

Copyright ©

Es gilt deutsches Urheberrecht.

Die Schrift darf zum eigenen Gebrauch kostenfrei heruntergeladen, konsumiert, gespeichert oder ausgedruckt, aber nicht im Internet bereitgestellt oder an Außenstehende weitergegeben werden ohne die schriftliche Einwilligung des Urheberrechtlichsinhabers. Es ist nicht gestattet, Kopien oder gedruckte Fassungen der freien Onlineversion zu veräußern.

German copyright law applies.

The work or content may be downloaded, consumed, stored or printed for your own use but it may not be distributed via the internet or passed on to external parties without the formal permission of the copyright holders. It is prohibited to take money for copies or printed versions of the free online version.

Vergleichende Untersuchungen zur Selbstreinigung von abwasserbelasteten Gewässern unterschiedlichen Salzgehaltes. ¹⁾

Von CLAUDIA SCHMUTZER und GERHARD RHEINHEIMER

Zusammenfassung: Ziel dieser Arbeit war es, einen Beitrag zur Klärung des Problems der Selbstreinigung von Gewässern unterschiedlichen Salzgehaltes zu liefern. An Hand verschiedener Parameter wurde in geeigneten Versuchsgefäßen der Abbau von häuslichem Abwasser in Süßwasser und in Ostseewasser verglichen, um festzustellen, wie sich der Salzgehalt auf die Dekomposition der Schmutzstoffe auswirkt. Es konnte festgestellt werden, daß dieser im Ostseewasser anfangs nicht langsamer verläuft als im Süßwasser. Erst nach 3—4 Tagen setzt eine Verzögerung ein, die sich vor allem in einer verlangsamten Nitrifikation bemerkbar macht und möglicherweise auf den im Brackwasser stärkeren Rückgang der Abwasser- und Süßwasserbakterien zurückzuführen ist. Die bakterizide Wirkung tritt anfangs infolge der hohen Nährstoffkonzentration zurück und macht sich erst nach einigen (1—3) Tagen bei Abnahme der Nährstoffe bemerkbar. In der Anfangsphase scheint sich der Salzgehalt des Ostseewassers *in vitro* eher günstig auf den Abbau auszuwirken, wobei vielleicht der höhere osmotische Wert eine Rolle spielt. Die Übertragung dieser *in vitro* gewonnenen Ergebnisse auf die natürlichen Verhältnisse ist zwar nicht ohne weiteres möglich — bei Berücksichtigung der Ergebnisse von Standortuntersuchungen im Bereich der Abwassereinleitung der Stadt Kiel in die Ostsee bei Bülk ergibt sich jedoch, daß die Selbstreinigungskraft des Brackwassers so groß ist, daß es von Vorteil sein kann, Küstengewässer an Stelle von benachbarten Binnengewässern als Vorfluter zu verwenden.

Comparative investigations on the self-purification in polluted waters of different salinities (summary): The purpose of this work was to contribute to the clarification of the self-purification problem in waters with different salinities. With the aid of various parameters in appropriate experimental flasks, the breakdown of household sewage in both fresh water and in Baltic Sea water was compared in order to determine how the salinity affects the breakdown of the waste substances. It could be shown that this process at the beginning is no more slower in Baltic Sea water than in fresh water. Only after 3—4 days a slackening occurs which becomes noticeable mainly in a slowdown of nitrification and which is possibly caused by the greater decline of sewage and fresh water bacteria in brackish water. The bactericidal effect is insignificant at the beginning due to the high nutrient concentration, and becomes noticeable only after a few days with the decrease in the nutrients. During the initial phase the salinity of the Baltic Sea water *in vitro* actually seems to have a beneficial effect on the breakdown processes, whereby perhaps the higher osmotic value plays a role. While the results obtained *in vitro* cannot be directly applied to the situation in nature — a consideration of the results obtained at the location of the sewage outlet from the city of Kiel at Bülk shows, however, that the power of self-purification of the brackish water is great enough so that it could be of advantage to utilize coastal waters as a drainage outlet rather than nearby inland waters.

Einleitung

Obwohl die Selbstreinigung von abwasserbelasteten Gewässern wiederholt Gegenstand von Untersuchungen war, ist immer noch nicht klar, inwieweit der Salzgehalt die Abbauprozesse beeinflußt und ob unter sonst vergleichbaren Bedingungen besser Küsten oder Binnengewässer als Vorfluter geeignet sind.

