählt als Bezug das Potential der Wasserstoffelektrode bei pH 0, pH 7 oder dem pH der jeweiligen Lösung. Wird das Ruhepotential gegen die gesättigte Kalomelektrode gemessen, so ergeben sich folgende Formeln für die Umrechnung:

1. Redox, bezogen auf pH 0

$$E_{00} = E + \text{pH} \cdot F + E_{\text{Kal}} \quad (\text{gilt nur für pH-abhängige Systeme});$$

2. Redox, bezogen auf pH 7

$$E_{07} = E + F(\text{pH} - 7) + E_{\text{Kal}} \quad (\text{gilt nur für pH-abhängige Systeme});$$

3. Redox, bezogen auf pH der Lösung

$$E_{\text{OH}} = E + E_{\text{Kal}}.$$

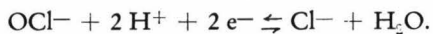
Die Werte für F und E_{Kal} bei der jeweiligen Temperatur können elektrochemischen Tabellenwerten entnommen werden.

Aus den erhaltenen Werten kann man schließen, ob die untersuchte Lösung „reduzierend“, „indifferent“ oder „oxydierend“ ist. Über diese rein qualitative Beschreibung hinaus — das soll hier noch einmal betont werden — können aus den Ruhepotentialen keine Angaben über das Verhältnis der Konzentration der oxydierenden und reduzierenden Stoffe oder die jeweiligen Konzentrationen selbst hergeleitet werden. Das gilt auch für die Redoxmessungen in chlorhaltigen Wässern. Wegen der Bedeutung des Redoxpotentials bei der Beschreibung der Keimtötung durch Chlor und oxydierend wirkende Chlorsubstitutionsverbindungen in Wässern soll hier näher auf den Mechanismus der Potentialausbildung in solchen Lösungen eingegangen werden.

Der Bereich der Ruhepotentiale zwischen ungechlorten und hochgechlorten Trinkwässern liegt weit von den Gleichgewichtspotentialen der Chlorelektrode und der Hypochloritelektrode entfernt. Das Gleichgewichtspotential der Chlorelektrode ist entsprechend der Elektrodenbruttoreaktion $\frac{1}{2} \text{Cl}_2 + e^- \rightleftharpoons \text{Cl}^-$ durch die NERNSTsche Gleichung gegeben:

$$E = E_0 + \frac{RT}{F} \ln \frac{\sqrt{C_{\text{Cl}_2}}}{C_{\text{Cl}^-}}$$

Diese Elektrode ist nur im stark sauren Bereich zu verifizieren, hier aber vom pH unabhängig. Das Gleichgewichtspotential mit $E_{\text{Kal}} = 1100 \text{ mV}$ ist 400 bis 800 mV edler als der uns interessierende Bereich. Die Hypochloritelektrode hat die Elektrodenbruttoreaktion



Ihr Gleichgewichtspotential ist gegeben durch

$$E = \epsilon_0 + \frac{RT}{2F} \ln \frac{C_{\text{OCl}^-}}{C_{\text{Cl}^-}} + \frac{RT}{F} \ln a_{\text{H}^+}.$$

Diese Elektrode ist nur im stark alkalischen Bereich zu verifizieren, hier aber vom pH der Lösung abhängig. Ihr Gleichgewichtspotential bei pH 7 liegt mit $E_{\text{Kal}} = +1040 \text{ mV}$ 300 bis 700 mV außerhalb des uns interessierenden Bereichs. Sofern die zu desinfizierenden Trinkwässer gelösten Sauerstoff enthalten, wird dieser gleichfalls das gemessene Redoxpotential beeinflussen. Die gemäß der Elektrodenbruttoreaktion



sich ergebende Sauerstoffelektrode ist nur im stark alkalischen Bereich verifizierbar.

Über das Verhalten der reduzierend wirkenden chlorierbaren Inhaltsstoffe des Wassers können unter diesem Gesichtspunkt überhaupt keine Aussagen gemacht werden.

Innerhalb des hier interessierenden Potentialbereichs sind für keine der in Frage kommenden Elektroden jene Bedingungen erfüllt, die es erlaubten, die NERNSTsche Gleichung anzuwenden. Hier werden mit Sicherheit mehrere Redoxreaktionen gleichzeitig an der Elektrodenoberfläche ablaufen. Das sich einstellende Potential wird ein Mischpotential sein, das zwischen denen der einzelnen Redoxsysteme liegt und auf das deren NERNSTsche Gleichungen nicht anwendbar sind.

Das Mischpotential für die hier besonders interessierenden Systeme Chlor—Chlorid oder Hypochlorit—Chlorid und organische Substanz in oxydierter und reduzierter Form ergibt sich aus der schematischen Darstellung der Austauschstromdichten innerhalb des Potentialbereichs zwischen den Gleichgewichtspotentialen der Systeme.

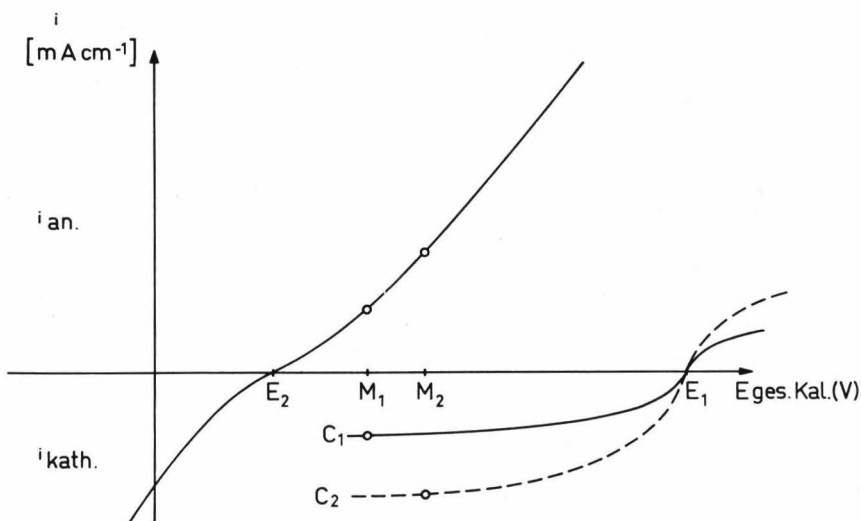


Abb.: 1. Das Mischpotential der Chlorelektrode in Gegenwart einer chlorzehrenden Substanz bei zwei Chlorkonzentrationen. Schematische Darstellung.

Abbildung 1. Ihr liegt die Arbeit von FRUMKIN und TEODORADSE (2) zugrunde, die einen Diffusionsgrenzstrom und eine Diffusionsüberspannung für die Chlorelektrode feststellten. Für die organische Substanz können keine Angaben gemacht werden, da weder die Substanz selber noch das Gleichgewichtspotential E_2 und die Kinetik und damit die Stromspannungskurve des Systems bekannt sind. Die Stromspannungskurve durch E_2 ist deshalb rein willkürlich angenommen. Da kein äußerer Strom entnommen wird, stellt sich ein Mischpotential ein, das dadurch gekennzeichnet ist, daß die jeweiligen anodischen und kathodischen Austauschstromdichte gleich groß sind. Man erkennt, daß sich entsprechend dem Verlauf der Kurve C_1 für eine bestimmte Konzentration des Systems E_1 , also Chlor, je nach dem Verlauf der Stromspannungskurve des Systems E_2 verschiedene Mischpotentiale einstellen können. Bei einer Zugabe von Chlor, z. B. einer Konzentrationserhöhung von C_1 auf C_2 , stellt sich ein edleres Potential ein. Die Differenz der Potentiale ist aber nicht nur von der Konzentrationserhöhung, sondern wiederum von der sich auf Grund des Verlaufs der Stromspannungskurve des Systems E_2 ergebenden Änderung der anodischen Austauschstromdichte abhängig.

Experimentelle Untersuchungen des Mischpotentialbereiches liegen bisher nur von L. A. KULSKIJ, L. A. STEMPOWSKAJA und W. G. PETRENKO (3) vor. Nach ihren Ergebnissen ist das Ruhepotential innerhalb des interessierenden Chlorkonzentrationsbereiches von der Konzentration an Nitraten, Sulfaten und Calciumionen unabhängig. Demgegenüber wurde eine gewisse Beeinflussung durch die Chloridionen festgestellt. Dieser Einfluß wäre bei Durchtrittsüberspannung auf einen wirksam bleibenden anodischen Austauschstromdichteanteil der Chlor- oder Hypochloritelektrode zurückzuführen. Bei Diffusionsüberspannung wäre die Potentialbeeinflussung nur durch eine Hemmung der Diffusion des OCl^- durch gleichgeladenes Cl^- als Reaktionsprodukt, das in der Diffusionsschicht angereichert ist, zu erklären. Eingehende Untersuchungen sind bisher nicht bekannt geworden.

Die desinfizierende Wirkung bei konstantem Redoxpotential

Aus den Bestimmungen der Keimtötungsgeschwindigkeit nach Zugabe von Keimsuspensionen in Chlor und Chlordioxid enthaltende Wässer wurde von verschiedenen Autoren ein Reaktionsverlauf erster Ordnung ermittelt. Nach HOLUTA (4) läßt sich die Keimtötung unter Berücksichtigung des jeweiligen Gehalts an Chlor und des jeweiligen pH als pseudomonomolekulare Reaktion darstellen. Für Wässer unterschiedlicher Herkunft ergeben sich jedoch jeweils andere Geschwindigkeitskonstanten. Dieser Befund läßt vermuten, daß die Reaktionsgeschwindigkeiten nicht nur von den jeweiligen Konzentrationen an Keimen und Desinfektionsmittel, sondern auch vom Einfluß der im Wasser enthaltenen organischen Inhaltsstoffe abhängig ist. Dieser wirkt sich unter Vernachlässigung der Reaktionen des Desinfektionsmittels mit den organischen Wasserinhaltsstoffen nur auf das Redoxmilieu und damit je nach dem Verlauf der Kurve E_2 in Abbildung 1 auf die anodische Austauschstromdichte der Redoxelektrode aus. Sofern nun die Empfindlichkeit der Keime auf Chlor und oxydierend wirkende Chlorsubstitutionsverbindungen nicht auf eine direkte Reaktion des Keims mit dem Desinfektionsmittel, sondern auf eine Störung der lebensnotwendigen Diffusionsvorgänge zwischen den Keimen und der sie umgebenden Lösung gegeben ist, kann

das sich in Gegenwart von Chlor und anderen desinfizierend wirkenden Oxydationsmitteln einstellende Redoxmilieu ein Maß für die Abtötungsgeschwindigkeit als auch für die Lebensfähigkeit der Keime in solchen Wässern sein. CARLSON und HÄSSELBARTH (1) konnten experimentell zeigen, daß innerhalb enger Redoxpotentialbereiche bei bestimmten pH stets gleiche Abtötungsgeschwindigkeiten auftreten, auch wenn die Wässer wegen unterschiedlichen Gehalts an organischen Inhaltsstoffen unterschiedliche Konzentrationen an Chlor zur Einstellung des gewünschten Redoxmilieus enthielten. Mit steigendem Redoxpotential steigt der Keimtötungseffekt ($KZ_0 - KZ$) $100/KZ_0$ (Abb. 2).

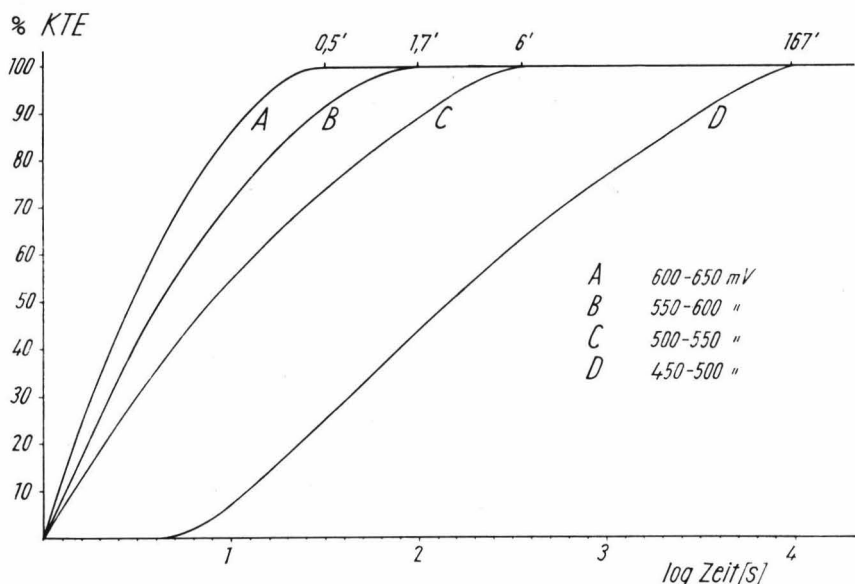


Abb. 2. Keimtötungsgeschwindigkeit von *E. coli* in verschiedenen, jedoch zeitlich konstanten Redoxmilieus bei pH 7.

Die aus jeweils zehn Versuchen in den Redoxpotentialbereichen 450 bis 500 mV, 500 bis 550 mV, 550 bis 600 mV und 600 bis 650 mV bei pH 7 gegen die gesättigte Kalomelektrode erhaltenen, ausgeglichenen Keimtötungskurven münden tangential in die 100 %-Keimtötungseffektlinie. Die Einmündung wird als Desinfektionszeit bezeichnet. Nach dieser Zeit ist in einem Wasser bestimmten Redoxpotentials bei pH 7 nicht damit zu rechnen, daß man *E. coli* nachweisen kann.

Für die von uns willkürlich festgelegten Bereiche des Redoxpotentials ergaben sich folgende Desinfektionszeiten:

450 bis 500 mV ges. Kal.	167 Minuten,
500 bis 550 mV	6 Minuten,
550 bis 600 mV	1,7 Minuten,
600 bis 650 mV	0,5 Minuten.

Bei niederen Redoxpotentialen haben wir keine Untersuchungen durchgeführt, da die zu erwartenden sehr langen Desinfektionszeiten für unsere Zwecke ohne Bedeutung waren. Mit sinkendem Redoxpotential beobachtet man erst überwiegende natürliche Sterblichkeit und dann Keimvermehrung.

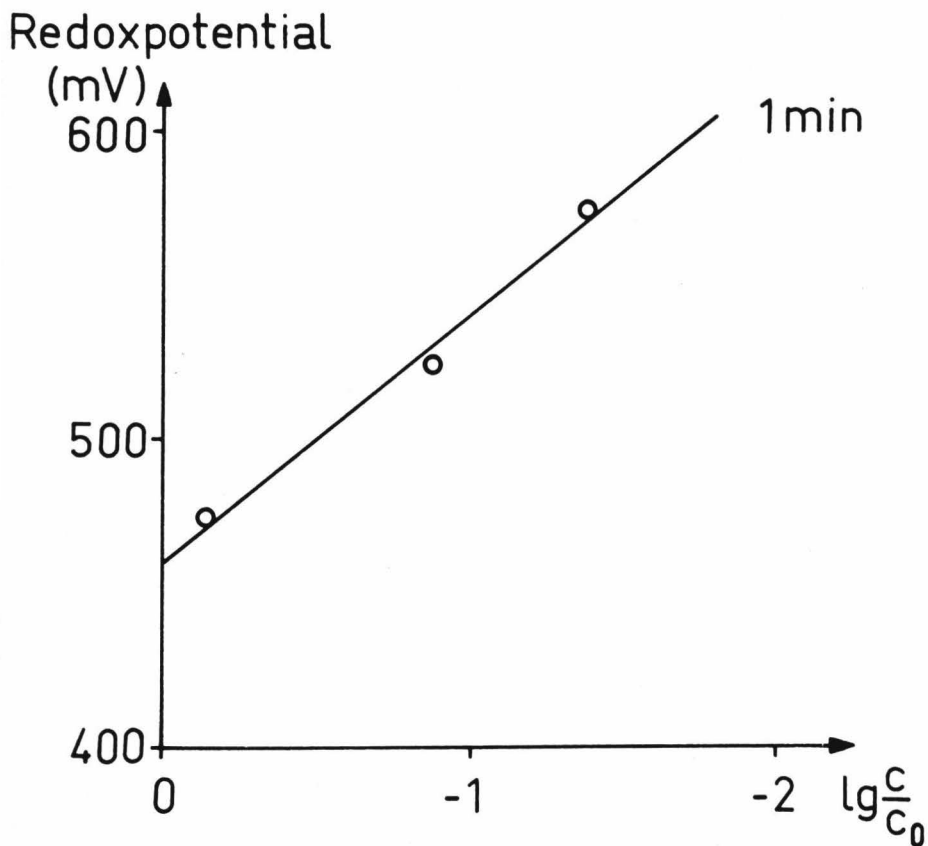


Abb. 3. Abhängigkeit der Abtötung von *E. coli* nach 1 min Einwirkzeit vom Redoxmilieu.

Abbildung 3. Aus den in Abbildung 2 gezeigten Kurven ergibt sich, daß die Ablösung nach einem vorausbestimmten Zeitpunkt in einem linearen Zusammenhang mit dem bei pH 7 jeweils herrschenden Redoxpotential in mV gegen ges. Kalomel steht. Dieser Verhalt ist in Abbildung 3 als relative Konzentrations-

abnahme $\lg \frac{KZ}{KZ_0}$ nach 1 Minute dargestellt. Das bedeutet, daß die Abtötung als

Reaktion erster Ordnung aufzufassen ist

$$\lg \frac{KZ}{KZ_0} = Kt$$

und die Geschwindigkeitskonstante K proportional dem Redoxpotential ist. Durch Extrapolation von K auf $(\lg \frac{KZ}{KZ_0})_{1 \text{ min}} = 0$ erhält man bei ~ 460 mV gegen ges. Kalomel jenes Potential, das mindestens herrschen muß, wenn eine keimtötende Wirkung eintreten soll.

Die desinfizierende Wirkung bei variablem Redoxpotential

Bei der Zugabe von Chlor und oxydierend wirkenden Chlorsubstitutionsverbindungen zu verkeimten Wässern werden wesentlich größere Keimtötungsgeschwindigkeiten gefunden als bei der Zugabe von Keimsuspensionen in chlorthaltige Wässer. Um gleiche Keimtötungsgeschwindigkeiten zu erhalten, sind bei der Chlorung verkeimter Wässer wesentlich geringere Chlorzugaben erforderlich. Nach eigenen Messungen liegt das Redoxpotential mit Chlor desinfizierter Wässer zwischen 250 bis 350 mV gegen ges. Kal. bei pH 7. Unter diesen Bedingungen ist nach dem eben Gesagten nicht mit einer keimtötenden Wirkung zu rechnen.

Die Verhältnisse scheinen bei diesem Prozeß wesentlich unübersichtlicher zu sein. Nach einer häufig geäußerten Ansicht soll z. B. Chlor bei der Einleitung in Wasser wesentlich stärker desinfizierend wirken als die gleiche Konzentration in einem ausgezehrten Wasser. Dieser Effekt könnte auftreten, wenn die keimtötende Wirkung schneller abläuft als die Reaktion mit den im Wasser enthaltenen oxydierbaren Substanzen. Darüber hinaus sind jedoch die unterschiedlichen Wirkungen bei der Mischung zu beachten. Gibt man eine Keimsuspension in chlorthaltige Wässer, so werden die Keime während der Mischung nach und nach dem

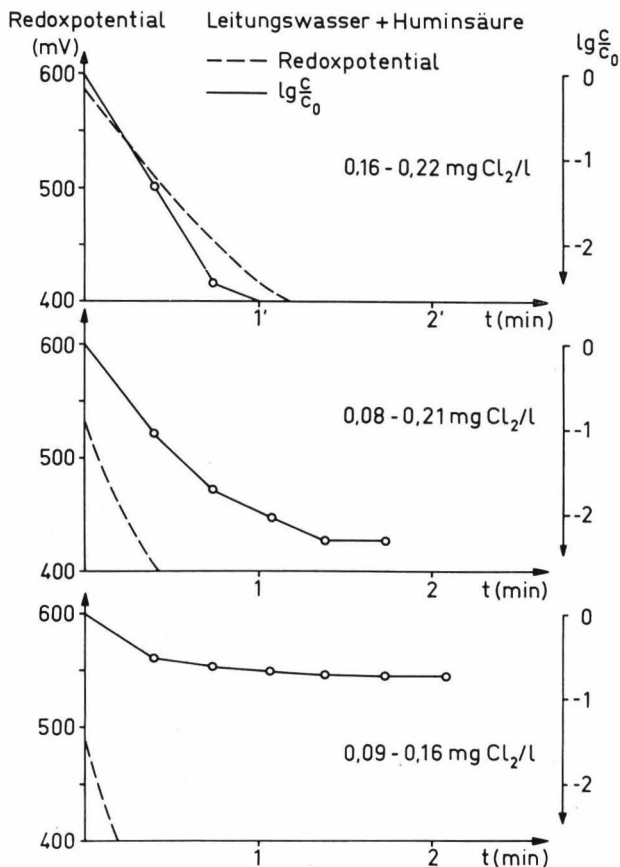


Abb. 4. Verlauf der Keimtötung und des Redoxpotentials bei der Chlorung huminsäurehaltigen Leitungswassers bei verschiedenen Anfangsredoxpotentialen.

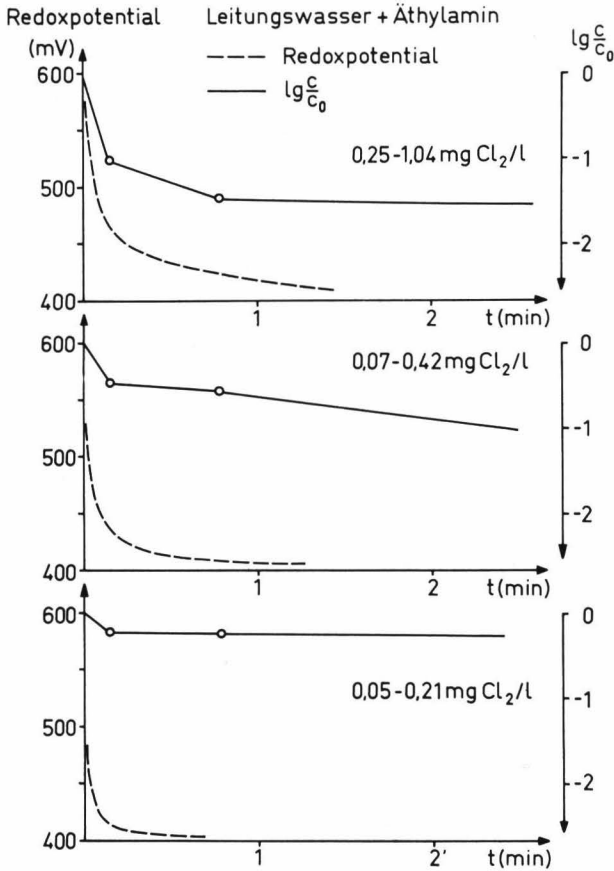


Abb. 5. Verlauf der Keimtötung und des Redoxpotentials bei der Chlorung äthylaminhaltigen Leitungswassers bei verschiedenen Anfangsredoxpotentialen.

desinfizierenden Milieu ausgesetzt, so daß eine scheinbare Verlängerung der Abtötungszeit auftritt. Bei der Chlorung verkeimter Wässer geraten Keime während der Zeit bis zur vollständigen Vermischung in Zonen wesentlich höherer Chlorkonzentration und stärkerer Desinfektionswirkung, so daß eine scheinbare Verkürzung der Abtötungszeit auftritt.

Um die desinfizierende Wirkung von Chlor auf verkeimte Wässer erfassen zu können, haben wir die an anderer Stelle (1) ausführlich beschriebene Misch- und Reaktionsstrecke mit zwölf Platinelektroden in bestimmten Abständen versehen und die Durchflußgeschwindigkeit so erhöht, daß das augenblicklich herrschende eingestellte Redoxpotential 0,6, 0,8 ... Sekunden nach der Zugabe und vollständigen Vermischung erfaßt wurde. Die Zeit für die erste Entnahme von Proben für die bakteriologische Untersuchung und die Bestimmung des Gehalts an Chlor betrug 9 Sekunden.

Die Versuchswässer wurden dem Berliner Wasserversorgungsnetz und unserer Eigenwasserversorgung entnommen und nach Bedarf zur Erhöhung des Gehalts an organischen, chlorzehrenden Inhaltsstoffen mit Huminsäure, Äthylamin oder α -Alanin versetzt. Zur Verkeimung wurde den Wässern eine Keimsuspension von

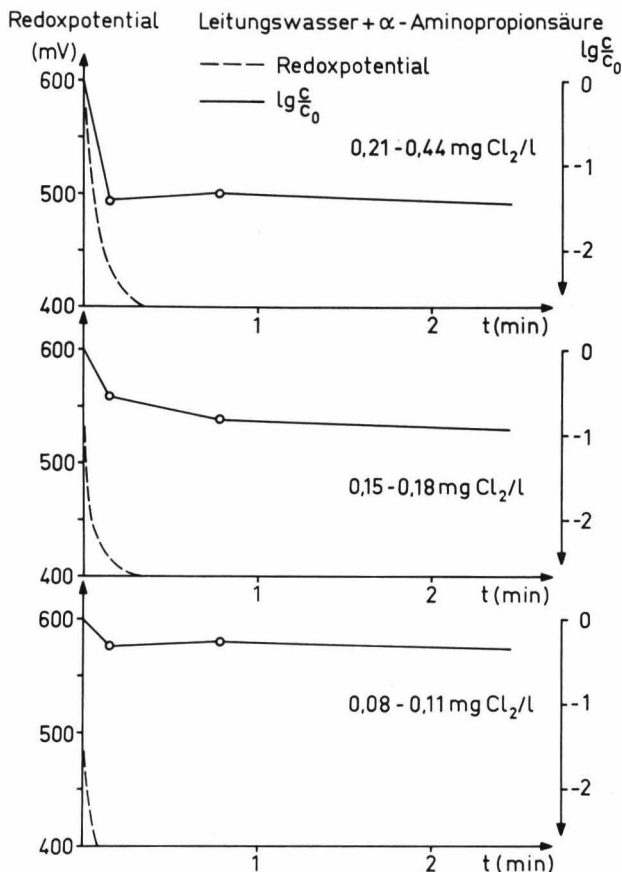


Abb. 6. Verlauf der Keimtötung und des Redoxpotentials bei der Chlorung alaninhaltigen Leitungswassers bei verschiedenen Anfangsredoxpotentialen.

E. coli zugesetzt, aus der Reste der Nährbouillon weitgehend entfernt waren (CARLSON, HÄSSELBARTH und MECKE, 5). Zur Desinfektion war eine 1 %-Chlorlösung, die mit Natronlauge auf pH 7 eingestellt wurde, kontinuierlich zugesetzt.

In den jeweils drei Diagrammen der Systeme Leitungswasser mit Huminsäure (5 mg/l), Abbildung 4, Leitungswasser mit Äthylamin (3,5 mg/l), Abbildung 5, und Leitungswasser mit α -Alanin (1 mg/l), Abbildung 6, kennzeichnen die gestrichelten Linien zur linken Ordinate den zeitlichen Verlauf des Redoxpotentials (die Werte von 0,6 auf 0 Sekunden wurden extrapoliert). An allen Kurven ist der schnelle Abfall der Werte bemerkenswert. Erst bei höheren Chlorzugaben wird ein langsamerer Abfall festgestellt. Während sich das Redoxpotential bei den mit Huminsäure und α -Alanin versetzten Wässern rasch wieder dem Ausgangswert nähert, verharret es bei den mit Äthylamin versetzten Wässern im Bereich um 400 mV.