Die wenigen Arbeiten, die die Selbstreinigungskraft von Meer- und Süßwasser miteinander vergleichen, zeigen zum Teil widersprüchliche Ergebnisse. MÜLLER (1953) fand, daß organische Stoffe im Meer halb so schnell biologisch abgebaut werden wie im Süßwasser, wobei die Zahl der Abwasserkeime im Meer schneller zurückgeht als der

*) Die Autoren danken dem Bundesminister für Forschung und Technologie für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen.

Gehalt an Schmutzstoffen, während im Süßwasser beides etwa gleichzeitig erfolgt. Nach FAIR und GEYER (1961) soll die Abbaugeschwindigkeit von der Verdünnung abhängen. Bei hohen Konzentrationen (bis 24% Abwasser) ist sie in Seewasser größer, bei sehr großer Verdünnung dagegen kleiner als in Süßwasser. Außerdem stellten sie Unterschiede im Abbau von „kohlenstoffreichen organischen Verbindungen“ und „Stickstoffverbindungen“ fest. Der Abbau der ersteren soll im Meerwasser gleich schnell wie im Süßwasser erfolgen, während der Abbau der Stickstoffverbindungen und die Nitrifikation verzögert sind. Auch RHEINHEIMER (1966) fand, daß Ammonifikation und Nitrifikation im Seewasser langsamer als im Süßwasser verlaufen. REIMANN (1968) stellte mit Hilfe eines Sptomaten fest, daß der Abbau von Pepton im Süßwasser später beginnt und nicht so intensiv verläuft wie im Meerwasser, was er auf ideale osmotische Voraussetzungen im Salzwasser zurückführt. Bei Verwendung von 10% häuslichem Abwasser fand er jedoch eine geringfügige Verzögerung der Atmungsintensität im Seewasser, die aber innerhalb der Fehlergrenze lag. Sonst verlief der Abbau gleich schnell. REIMANN vermutet eine Gewöhnungsfähigkeit der Abwasserbakterien gegenüber dem Salzgehalt, so daß sie nicht unbedingt gehemmt werden müssen. Im Gegensatz hierzu stehen verschiedene Arbeiten über die sogenannte „bakterizide Wirkung“ des Meerwassers, worunter man die Tatsache versteht, daß Bakterien nicht mariner Herkunft schon nach kurzem Aufenthalt in Seewasser (im Meer) zu Grunde gehen (ZOBELL 1936, MITCHELL und MORRIS 1968, RHEINHEIMER 1966, WACHS, 1969, 1970).

Aus den hier zitierten Arbeiten läßt sich entnehmen, daß das Problem der Selbstreinigung von Meer- und Süßwasser noch keineswegs gelöst ist. Im Hinblick darauf, daß vielerorts noch ungeklärte oder nur teilgereinigte Abwässer in die See oder in küstennahe Binnengewässer eingeleitet werden, schien eine Klärung dieses Fragenkomplexes als Grundlage für Maßnahmen des Umweltschutzes im Küstenbereich wünschenswert.

Material und Methoden

Es wurden 8 Versuchsreihen in einer für entsprechende Untersuchungen in der Abteilung Marine Mikrobiologie des Instituts für Meereskunde entwickelten Apparatur durchgeführt (Abb. 1). Über einen Deckel mit mehreren Schlißöffnungen bestand die Möglichkeit zur sterilen Probenentnahme und zu ständiger Belüftung der Kolben. Während der Versuchszeit wurde der Kolbeninhalt mit Hilfe von Magnetrührern bewegt.

Die Kolben wurden mit je 9 l Probenwasser beschickt, das sich aus 9 Teilen (8,1 l) Ostsee- bzw. Süßwasser und einem Teil (0,9 l) Abwasser zusammensetzte, so daß die Abwasserkonzentration 10% betrug. Das Abwasser aus der städtischen Pumpstation Kiel setzte sich hauptsächlich aus häuslichen und Schlachthofabwasser zusammen, enthielt also vorwiegend leicht abbaubare Stoffe. Es wurde über Watte vorfiltriert, um die größten Schmutzpartikel zu entfernen. Bei dem verwendeten Süßwasser handelte es sich entweder um Oberflächenwasser eines kleinen, relativ stark verschmutzten Flusses (Schwentine bei Kiel) oder eines noch recht sauberen Sees (Lanker See bei Preetz). Das Ostseewasser wurde entweder in der stärker verschmutzten Kieler Innenförde oder in der Mitte der Kieler Bucht, an einer weniger stark verunreinigten Stelle ebenfalls als Oberflächenwasser entnommen. Der durchschnittliche Salzgehalt betrug 14⁰/₀₀. Es wurden also bei den einzelnen Versuchsreihen Wässer mit annähernd gleicher Vorbelastung verwendet. Die Probenentnahme aus den Kolben erfolgte einmal täglich etwa 10 bis 21 Tage lang.