Die zeitlich einhergehende Verminderung der Konzentration der Keime wird in den Diagrammen der Abbildungen 4, 5 und 6 als $\log C_0$ mit $\frac{C}{C_0}$ = Konzentration der Keime zur Zeit t und C_0 = Konzentration vor Einwirkung des Chlors zur Zeit $t = 0$ durch die ausgezogenen Kurven dargestellt (rechte Ordinate).

Ein Vergleich der Diagramme zeigt, daß bei höherem Anfangsredoxpotential größere Keimtötungsgeschwindigkeiten auftreten und bei Unterschreitung des Grenzwertes von 450 mV mit einer Ausnahme die Keimtötungsgeschwindigkeiten sehr klein werden. Ein Zusammenhang zwischen dem Anfangsredoxpotential und der Keimtötungsgeschwindigkeit läßt sich in grober Vereinfachung nur für jeweils ein und dasselbe Wasser herleiten. Bei diesem ist dann aber auch der Abfall des Redoxpotentials gegeben. Hieraus kann man schließen, daß die Keimtötung kein Vorgang ist, der zumindest bei kolloidfremen Mikroorganismen nur einer praktisch momentanen Exposition in ein stark oxydierendes Medium ausgelöst wird. Auch eine partielle Schädigung oder Vorschädigung, die zu einer späteren vollständigen Abtötung führt, konnte nicht festgestellt werden. Injizierten wir einem Wasser während der Desinfektion bei Redoxpotentialen über 450 mV bei pH 7, wenn die Keimtötung noch nicht vollständig abgelaufen war, ausreichende Mengen Natriumthiosulfat, so zeigten die überlebenden Keime keine größere Sterblichkeit als die in den unbehandelten Kontrollproben.

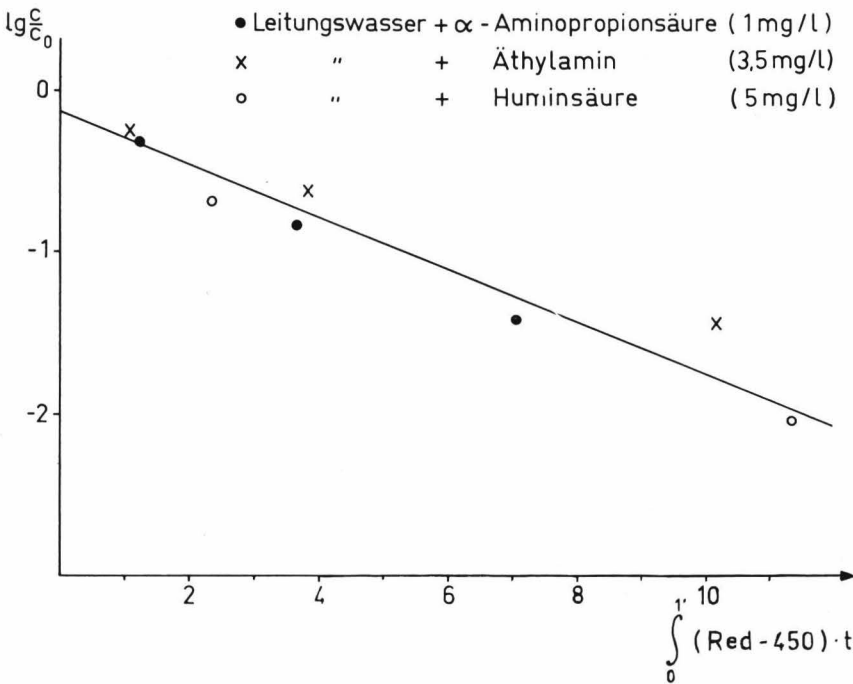


Abb. 7. Abhängigkeit des $\int_0^t \Delta E(t) dt$ aus verschiedenen Wässern mit unterschiedlichen Anfangsredoxpotentialen von den entsprechenden Werten der Keimtötung.

Zur Abtötung mußte demnach allein ein Redoxmilieu von mehr als 450 mV bei pH 7 während der jeweils entsprechenden Einwirkungszeit beitragen. Integriert man nun die jeweiligen Differenzen des Redoxpotentials ($E_t - E_{450}$) über jeweils bestimmte Zeiten, z. B. bis zu 1 Minute, Abbildung 7, so bildet der Wert des Integrals $\int_0^t \Delta E(t) dt$ aus den verschiedenen Keimtötungsversuchen unabhän-

gig von der Höhe des Anfangsredoxpotentials und der Steilheit des Potentialabfalls bis zum Grenzwert von 450 mV gegen $\lg \frac{c}{c_0}$ eine Gerade. Sie schneidet die Ordinate bei $\lg \frac{c}{c_0} = -0,14$. Theoretisch sollte die ausgeglichene Gerade zur Zeit 0, da noch kein Keim getötet wurde, wegen $c = c_0$ und $\lg \frac{c}{c_0} = 0$ bei Null enden.

Die sich ergebende Anfangstötung wird auf die während der noch nicht vollständigen Vermischung des keimhaltigen Wassers mit der zugesetzten konzentrierten Chlorklösung zurückgeführt. Ihr Betrag hängt von den Mischbedingungen ab und ist eine Apparatekonstante. Bei der Zugabe von Keimen in chlorhaltige Wässer und der damit einhergehenden scheinbaren Verlängerung der Keimtötungsgeschwindigkeit müßte der Schnittpunkt mit der $t = 0$ -Achse bei positiven Werten liegen.

Da die Keimtötung als monomolekulare Reaktion mit der Geschwindigkeit $\lg \frac{c}{c_0} = Kt$ ist, folgt hieraus, daß die Geschwindigkeitskonstante K proportional $\Delta E(t)$ und die Gleichung für die Keimtötung bei zeitlich veränderlichem Redoxpotential für pH 7 die Form

$$\lg \frac{c}{c_0} = K' \int_0^t \Delta E(t) dt \quad \text{pH} = \text{konst.}$$

annimmt. Aus ihr ergibt sich, daß nur bei höheren Redoxpotentialen als 450 mV bei pH 7 überhaupt mit einer Keimtötung zu rechnen ist. Zum gleichen Ergebnis kamen wir bei der Keimtötung durch Zugabe in chlorhaltige Wässer, so daß zumindest in dieser Beziehung zwischen den beiden Desinfektionsprozessen kein prinzipieller Unterschied besteht. Es zeigt sich weiterhin, daß eine bestimmte Chlorzugabe um so wirkungsvoller ist, je geringer der Gehalt des Wassers an oxydierbaren organischen Substanzen und je langsamer die Reaktion zwischen dem Desinfektionsmittel und jenen Substanzen ist. Die Geschwindigkeiten dieser Reaktionen bedingen den Potentialabfall mit der Zeit und bedingen entsprechend kleinere Beiträge $(\Delta E) dt$ zur relativen Keimabnahme. Weiterhin ist aus dieser Gleichung zu folgern, daß nur bei Wässern mit geringem Gehalt an organischen Inhaltsstoffen und geringer Chlorzehrung das Redoxpotential im Keimtötungsbereich gehalten werden kann und nur dann die Dauerwirkung des Chlors, z. B. während der Speicherung, des Transports und Verteilung im Rohrnetz, gesichert ist. Eine geringfügige zusätzliche Verunreinigung würde sehr schnell zu einer Herabsetzung des Redoxpotentials und damit zur Beendigung der desinfizierenden Eigenschaft führen.

Die bis jetzt vorliegenden Untersuchungsergebnisse erlauben noch keine zuverlässige Ermittlung der Geschwindigkeitskonstanten und Grenzpotalentialwerte über den interessierenden Potentialbereich. Die Arbeiten sollen fortgesetzt werden.

Die hier behandelten Probleme wurden in enger Zusammenarbeit mit Herrn Priv.-Doz. Dr. med. S. CARLSON bearbeitet, dem ich zu Dank verpflichtet bin. Mein Dank gilt weiterhin Herrn Dr. A. GROHMANN für zahlreiche Diskussionen der elektrochemischen Probleme und Herrn W. ALTHOFF für die Durchführung der Versuche.

Zusammenfassung

Auf Grund einer Darstellung der Kinetik des Ruhepotentials von Platinelektroden in ungefähr neutralen chlorhaltigen Wässern wird dargelegt, daß kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Chlorkonzentrationen und den sich einstellenden Potentialwerten besteht. Der Einfluß organischer Inhaltsstoffe der Wässer ist gleichfalls nicht exakt zu erfassen. Die sich einstellenden Ruhepotentiale sind jedoch charakteristisch für die Geschwindigkeit der Keimtötung. Eingehende Untersuchungen wurden über die Keimtötung bei veränderlichem Redoxpotential infolge Reaktion des zugesetzten Chlors in organischen Inhaltsstoffen durchgeführt.

Die Keimtötungsgeschwindigkeit in Gegenwart verschiedener organischer Inhaltsstoffe ergab sich zu

$$\lg \frac{c}{c_0} = K' \int_0^t \Delta E(t) dt,$$

wobei $\Delta E(t)$ = die Differenz der Redoxpotentiale E_t und E_0 dem Grenzpotential, bei dem noch keine Keimtötung auftritt, von 450 mV gegen die gesättigte Kalomelektrode ist.

Literatur

1. CARLSON und HÄSSELBARTH: Jahrbuch vom Wasser 36 (1968) im Druck.
2. FRUMKIN und TEODORADSE: Z. f. Elektrochemie 62 (1958) 251.
3. KULSKY, L. A., STEMPOWSKAJA, L. A., und PETRENKO, W. G.: Ukrain. Chim. Journ. 16 (1950) 206.
4. HOLLUTA, J., und UNGERER: Jahrbuch vom Wasser 21 (1954) 13.
5. CARLSON, S., HÄSSELBARTH U., und MECKE P.: Archiv f. Hygiene und Bakteriologie 152 (1968) 306.

Dr. ULRICH HÄSSELBARTH
Wissenschaftl. Direktor im Bundesgesundheitsamt
1 Berlin 33
Corrensplatz 1

Diskussion

Dr. WOLFGANG SCHÖNBORN
Battelle-Institut e. V., Frankfurt (Main)

Die Abtötung von Bakterien durch Chlor ließ sich formal in einer Art Dosis-Wirkungs-Beziehung darstellen, in der der Logarithmus der Keimzahlreduktion direkt von der Redoxpotential-Zeit-Summe unter Berücksichtigung einer 0-Linie des Potentials bei 450 mV abhing. Sagt diese für die Praxis der Desinfektion bedeutsame Beziehung unbedingt etwas über die Einheitlichkeit des Wirkungsmechanismus aus? Es ist daran zu denken, daß frisch angeimpfte Bakterienkulturen in der Verzögerungsphase (Lag) ihres Wachstums aktiv im Nährmedium ein bestimmtes Potential einstellen können, daß aber diese Lag-Phase sich bis zum Absterben dehnen kann; eine Reaktivierung, eventuell durch Ascorbinsäure, müßte dann in gewissen zeitlichen Grenzen möglich sein. Dieser „biochemischen Wirkung“ könnte eine direkte (denaturierende) Wirkung, vielleicht während des „Keimsturzes“, gegenüberstehen, die mit der Wirkung auf Viren vergleichbar wäre.

Dr. MEYNEN
Wuppertaler Stadtwerke AG

Frage: Ändern sich die Redoxpotentiale zwischen lebenden und toten Viren bei der Abtötung mit Desinfektionsmitteln?

Während der Abtötung sind immer lebende neben toten Organismen. —

Schlußwort (S. CARLSON)

Jeder Mikroorganismus erzeugt durch Stoffwechselprodukte in seinem umgebenden Medium ein bestimmtes Redoxpotential, dessen Höhe von der Art, Menge und dem chemischen Verhalten der gebildeten Substanzen abhängt. Reguliert wird dieser Vorgang durch verschiedenste Verbindungen, z. B. solche mit SH-Gruppen oder Co-Enzyme usw. Änderungen des Mediums sind jedoch auch durch künstliche Zusätze stark oxydierender oder reduzierender Mittel möglich. Verwendet man Chlor, so hängt das Ausmaß der Oxydationswirkung, wie wir feststellen konnten, wesentlich vom Anteil der gleichzeitig im Substrat vorhandenen reduzierenden Stoffe ab. Das Verhältnis zwischen Oxydation und Reduktion findet exponential im Redoxpotential seinen Ausdruck. Es ist durchaus vorstellbar, daß eine geringe Erhöhung des Redoxpotentials über den normalen Lebensbereich eines Keimes stoffwechselregulierende Fermentsysteme blockiert, ohne sie zunächst zu schädigen. Dieser Vorgang ist wahrscheinlich durch Zusätze einer reduzierenden Substanz wie z. B. Ascorbinsäure reversibel. Starke Oxydationswirkungen, die durch ein hohes Redoxpotential gekennzeichnet sind, bedingen nach unseren Erfahrungen irreversible Schädigungen. Spezielle Stoffwechseluntersuchungen, um zu klären, ob eine reversible Blockierung des Stoffwechsels vorausgeht und wann diese einsetzt, sind bisher nicht von uns durchgeführt worden. Reversible Vorgänge erfassen wir mit der in unseren Versuchen angewendeten Methodik nicht, weil wir durch NaThiosulfatzusätze wahrscheinlich stets diese Reaktivierung vornehmen. Infolgedessen kann man annehmen, daß die Ergebnisse unserer Versuche sich nur auf das irreversible Geschehen beziehen. Einen Anhalt geben Virusinaktivierungsversuche. Weil sie keinen eigenen Stoffwechsel besitzen, kann ihre Inaktivierung nur auf eine Denaturierung zurückzuführen sein. Nach Angaben von LUND sowie eigenen Untersuchungen beginnt diese bei etwa 500 mV.

Das Redoxpotential bezieht sich auf das Substrat. Es ändert sich, wenn dem Substrat Substanzen zugesetzt werden, die mit dem Chlor reagieren. Hierbei ist es gleichgültig, ob diese Substanz „lebend“ oder „tot“ ist. Da Viren keinen eigenen Stoffwechsel besitzen, unterscheiden wir bei ihnen nicht zwischen „tot“ und „lebend“, sondern nur zwischen „aktiv“ und „inaktiv“.

Prof. Dr. HABS
Hygiene-Institut der Universität Bonn

Frage nach der Reversibilität der Inaktivierung von Viren im Rahmen der Versuche über die Bedeutung des Redoxpotentials.

Dr. KUDICKE
Hygiene-Institut der Universität Frankfurt (Main)

Wie Sie erwähnten, sind in den Abwässern der skandinavischen Länder vermehrt Viren festgestellt worden. Inwieweit sind auch in Schwimmbadewässern, die nach bisherigen Vorstellungen ordnungsgemäß mit Chlor desinfiziert worden sind, Viren nachweisbar? Besonders interessiert mich dabei auch die Höhe des Redoxpotentials für die Wirksamkeit der Chlorung.

Dr. MEYNEN

Wuppertaler Stadtwerke AG, Wuppertal-Barmen

Nach Angaben aus der französischen Literatur (Angaben vom Pasteur-Institut, Paris) werden Viren mit einem Ozongehalt von $0,4 \text{ g/m}^3$ Wasser bei einer Einwirkzeit von 5 bis 10 Minuten 100 % geschädigt bzw. abgetötet.

Sind diese Angaben auch von anderen Instituten bestätigt worden?

Prof. Dr. POPP

Staatliches Medizinaluntersuchungsamt Braunschweig

Unsere Versuche im halbertechnischen Maßstab zur Inaktivierung von Enteroviren mittels Chlorbleichlauge in mechanisch geklärten und in ungeklärten Siedlungsabwässern ergaben, daß sich bei genügend hoher Dosierung (25 bis 30 g Chlor je Kubikmeter) und intensiver und schneller Vermischung (mit einem Belüftungsrührer mit 3000 Umdrehungen je Minute) die in den Abwässern enthaltenen Enteroviren inaktivieren lassen. Die Inaktivierung wurde schon nach 1 Minute Einwirkungszeit erreicht. Entscheidend für die rasche Chlorwirkung dürfte sein, daß das Chlor im Zustande seines höchsten Energiegehaltes an die abzutötenden Mikroorganismen herangebracht wird. (Die Versuchsergebnisse sind veröffentlicht in „Gesundheitswesen und Desinfektion“ 60, 106 bis 111 [1968] unter dem Titel: L. POPP: Versuche zur Abtötung von Salmonellen und Enteroviren in rohen und mechanisch geklärten Siedlungsabwässern mittels Aktivchlor.)

Prof. Dr. LUDWIG WOLFF

Staatliches Institut für Hygiene und Infektionskrankheiten, Saarbrücken

Welche Höhe muß das Redoxpotential haben, um inaktivierend zu wirken?

Können auch die Substanzen, die das notwendige Redoxpotential erzeugen, inaktivierend wirken?

Schlußwort

(EBBA LUND)

Prof. Dr. HABS: In meinen Versuchen über die Inaktivierung von Enteroviren habe ich festgestellt, daß es sich hierbei um irreversible Vorgänge handelt.

Dr. KUDICKE: Untersuchungen an Schwimmbadwässern sind mir aus Skandinavien nicht bekannt. In meinen eigenen Versuchen habe ich nur mit Abwasser gearbeitet. Meines Erachtens ist es gleichgültig, welches Wasser man nimmt, weil die Inaktivierung der Viren stets durch die Höhe des Redoxpotentials bestimmt wird. Die Geschwindigkeit der Inaktivierung weist eine exponentielle Abhängigkeit vom Potential auf. Je stärker ein Wasser organisch verschmutzt ist, desto niedriger ist das Redoxpotential. Es hat sich gezeigt, daß Viren in einem verunreinigten Wasser widerstandsfähiger sind als Bakterien.

Dr. MEYNEN: Ozon ist ebenfalls als Virusinaktivierungsmittel geeignet. Seine im Wasser vorhandene Menge ist schwieriger nachweisbar als die des Chlors. Aus französischen Untersuchungen ist mir bekannt, daß die Inaktivierungswirkung des Ozons ebenfalls durch das Milieu und die Viruskonzentration bestimmt wird.

Prof. Dr. POPP: Bei einer intensiven Durchmischung sofort nach der Chlorzugabe erreicht man im gesamten Substrat ein sehr hohes Redoxpotential. Dies ist notwendig, um zu einer vollständigen Inaktivierung der Viren zu gelangen. Geht die Durchmischung langsam vor sich, erniedrigt sich in kurzer Zeit durch Chlorzehrung das Redoxpotential. Man läuft hierbei Gefahr, daß die Höhe des Redoxpotentials zur Inaktivierung nicht mehr ausreicht oder unter Umständen sehr lange Kontaktzeiten erforderlich sind.

Prof. Dr. WOLFF: Bei der Virusinaktivierung spielt nicht nur das notwendige Redoxpotential, sondern auch die Viruskonzentration und Kontaktzeit eine Rolle. Um z. B. Enteroviren bei 37° um eine logarithmische Einheit (Reduktion bis auf 10 %) zu vermindern, sind bei + 500 mV, bezogen auf eine gesättigte Kalomelelektrode, 30 Minuten, bei + 550 mV 5 Minuten, bei + 600 mV 1,5 Minuten und bei Werten über + 650 mV weniger als 3,5 Sekunden notwendig. Führt man diese Versuche bei 20 °C durch, verlängern sich die Zeiten jeweils um das Drei- bis Vierfache. Auch für andere Mittel, z. B. Jod, Brom, Permanganate, Silber und Quecksilber, ist nach meinen Erfahrungen die Höhe des Redoxpotentials für die Geschwindigkeit der Inaktivierung maßgebend.

Dr. RÖSSNER
Hamburger Wasserwerke GmbH

Sie postulieren aus Ihren Untersuchungen, daß ein Überlebensmilieu oberhalb eines sogenannten „Ruhepotentials“ über 460 mV (Wasserstoffelektrode bei pH 7) nicht vorhanden sein könne. Ich bezweifle dies. Diese Zahl als Charakterisierung eines Milieus erscheint unzureichend, wenn man z. B. an die Bakterienlebensbedingungen unter den differenziertesten Milieubedingungen, wie z. B. bei Eisenbakterien, denkt.

Prof. Dr. NIEMITZ
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin

Da wir uns zur Zeit mit der Frage der Abwasserdesinfektion beschäftigen, möchte ich zum Thema Redoxmilieu im Anschluß an die Bemerkung von Herrn Dr. RÖSSNER kurz auf folgendes hinweisen: Es ist bekannt, daß man Abwasser mit je nach seinem Reinheitsgrad unterschiedlich hohen Chlordosen und entsprechender Einwirkungszeit bei guter Durchmischung während der Dosierung — und bei homogenisierten Rohwässern während der Einwirkungszeit — desinfizieren kann, d. h. von Krankheitserregern, auf die es hier ja allein ankommt, befreien kann. Da in solchen Fällen alles Chlor praktisch als gebundenes Chlor vorliegt, ist das Redoxpotential sicherlich nicht so hoch, wie es nach den Ausführungen für eine Keimtötung für erforderlich gehalten wird. Das kann entweder daran liegen, daß die pathogenen Keimarten empfindlicher sind als die bei den Untersuchungen verwendeten Keime oder daß die chlorierten Verbindungen eine zusätzliche chemische Wirkung ausüben, die bei entsprechendem hohem Gehalt an solchen Verbindungen zur Keimabtötung trotz des niedrigen Redoxpotentials ausreicht. Zur Klärung dieser Frage würden wohl die beabsichtigten Untersuchungen darüber beitragen, ob gleiche Keime bei durch verschiedene Oxydationsmittel eingestellten gleichen Redoxpotentialen gleich schnell abgetötet werden.

Dr. KOPPE
Institut für WaBoLu, Außenstelle Düsseldorf

Erste Frage: Wie groß ist die Zahl der „Ausreißer“ bei den Messungen des Redoxpotentials?

Zweite Frage: In der angegebenen Formel:

$$\log \frac{C}{C_0} = K \cdot \int_0^t \Delta E_{(t)} \cdot dt$$

tritt die Konstante K auf, die von der Gegenwart von „Schutzkolloiden“ beeinflusst wird; da die verschiedenen Oxydationsmittel verschieden rasch durch die „Schutzhüllen“ durchdiffundieren, muß im komplexen Faktor K auch eine stoffspezifische Konstante stecken.

Dr. BERNHARDT

Wahnachtalsperrenverband, Siegburg

1. Mit welchen Störfaktoren muß man rechnen, wenn man in der Praxis eines Wasserwerksbetriebes die heutige Bestimmung des Chlorüberschusses durch eine Redoxpotentialmessung zur Steuerung des erforderlichen Chlorzusatzes ergänzen will?
2. Existieren Vorstellungen über die Art der organischen Substanzen, die, wie z.B. Gelatine, die Keimabtötungsgeschwindigkeit verbessern oder, wie z.B. Huminstoffe, verschlechtern, während andere organische Stoffe wieder einen geringeren Einfluß hierauf haben, wie z.B. Äthylamin? Gibt es eine Beziehung zu den von Prof. Dr. SONTHEIMER festgestellten Halbwertspektren derart, daß Substanzen mit langen Halbwertszeiten die Keimabtötungsgeschwindigkeit vermindern, während Substanzen mit kleinen Halbwertszeiten hierauf von geringem Einfluß sind?

Schlußwort

(U. HÄSSELBARTH)

Der Grenzwert des Abtötungsbereiches, der durch ein Redoxpotential von 460 mV gegen gesättigt Kalomel bei pH 7 angegeben wurde, bezieht sich ausschließlich auf die Abtötung von *E. coli* durch Chlorung. Für die Desinfektion von Trinkwasser kann entsprechend der geübten Praxis vorausgesetzt werden, daß Salmonellen nicht widerstandsfähiger sind als *E. coli* und damit oberhalb 460 mV und pH 7 eine Abtötung mit Sicherheit zu erwarten ist. Der Grenzwert gilt mit Sicherheit nicht allgemein für alle Mikroorganismen. Die genannten Eisenbakterien könnten hier wohl lebensfähig sein, doch stünde ihnen in diesem Potentialbereich kein zweiwertiges Eisen zur Verfügung, so daß mit einer Speichertätigkeit nicht gerechnet werden kann.

Bei der Desinfektion von Abwässern dürfte man im Prinzip die gleichen Verhältnisse antreffen wie beim Trinkwasser. Die Redoxpotentiale vor und einige Zeit nach der Chlorung werden sich kaum unterscheiden. Nach der Zugabe und Verminderung des Chlors werden je nach der Geschwindigkeit der einsetzenden Substitutionsreaktionen kurzzeitig stark erhöhte Redoxpotentiale auftreten, deren Wirkung sich in einer starken Abnahme an pathogenen Bakterien und *E. coli* bemerkbar macht. Wegen der im Abwasser zu erwartenden starken Schutzkolloidwirkung ist eine längere Einwirkzeit erforderlich. Selbst bei hohen Chlorzugaben dürfte es schwierig sein, diese Redoxpotentiale über längere Zeit aufrecht zu erhalten, um eine vollständige Desinfektion zu erzielen.

Die im Abwasser bei der Chlorung entstehenden oxydierend wirkenden Chlorsubstitutionsverbindungen dürften wegen der hohen Konzentrationen reduzierend wirkender organischer Inhaltsstoffe nicht in der Lage sein, zur Keimtötung beizutragen. Dieses sich theoretisch ergebende Verhalten wird durch Desinfektionsversuche von POPP, bei denen leider keine Redoxpotentiale gemessen wurden, bestätigt.

Das Redoxpotential bei einem jeweiligen pH wird mit Genauigkeit von ± 15 mV gemessen. Bei gut gereinigten und eingearbeiteten Elektroden ist die Genauigkeit $> \pm 10$ mV. Ausreißer sind erfahrungsgemäß ausschließlich auf metallische oder oxydische Abscheidungen auf der Elektrodenoberfläche zurückzuführen. Durch Wiederholung der Reinigungsprozedur sind auch solche Elektroden wieder verwendbar zu machen. Besonders muß jedoch bei Messungen des Redoxpotentials in den hier vorliegenden, sehr schwach redoxgepufferten Systemen darauf geachtet werden, daß die Strombelastung durch den Gleichspannungsverstärker sehr klein ist. Die üblichen Redoxverstärker reichen nicht aus. Wir verwendeten deshalb die wesentlich höherohmigen pH-Verstärker.

Zur Kontrolle der Desinfektion im Wasserwerksbetrieb ist die Redoxpotentialmessung zur Zeit noch nicht geeignet. Hierfür gibt es zwei Gründe:

1. Eine Kontrolle ist nur möglich, wenn das Integral $\int_0^t \Delta E_{(t)} \cdot dt$ einwandfrei er-

faßt wird. Dazu benötigt man definierte Meßstrecken und eine Anzahl von Meßstellen sowie einen automatischen Integrator. Erfahrungen mit solchen Anlagen liegen bisher nicht vor.

2. Eine unangenehme Störung einer solchen Meßeinrichtung wird bei Gegenwart von Mangan auftreten, da sich dieses als höheres Manganoxid auf der Elektrode niederschlägt und die Meßwerte dann denen einer Braunsteinelektrode entsprechen. Im Experiment ist diese Störung durch ein fortlaufendes starkes Ansteigen der Werte zu bemerken.

Die Geschwindigkeitskonstante K enthält mit Sicherheit mindestens zwei stoffspezifische Konstanten, die sich theoretisch aus den Diffusionsverhältnissen herleiten lassen. Die Keimtötungsgeschwindigkeit ist abhängig von der Diffusionsgeschwindigkeit der verschiedenen Oxydationsmittel innerhalb der Diffusionsschicht des Mikroorganismus. Die jeweilige Diffusionsgeschwindigkeit wird darüber hinaus von der Art der Stoffe der kolloidalen Umhüllung beeinflusst. Hierbei ist nicht nur damit zu rechnen, daß die Diffusionsgeschwindigkeit innerhalb der Hülle herabgesetzt wird, sondern auch damit, daß innerhalb der Hülle Oxydationsprozesse ablaufen, bei denen die hereindiffundierenden Oxydationsmittel verbraucht werden und somit in bezug auf den Mikroorganismus eine wesentlich kleinere Diffusionsgeschwindigkeit resultiert. Außer diesen stoffspezifischen Einflüssen auf die Geschwindigkeitskonstante muß diese ein Ausgleichsglied für die Unterschiede des Verhaltens der oxydierenden und reduzierenden Stoffe am Mikroorganismus und an der Elektrode enthalten.

Beim Einfluß organischer Substanzen ist zu unterscheiden zwischen kolloidalen Stoffen, über die weiter oben gesprochen wurde, und echt gelösten. Bei den letzteren scheint lediglich die reduzierende Eigenschaft eine Rolle zu spielen. Abhängigkeiten zur Oxydierbarkeit, gekennzeichnet durch den Verbrauch an Kaliumpermanganat oder Kaliumchromat bzw. dem Gehalt an organischem Kohlenstoff oder dem Adsorptionsverhalten an Aktivkohlen, wurde bisher nicht gefunden.

Über das Verhalten desinfizierter Wässer in Rohrleitungen

Von J. J. Rook

I. Einleitung

In diesem Beitrag werde ich über unsere Erfahrungen, die wir mit fortgesetzten starken Chlordosierungen gemacht haben, berichten. Normalerweise wird das Wasser am Werksausgang mit 0,2 bis 0,3 mg/l freiem Chlor versetzt. Die Erfahrung mit starker Chlordosierung ist mehr oder weniger zufallsbedingt, da wir im Frühling 1964 einen Oligochaetenausbruch zu bekämpfen hatten. Wir haben uns zu der ungewöhnlich hohen Dosierung von 1,5 bis 2 mg/l Chlor als Chloramin entschlossen, die bis November beibehalten wurde. Nur allmählich ließ die Zahl der Beanstandungen nach. Im Jahre 1965 wurde immer noch 1 mg je Liter Chloramin am Werksausgang dosiert.

Die Veranlassung für diese Maßnahmen war die Überlastung der alten Sandfilter im Werk Honingerdijk, die biologisch nicht einwandfrei funktionierten. Deshalb wurde erst wieder zu einer normalen Dosierung von 0,3 mg/l freiem Chlor zurückgekehrt, als das neue Werk Berenplaat im März 1966 in Betrieb genommen wurde.

Die unangenehme Lage in den Jahren 1964 und 1965 hatte den Vorteil, daß hier experimentell der Einfluß massiver Chlordosierung in einem Versorgungsgebiet, bestehend aus einer Großstadt und einer ländlichen Peripherie, studiert werden konnte. Abbildung 1 zeigt die geographische Lage des Rotterdamer Versorgungsgebiets.

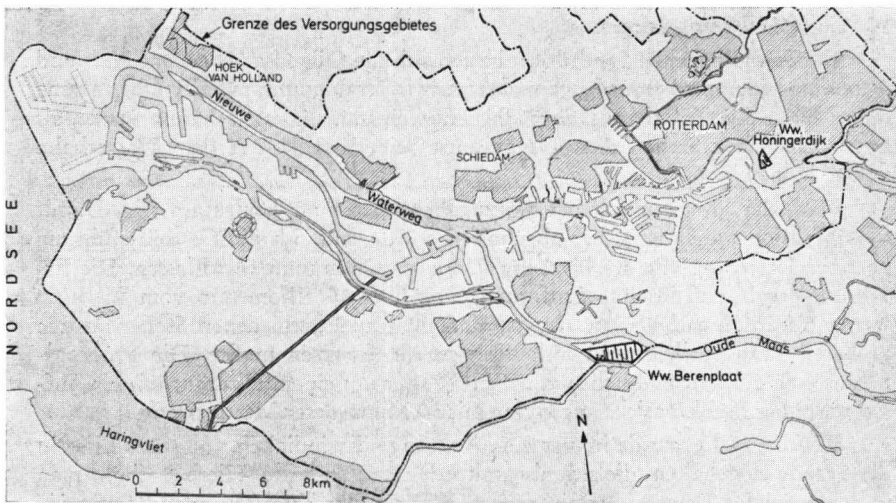


Abb. 1

II. Probeentnahmefrequenz

Im Rotterdamer Wasserwerklaboratorium hat man seit jeher ein intensives Programm routinemäßiger bakteriologischer Kontrolle sowohl im Wasserwerk als im Rohrnetz durchgeführt. Das niederländische Wassergesetz fordert für Trinkwasser, das aus Oberflächenwasser aufbereitet wird, eine tägliche bakteriologische Kontrolle im Werk, am Werksausgang, und eine intensivere Kontrolle im Versorgungsgebiet als bei Grundwasser. Unsere Organisation der bakteriologischen Proben hat es ermöglicht, 5000 bis 6000 Proben im Jahr aus dem Versorgungsgebiet zu verarbeiten. Dazu brauchen wir zwei zuverlässige Fahrer, die die Probeentnahme unter aseptischen Bedingungen vornehmen und die weiterhin eine vereinfachte Chlorbestimmung mit Ortho-Tolidin ausführen. Das Versorgungsgebiet wird passend fahrplanmäßig eingeteilt, wobei die festgelegten Probeentnahmestellen in einem Zehn-Tage-Zyklus wiederkehren. Im Mittel verarbeitet die bakteriologische Abteilung rund 25 bis 35 dieser Proben je Arbeitstag. Von den Proben werden je zweimal 100 ml geimpft im Glutaminsäuremedium nach FOLPERS (Bebrütung bei 37 °C) und weitere 100 ml in EYKMANscher Nährlösung, welche bei 45 °C bebrütet wird.

Dazu werden noch die Keimzahlen in allen Fällen auf Nähragar und teilweise auf Nährgelatine bestimmt. Seit dem Oligochaetenausbruch im Vorsommer 1964 ist ein dritter Fahrer speziell mit der biologischen Probeentnahme aus dem Rohrnetz beauftragt. Dieses geschieht allerdings nur halbtäglich, damit die Proben am Nachmittag mikroskopisch untersucht werden können.

III. Effekt der Chlorung auf Kleinlebewesen

Bevor wir den Einfluß der Chlorung auf die Bakterien der coli-Gruppe behandeln, soll erst der Effekt auf die direkt sichtbaren Lebewesen beschrieben werden.

Im April 1964 war die Wassertemperatur innerhalb von zwei Wochen von 10 °C auf 16 °C angestiegen.

In den biologischen Sandfiltern hatten sich die Oligochaetengenera *Nais* und *Aelosoma* so explosionsartig vermehrt, daß in Verbindung mit der Überlastung dieser Filter eine Infizierung des Rohrnetzes eintrat, die erst erkannt wurde, als an verschiedenen Stellen diese Organismen beim Kunden aus dem Wasserhahn zutage kamen.

Nach der Literatur sollen Chlorzugaben über 1 mg/l wirksam sein. Damit der Infektion möglichst sicher abgeholfen würde, hat sich die Geschäftsführung zu einer Dosierung von 1,5 bis 2 mg Chlor als Chloramin entschlossen. Die Erfahrung ergab, daß in einer Entfernung von über 10 Kilometern vom Werk zu wenig Restchlor nachweisbar war, so daß man an verschiedenen Stellen in den größeren Transportleitungen Hilfsdosiergeräte einsetzen mußte. Die Probeentnahme erfolgte durch Absieben von 1 m³ Wasser aus einem Hydrant mittels Aufsatzrohr über Planktonsiebe aus Nylon mit 50 Mikrometer Maschenweite.

Routinemäßig wurde immer eine Auslaufgeschwindigkeit von 4000 Liter in der Stunde eingehalten, die sich als praktisch erwiesen hatte. Hierbei erhöht man in den normalen Versorgungsleitungen von 10 cm Durchmesser die Fließgeschwindigkeit um 1,4 m/sec.

Diese Methode sehen wir als eine repräsentative Probeentnahme von Wasser an, wie es dem Kunden zufließt. Die normale Geschwindigkeit des Wassers im Rohr liegt bei rund 1,0 bis 1,5 m/sec.

Die auf diese Weise erhaltenen 1-Liter-Proben werden im Laboratorium zur mikroskopischen Untersuchung weiter konzentriert. Vom Mai 1964 bis zum Jahresende wurden 1219 Proben untersucht; im ganzen Jahr 1965, als die Infektion vorüber war, 1110.

Aus diesen Untersuchungen wurde festgestellt, daß im Sommer 1964 nur noch in 1,5 % der Proben aus dem ganzen Versorgungsgebiet 1 bis 200 lebende Organismen in 1 m³ auftraten, 60,5 % waren negativ, und die übrigen 38 % enthielten tote Tiere (meistens bis 100/m³). In 3 % der Untersuchungen kamen 100 bis 1000 Organismen vor, hauptsächlich in Rohrnetzteilen mit geringerem Durchfluß.

Im Jahre 1965 wurde aus Sicherheitsgründen die Chloramindosierung beibehalten, zwar auf 1 mg/l gebundenes Chlor. Diese andauernde Desinfektion hat sowohl die makroskopische Fauna wie die Bakterienflora auf ein Minimum herabgesetzt, aber nicht auf das absolute Minimum 0, wie im weiteren erörtert wird.

Die Tierwelt war im Winter, wenn die Wassertemperatur 1 bis 5 °C beträgt, in Ruhe, dagegen kamen im Sommer 1965 und 1966 zwar nur sehr wenige Oligochaeten, aber dafür wieder Copepoden und Cladoceren vor, meistens in Leitungsteilen mit geringer Wasserführung.

TABELLE I

EFFEKT VON CHLOR AUF TIERISCHE ORGANISMEN

HÄUFIGKEIT DER PROBEN IN PROZENTEN

PERIODE	CHLORDOSIERUNG	MIKROSKOPISCHE BEFUNDE		
		%. NEGATIV	%. TOT	%. LEBEND
MAI-AUG. 1964 SEPT.-DEZ. 1964	CHLORAMIN 2mg/l	60,5	38	1,5
		29,5	70,5	0,2
1964		43	56	1
SOMMER 1967 WINTER 1967	FREIES CHLOR 0.3 mg/l	36	49	37
		68	27	12
1967		51	37	21

IN 1964 : OLIGOCHAETEN UND NEMATODEN

IN 1967 : BOSMINA UND CYCLOPS-ARTEN

In der Tabelle 1 sind die Prozentualanteile der Proben, die jeweils in drei Kategorien: 1. Organismenfreie Proben, 2. Proben mit lebenden Organismen, 3. Proben mit nur toten Organismen eingeteilt worden sind, wiedergegeben.

Zum Vergleich sind die prozentualen Verhältnisse derselben Kategorien für 1967, in welchem Jahre die normale Chlorung von 0,3 mg/l freies Chlor am Werksausgang gehandhabt wurde, in die Tabelle 1 mit aufgenommen.

Im Jahre 1967 addieren sich die Prozentualanteile zu Summen über 100 %. Dieses hat seinen Grund darin, daß Doppelzählungen stattfinden, indem Proben, die lebende nebst toten Tieren enthalten, in beiden Kategorien mitgezählt wurden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß mit einer Dosierung von 2 mg/l gebundenem Chlor die Tierwelt im Rohrnetz unterdrückt worden ist auf 1 % positive Proben. Die normale Chlorung von 0,3 mg/l freies Chlor weist weniger Effekt auf, im Sommer waren in 37 % der Proben Kleinlebewesen vorhanden. Im Winter nehmen diese wegen der Temperaturniedrigung bis 12 % ab.

Die im Netz auftretende Fauna ist in unserem aus Flußwasser aufbereitetem Trinkwasser natürlicherweise stark an den Temperaturgang des Wassers gebunden. Die Abbildung 2 zeigt den Temperaturgang des Trinkwassers im Jahresverlauf.

In den Wintermonaten nimmt die Fauna ab, jedoch im Vorjahr bei Temperaturanstieg über 10 °C beginnen sich zuerst wenige, übrigens als unschädlich bekannte Nematoden zu entwickeln. Dann steigt die Lebenstätigkeit an. Copepoden, wie *Cyclops*, Harpacticiden, wie *Camphocamptus*, somit Cladoceren, wie *Bosmina*, *Daphnia* und *Chydorus*, kommen zur Entwicklung, meistens in toten Rohrnetzstrecken. In den letzten Jahren waren Oligochaeten selten. Wasserasseln sind von uns niemals wahrgenommen worden. Die Mehrzahl der Stichproben, die als positiv für lebende Organismen in der Tabelle aufgeführt sind, enthielten 1 bis 100 Organismen in 1 m³. Im Sommer 1967 lagen in 8 % 100 bis 1000 Individuen von *Bosmina* oder *Cyclops* vor. Ein angepaßtes Ablaßprogramm wird in solchen Fällen durchgeführt, wo nötig mit Druckluftstößen verstärkt. Ob solche Maßnahmen mehr als „Kurieren am Symptom“ sind, hängt von der Intensität der erzielten Rohrnetzreinigung ab.

IV. Sterilisierender Effekt von Chlor im Netz

Wenn ein Wasserwerk zentral so viel Chlor dosiert, wie in Rotterdam in der Periode Mai 1964 bis Mai 1966 tatsächlich durchgeführt wurde, zwingt sich die Frage auf, wieweit sich die Dosierung im Rohrnetz noch auswirkt. Man strebt mit so einer eingreifenden Maßnahme gern weitestgehenden Schutz des Wassers bis in die Peripherie an. Das Rotterdamer Netz umfaßt einerseits die Großstadt, andererseits ländliche Umgebung, wo das Wasser über 40 km Entfernung transportiert wird (Abb. 1). In dieser Gegend kommen Verweilzeiten von mehr als 24 Stunden in den Leitungen vor. Wir haben deshalb die Chlorbestimmungswerte, die an Ort und Stelle gemessen worden sind, in der Tabelle 2 zusammengestellt für diese Gebiete.

In der Tabelle 2 werden übersichtlichkeithalber nur Prozentanteile von den mehreren tausend Proben gegeben, jetzt eingegliedert in vier Klassen, die man als chlorfrei, schwach chlorhaltig, mäßig chlorhaltig und stark chlorhaltig bezeichnen kann.

Verglichen werden hier die Befunde vom Stadtgebiet und die von einem peripheren Gebiet. Als repräsentativ wurden hierfür das Gebiet der Dörfer auf der

TABELLE II

RESTCHLOR IN ROHRNETZ

HÄUFIGKEIT DER PROBEN IN PROZENTEN

JAHR	CHLORDOSIERUNG mg/l	RESTCHLOR IN mg/l			
		0	0.01-0.1	0.1-0.5	0.5-1
1965	1 NH ₂ Cl	3.5 %	21 %	12 %	63.5 %
1966	0.3 frei	14 %	77 %	5 %	4 %
1967	0.3 frei	29 %	70 %	1 %	0 %
STÄDTISCHES VERSORGUNGSGBIET					
1965	1 NH ₂ Cl	29 %	45 %	3 %	23 %
1966	0.3 frei	25 %	71 %	2 %	0 %
1967	0.3 frei	39.5 %	60 %	0.3 %	0.1 %
PERIPHERES VERSORGUNGSGBIET					

westlichen Insel gewählt, wo die Entfernung vom Wasserwerk Honingerdijk über 30 km beträgt.

Im Vergleich zum Jahre 1965, in dem andauernd Wasser mit 1 mg/l gebundenem Chlor geliefert wurde, mit den nachfolgenden Jahren einer normalen Dosierung von rund 0,3 mg/l fällt auf, daß die schwach chlorhaltigen Proben überall von 20,5 % (Stadt) bzw. 45 % (Peripherie) bis über 70 % zugenommen haben, trotz der herabgesetzten Chlordosierung am Werk. Dieser Befund besagt wohl, daß der chlorverbrauchende organische Stoff, der als Belag an den Rohrwandungen haftet, größtenteils abgebaut bzw. abgesättigt worden ist.

Wissenswert ist auch, daß selbst die massive und fortgesetzte Dosierung von 1965 in der Peripherie immer noch 29 % chlorfreie Proben ergeben hat. In der Stadt waren das nur 3,5 %.

Während der normalen Dosierung steigt der Anteil chlorfreier Wasserproben wiederum an; in der Stadt bis 29 %, in der Peripherie bis 39,5 %. Die schwach chlorhaltigen Proben in 1967 beliefen sich in der Stadt auf 70 %, in der Peripherie auf 60 %.

Bemerkenswert ist noch das Vorkommen von 23 stark chlorhaltigen Proben (1 %) in der Stadt im Jahre 1967, wo nur freies Chlor, das nach wenigen Stunden Verweilzeit abgebaut sein sollte, dosiert wurde. Die diesbezüglichen Entnahmestellen lagen in geringer Entfernung einer Haupttransportleitung, woraus sich diese Erscheinung mühelos erklären läßt. Wie aus dieser Auseinandersetzung hervorgeht, ist es unmöglich, mittels zentraler Chlordosierung, ja selbst mittels massiver Dosierung von gebundenem Chlor, im Netz vollständig und überall signifikante Restchlormengen zu gewährleisten. Bei erhöhter Wassertemperatur über 10 °C wird es noch schwieriger, wie der Vergleich der Sommer- und Winterwerte lehrt (Tab. 3).

TABELLE III

RESTCHLOR IN STÄDTISCHEN GEBIET

HÄUFIGKEIT DER PROBEN IN PROZENTEN

PERIODE	CHLORDOSIERUNG mg/l	RESTCHLOR IN mg/l		
		0	0.01-0.1	0.1-1
SOMMER 1965	1 NH ₂ Cl	4 %	27 %	69 %
WINTER 1965	1 NH ₂ Cl	3 %	14 %	83 %
SOMMER 1967	0.3 frei	46 %	53.5 %	0.5 %
WINTER 1967	0.3 frei	11 %	87 %	2 %

Auch im Sommer ging trotz hoher Chlordosierung 1965 der Anteil der stark chlorhaltigen Proben zurück.

V. Einfluß von Chlor und Temperatur auf bakteriologische Befunde

Der Temperaturgang des Trinkwassers mit Sommermaxima auf 20 bis 25 °C übt verständlicherweise einen entschiedenen Einfluß auf das Bakterienwachstum aus, siehe Abbildung 2.

Das Wasser wird im alten Rotterdamer Wasserwerk in zwei parallelen Aufbereitungsprozessen gereinigt, nämlich einerseits biologisch, andererseits chemisch.

Das in der Sandfiltration produzierte Wasser wies immer hohe Keimzahlen auf; *B. coli*-Vorkommen bis in 5 ml positiv während des Sommers sind nicht selten.

Das andere, mittels Knickpunktchlorung und Flockung aufbereitete Wasser war immer frei von *B. coli*. Dies hat dazu geführt, daß das biologisch hergestellte

TEMPERATURGANG IM TRINKWASSER 1966

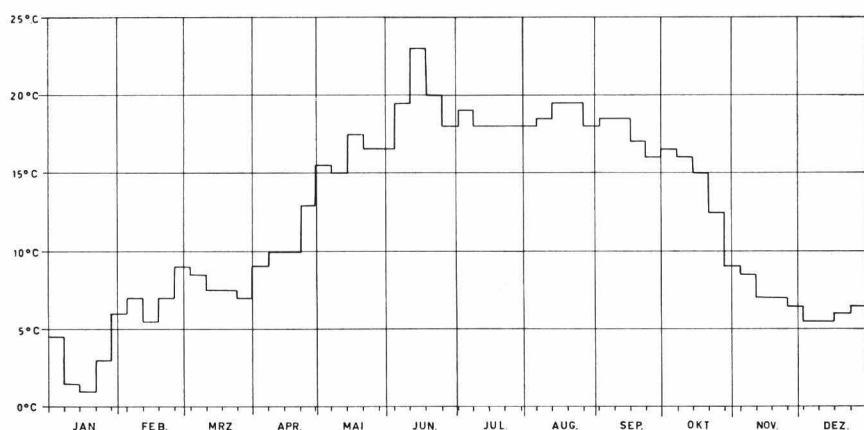


Abb. 2

chlorfreie Filtrat dem stark chlorhaltigen chemischen Filtrat zugemischt wird. In dieser Arbeitsweise wird eine Kontaktzeit von 15 bis 20 Minuten mit 1,5 bis 2 mg/l freies Chlor im Mischwasser gewährleistet. Danach erfolgt eine automatisch gesteuerte Entchlorung durch SO_2 -Dosierung, die so eingestellt wird, daß das abgelieferte Trinkwasser normalerweise 0,3 mg/l freies Chlor enthält.

In der Praxis beträgt die Variationsbreite am Werksausgang 0,25 bis 0,5 mg/l.

Das biologische Filtrat an sich weist Keimzahlen auf Nährgelatine von 10 bis 100 in 1 ml auf, mit vorübergehend bis 2000 in 1 ml im Sommer. Das abgelieferte Endprodukt enthält im Mittel 10 Keime je Milliliter, und zwar im Winter 0 bis 10, im Sommer 10 bis 20.

Selten kommen Keimzahlen bis 50 in 1 ml vor. Die Frequenz dieser Maxima ist ungefähr einmal in 400 Proben.

Die Keimzahlverteilung des Wassers am Werksausgang auf Nähragar, bebrütet bei 37 °C, war in diesem Jahr wie folgt: 0 in 45 v. H., 1 bis 5 in 51 v. H., 6 bis 10 in 3 v. H., und in 1 v. H. wurden bis 15 Keime auf Agar gezählt.

Von dem Wasser werden dreimal täglich Bakterien der coli-Gruppe bestimmt. In seltenen Fällen kommt ein positiver Befund in 100-ml-Proben vor. Man ist in der Praxis gern dazu geneigt, diese Ausnahmen nicht aseptischen Bedingungen bei unsachgemäßer Ausführung der Probeentnahme zuzuschreiben, obwohl die Untersuchungsergebnisse des Bundesgesundheitsamtes uns zu einer mehr kritischen Einstellung anregen.

In dieser Beziehung möchte ich gern Dr. WINDLE TAYLOR zitieren, der im 41. M.W.B.-Bericht uns „constant vigilance“ vorhält: „Those in control of water quality should never relax their watchfulness, and long experience has shown that dangers lurk around the corner waiting to spoil the good quality of the supply.“

In der Londoner Tabelle, in der die prozentualen Anteile der Proben am Werksausgang gegeben sind, werden 99,86 v. H. der 11791 bakteriologischen Untersuchungen als negativ, für coliforme Bakterien im „completed test“ bestimmte *E. coli* nur 0,03 v. H. aufgeführt. Das heißt, daß vier Proben aus 11791 zu beanstanden wären. Es handelt sich gleichfalls um gechlortes Wasser.

In den rund 700 jährlich dem Londoner Versorgungsgebiet entnommenen 100-ml-Proben kommen in den letzten Jahren nur 0,5 v. H. auf Rechnung von *E. coli*. Im weiteren Sinne waren jedoch 0,1 bis 1,8 v. H. der Gärungen allerdings durch Bakterien der coli-Gruppe verursacht.

In Rotterdam erreichen wir im Versorgungsgebiet bei einer weit höheren Probeentnahmefrequenz coliforme Befunde variierend von 0,3 bis rund 2 v. H.

Wie lagen nun die Verhältnisse der Bakterien der coli-Gruppe im Rohrnetz in den Perioden mit stärkeren Chlordosierungen im Vergleich mit normalen Jahren?

Im Laboratorium der Rotterdamer Wasserwerke werden die bakteriologischen Proben in Glutaminsäuremedium nach FOLPMERS eingesetzt. Wie in anderen selektiven Medien kann positive Gärung gelegentlich von nicht zur coli-Gruppe gehörenden Bakterien verursacht werden. Eine positive Gärung gilt nach dem Gesundheitsgesetz nicht als zu beanstanden, jedoch betrachten wir ein solches Ergebnis als unerwünscht und schreiben Maßnahmen vor (wie z. B. Ablassen), wonach die Probeentnahme wiederholt wird. Von jeder Gärung wird auf Eosin-Methylenblau-Agar ausgestrichen. Charakteristische Kolonieform, Schwärzung und grünlicher Metallschein geben Anlaß zur Identifizierung der coli-Gruppe. In der Tabelle 4 habe ich diese Gruppe wegen der Übersichtlichkeit als *B. coli* (sensu latu) angegeben. In der Tabelle sind die jeweiligen Befunde in Prozenten der untersuchten Proben aufgeführt worden.

TABELLE IV

BAKTERIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN IM ROHRNETZ IN PROZENTEN POSITIVER BEFUNDE

PERIODE	CHLOR mg/l	ANZAHL PROBEN	STADT		PERIPHERIE	
			GÄRUNGSPOSITIV	B. COLI	GÄRUNGSPOSITIV	B. COLI
1961	0.2	4217	14.7	1.3	15.7	1.7
1962	0.2	5464	10.0	2.5	9.0	2
1963	0.2	6242	7.5	2.8	9.0	2.9
1964 JAN. - MAI	0.2	2419	5.3	1.5	4.5	1.2
" JUNI - DEZ.	1.5-2	3832	3.3	0.8	5.3	0.8
1965	1	6657	3	0.8	2.9	0.4
1966 JAN. - MRZ.	1	1802	4.1	0.6	3.1	0
" APR. - JUNI	0.3	1552	4.0	0.6	7.4	0.5
" JULI - SEPT	0.3	1409	9.4	2.1	11.7	0
" OKT. - DEZ.	0.3	1893	4.9	1.8	7.5	0.8
1966	-	6656	5.5	1.3	7.3	0.3

Diese zahlenmäßigen Daten sind in Abbildung 3 graphisch anschaulich gemacht. Zum Vergleich sind die Ergebnisse für Stadt und Peripherie gesondert aufgeführt worden.

Man erkennt deutlich, daß sich in den Jahren 1961, 1962 und 1963 die prozentualen Anteile der gärungspositiven Befunde im städtischen und ländlichen Gebiet ungefähr gleich auswirkten. Dieses trifft auch für die fortgesetzte Diagnostik auf *B. coli* zu.

BAKTERIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN IM ROHRNETZ

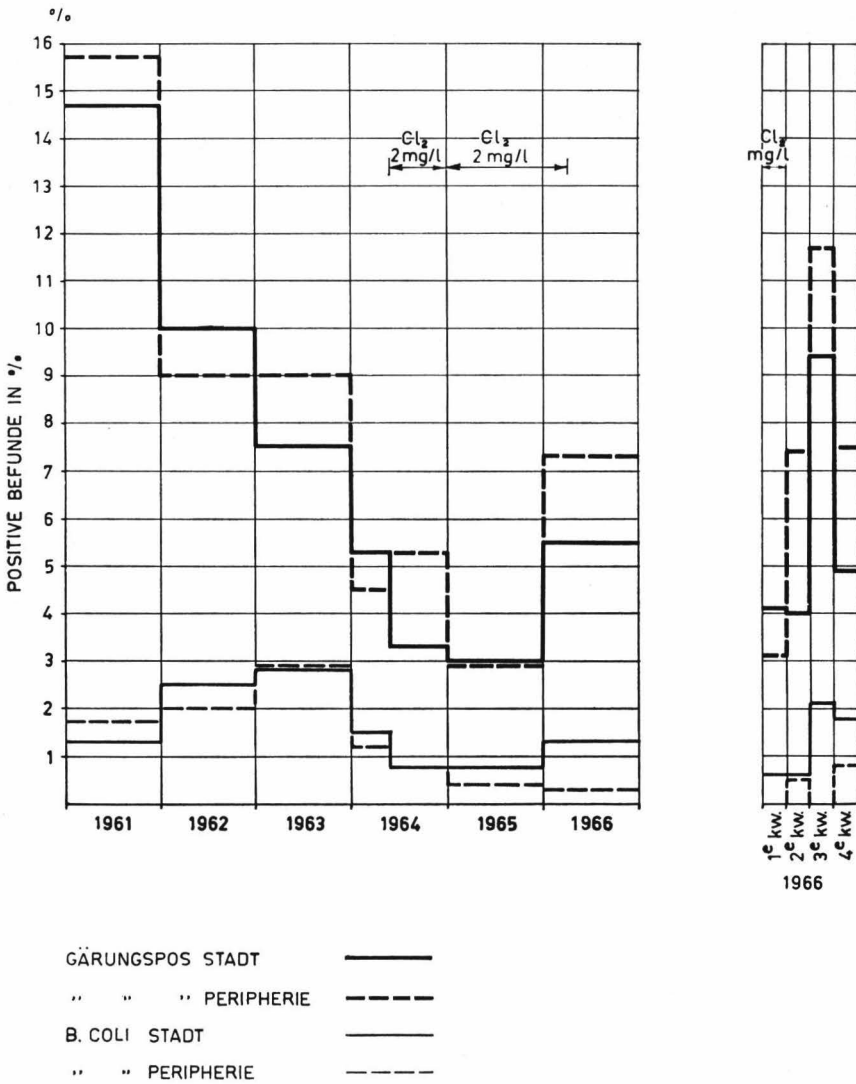


Abb. 3

In den ersten fünf Monaten von 1964 waren nur in rund 5 v.H. Proben gärungspositive Befunde. Diese niedrige Zahl ist eine Folge der niedrigen Temperatur im Winter, eine Erfahrung, die wir auch bei der Untersuchung der Ergebnisse von 1966 erkennen werden.

Ab Mai 1964 setzte die starke Chlorung ein, die dazu noch in der Form von Chloramin vorgenommen wurde. Im Stadtgebiet sank der prozentuale Anteil der gärungspositiven Proben auf 3,3 v.H., wovon nur 0,8 v.H. als coli-Gruppe bestimmt wurde. Interessant ist nun das Verhalten der starken Chlordosierung

im restlichen Versorgungsgebiet. Hier waren nur 5,3 v.H. gärungspositive Befunde trotz der höheren Temperatur, und dazu sank der Anteil der als coli-Gruppe ermittelten Befunde auf 0,8 v.H. ab. Daraus ergab sich eine bisher ungeahnte Sterilität des fernen Rohrnetzes.

In 1965, wo das ganze Jahr hindurch 1 mg/l gebundenes Chlor am Werksausgang gehalten wurde, sank die Anzahl positiver Befunde noch tiefer, nämlich auf 3 v. H. in der Stadt und 2,9 v. H. in der Peripherie. Die als coliforme Bakterien ermittelten Befunde betrugen 0,8 v. H. bzw. 0,3 v. H. Man kann hierzu den Stand des Optimisten einnehmen und schließen, daß die Dosierung von 1 mg/l gebundenem Chlor eine außerordentlich gute hygienische Qualität des Trinkwassers gewährleistet. Man muß dabei bedenken, daß die Bürger, die nahe am Werk oder an den Transportleitungen ihr Trinkwasser abnehmen, sich mit Recht über den Chlorgeschmack beschweren.

TABELLE V

20°C KEIMZAHLVERTEILUNG IM ROHRNETZ

HÄUFIGKEIT DER KLASSEN IN PROZENTEN

JAHR	GEBIET	CHLORDOSIERUNG	ANZAHL PROBEN	KEIMZAHL IM MILLILITER			
				0	1-50	50-500	500
1965	STADT	1mg/l	428	19.9	46.7	27.3	6.1
	PER	"	30	10	30	50	10
1967	STADT	0.3 mg/l	703	12.5	33.7	41.7	12.1
	PER	"	82	2.5	24	39	34,1

Vielleicht wäre es eine technische Lösung, bei einer normalen Chlorung am Werksausgang an wichtigen Stellen in den Transportleitungen Nachdosierungen einzurichten. Bei dem heutigen Stand der Automatisierung wäre ein solches Vorhaben durchaus ausführbar. Es bleibt jedoch die Sorge der Aufsicht und Wartung der genannten Dosierungsstellen.

Im März 1966 wurde das neue Wasserwerk „Berenplaat“ in Betrieb gesetzt. Für uns war dies der Anlaß, die starke Chlordosierung zurückzunehmen. Aus der Tabelle 4 wie aus der graphischen Darstellung (Abb. 3) ist ersichtlich, daß im zweiten Vierteljahr die Fraktion der positiven Gärungen in der Peripherie gleich wieder auf 7,4 v. H. anstieg, zwar mit nur 0,5 v. H. coli-Befunden; im Sommer gab es 11,7 v. H. positive Gärungen. Dieser Befund ist für das gegebene Rohrnetz als normal anzusehen.

Im städtischen Gebiet ergaben sich im zweiten Halbjahr 1966 zwar weniger Gärungen, dafür aber bedeutend mehr positive coli-Befunde.

Hierzu bemerke ich, daß wir in der Stadt eine höhere Gefahr von Kreuzverbindungen haben. Sie wirkt sich unter anderem auf die Proben aus, die wir in verschiedenen Abteilungen der Krankenhäuser entnehmen, die colipositive Befunde ergaben.

Keimzahlen im Netz

Die auf Nähragar bei 37 °C bestimmten Keimzahlen sind in den Niederlanden maßgebend. Schließlich geben wir zum Vergleich die Keimzahlen auf Nährgelatine, die bei uns keine gesetzliche Bedeutung haben; und deshalb für eine eigene Orientierung verwendet werden.

Aus der Tabelle 5 geht hervor, daß diese Keimzahlen, bestimmt bei 20 °C, zwar durch fortgesetzte starke Chlordosierung günstig beeinflusst werden; jedoch nicht auf den niedrigen Ausgangswert von 10 je Milliliter am Werksausgang gehalten werden können. Die Werte in der Peripherie liegen bedeutend höher, in Übereinstimmung mit der Häufigkeitsverteilung der Restchlorbestimmungswerte wie in Tabelle 2 gegeben.

Wie ist nun das Verhalten im Rohrnetz der bei 37 °C bestimmten Keimzahlen? Die Vergleichswerte gehen aus Tabelle 6 hervor.

TABELLE VI

37°C KEIMZAHLEN IM ROHRNETZ HÄUFIGKEIT DER KLASSEN IN PROZENTEN

PERIODE	ORT	ANZAHL PROBEN	KEIMZAHL PRO MILLILITER			
			0	1-10	11-50	50
JAN. 1965	STADT	516	24.5	73.8	1.7	0
	PER.	104	29.8	68.2	2.0	0
JULI 1965	STADT	522	30.2	68.0	1.7	0.2
	PER.	90	33.3	63.4	3.3	0
JAN. 1967	STADT	573	21.8	76.3	1.6	0.2
	PER.	122	17.3	70.5	12.2	0
JULI 1967	STADT	549	18.5	67.5	11.5	2.5
	PER.	113	28.3	56.7	14.1	0.9

Der Vergleich kann zwischen Sommer und Winter, Stadt und Peripherie, hoher und niedriger Chlordosierung gezogen werden.

Im Vergleich der hochgechlorten Periode 1965 zu der normalen 1967 geht hervor, daß die Klasse 11 bis 50 Keime im normalen Jahr mit einer Häufigkeit von 11,5 v. H. bis 14,1 v. H. stärker besetzt ist (mit Ausnahme von „Stadt“ bei

Wintertemperatur) als die rund 2 % im „chlorreichen“ Jahr 1965. Dieses halte ich für signifikant.

Das Vorkommen der Gruppe 0 ist im normalen Jahr um 10 v. H. niedriger als im Jahr hoher Chlorzugabe, wiederum mit Ausnahme der Stadt bei Wintertemperatur. Das heißt, bei Temperaturen von rund 5 °C macht sich das Dosieren von mehr Chlor nicht bemerkbar.

Weiter sind Keimzahlen über 50 bei 1 mg/l Chlordosierung stark unterdrückt. Hier gilt wiederum, daß wir es bevorzugen, daß sich so hohe Keimzahlen entwickeln können, um daraus ein besseres Einsehen in externe Infektionen zu gewinnen.

Der Vergleich zwischen städtischem und peripherem Versorgungsgebiet weist im Jahr der hohen Chlordosierung nur kleinere Unterschiede auf. Im normalen Jahr waren im Sommer die Klassen 0 und über 50 in der Stadt sogar schlechter als in der Peripherie.

Diese Erscheinung ist darauf zurückzuführen, daß in der Stadt viel mehr passiert als im ruhigen ländlichen Gebiet.

Im allgemeinen kann festgestellt werden, daß die Gruppe 0 bis 10 Keime im Milliliter über 97 v. H. bei hoher Chlordosierung ausmacht, gegen im normalen Jahr im Winter (Stadt) 98 v. H., im Sommer nur 85 v. H.

Zusammenfassung

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß eine hohe Chlordosierung am Werksausgang an sich zwar eine signifikante Besserung der bakteriologischen Verhältnisse im Rohrnetz mitbringt, sie muß aber durch zusätzliche Reinigungsmaßnahmen im Rohrnetz ergänzt werden.

Die in Rotterdam üblichen Maßnahmen bei colipositiven Befunden sind: Inspektion, Ablassen oder Chlorung an der bedrohten Stelle, je nach dem Ernst der Befunde, eventuell Erneuerung oder Reparatur der Leitungen. Ein wesentlicher Nachteil der massiven zentralen Chlordosierung ist noch, daß Infektionsherde weniger oder gar nicht zutage treten. Wir halten deren Feststellung für weit wichtiger als die nicht völlig verwirklichtbare Totalsterilisation des Rohrnetzes.

Von grundsätzlicher Bedeutung für die hygienische Kontrolle des Rohrnetzes ist eine sehr hohe Frequenz der bakteriologischen Untersuchungen.

Literatur

1. Waterleidingwet 1957 — Herausgeber: Vermande Zonen-Ymuiden, Holland.
2. FOLPMERS, T. (1948): Is it justified to use lactose broth for detection of *Bact. coli* in the presumptive test of routine Water analysis, *ANTONIE VAN LEEUWENHOEK* 14, 58—64.
3. WINDLE TAYLOR, E.: Forty-First Report on the Results of the Bacteriological, Chemical and Biological Examination of the London Waters for the Years 1963—1964, Metropolitan Water Board p. 75.

Dr. J. J. Rook
 Drinkwaterleiding der gemeente Rotterdam/
 Niederlande
 Postbus 1166

Diskussion

Dr.-Ing. ROLF BETTAQUE, Reinbek
DVGW/VGW Hamburg

Herr Dr. ROOK hat in seinem Vortrag dankenswerterweise wiederholt auf die Bedeutung hingewiesen, die der jeweiligen Beschaffenheit der inneren Rohroberfläche bei der Entkeimung von fließendem Trinkwasser zukommt.

Diese Hinweise waren meines Erachtens sehr notwendig, weil bei den bisherigen Vorträgen und ihren Diskussionen kaum jemals deutlich gemacht wurde, welche Rolle eine mit Belägen verschiedenster Art bedeckte Rohrwand haben kann. Im Sinne einer auf praktische Sachverhalte ausgerichteten Forschung würde es wohl liegen, wenn Entkeimungsversuche nicht ausschließlich *in vitro* durchgeführt würden, sondern darüber hinaus unter Kautelen, die z. B. einem stark eisen- und manganhaltigen, durch *Detritus* gedüngten, dicht bewachsenen und von Chlor kaum angreifbaren Biotop entsprechen, das unablässig Keime oder Sporen in das vorbeifließende Wasser austreut.

Bitte erlauben Sie mir, in diesem Zusammenhang auf ein Sonderproblem hinzuweisen, daß besonders bei ländlichen Wasserversorgungen mit langen Transportleitungen und geringer Abgabe zu oft erheblichen Schwierigkeiten führt. Herr Dr. RÖSSNER wies schon kurz darauf hin, wie problematisch es ist, neue Rohrleitungen mit mineralischer innerer Oberfläche, also z. B. Rohre mit Zementauskleidung oder Asbestzementrohre, vor Inbetriebnahme zu entkeimen. Die statistische Auswertung der Untersuchungsbefunde solcher Fälle ergibt als typische Kurve eine zunächst schwach exponentiell ansteigende, nach einigen Monaten kulminierende und dann stärker exponentiell abklingende und sich meist asymptotisch gegen Null nähernde Keimzahl. Wie RÖSSNER erwähnte, spielt dabei die Wandalkalität eine entscheidende Rolle. Das leuchtet nach den hochinteressanten Ergebnissen, die heute über die Keimtötungsrate als Funktion des pH-Wertes mitgeteilt wurden, um so mehr ein, als daß man sich selbst im seltenen Fall einer echten Turbulenzströmung im Rohr stets laminare Schichten an der Rohrwand in vielmolekularer Stärke vorstellen muß, die einen praktisch unbeweglichen Film über der inneren Oberfläche des Rohres bilden. Geschützt von diesem Film, der vermutlich einen pH-Wert über 14 aufweist, liegen die wassergefüllten Poren bzw. Haarrisse der mineralischen Rohrwand. Diese Poren und feinen Risse sind — im Gegensatz zu etwa den Blasenstellen, die sich auch in bestem Sichtbeton einer Reinwasserbehälter-Innenwand finden und deren Geometrie in erster Näherung einer Halbkugel entspricht — durch eine sehr kleine Öffnungsfläche gekennzeichnet.

Chlor aus dem Inneren der Leitung muß allein durch Diffusionsvorgänge durch die abdeckenden Laminarschichten und durch die kleine Öffnungsfläche in den stagnierenden Innenraum jeder Pore transportiert werden, um dort wirksam werden zu können. Es liegt auf der Hand, daß dieser Vorgang nur selten zu einer Entkeimung der Porenräume in befriedigend kurzer Zeit führen kann.

Ein sehr viel größeres Konzentrationsgefälle mit entsprechender Erhöhung der spezifischen Diffusionsgeschwindigkeit von Chlor in solche geschützten Poren ließe sich in praxi relativ einfach dadurch erreichen, daß man eine feuchte leere Leitung mit gasförmigem Chlor füllt. MEVIUS hat bereits über gute Erfahrungen mit dieser Methode bei der Entkeimung von Reinwasserbehältern berichtet. Man muß aber mit der Verwendung von gasförmigem Chlor vorsichtig sein bei Leitungen, deren Muffen mit organischen Stoffen gedichtet sind, also z. B. mit Gummiringen. Mir liegen keine Erfahrungsberichte vor über die Resistenz solcher Ringe gegenüber Chlorgas und gegen Chlorwasser. Eine entsprechende Anfrage, die ich kürzlich an ein bekanntes Berliner Röhrenwerk richtete, wurde so vorsichtig zurückhaltend beantwortet, daß man daraus schließen mußte, auch dort lägen noch keine ausreichenden Erfahrungen vor. Aus den genannten Gründen wären solche Resistenzuntersuchungen aber für die von mir betreuten Wasserversorgungen in Schleswig-Holstein, wo wegen der aggressiven Böden in großem Ausmaß Asbestzementleitungen verlegt werden, von so großer Bedeutung, daß ich mir erlaube, nunmehr dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene die Bitte vorzutragen, derartige Versuche durchzuführen.

Schlußwort

(J. J. ROOK)

Unsere Erfahrung mit der normalen Behandlung, 2 mal 24 Stunden Standzeit mit Hypochlorit, dosiert auf 150 bis 200 mg/l Aktivchlor, ergab immer befriedigende Keimzahlen für Rohre aus Stahl, Kunststoff und Asbestzement. Die höheren Keimzahlen, wovon im Vortrag die Rede war, sind in älteren Rohrnetzstrecken (älter als fünf Jahre) gefunden.

Nach unserer Erfahrung ist die Bildung von Bakterienbelag für Stahl und Asbestzementrohre nicht verschieden.

Für PVC-Rohre liegen noch keine hinreichenden Untersuchungen vor.

Dr. BETTAQUE hat recht darin, daß frischer Zement zu hohen pH-Werten Anlaß gibt, jedoch kann das pH nicht höher sein als in gesättigter $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Lösung, d. h. pH 12,8.

Die Frage der Bildung eines Bakterienbelages ist in unserer Lage mehr abhängig von dem Gehalt an assimilierbaren Stoffen des Wassers als von der Anfangsinfektion der Rohrwand, insofern unser aus dem Rheinwasser aufbereitetes Trinkwasser reicher an Nährstoffen ist als tief gewonnenes Grundwasser.

Es ist anzunehmen, daß Sterilisierung mit gasförmigem Chlor wirksamer sein kann als die übliche, jedoch bringt die Handhabung von Chlorgas mehr arbeitstechnische Gefahren (Vergiftungsrisiko) mit, als der Hygieniker verantworten kann.

Man lese in Journ. AWWA, Sept. 1968, S. 1088 und 1089:

"Liquid chlorine shall be used only when suitable equipment is available and only under the direct supervision of a person familiar with the physiological, chemical and physical properties of this element and who is properly trained and equipped to handle any emergency that may arise".

Besondere bakteriologische Befunde in zentralen Trinkwasserversorgungsanlagen

Von B. FREYTAG

Es ist heute ein Streitfrage, ob Trinkwasser, das seiner Herkunft nach einwandfrei ist, gechlort werden muß. In Deutschland bestand allgemein bis zum Ende des zweiten Weltkrieges die Auffassung, daß ein Trinkwasser, das primär einwandfrei ist und in genügender Menge ständig dargeboten wird, keiner Desinfektion unterworfen werden soll, auch wenn eine Bevölkerung einer Großstadt damit versorgt wird. Ich habe erlebt, wie vor etwa 20 Jahren zwischen einem welterfahrenen deutschen Hygieniker und einem jungen amerikanischen Militärhygieniker darüber ein äußerst heftiger Streit ausgetragen wurde, als es um die generelle Frage der Chlorung des Trinkwassers der Stadt München ging. Auf Weisung der Besatzungsmacht mußte damals das Münchener Wasser gechlort werden. Zu dieser Zeit waren gar manche Verunreinigungsmöglichkeiten tatsächlich vorhanden, so daß auch nach deutschen Normen gechlort werden mußte.

München erhält seit PETTENKOFERS Zeiten Trinkwasser aus Hangquellfassungen und Grundwassererschließungen des 40 km entfernten, südöstlich gelegenen Mangfallgebietes. Viel hat die Stadt München zur Erhaltung der Güte dieses Wassers getan. Schutzgebiete wurden nach den Richtlinien des Bayerischen Staatsministeriums des Innern von 1953 (1) eingerichtet und weitgehend verwirklicht.

Als Ende 1966 die Stadt mit über 1,25 Millionen Einwohnern aus Wassergewinnungsstellen mit eingerichteten und verwirklichten Schutzgebieten voll versorgt werden konnte, mußte von den Hygienikern die Frage beantwortet werden, ob nun die Stadt das Trinkwasser ohne Chlorung freigeben könne. Es wurden sehr ernste Bedenken dagegen vorgebracht, weil ein so ausgedehntes Rohrnetz allzu leicht beschädigt werden kann, womit die Gefahr der Verunreinigung des Wassers gegeben schien. Von seiten der Rohrnetzexperten wurde darauf hingewiesen, daß alle Rohre mit einem Druck von 6 Atü 1,50 m unter der Gehbahndecke verlegt sind, während die Abwasserkanäle im Freispiegelgefälle 3 m und tiefer unter der Fahrbahndecke liegen. Eine Verschmutzung durch Ansaugen wurde dadurch für unmöglich erachtet. Beim Austausch von Rohren und bei Neuverlegungen wird vor Freigabe nach mechanischer Reinigung eine ausgiebige Desinfektion durchgeführt.

Ab 1. Februar 1967 wurde das Wasser nicht mehr gechlort. Zur Vorsorge wurden die bakteriologischen Untersuchungen im Rohrnetz erhöht. Nach einem Jahr — also im Februar 1968 — erfolgte ein Vergleich der bakteriologischen Befunde. Die Ergebnisse des Jahres 1966 wurden mit denen des Jahres 1967 verglichen.

Die 17 positiven Colibefunde (0,9 %) des Jahres 1966 stammten aus der Reisacher Grundwasserfassung, die aus dem alluvialen Schotter des Mangfalltales mit einer gut schützenden, 6 m mächtigen — nach Süden austreichenden — Zwischenschicht aus Kies und Letten das Wasser spendet. Die in dieses Wasser gelangten Colikeime können daher nicht aus der unmittelbaren Umgebung stammen, sondern müssen bei Hochwasser aus oberflächennahem Grundwasser von

Bakteriologische Untersuchungen aus den Fassungen und den Speicheranlagen

Jahr	Zahl der Untersuchungen	Durchschnittl. Agar-Keimzahlen	Durchschnittl. Gelatinekeimzahlen	% Colipositive Proben
1966	1846	6,5	43,8	0,9
1967	1999	0,9	6,5	0,3

Bakteriologische Untersuchungen aus dem Rohrnetz

1966	966	4,3	11,4	0
1967	2132	1,0	3,7	0,2

Süden her in die Fassungen eingedrungen sein. Es ist zu erwarten, daß die weitere Aufklärung der hydrodynamischen Verhältnisse dazu führt, daß eine entsprechende Betriebsführung dieser Fassung die beobachteten Schönheitsfehler noch völlig beseitigt. Diese Verunreinigung in der Reisacher Fassung und in den Zuleitungen zu den Speicheranlagen trat nach zwei heftigen Regengüssen im Mai und August 1966 auf. Der hohe Durchschnitt der Gelatinekeimzahlen stammte nicht aus den Fassungen, sondern beruhte auf der Inbetriebnahme der beiden neuen Hochbehälter in Baierbrunn mit insgesamt 130 000 m³. Hier stagnierte infolge der Messung der Dichtigkeit des Behälters das Wasser zehn Tage ohne Belüftung und damit auch ohne Luftfilterung. Vor allem die Tropfwasserbildung dürfte die Ursache der Wasserkeimvermehrung gewesen sein. Bei einer späteren, ebenfalls zehn Tage dauernden Prüfung mit temperierter Belüftung und Luftentkeimung zeigten sich keine Keimerhöhungen.

Die Chlorung tötete die Colibakterien ab, so daß im Rohrnetz keine colipositive Probe gefunden wurde. Auch die Keimzahlen in der Agar- und in der Gelatinekultur verringerten sich. Sie waren an allen Entnahmestellen des Rohrnetzes gleich wenig.

Die Ergebnisse aus den Fassungen, Speicheranlagen und dem Rohrnetz des Jahres 1967 sind durchwegs günstiger; es waren aber vier Proben (= 0,2 %) aus dem Rohrnetz colipositiv. Die Verbesserung der Befunde der Proben aus den Fassungen beruht nicht allein auf der immer wieder neu eingeschärften Mahnung an das Personal, äußerste Sauberkeit nach Wegfall der Chlorung zu beachten, sondern auf den erwähnten Besonderheiten des Jahres 1966.

Die sechs Colibefunde (= 0,3 %) in den Fassungen und in den Speicheranlagen des Jahres 1967 waren durch einen Platzregen im Juli 1967 mit 89 mm Niederschlagsmenge in weniger als einer Stunde bedingt. Dieses coliverunreinigte Wasser wurde dann auch in vier Proben (= 0,2 %) des Rohrnetzes gefunden. Eine Keimvermehrung im Rohrnetz fand nicht statt.

Anfällig ist bei den zur Zeit in Betrieb befindlichen Anlagen nur die Reisacher Grundwasserfassung. Die Chlorzugabe erfolgte bisher zentral im Anschluß an die Speicheranlagen in die acht Versorgungsdruckstränge der Stadt. Als nun 1967 die Chlorung aufgehoben war, wurde für die anfällige Reisacher Grundwasserfassung am Gewinnungsort selbst eine Chlorungsanlage eingerichtet, die bei erkennbarer Gefährdung eingeschaltet werden sollte. Auf der weiteren Fließstrecke ist die nötige Einwirkungszeit bis zur Vermischung mit dem zufließenden Quell- und Brunnenwasser gegeben. Diese Anlage war bei diesem äußerst überraschenden Wolkenbruch nicht in Betrieb genommen worden. Zur Vermeidung einer solchen Betriebspanne braucht es auch einer Erfahrung.

Dies ist dennoch kein Grund, die Chlorung in der übrigen Zeit generell fortzusetzen, weil nämlich im Fassungsgebiet und in der engeren Schutzzone dieser Grundwasserfassung keine Abwässer versickern und auch sonst die Schutzgebietsgebote befolgt werden. Der ganz vereinzelt geringe Coligehalt bei äußerst geringer Keimzahl von 0 bis 10 Keime je 1 ml und bei sehr geringer organischer Belastung (nur 1 bis 2 mg Kaliumpermanganatverbrauch je Liter) sollte daher nicht dramatisiert werden. Die WHO fordert, daß von den aus dem Verbrauchernetz entnommenen Proben nur 90 % frei von coliformen Organismen sein müssen (2). Die Stadt München kann aber in der Chlorungsanlage am Ort der Gewinnung und gegebenenfalls auch noch nach achttündiger Fließzeit vor der Verteilung in die Stadt — bei wachsamem Betrieb — auch solche geringen Verunreinigungen sicher beherrschen.

Diese im Wasserlaboratorium der Stadt München durch Oberchemierätin Frau Dr. IRMGARD ALEXANDER erhobenen Befunde wurden durch Untersuchungen von Proben, die Mitarbeiter der Frau Dr. ALEXANDER entnahmen und zum Teil im Hygiene-Institut der Universität und zum Teil in der Staatlichen Bakteriologischen Untersuchungsanstalt untersucht wurden, ergänzt. Weiterhin wurden von diesen beiden Institutionen selbst Proben entnommen und untersucht. So entnahm die Staatliche Bakteriologische Untersuchungsanstalt aus der Wasserleitung im Laufe des Jahres 1967 732 Proben mit einer durchschnittlichen Agarkeimzahl von 2 Keimen und einer Gelatinekeimzahl von 2,7 Keimen je Milliliter. In keiner Probe wurde *Bacterium coli* gefunden.

Es ist eine harmonische Zusammenarbeit zwischen dem werkseigenen Laboratorium (das neben bakteriologischen und chemischen Untersuchungen auch die Radioaktivitätsmessungen durchführt), dem Laboratorium des Hygiene-Institutes mit beratender Funktion, das die Tradition PETTENKOFERS fortsetzt, und der amtlichen Dienststelle, der Staatlichen Bakteriologischen Untersuchungsanstalt, die für die überwachenden Behörden zuständig ist.

Hielt sich schon seit 1962 der Chlorzusatz in geringen Mengen von 0,15 mg je Liter bis höchstens 0,28 mg/l bei einer Chlorzehrung von nur 0,05 mg/l und einem Restchlorgehalt von 0 bis 0,28 mg/l im Versorgungsnetz, so konnte ab 1. Februar 1967 die Chlorung entfallen und dieser Zustand bis heute beibehalten werden. Abgesehen vom hygienischen und ideellen Wert ist damit eine beträchtliche Einsparung verbunden, die ein Vielfaches der Unterhaltung des Wasserlabors, mit dem auch die hygienische laufende Überwachung verbunden ist, beträgt. Diese Lösung ist einem intensiven Streben und tatkräftigen Handeln zur Verwirklichung der Schutzgebiete zu verdanken.

Bei der Überlegung, ob die Chlorung wegfallen könne, mußte beachtet werden, daß eine massive Rohrnetzverunreinigung durch die übliche Trinkwasserchlorung nicht beherrscht werden kann. Diese Tatsache war eine der Kernfragen des Prozesses im Sommer 1950 über die große Typhusepidemie des Jahres 1948 in der Stadt Neuötting.

Im Jahre 1946 erlebte Neuötting (damals etwa 5250 Einwohner) eine Epidemie mit 450 Erkrankungen und 28 Todesfällen. Der sichere Zusammenhang mit den infizierten Stadtquellen, die am Fuße des die Stadt tragenden Schotterkegels entspringen, wurde durch den Nachweis von Typhusbakterien im Quellwasser erbracht.

Ungeklärt ist dagegen der Infektionsweg der großen Epidemie des Jahres 1948 geblieben, bei der in der gleichen Stadt (damals etwa 7000 Einwohner) 1050 Personen erkrankten und 97 starben. Damals wurden aus den Quellen keine Typhusbakterien gezüchtet. Es sollte geklärt werden, unter welchen Umständen

in Trinkwasserleitungen Schmutzwasser eindringen kann. Die beiden Epidemien hatten sich gleichmäßig über das ganze Stadtgebiet im Bereich der Wasserversorgung ausgebreitet. Wenn die Ursache der großen Epidemie keine Quellinfektion, sondern eine Netzinfection war, so mußte ein Einsaugen von infektiösem Schmutzwasser in die Leitung erfolgt sein.

Prof. Dr. ing. HEINRICH KIRCHBACH machte im Prozeß als Gutachter sehr eingehende Ausführungen, die auch veröffentlicht wurden (3). Er kam zu dem Schluß: „Die Gefahr, daß Schmutzwasser in eine Trinkwasserleitung eindringt, ist immer dann gegeben, wenn die Leitung eine defekte (korrodierte oder gebrochene) Stelle hat oder aus anderen Gründen nicht dicht ist (z. B. infolge schlechter Flanschdichtung) und wenn dann gleichzeitig die defekte oder undichte Stelle in verseuchter Umgebung liegt, sowie wenn in der Leitung selbst an dieser defekten respektive undichten Stelle Unterdruck (Sog) herrscht.“ Trotzdem alle diese Vorbedingungen in Neuötting 1948 zutrafen oder mindestens möglich waren, konnte der Gutachter „nur mit einem sehr geringen Grad von Wahrscheinlichkeit eine Netzinfection als vorwiegende Ursache — geschweige denn als Hauptursache der Typhusepidemie 1948 — bezeichnen. Denn wenn wirklich an einer Stelle des Netzes Unterdruck eintrat, so brauchte das durchaus nicht gleichzeitig an einer undichten oder defekten Stelle der Leitung sein, und selbst wenn auch dies der Fall gewesen wäre, mußte die undichte Leitung obendrein noch in verseuchter Umgebung gelegen haben“.

Hier ist nur das verlegte Rohrnetz in die Betrachtung einbezogen. Wie leicht ein Einsaugen bei ungenügendem Wasserangebot im Haus selbst erfolgen kann, zeigt ein Beispiel. In einem schwäbischen Dorf war Wasserknappheit eingetreten. Für die Bereitung der Gülle mußte vorübergehend die Verwendung aus der gemeindlichen Wasserversorgung verboten werden. Ein Bauer — und mit ihm noch andere — steckte in der Nacht an den Wasserhahn einen Schlauch, den er tief in die Gülle eintauchte, um so bei der Wasserentnahme das Plätschern zu verhindern. Am nächsten Morgen floß aus der gemeindlichen Wasserversorgung verdünnte Gülle. Manche Güllegrube wurde weitgehend entleert, denn jeder dachte, beim langen Öffnen des Hahnes wird schon wieder gutes Wasser kommen.

Oberflächenwasser ohne jede Vorbehandlung wird auch heute noch in Trockenzeiten für Trinkwasserzwecke verwendet. Ich konnte vor wenigen Wochen bei einer Ortseinsichtnahme ein in das Bachbett verlegtes Rohr sehen, womit die ungenügenden Quellschüttungen ergänzt wurden. Ein solches Bachwasser kann bakteriologisch verhältnismäßig günstig sein; so hatte das gerade erwähnte Bachwasser nur 2 Keime in der Agarkultur und 6 Keime in der Gelatinekultur; *B. coli* war in 1 ml, 10 ml und 50 ml negativ, in 100 ml aber positiv.

Ein oberbayerischer Markt leitete am 27. Mai 1950 Wasser eines Forellnbaches in eine Quelle ein, die einen Teil des Marktes versorgte. Die Bevölkerung wurde durch Ausschellen und Anschlag verständigt und das Abkochen des Wassers angeordnet. Als fünf Tage danach der Arzt typhusverdächtige Kranke in seine Behandlung bekam, wurde das Fremdwasser wieder abgeschaltet. Zehn Tage nach der Bacheinleitung war schlagartig die Erkrankungszahl auf 15 gestiegen und erreichte schließlich 168. Es wurde eine Chlorungsanlage in diese Wasserversorgung eingebaut und über Nacht so viel Chlor beigegeben, daß im Rohrnetz 2 mg freies Chlor je Liter nachweisbar waren. Am nächsten Tag wurde auf 0,5 mg Chlor zurückgegangen. Die bakteriologischen Untersuchungen erbrachten bei den Kranken und aus dem Quellsammler den Nachweis von Paratyphus-B-Bakterien. Die Nachprüfung des Chlors in dem Haus, das nur etwa 10 m von der Chlorzugabe entfernt war, zeigte am 10. Juni nur 0,2 mg Cl_2/l und etwas später noch

weniger. Aus der in diesem Haus entnommenen Wasserprobe wurden Paratyphusbakterien gezüchtet. Dieser Befund zwang nun, diese Wasserversorgung sofort außer Betrieb zu setzen. Dies war möglich, weil mit Hilfe einer 1,7 km langen Feuerwehrschauchleitung, die alsbald durch eine ordnungsgemäß verlegte Leitung ersetzt wurde, einwandfreies Quellwasser dem Hochbehälter zugeleitet werden konnte.

Eine Paratyphus-B-Epidemie 1954 mit 196 Erkrankungen in einem oberbayerischen Dorf brachte andere Schwierigkeiten. Dort wurden immer wieder in dem gemeindlichen Ortsbrunnen die Krankheitserreger nachgewiesen. Dies war ein 3,5 m tiefer Schachtbrunnen im leicht durchlässigen diluvialen Schotter. Den Grundwasserstrom kreuzte unmittelbar vor dem Brunnen ein undichtetes Straßenentwässerungsrohr aus Zement, das die Hausabwässer von 30 Anwesen aufnahm. Dieses Abwasserrohr mündete in einen nahen Bach, aus dem ebenfalls regelmäßig noch bis zu 3 km abwärts Paratyphusbakterien gezüchtet wurden.

Ein Abschalten dieses Brunnens war unmöglich. Es wurde daher die Chlorung im Pumphaus des Wasserwerkes eingerichtet und über Nacht hoch gechlort. Infolge der großen Gewissenhaftigkeit des Wasserwartes war anschließend ein Mindestchlorzusatz von 0,6 mg/l ständig gesichert. An den Endsträngen konnte anfangs nur 0,2 mg Cl_2 /l und zum Teil kein Chlor mehr nachgewiesen werden. Ein nicht ständig gechlortes Rohrnetz weist bei Beginn der Chlorung einen sehr hohen Chlorverbrauch auf. Bereits unmittelbar nach der Chlorzugabe konnten niemals mehr Krankheitserreger im Trinkwasser nachgewiesen werden. Tatsächlich erlosch die Epidemie nach zehn bis zwölf Tagen. Der äußerst heikle Zustand der Verabreichung dieses mit Krankheitserregern verseuchten, aber sicher desinfizierten Wassers dauerte über ein Jahr. Erst dann konnte genügend einwandfreies Wasser zur Verfügung gestellt werden.

Aus diesen Erfahrungen ergeben sich wichtige Verhaltensmaßnahmen. Abkochverbote sind wenig wirksam, weil sie nicht befolgt werden. Bei Verdacht einer Trinkwasserverseuchung ist unverzüglich die ganze Wasserversorgung einer gründlichen Desinfektion mit 10 bis 100 mg Cl_2 /l und einer Einwirkungszeit von etwa 4 Stunden zu unterziehen und anschließend das Wasser ständig so hoch zu chlören, daß die Krankheitserreger ohne lange Einwirkungszeit sicher inaktiviert werden. Ist eine Desinfektion des ganzen Rohrnetzes nicht möglich, so ist für eine Zeit von etwa 6 bis 12 Stunden eine so hohe Chlordosis (2 bis 3 mg Cl_2 /l) zu verwenden, daß Krankheitserreger ebenfalls unschädlich gemacht werden. Es ist besser, verseuchtes Wasser genügend hoch zu chlören und für den Allgemeingebrauch zur Verfügung zu stellen, als die Bevölkerung zu zwingen, unkontrollierbares Wasser zu verwenden.

Literatur

1. Ministerialamtsblatt der bayerischen inneren Verwaltung. Herausgegeben vom Bayerischen Staatsministerium des Innern 5 (72), 687 (1953), aufgenommen in die BayBSVI II, S. 11.
2. International Standards for Drinking-Water. Second Edition. World Health Organization Geneva 1963.
3. KIRCHBACH, H.: Unter welchen Umständen kann in Trinkwasserleitungen Schmutzwasser eindringen? Arch. Hyg. 136, 159 (1952).

Reg.-Medizinaldirektor Dr. B. FREYTAG
 Staatliche Bakteriologische Untersuchungsanstalt
 8 München 2
 Lazarettstr. 62

Aufkeimung bei der Mischung von Wässern im Rohrnetz

Von K.-H. ROGGENKAMP

In dem Referat über die Auswirkung der Vorchlorung von Oberflächenwasser berichtete ich über das Auftreten hoher Keimzahlen im Reinwasserrohrnetz. Maßgebend für die geschilderten Verhältnisse und die Untersuchungsergebnisse war, daß als Ausgangsprodukt ein Oberflächenrohwater mit einem deutlich erkennbaren Keimgehalt von drei- bis vierstelliger Größenordnung vorlag. Dieser Keimgehalt ging im Zuge der Wasseraufbereitung zurück, oft jedoch nur kurzfristig, um dann — vor allem im Rohrnetz — wieder erheblich anzusteigen.

Diese Erscheinungen traten jeweils für die Dauer einiger Wochen und Monate auf und konzentrierten sich besonders auf die Zeit zwischen März und Juli. In vielen Monaten des Jahres gelang es bisher mit den üblichen Aufbereitungsanlagen und einer als normal anzusehenden Chlorung, aus dem Oberflächenwasser ein Reinwasser herzustellen, in dem auch am Ende des Rohrnetzes kein auffallendes Keimwachstum beobachtet wurde.

Neben dieser Oberflächenwassereinspeisung wird das Rohrnetz des hier betrachteten Versorgungsgebietes noch von zwei Grundwasserwerken bedient, welche bei ihrer laufenden bakteriologischen Kontrolle zu keiner Zeit Grund zu Beanstandungen gaben.

Tabelle 1
**Gesamtkeimzahlen am Werksausgang
des Grundwasserwerkes Vorwerk**

	(Durchschnittswerte des jeweiligen Jahres)				
Keimzahlen je ml	1956	1957	1958	1959	1960
	0	0	1	3	3
Keimzahlen je ml	1961	1962	1963	1964	1965
	2	1	2	2	2

Zur Veranschaulichung ist in Tabelle 1 der durchschnittliche Keimgehalt des Wassers am Werksausgang des einen Grundwasserwerkes — Vorwerk — dargestellt. In der Praxis wird man dieses Grundwasser als „keimfrei“ bezeichnen und die hin und wieder gefundenen vereinzelt Keime den Zufälligkeiten bei der Entnahme der Proben zuschreiben. Gechlort wurde dieses Grundwasser bisher nicht. Die Verhältnisse beim zweiten betrachteten Grundwasserwerk sind analog.

Die Rohrnetze der beiden Grundwasserwerke sind aus technischen Gründen mit dem des Oberflächenwasserwerkes in vermaschter Form verbunden. Auf diese Weise entstehen Rohrnetzgebiete, die nur Grundwasser eines der beiden Grundwasserwerke, Gebiete, die nur Oberflächenwasser und Gebiete, die vorübergehend das eine und später das andere Wasser führen. Das gesamte Rohrnetz wird seit mehreren Jahrzehnten routinemäßig bakteriologisch untersucht. Zu diesem Zweck werden die Wasserproben stets in denselben Straßenabschnitten genommen, um die einzelnen Gebiete in ihren Veränderungen hinreichend beurteilen zu können. Lediglich die Entnahmehähne bzw. die für die Entnahme vorgesehenen Häuser wurden hin und wieder gewechselt, um örtliche Sonderheiten, die vom Hauptrohr unabhängig auftreten können, auszuschalten.

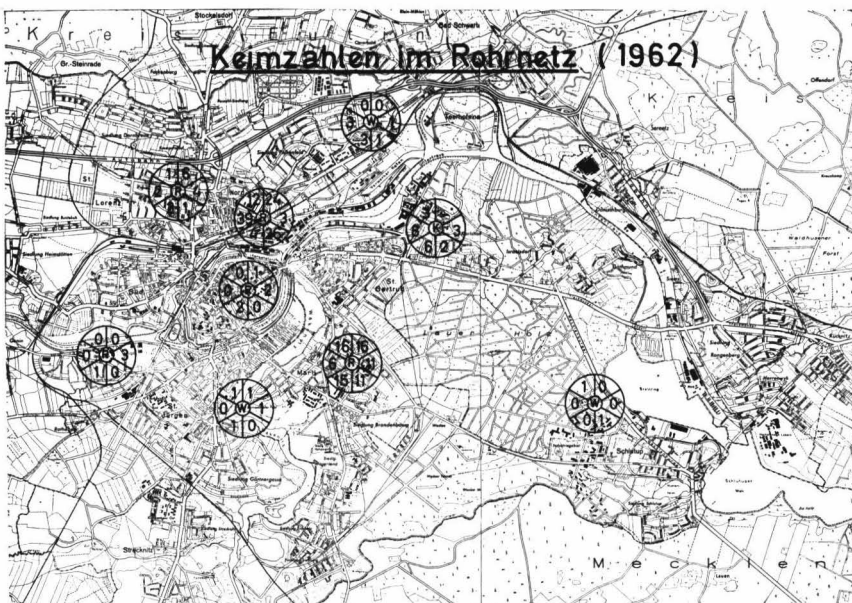


Abb. 1

In der Abbildung 1 sind die Gesamtkeimzahlen von sechs verschiedenen Untersuchungstagen, die für den betrachteten Zeitraum der letzten zehn Jahre typisch sind, wiedergegeben. Der Buchstabe „W“ in der Mitte der Kreise bezeichnet die Lage der drei einspeisenden Wasserwerke. Mit dem Buchstaben „R“ in Kreismitte sind die Probenentnahmestellen im Rohrnetz gekennzeichnet. Jede Ziffer in den einzelnen Abschnitten des Kreisringes stellt das bakteriologische Ergebnis einer Probe dar, die am Ausgang des zugehörigen Werkes oder an der betreffenden Rohrnetzstelle entnommen wurde. Am selben Tage entnommene Proben sind jeweils im gleichgelagerten Abschnitt dargestellt. Die Untersuchungsergebnisse entstammen Tagen, vor denen das gereinigte Oberflächenwasser bereits seit Wochen einstellige Keimzahlen aufwies.

Bei der Betrachtung dieser Zahlen fällt auf, daß vier der sechs untersuchten Rohrnetzgebiete, gleichlaufend mit den Ergebnissen am Ausgang der Werke, stets einstellige Keimzahlen liefern. Lediglich zwei der sechs Rohrnetzgebiete zeigen in unregelmäßiger Folge Keimzahlen, die deutlich 10 überschreiten. Da dieses im

Laufe der Jahre oft auftrat und ein Wechsel der Entnahmehöhe nichts an den Ergebnissen änderte, regte die Erscheinung zu näheren Untersuchungen an.

Die Frage nach der Herkunft des Wassers in den einzelnen Gebieten wurde zunächst angeschnitten. In den Zeiten geringer Keimbelastung des Oberflächenwassers, in denen die vorliegenden Beobachtungen gemacht wurden, wichen auch die äußerlich leicht erkennbaren Eigenschaften des Oberflächenwassers, wie Farbe, Geschmack und Gehalt an freiem Chlor, nur geringfügig von denen des Grundwassers ab. Nur relativ kleine Unterschiede in der Härte und im KMnO_4 -Verbrauch, im Labor bestimmt, konnten Hinweise liefern. Anlässlich derartiger Untersuchungen verdichtete sich eine von uns bereits geäußerte Vermutung, daß die Gebiete der Aufkeimung mit den Grenzgebieten zwischen dem Oberflächen- und Grundwasser identisch sind. Da die Grundwasserwerke verhältnismäßig konstante Wassermengen lieferten, das Oberflächenwasserwerk dagegen den Entnahmeschwankungen entsprechend mehr oder weniger Wasser abgab, mußten zwangsläufig größere Gebiete im Rohrnetz entstehen, die abwechselnd von der einen oder der anderen Wasserqualität bzw. einer Mischung von beiden durchflossen wurden.

Im Hinblick auf ein leichteres Verständnis der folgenden Ausführungen möchte ich die Flächen, die im Einflußbereich des Grund- und Oberflächenwassers liegen, in ihrer Gesamtheit Grenzgebiete (G) nennen. Innerhalb dieser Grenzgebiete möchte ich Mischgebiete (M) und Pendelgebiete (P) unterscheiden. Unter Mischgebieten seien im Verlauf der weiteren Untersuchungen diejenigen verstanden, die im Zeitpunkt der Entnahme der Wasserproben ein echtes Mischwasser, gebildet aus dem Wasser zweier Wasserwerke, führten. Mit Pendelgebieten mögen diejenigen bezeichnet werden, die im Zeitpunkt der Entnahme einer Wasserprobe zwar eindeutig Wasser eines Wasserwerkes, zu einer anderen Tages- oder Wochenzeit dagegen ebenso eindeutig das Wasser eines anderen Wasserwerkes führten.

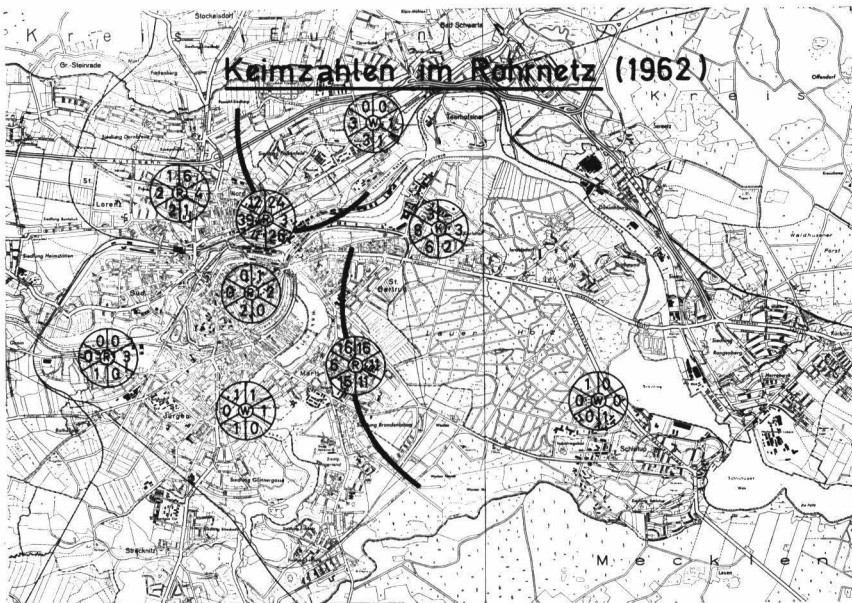


Abb. 2

Zeichnen wir die ersten durch chemische Untersuchungen gewonnenen Hinweise auf derartige Grenzgebiete in den mit den Keimzahlen versehenen Plan ein (Abb. 2), so müssen wir feststellen, daß tatsächlich nur in den beiden Grenzgebieten, jeweils zwischen dem Oberflächenwasser und einem der Grundwässer, die beobachteten erhöhten Keimzahlen liegen.

Obgleich diese Erscheinung mit wechselnder Intensität, aber örtlich unverändert, über einen Zeitraum von rund zehn Jahren beobachtet wurde, schienen mir die Unterlagen noch zu schwach zu sein, um den Beobachtungen über den örtlich begrenzten Rahmen hinausgehend eine Bedeutung beizumessen. Es sollte eine Gelegenheit abgewartet werden, bei der, deutlicher als bisher, ähnliche Ergebnisse ermittelt wurden.

Diese Gelegenheit bot sich in diesem Sommer. Die in meinem ersten Beitrag geschilderte starke Keimvermehrung in den letzten Jahren nach dem Auftreten irgendwelcher, zum Teil noch unbekannter Störfaktoren wirkte sich auch auf die oben geschilderten Beobachtungen aus. Aus leicht erhöhten Keimzahlen knapp über 10 wurden massive Erhöhungen der Keimzahlen auf 100 und mehr. Daneben wurden in einem der Grundwasserwerke Brunnen in Betrieb genommen, die gegenüber den bisher betriebenen leicht veränderte Chloridwerte aufwiesen. Durch die Einstellung eines bestimmten Mischungsverhältnisses aus dem Grundwasser der verschiedenen Brunnen konnte für eine beliebig lange Zeit erreicht werden, daß das Grundwasser dieses Werkes etwa den doppelten Chloridgehalt besaß wie das Oberflächenwasser. Dadurch waren wir mit Hilfe einfacher Chloridmessungen in der Lage, jeden beliebigen Rohrnetzpunkt zwischen diesen beiden Werken eindeutig einem der oben genannten Bereiche zuzuordnen und die an der jeweiligen Stelle gefundene Keimzahl in diesem Zusammenhang zu betrachten.

Es wird im folgenden nur das Grenzgebiet zwischen dem Oberflächenwasser und dem vorgenannten einen Grundwasser untersucht. Ferner ist wegen der Klarheit der Darstellung auf die genaue geographische Lage der Probenentnahmestellen zugunsten einer schematischen Darstellung verzichtet worden.

Tabelle 2

Gesamtkeimzahlen und Chloridgehalt im Rohrnetz

(Juli 1968)

Cl' = Chloride [mg/l] KZ = Gesamtkeimzahl je ml M = Mischgebiet P = Pendelgebiet

Grundwasserwerk (Cl' ~ 83)

Reines Grundwassergebiet	Cl'	83	80	85	83					
	KZ	3	1	2	0					

Grenzgebiet beider	Cl'	85	80	54	57	56	72	49	47	47
Wasserwerke	P/M	P	P	M	M	M	M	P	P	P
	KZ	146	75	140	127	26	18	95	136	650

Reines Oberflächenwassergebiet	Cl'	45	46	46	45					
	KZ	1	1	6	9					

Oberflächenwasserwerk (Cl' = 45)

In dem Zeitraum, in dem die dargestellten Proben entnommen wurden, lag der Chloridgehalt des Grundwassers am Werksausgang bei etwa 83 mg/l und der des Oberflächenwassers bei 45 mg/l (Tab. 2).

Die stets vom Grundwasser durchströmten Rohrnetzteile (obere Zahlenreihe) und die stets vom Oberflächenwasser durchströmten Rohrnetzteile (untere Zahlenreihe) weisen neben den dort zu erwartenden Chloridwerten einstellige Keimzahlen auf. In dem gesamten Grenzgebiet werden deutlich erhöhte Keimzahlen festgestellt (mittlere Zahlenreihe). Speziell in den Mischgebieten tritt der Einfluß beider Wässer durch einen mittleren Chloridgehalt deutlich hervor. In den Pendelgebieten fließt zur Zeit der Untersuchungen nur das eine oder das andere Wasser. Durch vorher und nachher zusätzlich entnommene chemische Proben kann jedoch der Beweis angetreten werden, daß hier zu anderen Tages- oder Wochenzeiten das Wasser entgegengesetzter Herkunft anzutreffen ist. Für einige Keimzahlen extremer Höhe mögen überlagert Endstrangprobleme eine Rolle spielen, die zu langen Aufenthaltszeiten des Wassers in dem betreffenden Rohrnetzteil führen. Die hier wiedergegebenen Zahlen stellen nur eine kleine Auswahl der insgesamt ermittelten Werte dar. Es sind aber die für das Grenzgebiet besonders typischen Werte ausgewählt worden, die in jeder Untersuchungsreihe, teils verstärkt, teils abgeschwächt, auftraten.

Die in den früheren Jahren aufgestellte Vermutung, daß in den Grenzgebieten zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser zeitweilig erhöhte Keimzahlen auftreten, findet damit ihre Bestätigung.

Zwangsläufig taucht nun die Frage auf: Welche Ursachen können dieser Erscheinung zugrunde liegen?

Grenzgebiete von zwei Wässern zeichnen sich im Rohrnetz dadurch aus, daß die Fließgeschwindigkeit des Wassers in diesen Bereichen gering ist und unmittelbar an den Berührungsflächen beider Wässer nahe 0 wird. Unterschiedliche Druck- und Abnahmeverhältnisse in den einzelnen Rohrnetzteilen sorgen zwar für ein stetes Verschieben der unmittelbaren Grenzfläche; mit relativ langen Verweilzeiten des Wassers in diesen Rohrnetzgebieten gegenüber dem übrigen Rohrnetz muß dagegen gerechnet werden. Es liegt also nahe, Keimzahluntersuchungen der Wässer in Abhängigkeit von der Verweilzeit durchzuführen.

Um mit extrem langen Verweilzeiten arbeiten zu können, in der Hoffnung, hierdurch mögliche Keimentwicklungen deutlicher zu zeigen, wurden diese Untersuchungen an Laborversuchen durchgeführt¹⁾. Jeweils 1 Liter Wasser, dem Grundwasserwerk und dem Oberflächenwasserwerk entnommen, sowie eine weitere Probe Mischwasser, bestehend aus gleichen Teilen Grund- und Oberflächenwasser, wurden unter Beachtung der Rohrnetztemperatur und bei völliger Dunkelheit aufbewahrt. Da Glasflaschen verwendet wurden, blieben bei diesen Versuchen die Rohrnetzablagerungen unberücksichtigt, obgleich sie in der Praxis sicher eine entscheidende Rolle spielen können (Tab. 3).

Die Aufkeimung der Oberflächenwasserprobe überrascht nicht. Ist doch jedem Betreiber eines Oberflächenwasserwerkes bekannt, wie groß die Neigung dieses mit Hilfsmitteln entkeimten Wassers ist, in Rohrnetzendsträngen mit geringer Entnahme wieder aufzukeimen. Dieses besonders, wenn freies Chlor im Wasser nicht mehr nachweisbar ist.

Interessanter mag sein, daß auch das Grundwasser, welches wir jahraus, jahrein als „keimfreies“ Wasser verteilen, nach relativ kurzen Standzeiten bereits

¹⁾ Die Durchführung zahlreicher Mischversuche, aus denen hier nur ein Extrakt wiedergegeben wird, verdanke ich meiner Mitarbeiterin, Fräulein SCHMEICHEL, die diese Aufgabe mit großer Gewissenhaftigkeit erledigte.

Tabelle 3

**Bakteriologische Untersuchung eines Grundwassers,
eines Oberflächenwassers und einer Mischung
aus beiden Wässern nach verschiedenen langen
Standzeiten der Proben unter Rohrnetzbedingungen
(Juli 1968)**

Probe angesetzt am	Keimzahl nach 48 h 72 h Brutzeit	
1. Tag	0	0
2 "	1	12
3 "	60	200
4 "	160	320
5 "	200	1.100

Probe angesetzt am	Keimzahl nach 48 h 72 h Brutzeit	
1 Tag	0	16
2 "	0	2.500
3 "	~ 2000	~ 2.500
4 "	~ 4000	~ 2.500
5 "	~ 15.000	~ 18.500

Probe angesetzt am	Keimzahl nach 48 h 72 h Brutzeit	
1 Tag	0	18
2 "	4	1.500
3 "	19	2.000
4 "	1.250	3.000
5 "	v	7.500

Grundwasser

→

Mischwasser

←

Oberflächenwasser

erkennbare Keimvermehrungen zeigt. Es sind dieses für den Menschen sicherlich harmlose Keime, aber doch in Zahlen auftretend, die nach kurzer Zeit dreistellig werden. Das Auszählen der Keime nach 72 Stunden verdeutlicht die Tendenz noch erheblich.

Besonders überraschend für einen Nicht-Bakteriologen ist nun die Beobachtung der Keimentwicklung im Mischwasser. Hier finden wir im Beispiel, von einer Ausnahme abgesehen, keine Mittelwerte beider Ausgangswässer, sondern ganz deutlich erhöhte Keimwerte, die die Keimzahlen der Ausgangswässer gleicher Standzeit erheblich überschreiten. Nicht jeder der zahlreich angesetzten Versuche zeigte im Mischwasser einen so krassen Keimanstieg. Es fanden sich hier auch Zahlen, die gelegentlich unter denen der Ausgangswässer lagen. Grundsätzlich aber waren fast alle durchgeführten Versuche diesem Beispiel ähnlich.

Mit dieser für uns neuen Erkenntnis ausgestattet untersuchten wir nun etliche Keimzahlbefunde zurückliegender Jahre, für die wir bisher keine hinreichende Erklärung fanden. Aus dieser Serie nur ein Beispiel.

Eine Siedlung wird weit außerhalb des Netzes der zentralen Trinkwasserversorgung erbaut. Eine Eigenwasserversorgung wird erforderlich. Um später das zunächst private Rohrnetz in städtische Regie übernehmen zu können, wird es gleich unter fachlicher Kontrolle nach den anerkannten Regeln der Technik gebaut und später ebenso gewartet. Das in dieses Netz eingespeiste Grundwasser, in einem Filter auf einfache Art enteist, wird in bakteriologisch einwandfreiem Zustand in dieses Sondernetz geleitet. Auch im Laufe der Jahre wiederholt angesetzte Wasseruntersuchungen zeigen stets Keimzahlen, die nahe 0 liegen. Eines Tages ist die öffentliche Wasserversorgung bis an die Grenze des Siedlungsgebietes vorgedrungen. Wie ursprünglich beabsichtigt, wird das kleine, unrentable Filterwerk stillgelegt und keimfreies oder doch nahezu keimfreies Oberflächenwasser eingespeist. Sprunghaft steigen nach einigen Tagen die Keimzahlen in diesem Siedlungswassernetz an. Rohrspülungen, die einige geringfügige Rohrnetzablage-

rungen zutage fördern, und anschließend gezielt eingesetzte Rohrnetzchlorungen bringen keinen nachhaltigen Erfolg. Noch heute, mehr als fünf Jahre nach der Umschaltung, zeigt dieser Rohrnetzabschnitt erhöhte Keimzahlen, obgleich im Laufe der Jahre zahlreiche Chlorungen mit Werten, die an die Grenze des Zulässigen kamen, durchgeführt wurden. Die einwandfreie bauliche Beschaffenheit des Rohrnetzes kann auch heute noch nachgewiesen werden. Es liegt hier offenbar der extreme Fall eines Pendelgebietes vor, in dem zwar nur ein einmaliger Wasserwechsel stattfand, wobei sich aber die Rohrnetzablagerungen trotz ihrer unbedeutenden Stärke nachhaltig in bezug auf die Keimentwicklung auswirken. Weitere Beispiele ließen sich anfügen.

Welche Erkenntnisse können nun aus diesen Beobachtungen gezogen werden?

Für Mikrobiologen werden die wiedergegebenen Versuchsergebnisse keinerlei Neuigkeiten enthalten. Vielleicht wird man mir unschwer beweisen können, daß ich durch geschicktere Versuchsanordnungen noch interessantere Ergebnisse erwarten darf. Es war auch keineswegs mein Ziel, wissenschaftliche Untersuchungen eines speziellen Fachgebietes zu ergänzen, für das ich nicht zuständig bin. Sondern ich wollte lediglich Beobachtungen der täglichen Wasserwerkspraxis wiedergeben. Aber auch diese sind sicherlich nicht neu, denn Frau Prof. Dr. GERTRUD MÜLLER wies bereits 1950 in einem Bericht über Hamburger Rohrnetzuntersuchungen¹⁾ auf ähnliche Ergebnisse hin. Ich fürchte aber, daß diejenigen Stellen, die täglich mit Sorge über die bakteriologische Beschaffenheit des Trinkwassers wachen — die zuständigen Betriebsingenieure und die Amtsärzte —, in der Mehrzahl keine Kenntnis von dem Phänomen derartiger Keimentwicklungen haben. Bei ihnen wird die gefundene Keimzahl in aller Regel als direkter Maßstab für die Güte der Wasseraufbereitung und den Bauzustand des Rohrnetzes genommen. Erhöhte Keimzahlen pflegen dann leicht zu Schockwirkungen zu führen, die dem Ansehen der öffentlichen Trinkwasserversorgung sehr schaden können, ohne eine schnelle Beseitigung des Ausnahmezustandes zu erreichen.

Ziel meiner Ausführungen soll daher einzig und allein sein, aufzuzeigen, daß es Möglichkeiten für erhöhte Keimzahlen im Trinkwasser gibt, die nicht zwangsläufig die Folge eines vernachlässigten Wasserwerksbetriebes sein müssen. Mischwassergebiete, Pendelgebiete im Sinne der hier geschilderten Beobachtungen, grundsätzlicher Übergang von einer Wasserqualität auf eine andere und ähnliches sind nur einige Beispiele für Fälle, in denen ohne äußere Beeinflussung deutlich erkennbare Keimvermehrungen stattfinden können. Es dürfte daher empfehlenswert sein, in Netzen, die von unterschiedlichen Wässern gespeist werden, die Aufmerksamkeit auf mögliche Keimentwicklungen zu richten, die die hier geschilderten Ursachen haben. Vielleicht kann manche bisher vergeblich durchgeführte Suche nach Keimherden durch Vergleich mit den hier geschilderten Beobachtungen ihre Erklärung finden.

Dipl.-Ing. K. H. ROGGENKAMP
Stadtwerke Lübeck

24 Lübeck
Moislinger Allee 9

¹⁾ GERTRUD MÜLLER, Bakteriologische Probleme der zentralen Trinkwasserchlorung, Städtehygiene 9, 1950, S. 197/199.

Entkeimung von Aktivkohlefiltern durch Erwärmung

Von H. BERNHARDT

Nach Inbetriebnahme der Aktivkohlefilteranlage in dem neu erstellten Grundwasserwerk des Wahnachtalsperrenverbandes kam es sofort zu einer Verkeimung dieses Filtrates.

Die Aktivkohlefilter haben einen Durchmesser von 4 m und sind mit 25 m³ A-Kohle (Acticarbon — Firma Ceca, Paris) gefüllt. Die Schichthöhe beträgt 2 m, die Filterfläche 13 m². Die Aktivkohle ruht auf einem Filterboden mit feingeschlitzten Filterdüsen, System WABAG. Die Filter sind für eine maximale Filtriergeschwindigkeit von 40 m/h bei einer spezifischen Belastung von 20 m³/h/m³ Kohle ausgelegt. Dabei wurden Keimzahlen im Filtrat festgestellt, die bei einer Bebrütungstemperatur von 22 °C in der Größenordnung von 500 bis 15 000 im Milliliter lagen.

Eine Verkeimung des Versorgungsnetzes konnte jedoch einwandfrei dadurch ausgeschaltet werden, daß nach der Aktivkohlefiltration dem Wasser 0,1 bis 0,2 mg/l Chlor als Chloramin zugesetzt werden.

Trotzdem stellt die Wiederverkeimung des aufbereiteten und von Natur aus keimarmen Grundwassers durch die Aktivkohlefiltration eine sehr ungünstige Veränderung der Güte dieses Wassers dar, deren Beseitigung Ziel unserer Untersuchungen ist. Wir stehen dabei in einem engen Kontakt mit Herrn Prof. Dr. HABS, Direktor des Hygieneinstitutes der Universität Bonn, und Herrn Dr. SCHUBERT, der den bakteriologischen Teil der gemeinsamen Untersuchungen betreut.

Wir haben zuerst versucht, einen der Aktivkohlefilter dadurch zu entkeimen, daß wir ihn mit einem stark chlorhaltigen Wasser beaufschlagten. Der Chlorgehalt dieses Wassers vor der Filtration wurde auf etwa 40 mg/l gebracht. Nach etwa 10 Minuten Filterlaufzeit wurden bereits 4 mg/l Chlor im Filtrat gemessen, die bis auf 40 mg/l anstiegen. Dieser Filterbetrieb wurde über eine Stunde aufrecht erhalten. Danach wurde das Filter, gefüllt mit Chlorwasser, stillgesetzt. Nach 13 Stunden zeigten sich bei der Wiederinbetriebnahme des Filters immer noch 7 mg/l Chlor.

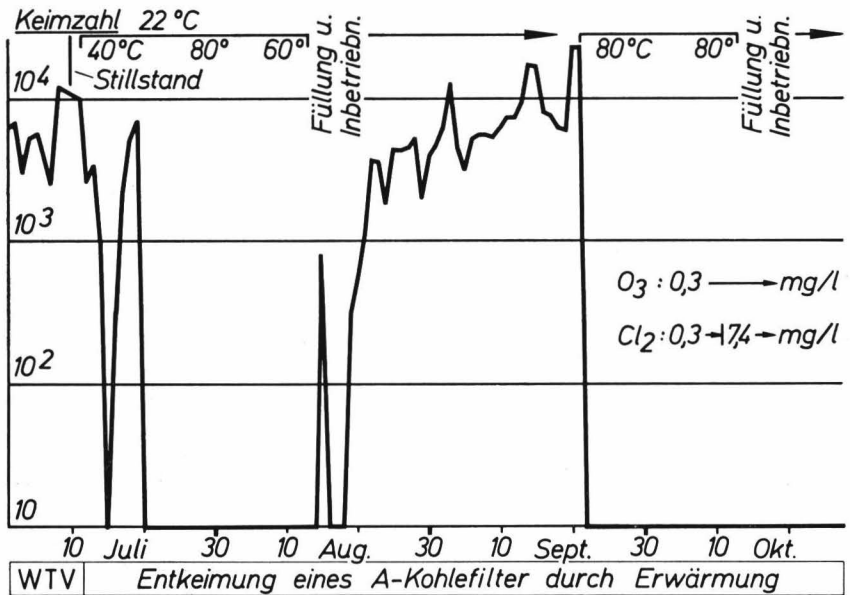
Diese Gewaltmaßnahme führte zwar zu einer Verminderung der Keimzahlen bei dem sich anschließenden normalen Betrieb auf etwa 1000 Keime/ml (22 °C Bebrütungstemperatur), jedoch keinesfalls zu einem keimfreien Wasser. Allerdings zeigte dieses Filter in den nächsten Betriebswochen kleinere Keimzahlen als die anderen beiden parallel in gleichem Umfang und mit dem gleichen Wasser beaufschlagten Aktivkohlefilter.

Wir setzten unsere Versuche damit fort, daß wir die Aktivkohlefüllung eines der Aktivkohlekessel, entsprechend eines Vorschlages der Firma WABAG, mit Hilfe von aufgeheiztem Wasser auf 80 bis 85 °C erhitzten. Vorher hatten wir uns vergewissert, daß sowohl die Innenisolierung des Kesselmateri als auch die Kunststoff-Filterdüsen diese Temperatur aushalten würden. Zur Aufheizung des Wassers verwendeten wir Durchlauferhitzer mit einer installierten Leistung von 48 kW. Das Wasser, mit dem wir die Kohle aufheizten, wurde zu diesem

Zweck im Kreislauf geführt. Für die Aufheizung benötigten wir etwa 60 Stunden. Wir hielten dann die Aktivkohle über 15 Stunden auf einer Temperatur zwischen 80 und 85 °C. Dieses Aufheizen führten wir dreimal hintereinander in Abständen von jeweils zwei Tagen durch.

In vorangegangenen Laborversuchen hatten wir festgestellt, daß Aktivkohle, die in dieser Weise dreimal bei 85° über etwa 10 Stunden gehalten worden war, anschließend keine Wiederverkeimung mehr zeigt.

Das Ergebnis dieser Entkeimung der Aktivkohle durch Erwärmen auf 80 bis 85 °C zeigt die Abbildung.



Die Keimzahlen gingen am Auslauf des Filters auf 0 zurück. Bis zur erneuten Inbetriebnahme dieses so behandelten Aktivkohlefilters vergingen noch sieben Tage.

Während dieses Zeitraumes hielten wir die Aktivkohle auf einer Temperatur zwischen 50 und 60 °C.

Zu Beginn der Inbetriebnahme dieses Filters kam nun aus einem nicht mehr rekonstruierbaren Grunde ein Keimstoß von 800 Keimen/ml in die Aktivkohle hinein (siehe Abb.). Während des sich anschließenden Filterbetriebes blieb das Filtrat der Aktivkohle zuerst während zweier Tage keimfrei, zeigte jedoch dann eine allmählich ansteigende Verkeimung und nach zwei Tagen Keimzahlen, die in der gleichen Größenordnung lagen wie vor diesem Versuch.

Dabei wurde das Filter mit 150 m³/h Wasser beaufschlagt, was einer Filtriergeschwindigkeit von 12 m/h und einer spezifischen Belastung von 6 m³/h/m³ Kohle entsprach.

Dieses Wasser war nach einer Schnellsandfiltration durch einen Ozonzusatz von 0,5 g/m³ bei einer Reaktionszeit von etwa 12 Stunden entkeimt worden. Der Restozongehalt betrug 0,1 g/m³.

Dieser Aufheizversuch hatte also in dieser Form keinen Erfolg gebracht. Er wurde in der gleichen Art und Weise einige Wochen später wiederholt. Während der dreimaligen Aufheizung der Aktivkohle wurden sämtliche Rohrleitungen, die zu dem Aktivkohlekessel hin- bzw. vom Aktivkohlekessel wegführten, durch einen kräftigen Chlorzusatz (5 mg/l) nochmals entkeimt. Es war also jetzt nicht möglich, daß ein Keimstoß bei Wiederinbetriebnahme des Aktivkohlefilters auf dieses Filter kam.

Nach Abschluß der erneuten dreimaligen Heizperiode wurde das Filter wieder in Betrieb genommen und die Leitungen von Chlorwasser freigespült. Das Filter konnte allerdings nun aus betrieblichen Gründen nur mit 80 m³/h beaufschlagt werden, was einer Filtriergeschwindigkeit von 6,3 m/h und einer spezifischen Belastung von 3,2 m³/h/m³ entspricht.

Nach zwei Tagen dieses Betriebes wurden dem Wasser, das bis dahin einen Restgehalt von 0,3 g/m³ Ozon und 0,3 g/m³ Chlor enthielt, zusätzlich 7,4 g/m³ Chlor vor der A-Kohle-Filtration zugegeben.

Wie die Abbildung zeigt, blieb das Wasser während der sich anschließenden Betriebszeit, die aus technischen Gründen auf 14 Tage beschränkt werden mußte, keimfrei.

Dieser Versuch hatte also, wie es scheint, zu einem Erfolg geführt.

Nach unseren Vorstellungen kommt es in einer Aktivkohle, die durch irgendein Verfahren einmal sterilisiert worden ist, schnell wieder zu einer Aufkeimung, sobald diese Aktivkohle mit einem keimhaltigen Wasser beaufschlagt wird, auch dann, wenn diese Keime nur in ganz geringer Konzentration im Wasser vorliegen. Nährboden für diese Keime im Filter dürften die von der Aktivkohle adsorbierten organischen Verbindungen sein. Außerdem könnte man annehmen, daß diese Aktivkohle auch die Bakterien selbst adsorptiv festhält.

Wir haben nun an unserem Brunnenwasser, das mit einem Kaliumpermanganatverbrauch von 1,5 mg/l nur eine ganz geringe Belastung durch organische Substanzen enthält und dessen Keimzahlen (Bebrütungstemperatur von 22 °C) in der Größenordnung von 30 liegen, also sehr niedrig sind, festgestellt, daß dieses Wasser nach Zusatz von 0,5 g/m³ Ozon trotzdem noch nicht völlig keimfrei ist, auch wenn nach einer Reaktionszeit mit dem Ozon von 12 Stunden in diesem Wasser ein Restozongehalt von 0,1 g/m³ nachgewiesen werden kann. Wir haben 500 Liter eines derartigen Wassers durch einen Membranfilter, Porengröße 0,15 µ, filtriert und dieses Membranfilter auf einem Nutrientagar bei 22 °C bebrütet (15 g Bacto-Agar, 3 g Fleischextrakt und 5 g Witte-Pepton auf 1000 ml Wasser, pH-Wert auf 7,2 bis 7,5 eingestellt).

Nachdem sich auf dem Nährboden zuerst keine Keime zeigten, zählten wir nach einer Bebrütungszeit von 96 Stunden fünf Keime. Nach einer Bebrütungszeit von 120 Stunden war das Filter bereits überwachsen. Zum Vergleich der tatsächlich gegebenen sterilen Arbeitsbedingungen wurde ein entsprechendes Membranfilter, durch das kein Wasser filtriert worden war, nach Sterilisation in gleicher Arbeitsweise auf einen Nährboden gegeben. An dieser Kontrollprobe konnten auch nach acht Tagen Bebrütung keine Keime festgestellt werden.

In ähnlicher Art und Weise wurden 500 Liter unbehandeltes Brunnenwasser durch einen Membranfilter filtriert. Hier zeigte sich bereits nach einer Bebrütungszeit von 48 Stunden, daß der Nährboden überwachsen war.

Aus diesen Untersuchungsergebnissen kann man folgern, daß ein Wasser, das mit einem Ozonzusatz von 0,5 g/m³ behandelt worden ist und einen Restozongehalt von 0,1 mg/l aufweist, immerhin noch so viele Keime enthält, daß es

nach einigen Tagen, nachdem eine genügend große Menge dieses Wassers durch die Aktivkohle hindurchfiltriert worden ist, hier zu einer Anreicherung auch dieser wenigen Keime kommt. Es ist dann nur noch eine Frage der sich gerade einstellenden Wachstumsbedingungen und der Zeit, bis es zu einer völligen Wiederverkeimung der Kohle und schließlich auch zum Ausschwemmen der in der Kohle vorhandenen Bakterien kommt. Aus diesen Überlegungen heraus haben wir durch entsprechende Entkeimungsmaßnahmen vor Inbetriebnahme der sterilisierten Kohle dafür Sorge getragen, daß nach der Sterilisation keine Keime auf die Kohle aufgebracht werden konnten.

Eine Untersuchung des durch 7 mg/l Chlorzusatz entkeimten Wassers, mit dem die Kohle nach ihrer Sterilisation beaufschlagt wurde, ergab nach Filtration von 500 Liter durch ein entsprechendes Membranfilter auch nach einer Bebrü- tungszeit von 120 Stunden keinen Keimnachweis.

Dieses von uns stark gechlorte Wasser, das dieser sterilisierten Aktivkohle über 14 Tage zugeführt wurde, war also keimfrei. Hierin sehen wir eine Bestätigung unserer Theorie, nach der es nur dann möglich ist, Aktivkohlefilter im technischen Betrieb steril zu halten, wenn dafür Sorge getragen wird, daß das Wasser, mit dem diese Aktivkohlefilter beaufschlagt werden, tatsächlich keimfrei ist; eine Forderung, die allerdings nur in weitgehend kolloidfreiem Wasser und mit nicht unerheblichen Chlor- oder Ozonmengen erreicht werden kann.

Dipl.-Chem. Dr. HEINZ BERNHARDT
Wahnachtalsperrenverband
52 Siegburg
Kronprinzenstr. 13

Diskussion

Prof. Dr. NIEMITZ
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Herr Dr. BERNHARDT hat in seinem Beitrag etwas am Rande erwähnt, daß er gute Erfahrungen mit dem Chloraminverfahren zur Verhinderung der Wiederverkeimung im Rohrnetz gemacht hat. Ähnliches, wenn auch in schwächerem Maß, klang in dem Vortrag von Herrn Dr. ROOK an. Ich möchte das hier ausdrücklich noch einmal erwähnen, weil es in gewissem Widerspruch zu den sonst so ausgezeichneten Ausführungen von Herrn Dr. AXT steht, der meinte, man sollte die Oxydationskraft des Chlors nicht durch Zusatz von Ammoniak brechen. Das ist sicherlich richtig, wenn es darum geht, die Oxydationskraft des Chlors nicht nur zur Desinfektion, sondern auch zur Oxydation der organischen Substanz auszunutzen, was mit dem Chloramin kaum möglich ist. Ich möchte hier nun nicht etwa die Ansicht vertreten, die auf dieser Veranstaltung offenkundig gewordene Tendenz, die organische Substanz so weit wie möglich im Zuge der Aufbereitung herauszuholen, sei falsch, da man ja die Wiederverkeimung durch ein solches Verfahren einigermaßen in Schranken halten könne. Aber als Zwischenlösung und in Fällen besonders schwieriger Aufbereitungsprobleme scheint mit das Chlordiamin- oder auch das Chlordioxidverfahren doch einen gewissen Wert zu haben.

Dr. MEHLS
Berkefeld-Filter GmbH

Die Erfahrungen des Vortragenden hinsichtlich der Wirkungslosigkeit der Desinfektion eines Kohlefilters mittels hoher Chlorung im Zulauf werden bestätigt. Auch

die gleiche Chlorbehandlung, aber als Rückspülung durchgeführt, brachte bei unseren Arbeiten keine befriedigenden Ergebnisse.

Wenn man ein Ausdämpfen oder eine Heißwasserspülung nicht durchführen will oder kann, empfiehlt es sich, das Bett mehrere Stunden unter einer 0,2%igen Formalinlösung stehen zu lassen, besser noch, diese langsam umzupumpen.

Dr. RÖSSNER
Hamburger Wasserwerke GmbH

Die HWW betreiben seit 13 Jahren eine große A-Kohlefilteranlage, in der keine Verkeimung nachweisbar ist. Die A-Kohle wird mit einem Langsandsandfiltrat beaufschlagt, das einstellige Keimzahlen enthält und die A-Kohle mit denselben Zahlen an Keimen verläßt. Im Spülwasser der Anlage werden jedoch drei- bis vierstellige Keimzahlen nachgewiesen.

Prof. Dr. LUDWIG WOLFF
Staatliches Institut für Hygiene und Infektionskrankheiten, Saarbrücken

Bei allen Referaten über die Wiederverkeimung ist über die Art der Keime nichts gesagt. Aus eigenen Erfahrungen glaube ich, daß es zweckmäßig ist, die Keime wenigstens in etwa zu bestimmen; denn bei Wiederverkeimungen spielen auch sicher ökologische Verhältnisse und spezifisches biologisches Verhalten der Mikroben eine Rolle.

Monokulturen von Pseudomonaden, ihre hohe Resistenz gegenüber Desinfizienten, Nährbedarf, Stoffwechselbesonderheiten, können die Wiederverkeimung bedingen oder unterstützen.

Dr. SCHUBERT
Hygiene-Institut der Universität Bonn

Bei den nach Passage durch das Aktivkohlefilter im Grundwasserwerk des WTV festgestellten hohen Keimzahlen handelt es sich bei über 90 % der angezüchteten Kolonien um Pseudomonaden. In einem geringen Prozentsatz wurden Flavobakterien beobachtet.

Wiederkeimung ozonisierter Schnellfiltrate im Rohrnetz

Von K. DIETLICHER

1. Einleitung

An der Tagung über die Desinfektion von Trinkwasser am Bundesgesundheitsamt in Berlin wurde mit Wissenschaftlern des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene die Frage der Ursache der Keimvermehrung in Rohrnetzen mit ozonisiertem Oberflächenwasser besprochen und dabei Zahlenmaterial der kurz vorher abgeschlossenen Versuche in Zürich gezeigt. Diese im Sommer und Herbst 1968 im Seewasserwerk II unter Betriebsbedingungen durchgeführten Versuche konnten nicht mit der gewünschten Großzügigkeit durchgeführt werden und sind leider lückenhaft und wenig wissenschaftlich. Es lag dies zum Teil in der Unkenntnis der zu erwartenden Resultate sowie an Anordnung, Dichte und Zweckmäßigkeit der vorhandenen Probestellen und der Häufigkeit der Kontrollproben, der sehr enge Grenzen gesetzt waren. Zum anderen Teil mußte das Werk unter praktischen Betriebsverhältnissen gefahren werden, und es konnten nicht beliebig hohe Keimzahlen im Netz hingenommen werden. Die Resultate der beiden Versuchsreihen lassen in ihrer Widersprüchlichkeit noch keine Interpretation zu und waren vor allem nicht für eine Veröffentlichung gedacht. Trotzdem oder gerade deswegen wurden wir gebeten, über die Erscheinungen in unserem Werk den an der Tagung teilnehmenden Fachleuten zu berichten.

2. Betriebsverhältnisse in Zürich

Die Wasserversorgung Zürich besitzt vier Hauptlieferwerke mit einer totalen Spitzenleistung von 330 000 m³/T für die Belieferung der 435 000 Einwohner der Stadt und für die Abgabe von Zusatzwasser an die umliegenden Nachbargemeinden. Das Wasser wird in einem 900 km langen Leitungsnetz über 20 Stufenpumpwerke an 17 verschiedene Druckzonen verteilt. Für die Lieferung stehen zwei Seewasserwerke, ein Grund- und ein Quellwasserwerk zur Verfügung. Es gibt im Versorgungsnetz Gebiete, die unvermisches Wasser aus nur einem Lieferwerk erhalten (Abb. 1). Zum überwiegenden Teil gelangt aber ein variables Gemisch aus verschiedenen Wässern zur Abgabe. Als Besonderheit ist zu vermerken, daß das eine Seewasserwerk sowie das Grund- und Quellwasserwerk ohne chemische Entkeimung des Wassers arbeiten und daß auch keine Sicherheitschlorung für den Transport im Netz erfolgt. Die Erfahrungen sind trotz Neubauten, Reparaturen und großen Netzerweiterungen gut, und die bakteriologischen Befunde liegen in der Regel weit unter der zulässigen Gesamtkeimzahl von 300 Keimen je Milliliter (Tab. 1).

3. Wasseraufbereitung im Seewasserwerk II

Die Aufbereitung des Rohwassers des 1960 in Betrieb genommenen Seewasserwerkes II geschieht in zwei Stufen. In einem ersten Prozeß wird das



Abb. 1

Wasser in Schnellfiltern mechanisch von Plankton und Schwebestoffen gereinigt. Für die nachfolgende Entkeimung stehen zwei Verfahren zur Verfügung, die getrennt voneinander eingesetzt werden. Ungefähr zwei Drittel des anfallenden Schnellfiltrates werden biologisch mit Langsamfiltern behandelt, während das restliche Drittel mit Chlorgas entkeimt wird. Nach dem Aufbereitungsprozeß werden das langsamfiltrierte und das chlorierte Wasser gemischt, wobei im abgehenden Mischwasser noch ein Restchlorgehalt von etwa 0,05 mg/l angestrebt wird (Tab. 2). Mit diesem sehr wirtschaftlichen Verfahren wurden gute Resultate erzielt. Es zeigte sich jedoch, daß das Mischfiltrat bei großen Belastungen und weiterer Verschlechterung der Rohwasserqualität auf die Dauer nicht befriedigen kann und Schwierigkeiten in der Aufbereitung wie auch weitere Rohrbeläge befürchtet werden müssen. Es wurde deshalb 1967 eine neue Versuchsanlage geplant, in welcher verschiedene Aufbereitungsverfahren nebeneinander im halbtechni-

Tab. 1

Grundwasserwerk Hardhof

(natürliches Uferfiltrat, nicht chloriert)

Probestellen		ab Werk	Hauptleitungen				Verteilnetz	
		H I	H 2	H 3	H 4	H II	H 3I	
Distanz ab Werk	km	0	3.0	3.8	5.5	2.0	5.7	
I.Okt.66-30.Sept.67								
Temperaturen	Proben	43	51	51	51	26	24	
°C	Min.	100	97	94	95	104	83	
	Mittel	11.8	11.4	11.4	11.4	12.2	11.5	
	Max.	137	139	136	140	146	152	
Keimzahlen 3.Tag	Proben	43	51	51	50	26	24	
PC-Agar 20°C	Min	0	0	0	0	0	1	
	Mittel	1	2	4	8	1	6	
	Max.	3	22	34	27	5	21	
I.Okt.67-30.Sept.68								
Temperaturen	Proben	49	49	52	52	26	26	
°C	Min.	99	99	94	93	83	85	
	Mittel	121	11.6	11.1	11.2	122	11.6	
	Max.	141	140	138	140	143	145	
Keimzahlen 3.Tag	Proben	48	52	52	51	23	25	
PC- Agar 20°C	Min.	0	0	0	0	0	2	
	Mittel	8	3	6	10	3	9	
	Max.	53	21	52	41	8	28	

Seewasserwerk I Moos

(langsame Sandfiltration, nicht chloriert)

Probestellen		ab Werk		Hauptleitungen			Verteilnetz	
		Rohw.	M1	M2	M3	M2I	M3I	
Distanz ab Werk	km		0	6.8	6.9	6.1	6.2	
I.Okt.66-30.Sept.67								
Temperaturen	Proben	5.2	5.2	5.1	5.1	2.6	2.5	
°C	Min.	4.3	4.3	5.0	4.8	5.3	4.7	
	Mittel	5.7	5.8	6.6	6.5	8.7	8.9	
	Max.	7.4	7.1	7.9	7.6	12.8	14.9	
Keimzahlen 3.Tag	Proben	5.2	103	50	50	2.5	2.3	
PC-Agar 20°C	Min.	80	0	1	0	0	2	
	Mittel	595	7	7	5	7	7	
	Max.	2.820	54	30	16	18	22	
I.Okt.67-30.Sept.68								
Temperaturen	Proben	5.3	5.3	5.2	5.2	2.8	2.8	
°C	Min.	4.0	4.0	4.8	4.4	4.6	4.0	
	Mittel	5.3	5.5	6.5	6.0	8.9	9.0	
	Max.	7.0	7.1	9.0	7.4	12.2	14.2	
Keimzahlen 3.Tag	Proben	5.2	5.3	5.2	5.2	2.7	2.8	
PC-Agar 20°C	Min.	11	0	0	0	3	0	
	Mittel	844	8	8	6	8	9	
	Max.	6.900	77	35	21	14	32	

Seewasserwerk II Lengg

Verhältnisse vor Inbetriebnahme der Ozonanlage
Mittel- und Grenzwerte der Vergleichsperioden

Probestellen	Roh- wasser L 00	Rein- filtrat L 01	Chem. Desinfektion		ab Werk		Hauptleitungen				Verteilnetz					
			Dosierung	L 02	theoret. L 03	L 1	L 2	L 3	L 4	L II	L 2I	L 3I	L 2II	L 2I2	L 2OI	L 2O2
Distanz ab Werk	km.					0	2.6	6.8	11.1	0.8	2.8	9.3	5.3	6.1	4.8	7.1
I.Okt.66-30.Sept.67																
Reinfiltrat und chloriertes Schnellfiltrat 2,6:1																
Temperaturen	Proben	52		52		52	51	51			26	26	51	17	51	26
°C	Min.	41		46		45	4.7	46			4.7	42	4.7	6.4	44	49
	Mittel	54		59		58	6.3	65			89	7.9	7.7	98	62	89
	Max.	71		78		72	7.7	90			149	11.0	105	12.1	7.7	134
Chlor mg/l	Proben		365	50		102	50	48		50			50		49	
	Min.		0360	0250		0'010	0	0		0'010			0		0	
	Mittel		0550	0352	0097	0'055	0'014	0007		0028			0006		0006	
	Max.		0690	0'600		0220	0'030	0020		0090			0020		0025	
Keimzahlen 3.Tag	Proben	52	333	102		102	51	51		51	26	26	51	17	51	26
PC-Agar 20°C	Min.	100	0	0		0	0	0		0	0	1	0	2	0	1
	Mittel	919	11	2	8	3	4	7		3	13	13	8	14	9	13
	Max.	5800	86	16		22	19	48		42	102	51	62	62	35	89
I.Okt.67- 17. Juni 68																
Reinfiltrat allein																
Temperaturen	Proben	38				37	37	37				19	38	10	35	19
°C	Min	4.3				43	4.3	46				4.4	4.7	7.9	4.1	4.5
	Mittel	5.2				54	5.6	62				7.0	6.7	9.1	5.6	7.3
	Max.	6.9				7.0	7.7	102				10.8	9.7	10.6	8.0	11.3
Keimzahlen 3.Tag	Proben	40	237			39	37	37	27	38	19		38	10	35	19
PC-Agar 20°C	Min	120	0			1	5	3	6	4	5	4	3	5	4	6
	Mittel	749	7		7	11	10	9	15	13	29	10	13	18	13	10
	Max.	3200	30			25	24	17	40	59	164	27	44	61	26	26

Tab. 2

schen Maßstab geprüft und mit dem klassischen Langsamfiltrat verglichen werden können.

4. Phenolunfall

Während dieser Vorbereitungen ereignete sich am 20. September 1967 der bekannte Phenolunfall. Durch eine Reihe unglücklicher Umstände wurde damals aus einem Großbetrieb für chemische Behandlung von Textilien Phenol oberhalb unserer Fassungen in den See eingeleitet. Das Phenol gelangte in stark verdünnter Form mit dem Seewasser in die beiden Seewasserwerke. Zusammen mit der für die Desinfektion notwendigen Zugabe von Chlorgas im Seewasserwerk II ergab sich eine Chlorphenolwelle, die während drei Tagen eine massive Störung des Trinkwassers auf der rechten Stadtseite bewirkte.

Nach diesem Betriebsunfall stellte sich die Frage, wie das Werk sich in der Wasseraufbereitung wirkungsvoller schützen könne. Nach der kurzfristigen Stilllegung des Seewasserwerkes II wurde als erste Maßnahme die Chlorgasanlage außer Betrieb gesetzt und das Werk auf Teillast mit Langsamfiltern gefahren. Nach der Prüfung verschiedener Verfahren entschied man sich für eine Ozonanlage. Diese wurde im Winterhalbjahr in den vorhandenen Aufbereitungsanlagen eingebaut, um als großzügiges Provisorium die Zeit zu überbrücken, bis eine neue Verfahrenstechnik definitiv festgelegt ist.

5. Ozonanlage

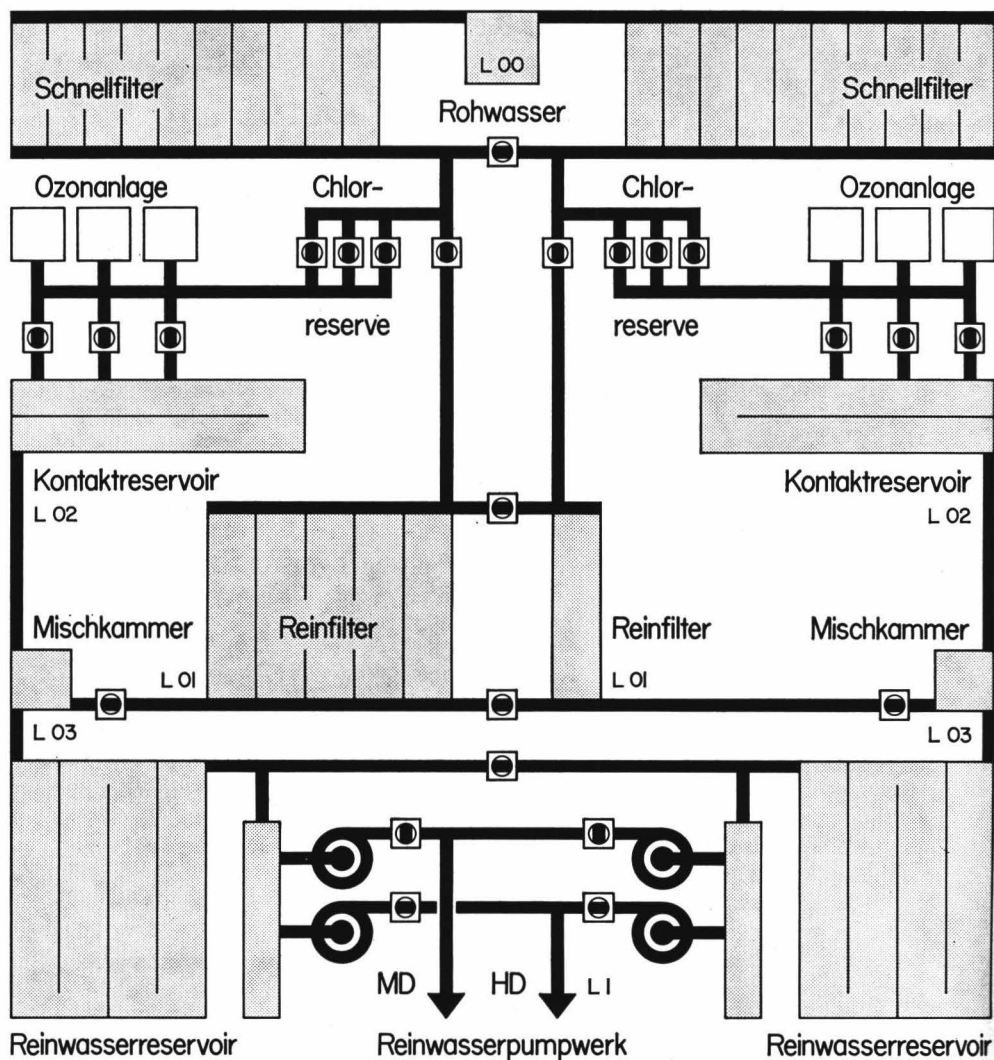
Die Ozonanlage wurde für eine Leistung von 3000 g Ozon je Stunde zur Entkeimung von 2000 m³ je Stunde Schnellfiltrat ausgelegt. Sie wurde im bestehenden Bau so angeordnet, daß die Begaser an den Anfang der vorhandenen Reaktionsbecken zu liegen kommen. So wird eine Aufenthaltsdauer des ozonisierten Schnellfiltrates von 1 bis 3 Stunden je nach Belastung gewährleistet, bevor das behandelte Wasser in die Mischkammer kommt (Abb. 2).

Die Anlage umfaßt eine Lufttrocknung mit Vorkühlung und Silikageltrocknern, in welcher die zu ozonisierende Luft auf einen Taupunkt von -40°C getrocknet wird. Für die Ozonerzeugung sind Vertikalröhrenkondensatoren für Hochspannung von 5500 bis 7200 V und einer Frequenz von 50 Hz eingebaut, die ein Luft-Ozon-Gemisch mit einer Konzentration von 15 g Ozon je Kubikmeter Luft erzeugen. Für die Einbringung wurden auf der einen Seite Stömbegaser und zu Vergleichszwecken auf der anderen Seite Rotationsbegaser installiert.

Die vorhandenen Chlorgasanlagen wurden aus taktischen und terminlichen Gründen nicht für eine mögliche Nachchlorung des ozonisierten Wassers umgebaut. Man wollte vielmehr das Erfordernis durch die ersten Betriebserfahrungen beweisen. Die Ozonanlage wurde unter großem Zeitdruck erstellt und mußte am 18. Juni 1968 sofort nach ihrer Fertigstellung aus betrieblichen Gründen eingesetzt werden, lange bevor die geplante Versuchsanlage betriebsbereit war.

6. Überlegungen zum Ozonbetrieb

Es war bekannt, daß bei ozonisiertem Grund- und Quellwasser in der Regel keine Immissionen im Leitungsnetz entstehen, während bei ozonisiertem Ober-



Schema der Wasseraufbereitung im Seewasserwerk II

Abb. 2

flächenwasser ohne nachfolgenden Chlorschutz in gewissen Fällen massive Keim-
erhöhungen auftreten. Um das letztere Phänomen zu erklären, gibt es unseres
Wissens zwei Arbeitshypothesen. Die erstere führt das Keimwachstum im Ver-
teilnetz auf verschmutzte Leitungsröhre zurück. Diese Verschmutzungen können
sowohl von Bauarbeiten herrühren als auch von Rohrbelägen, die durch unge-
nügen aufbereitetes Oberflächenwasser entstehen. Die andere Hypothese führt
die Wiederverkeimung auf das Nährstoffangebot im Oberflächenwasser zurück,

das es den wenigen, die Desinfektion überlebenden saprophyten Keimen ermöglicht, sich wieder zu vermehren.

Daß schnellfiltriertes Oberflächenwasser im Rohrnetz zu Belagsbildungen neigt, wissen wir aus eigener Erfahrung. Wir hatten nach dem Phenolunfall auch Bedenken, ein nichtchloriertes Langsamfiltrat in die vom früheren Mischwasserbetrieb verunreinigten Rohre zu geben. Die bakteriologischen Resultate waren dann aber sehr günstig (Tab. 2) und im ganzen Netz nur unwesentlich höher als in den sauberen Netzteilen mit unchloriertem Wasser aus dem Seewasserwerk I und dem Grundwasserwerk Hardhof (Tab. 1) oder beim früher chlorierten Mischwasser aus dem Seewasserwerk II (Tab. 2). Wir glaubten damit die Theorie verneinen zu können, wonach die verschmutzte Rohrwand als Nährmedium für die überlebenden Keime in Frage komme, denn sonst hätte auch ein keimarmes unchloriertes Langsamfiltrat wieder aufkeimen müssen. Zu den Reihenuntersuchungen im Netz und der Auswertung der entsprechenden Mittelwerte ist noch zu bemerken, daß drei zusätzliche Faktoren die Gesetzmäßigkeit der Keimzahlen und die unbekannte Zeitverschiebung. Die anderen beiden Faktoren sind die Temperaturveränderungen im Rohrnetz durch Rohrreibung und Bodenwärme sowie die Immissionen durch Leitungsbaustellen, welche die Netzkeimzahlen verändern können.

Die zweite Theorie, wonach bei ozonisiertem Oberflächenwasser organisch gelöstes Material weiterverfrachtet wird, das ohne zusätzlichen Chlorschutz den vereinzelt durchgeschleusten Bakterien als Nährsubstrat dient, kann an verschiedenen Beispielen belegt werden. Es gibt aber auch Seewasserwerke, die nach der Ozonisierung ohne zusätzliche Chlorung auskommen. Eine weitere Unsicherheit besteht bei der Interpretation unserer äußerst günstigen Netzkeimzahlen beim unchlorierten Langsamfiltrat des Seewasserwerkes I (Tab. 1), wo sicher auch noch mikrobiell nutzbare Substanzen vorhanden sind, oder bei den Resultaten mit dem Mischwasser des Seewasserwerkes II, wo eine nichtlangsamfiltrierte Komponente bei Netzchlorwerten von weniger als 0,01 mg je Liter, die in der Regel keine desinfizierende Wirkung mehr haben, kein Wiederaufkeimen beobachtet werden kann (Tab. 2). Leider und zum Teil aus begreiflichen Gründen sind zu allen Fällen fast keine konkret vergleichbaren Keimzahlen von Lieferfirmen oder anderen Werken erhältlich.

Aus diesen Überlegungen wurden im Einverständnis mit den zuständigen Kontrollinstanzen die ersten beiden Ozonversuche ohne Nachchlorierung durchgeführt. Man hoffte, einerseits zu den Werken zu gehören, die ohne Nachchlorierung arbeiten können, oder im negativen Fall wenigstens einen Einblick in die Mechanik der Wiederaufkeimung des ozonisierten Wassers zu gewinnen. Der Stadtchemiker ermöglichte durch seine großzügige und tolerante Haltung die Sammlung des nachstehenden Materials, das in seinen Laboratorien mit viel Zusatzarbeit ermittelt wurde.

7. Versuchsbetrieb

Eine erste Versuchsreihe wurde am 18. Juni 1968 begonnen und nach 48 Tagen abgebrochen. Es wurden bei einer mittleren Leistung von $59\,000\text{ m}^3/\text{T}$ 1,6 Teile Langsamfiltrat mit 1 Teil ozonisiertem Schnellfiltrat gemischt. Die eingebrachte Ozonmenge betrug während der ersten 28 Tage etwa 0,6 mg je Liter Wasser und wurde im zweiten Teil auf 1,1 mg je Liter Wasser gesteigert bei einer

gleichmäßigen Ozonkonzentration von 15 g je Kubikmeter Luft. Um die starke Wiederaufkeimung im Leitungsnetz einzudämmen, wurden vom 24. Tag an 0,1 mg Chlor je Liter Wasser in Form von Javelwasser vor den Förderpumpen zugesetzt. Für die Überwachung der Keimzahlen wurden die normalen Kontrollstellen im Werk und im Leitungsnetz eingesetzt, die leider nur im normalen Turnus von einer bzw. zwei Wochen bakteriologisch untersucht werden konnten.

Nach einem dreiwöchigen Chlorbetrieb wurde am 26. August 1968 eine zweite Versuchsreihe von 49 Tagen Dauer gefahren und mit einer mittleren Liefermenge von 48 000 m³/T bei einem gleichen Mischungsverhältnis von 1,6 Teilen Langsamfiltrat zu 1 Teil ozonisiertem Schnellfiltrat. Die Ozonzugabe wurde konstant auf etwa 1,5 mg je Liter Wasser gehalten, bei einer gleichen Ozonkonzentration von 15 g je Kubikmeter Luft. Die Probestellen wurden beibehalten, dagegen wurde die Anzahl der bakteriologischen Untersuchungen je Stelle auf drei bis vier je Woche gesteigert, um einen besseren Einblick zu erhalten und die normale Streuung etwas zu eliminieren. Im weiteren wurden am 29. Versuchstag innerhalb 3 Stunden 40 Proben an laufenden Brunnen erhoben, um die Keimverteilung im ganzen Versorgungsgebiet der Hochdruckzone zu bestimmen. Als zusätzliche Untersuchung wurde am 28. Versuchstag ein Zwischenreservoir mit 3000 m³ Inhalt außer Betrieb gesetzt, um darin die Keimzahlveränderung bei stagnierendem Wasser während 42 Tagen bis zum 4. November zu verfolgen. Nach Abbruch der Versuchsserie wurde wiederum eine dreiwöchige Chlorphase eingeschaltet und ab 4. November 1968 ein intermittierender Betrieb eingeleitet, wo regelmäßig nach sechs Tagen Ozonbetrieb ein Tag mit Chlor gefahren wird.

8. Versuchsergebnisse

Es wurde bei allen Probestellen die Gesamtkeimzahl je Milliliter auf Plate Count Agar bestimmt, wobei die Proben während drei Tagen bei 20 °C bebrütet wurden. Für die Bestimmung der coliformen Keime wurde die Membranfiltermethode mit Endo-Agar und einer Bebrütungsdauer von zwei Tagen bei 37 °C eingesetzt. Die bakteriologischen Proben auf dem Werk wurden mit Natriumthiosulfatlösung behandelt, während die Netzproben normal erhoben wurden. Bei den nachstehend aufgeführten Keimzahlen (Tab. 3 und 4) handelt es sich immer um die Gesamtkeimzahl je Milliliter. Es darf als kleine Beruhigung zu den ungewohnt hohen Keimzahlen bemerkt werden, daß es sich um harmlose Saprophyten handelt und daß bei allen Proben von aufbereitetem Wasser kein einziger coliformer Keim nachgewiesen werden konnte.

8.1 Lieferwerk

In den beiden Versuchsserien war die Rohwasserkeimzahl L00 gering und lag mit je einer Schwankung nach unten im Mittel um 300/ml. Die Reinfiler L01 arbeiteten normal und lieferten Keimzahlen um 10/ml. Die Ozonanlage L02 lieferte in der ersten Serie während vier Wochen bei einer Dosierung von 0,6 mg O₃/l am Ende der Kontaktreservoirs nach etwa zweieinhalb Stunden Aufenthaltsdauer noch Keimzahlen von etwa 40, trotz der sehr kleinen Rohwasserwerte. Erst bei Ozonzugaben von 1,1 mg/l waren sie unter 5. Bei der zweiten Serie, in der 1,5 mg O₃/l zudosiert wurden, sanken die Keimzahlen auf einen Mittelwert von 2. Beim Mischen mit dem Langsamfiltrat hatten alle ozonisierten Wasser noch einen Ozonüberschuß, und beide Wasserarten hatten kleine Keimzahlen. Die

Seewasserwerk II Lengg

Versuche mit der Ozonanlage, Serie I

Reinfiltrat und ozonisiertes Schnellfiltrat Mischung 1:6:1

Probestellen	Roh- wasser LOO	Rein- filtrat L UI	Chem. Desinfektion		ab Werk		Hauptleitungen				Verteilnetz					
			Dosierung mg O ₃ /l	LO2	theoret. L O3	L I	L 2	L 3	L 4	L II	L 2I	L 3I	L 2II	L 2I2	L 2OI	L 2O2
Distanz ab Werk	km					0	26	68	11,1	0,8	2,8	9,3	5,3	6,1	4,8	7,1
18. Juni 68 - 5. Aug. 68																
a) Periodenmittel (48 Tage)																
Temperaturen	Proben	49				49	7	7			4	4	7	4	7	4
°C	Min.	50				55	57	66			145	94	83	101	63	113
	Mittel	53				59	58	69			153	100	92	109	65	116
	Max.	58				68	59	72			164	104	100	117	68	121
Ozon mg/l	Proben		46	49		49										
	Min.		0'300	0'010		0'000										
	Mittel		0840	0130	0050	0'000										
	Max.		1'420	0320		0'000										
Keimzahlen 3.Tag	Proben	7	42	10		7	7	7	7	7	4	4	7	4	7	4
PC-Agar 20°C	Min.	80	0	0		0	3	12	16	0	205	423	13	840	6	330
	Mittel	340	10	18	13	10	94	992	891	253	387	2'402	2762	6420	840	1'103
	Max.	640	44	44		40	358	2'448	2'226	1'148	618	4'428	11'776	13'056	2'318	1'980
b) Wochenmittel (1-2 Proben)																
Keimzahlen 3 Tag (PC-Agar 20°C)																
18. 6.	Beginn	440	6	—	6	6	9	9	7	4	5	5	11	6	9	5
19. 6. - 25. 6.	1. Woche	420	11	0,64	10	11	3	12	16	12	—	—	13	—	6	—
26. 6. - 2. 7.	2. Woche	460	9	0,48	18	9	33	194	260	360	618	1'174	114	2184	99	1'404
3. 7. - 9. 7.	3. Woche	220	7	0,62	25	40	86	682	466	1'148	—	—	1'632	—	586	—
10. 7. - 16. 7. *	4. Woche	80	10	0,64	22	12	358	1'404	2'226	55	388	423	2442	840	1'116	330
17. 7. - 23. 7. *	5. Woche	640	5	1,15	5	2	38	404	648	57	—	—	660	—	204	—
24. 7. - 30. 7. *	6. Woche	360	2	1,31	2	0	82	2'448	820	140	336	3'584	11'776	1'548	1'980	—
31. 7. - 5. 8. *	7. Woche	200	12	0,89	8	0	62	1'800	1'800	0	205	4428	2'700	13'056	2'318	698
* ab 11. 7. mit 0,1 mg Cl ₂ /l bei L I nachchloriert																

Tab. 3

Seewasserwerk I Lengg

Versuche mit der Ozonanlage, Serie 2

Reinfiltrat und ozonisiertes Schnelfiltrat Mischung 1:6:1

Probestellen	Distanz ab Werk km	Roh- wasser L 00	Rein- filtrat L 01	Chem. Desinfektion		ab Werk		Hauptleitungen				Verteilnetz					
				Dosierung mgO ₃ /l	L 02	theoret. L 03	L 1	L 2	L 3	L 4	L 11	L 21	L 31	L 211	L 212	L 201	L 202
						0	0	2.6	6.8	11.1	0.8	2.8	9.3	5.3	6.1	4.8	7.1
26. Aug. 68 - 14. Okt. 68																	
a) Periodenmittel (49 Tage)																	
Temperaturen	Proben	50					50	20	20	7	16	20	20	20	14	20	20
°C	Min.	52					59	60	67	74	91	120	85	84	100	68	107
	Mittel	56					63	63	7.1	7.7	94	137	93	88	104	70	11.4
	Max.	60					70	67	75	8.1	98	158	99	91	107	74	120
Ozon mg/l	Proben			49	100		49										
	Min.			1410	0150		0000										
	Mittel			1490	0255	0099	0000										
	Max.			1840	0400		0000										
Keimzahlen 3.Tag	Proben	22	47		47		22	22	22	22	22	21	22	22	16	22	22
PC - Agar 20 °C	Min.	40	0		0		8	0	0	2	0	6	0	1	0	0	1
	Mittel	272	11		2		249	536	1037	1126	547	1153	931	1941	1376	5218	11083
	Max.	480	33		7		1024	4608	6528	3584	2688	3924	3840	11904	8072	15016	62784
b) Wochenmittel (3-4 Proben)																	
Keimzahlen 3.Tag (PC-Agar 20°C)																	
26.8.	Beginn	300	14	-	1		1	0	0	0	5	14	2	1	13	0	11
27.8. - 2.9.	1. Woche	275	14	1.44	4		20	6	10	43	18	14	37	77	192	70	1399
3.9. - 9.9.	2. Woche	247	8	1.51	8		65	17	26	55	13	30	24	574	1367	325	3518
10.9. - 16.9.	3. Woche	373	14	1.57	2		187	185	269	239	95	1260	370	2160	4789	8432	28132
17.9. - 23.9.	4. Woche	380	8	1.52	1		77	93	178	1309	10	707	293	286	775	5163	18902
24.9. - 30.9.	5. Woche	170	15	1.48	3		368	325	549	1247	550	954	492	308	1	3328	4042
1.10. - 7.10.	6. Woche	260	12	1.47	3		494	1050	2439	2311	1241	2773	2530	3215	1	10040	10624
8.10. - 14.10.	7. Woche	207	10	1.47	1		589	2246	4136	3035	2036	2645	3072	7595	1	10880	14190

Tab. 4

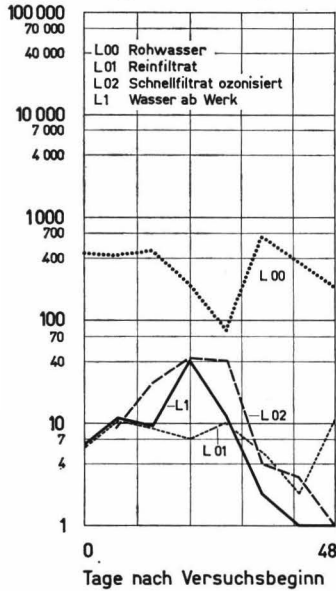
Seewasserwerk II Lengg

Versuche mit der Ozonanlage

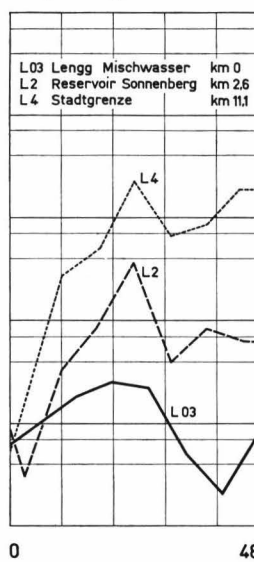
Entwicklung der Gesamtkeimzahl im Haupt- und Verteilnetz

Serie 1

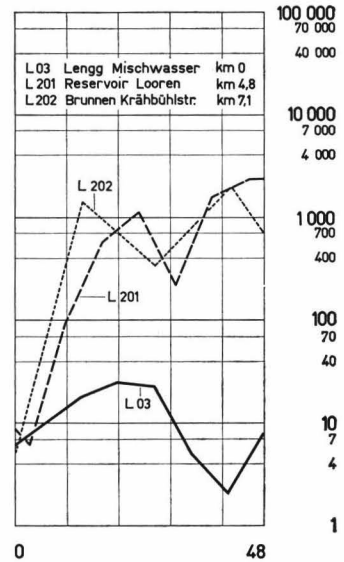
Lengg Aufbereitung



Hauptleitungen



Verteilnetz



Serie 2

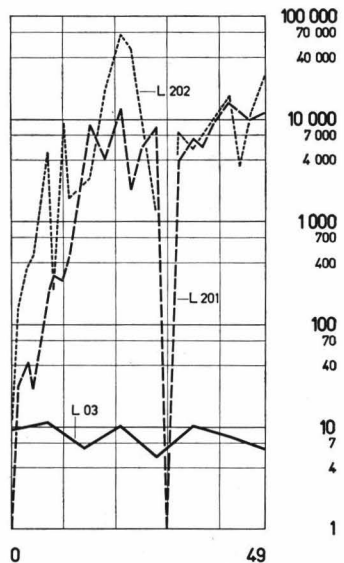
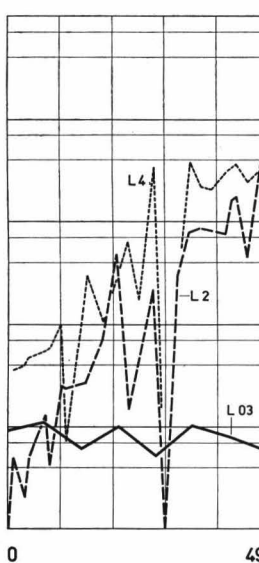
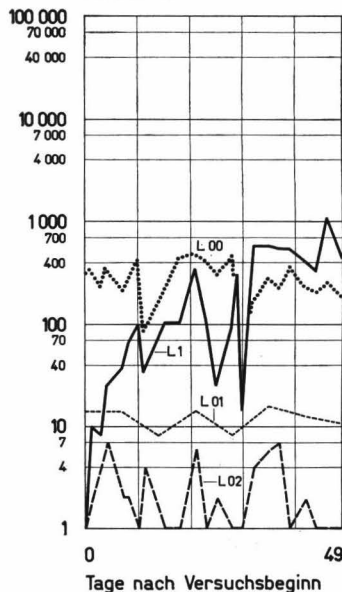


Abb. 3

Keimzahlen für die Mischstelle L03 mußten berechnet werden, da dort keine Probenahme möglich war. Zwischen den Mischkammern und der Abgabe an das Netz liegen die Reinwasserreservoirs der Filteranlage Lengg. Die mittlere Aufenthaltzeit beträgt im Durchschnitt 4 Stunden. Interessant verhalten sich die Abgabekeimzahlen. In den ersten drei Wochen der ersten Serie stiegen sie von 6 auf 40 (die Zahlen der späteren vier Wochen können wegen des Chlorzusatzes nicht mehr verglichen werden). Bei der zweiten Serie stiegen sie im gleichen Zeitraum von drei Wochen und bei wesentlich kleineren Mischwasserkeimzahlen von 1 auf 187 und erreichten am Ende Werte von 1000, während die Rohwasserkeimzahlen bei 200 lagen.

8.2 Verteilsystem

Für die Darstellung wurden die Resultate entlang den großkalibrigen Hauptleitungen mit kleinen Temperaturerhöhungen gegenüber dem Lieferwerk von jenen im eigentlichen Verteilnetz mit größeren Temperaturerhöhungen getrennt. In beiden Serien sind die Keimzahlen im Verteilnetz wesentlich höher als im Hauptverteilsystem, auch wenn die zusätzlichen Fließstrecken von den Verteilknoten aus nicht bedeutend sind. In der ersten Serie stiegen die Keimzahlen in den ersten drei Wochen gleichmäßig an und erreichten Spitzenwerte von 2000 (Abb. 3). Nach dem Chlorzusatz von 0,1 mg je Liter Wasser sinken die Keimzahlen bei den werknahen Probestellen deutlich ab, während sie bei den entfernteren Probestellen nach einem kurzen Rückgang weiter anstiegen und Höchstwerte von 13 000 erreichen. Es ist dabei zu bemerken, daß der Wasserdurchsatz im Verhältnis zum Leitungs- und Reservoirinhalt groß und in allen drei beobachteten Verteilzonen der Wasseraustausch theoretisch in 12 bis 24 Stunden vollzogen ist.

In der zweiten Serie war der Keimanstieg in den ersten 23 Tagen ähnlich wie in der ersten Vergleichsperiode mit Ausnahme der Probestellen L201 und L202, die Höchstwerte von 62 000 Keimen je Milliliter erreichten. Eigenartig war ein plötzlicher Keimrückgang bis auf Werte unter 10 zwischen dem 22. und 32. Tag, der sich durch alle Probestellen und bei fünf Probedaten nachweisen läßt und für den es auf der Produktionsseite bis jetzt keine Erklärung gibt. Nach einigen Tagen trat wieder ein massiver Anstieg ein, wobei beim Abschluß der Serie im Hauptverteilsystem höhere Werte und in den kleinen Druckzonen ähnliche Werte wie beim ersten Maximum erreicht wurden. Am 29. Tag der zweiten Serie wurde ein Zusatzprogramm eingeschaltet, das möglichst viele Probestellen in der Hochdruckzone umfaßte, um die Verteilung der Keimzahlen zu verfolgen. Das Programm wurde im Anstieg auf das erste Maximum festgelegt und kam dann leider in den steilen Keimabfall zu liegen. Es kann für die 40 Proben, die gleichzeitig erhoben wurden, vorerst keine Gesetzmäßigkeit nachgewiesen werden, und zwar weder für die Transportlänge noch für die Temperaturerhöhung (Abb. 5). Dagegen lassen sich bei den über die ganze Versuchsdauer beobachteten Probestellen gute Tendenzbilder für die Keimentwicklung in Abhängigkeit vom Fließweg zeigen (Abb. 4).

Als letztes wurde noch ein verkeimtes Reservoir mit 3000 m³ Inhalt am 28. Versuchstag der zweiten Serie außer Betrieb gesetzt, um das Verhalten der Keimzahlen zu verfolgen. Die ersten Keimzahlen im Reservoir entsprechen den

Seewasserwerk II Lengg

Versuche mit der Ozonanlage

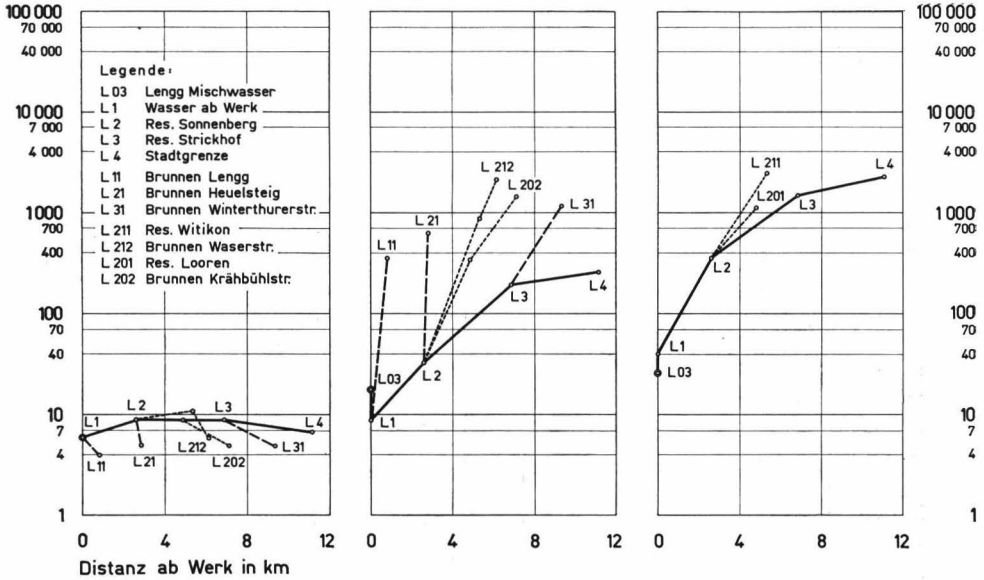
Entwicklung der Gesamtkeimzahl im Leitungsnetz

Serie 1

Beginn

12. Tag

23. Tag



Serie 2

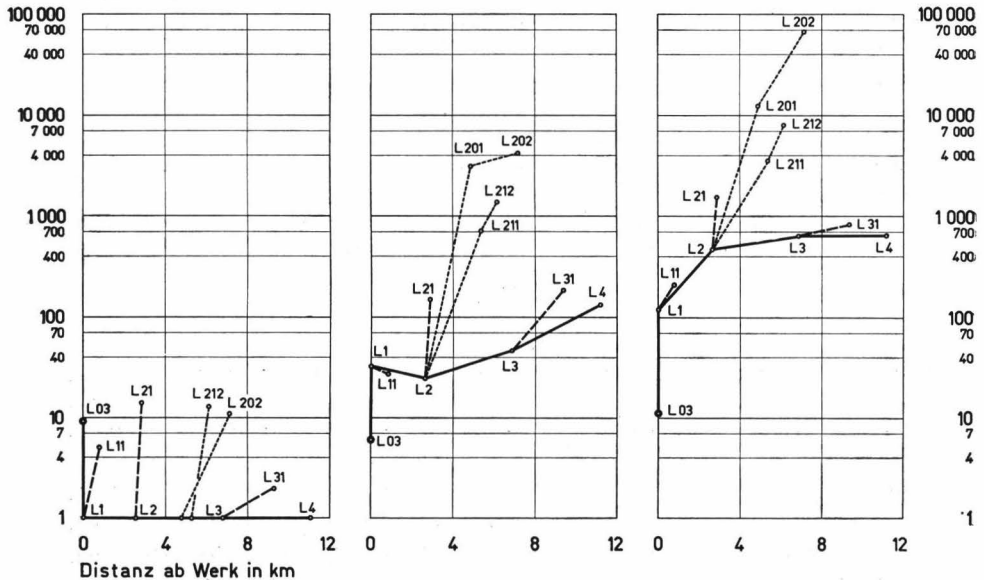


Abb. 4

Seewasserwerk II Lengg

Versuche mit der Ozonanlage

Gesamtkeimzahl im Leitungsnetz

am 29.Tag nach Versuchsbeginn

Serie 2

Hochdruckzone

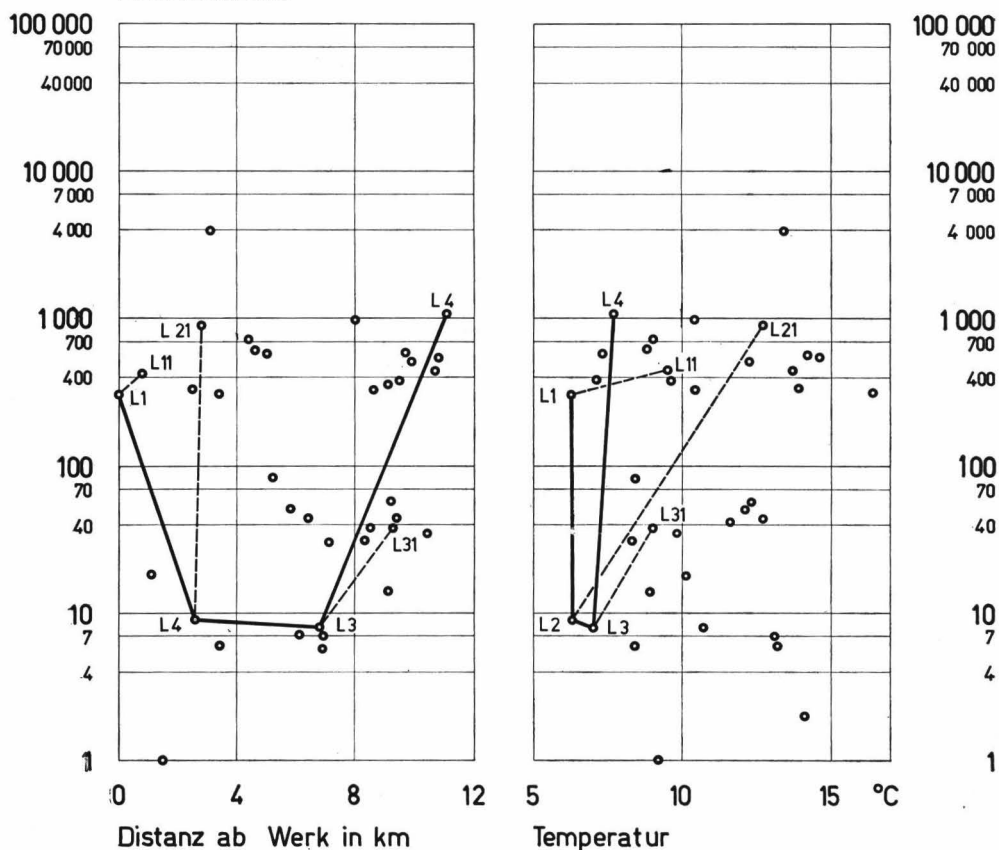


Abb. 5

hohen Zahlen des ersten Maximums. Sie fielen dann während 36 Tagen gesetzmäßig ab, um anschließend wiederum anzusteigen oder stabil zu werden. Leider sind in der Endphase drei Proben ausgefallen; es ist daher schwierig, mit dieser Lücke etwas über den Wendepunkt auszusagen (Abb. 6). Als Vergleich zum Keimrückgang im stagnierenden Behälter wurde in einem anderen logarithmischen Zeitmaßstab der plötzliche Keimrückgang an der Probestelle L212 aufgetragen, der ohne sichtbare Erklärung vom Lieferwerk aus und bei ständigem, zweimaligem Wasserumsatz je Tag ähnlich gesetzmäßig ablief (Abb. 6).

Seewasserwerk II Lengg

Versuche mit der Ozonanlage

Reduktion der Gesamtkeimzahl

Serie 2

Reservoir Schlössli

Ausser Betrieb

Brunnen Krähbühlstr.

Normalbetrieb

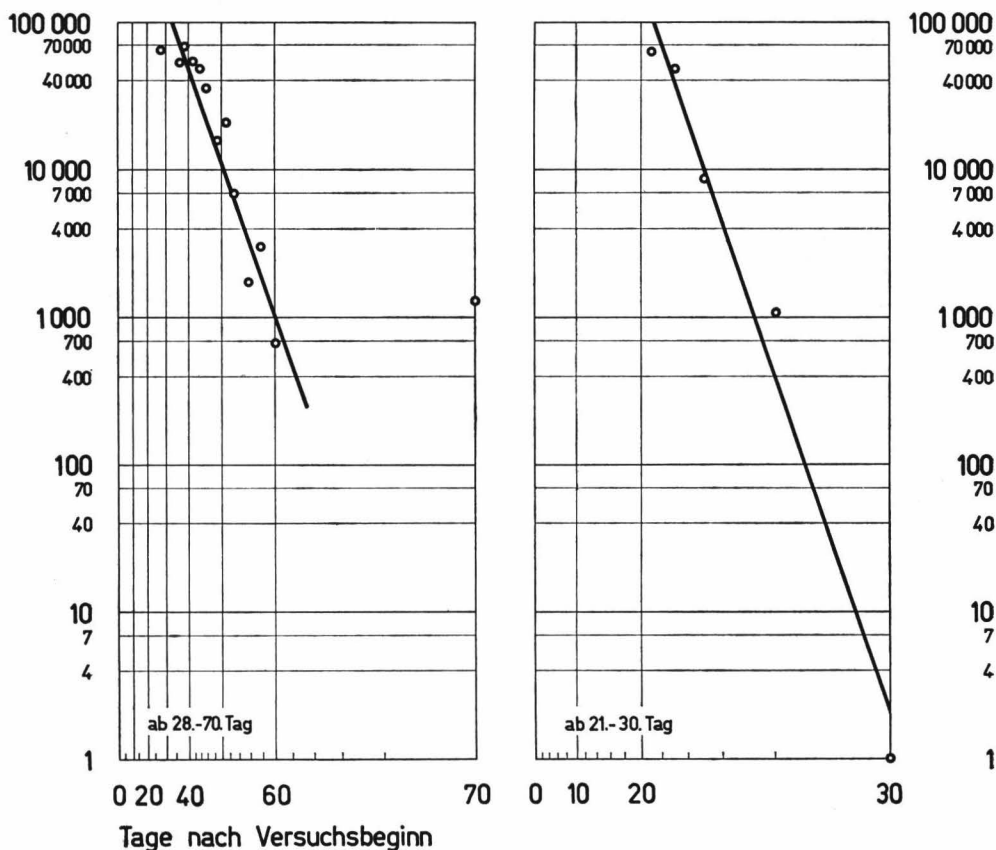


Abb. 6

9. Zusammenfassung

Auf vielseitigen Wunsch wurde das leider unvollständige und lückenhafte Zahlenmaterial, das in zwei improvisierten Versuchen „am Lebenden“ zusammengetragen wurde, dargestellt. Es ist begreiflicherweise kein Renommierstück, zeigt aber mit eindrucklicher Klarheit, daß in unserem Falle und beim Ozonbetrieb in der jetzigen Art ohne eine dauernde Schutzchlorierung oder periodisch

vorzunehmende Chlorstöße von genügender Dauer und Stärke kein keimfreies Leitungsnetz möglich ist.

Neben diesem sehr praktischen Resultat konnte aber die theoretisch interessantere Frage nach den Ursachen und Mechanismen der Wiederverkeimung nicht beantwortet werden, ja sie erscheint bei der großen Streuung der Resultate noch komplexer als vorher. Es spielen viele Fragen in diesen Problemkreis hinein, von denen hier nur einige stichwortartig aufgeführt seien. Es sind einerseits Nährstofffragen, wobei das Rohrnetz, das Wasser, die zur Ozonerzeugung verwendete Luft oder die Luft über den Reservoirren als Lieferant auftreten können, oder eventuelle Nährstoffumformungen oder Nährstoffanreicherungen, die durch den Ozonbetrieb selber bewirkt werden. Bei der Wasseraufbereitung ist es unsicher, inwieweit die Betriebsweise der Ozonisierung, die fehlende Nachfiltration oder ein Mischwasserproblem mitbestimmend sind, und im Rohrnetz sind es die unklaren Durchflußverhältnisse, die Temperaturveränderungen und die Zeitverschiebungen. Bei Wachstum der Bakterien im Leitungsnetz können dagegen Stagnation, Entwicklung entsprechend den Wachstumsformeln oder zyklisches Verhalten auftreten, wobei Nährstoffschwankungen oder nach neuesten Untersuchungen auch das Redoxpotential eine Rolle spielen.

Wir hoffen, daß wir in Zukunft noch eine Chance haben, einige dieser Fragen gezielter abklären zu können. Wer werden unser Problem aber vorerst mit Chlor zudecken. Das ist eine praktische und sichere Lösung, und man kann wieder „auf beiden Ohren schlafen“. Das Problem bleibt aber trotzdem bestehen!

Ing. K. DIETLICHER
Betriebsleiter der Wasserversorgung Zürich

Das Verhalten von Trinkwasser im Behälter Forstenrieder Park in seuchenhygienischer Hinsicht

Von I. ALEXANDER

Die Stadtwerke, Wasserwerke München, haben vor zwei Jahren einen neuen Behälter im Forstenrieder Park in Betrieb genommen. Dieser Behälter wurde nach modernen strömungstechnischen Gesichtspunkten gebaut, so daß keine Stagnationszonen im Wasser auftreten. Der Behälter besteht aus zwei Kammern mit je 65 000 m³ Fassungsvermögen, also insgesamt 130 000 m³.

Wir haben in unserem Behälter Kreuzpullach die Erfahrung gemacht, daß das auftretende Schwitzwasser sehr stark verkeimt. Bei diesem Behälter — er wurde 1933 bis 1936 gebaut — handelt es sich um vier Kammern mit insgesamt 100 000 m³ Fassungsvermögen. Der Behälter ist rechteckig gebaut und mit Leitwänden ausgestattet. An der Decke und den Wänden tritt zeitweise sehr starke Schwitzwasserbildung auf. Dieses Schwitzwasser kann sehr hohe Keimzahlen aufweisen. Wir konnten besonders nach Besichtigungen Keimzahlen von 10 000 Keime/ml und mehr nachweisen. Durch dieses Schwitzwasser tritt besonders an strömungstechnisch ungünstigen Stellen erhöhte Keimzahl im Wasser des Behälters auf.

Zur Vermeidung des Schwitzwassers wird im Behälter Forstenrieder Park die Luft im Behälter vorher aufbereitet und außerdem der Strömung des Wassers gemäß durch den Behälter geleitet. Die von außen zugeführte Luft wird über ein Grobfilter geleitet, auf die Wassertemperatur eingestellt und dann über Feinfilter filtriert. Erst nach Durchlaufen der Filteranlage wird die Luft in den Behälter geführt. Durch die Filtration wird die Luft staubfrei gemacht und durch die Temperaturregelung jegliche Schwitzwasserbildung vermieden. Wir konnten nun feststellen, daß durch die Luftfiltration keine Keimzahlerhöhung auch bei Stagnation des Wassers auftritt.

In Zusammenhang mit Dichtigkeitsprüfungen des Behälters wurde der Behälter voll aufgefüllt und zweimal sieben Tage lang außer Betrieb genommen. Wegen der Genauigkeit der Messungen mußte auch die Luftaufbereitung außer Betrieb genommen werden. Nach zwei Tagen zeigte sich bereits eine Erhöhung der Keimzahl von anfangs 0 Keimen/ml bis auf 300 Keime/ml in Gelatine bei 22 °C. Nach Wiederaufnahme des normalen Betriebes betrug die Keimzahl nach zwei Tagen wieder 0 Keime/ml in Gelatine bei 22 °C.

Im Laufe des vergangenen Jahres wurde im Behälter in Zusammenhang mit einer Rohrleitungsreparatur die Wasserzuführung abgestellt. Auch diesmal war der Behälter mit Wasser gefüllt, es stagnierte im Behälter, aber die Luftaufbereitung war voll in Betrieb. 14 Tage lang wurde der Behälter nicht durchströmt. Während der ganzen Zeit wurden laufend Keimzahlbestimmungen durchgeführt. Nach 14tägiger Stagnation und Luftfiltration betrug die Keimzahl immer noch 0 Keime/ml.

Diese Befunde sind wohl die Bestätigung der Ansicht, die gestern bereits geäußert wurde, daß die Luftkeime eine große Rolle bei der Verkeimung des

Wassers spielen können; zumindest bei Wässern, die, wie das Münchener Wasser, sehr wenig organische Stoffe enthalten — der KMnO_4 -Verbrauch beträgt 1 mg/l — und sauerstoffgesättigt sind.

Die hin und wieder auftretende Keimzahlerhöhung im Wasser des Kreuzpullacher Behälters ist wohl zum größten Teil auf das mit Luftkeimen angereicherte Schwitzwasser zurückzuführen und auf die Stagnation, bedingt durch die Bauweise.

Dr. IRMGARD ALEXANDER
Städt. Oberchemierätin,
Stadtwerke München, Gas- und Wasserwerke
8 München 2
Unterer Anger 3



03WA410021