Folgende Parameter wurden von jeder Probe bestimmt:

1. die Koloniezahl auf Nährboden mit unterschiedlichem Nährstoff- und Salzgehalt (RHEINHEIMER 1968 b),
2. die Coliformenzahl auf Dreifarbenährboden nach GASSNER (1918),
3. der gelöste Sauerstoff nach WINKLER (Deutsche Einheitsverfahren, 1960),
4. der Kaliumpermanganatverbrauch (Deutsche Einheitsverfahren 1960),
5. der Ammoniakgehalt (GRASSHOFF 1968),
6. der Nitrit- und Nitratgehalt (GRASSHOFF 1964).
7. der biochemische Sauerstoffbedarf in 48 Std. (BSB₂) (Deutsche Einheitsverfahren 1960),
8. der pH-Wert (mit WTW pH-Meter 390).

Ergebnisse und Diskussion

Im folgenden sind die Ergebnisse der Parallelversuche über die Selbstreinigung von abwasserbelastetem Salzwasser (Ostseewasser und Süßwasser, Wasser aus einem Binnensee oder Flußwasser) kurz erläutert.

1. Bakterienentwicklung

Bei allen Versuchsreihen zeigte sich innerhalb der ersten 24 Stunden ein starker Anstieg der Koloniezahlen. Im Süßwasser folgte dann in der Regel ein langsamer Rückgang während im Ostseewasser der Bakteriengehalt auch am zweiten Tag noch relativ hoch war und erst dann kräftig abnahm (s. Abb. 2). Sehr ähnlich verhielt es sich auch bei den Coliformenzahlen. Sie gingen in der Regel noch schneller zurück als die Koloniezahlen. Der Anteil der Coliformen nahm im Mittel von 4 Versuchsreihen im Süßwasser von 4,8 auf 0,8% und im Ostseewasser von 8,9 auf 0,8% ab.

Insgesamt gesehen scheint die Bakterienentwicklung in der Anfangsphase im Ostseewasser intensiver zu sein. Sie erfolgt allerdings nicht so gleichförmig wie im Süßwasser sondern ist größeren Schwankungen unterworfen, die auf eine stärkere Populationsänderung hindeuten. Eine solche läßt sich auch aus dem Verhältnis der Koloniezahlen auf den verschiedenen Nährböden ablesen (s. Tabelle 1).

Tabelle 1
Relative Verteilung der Koloniezahlen auf den verschiedenen Nährböden in % der jeweils höchsten Keimzahl eines Tages.

Tage	Süßwasser				Ostseewasser			
	ZS	ZB	ZL	N	ZS	ZB	ZL	N
0	47,8	89,2	91,0	100,0	56,7	100,0	75,5	87,3
1	70,4	98,7	83,7	100,0	87,5	100,0	82,7	81,3
2	51,4	100,0	74,3	76,1	81,1	100,0	69,5	86,6
3	33,3	94,4	100,0	66,6	100,0	97,6	81,6	81,4
4	30,1	100,0	73,0	50,6	100,0	97,1	58,9	49,0
5	37,2	100,0	92,6	46,1	93,2	100,0	53,5	39,7
6	34,2	95,8	100,0	37,2	96,5	100,0	36,8	40,4
7	35,1	100,0	90,3	58,0	100,0	93,0	45,6	56,6
8	32,7	97,7	100,0	48,2	100,0	87,3	37,6	31,6

Zur Zeit der höchsten Bakterienzahlen (24 und 48 Stunden nach Versuchsbeginn) zeigten sich nur geringe Populationsunterschiede — in größerem Ausmaß traten diese erst am dritten Tag auf. Die Abwasserformen wurden jetzt offenbar weitgehend durch Brackwasserformen abgelöst. Diese Erscheinung konnte noch ausgeprägter in der Ostsee selbst bei Untersuchungen im Bereich der Abwassereinleitung der Stadt Kiel bei Bülk festgestellt werden (s. RHEINHEIMER 1971 und HOPPE 1972). Die Populationsänderung erfolgte hier noch rascher als in vitro. Dabei spielte sicher die stärkere Verdünnung des Abwassers eine Rolle. Der Anteil der Abwasserbakterien nimmt offenbar um so schneller ab — je geringer die Nährstoffkonzentration ist. Die meist osmophilen Abwasserformen unterliegen dann der Konkurrenz der an geringe Nährstoffkonzentrationen angepaßten halophilen Brackwasserbakterien der Ostsee.

Auch im Süßwasser kam es zu einem — wenn auch nicht ganz so ausgeprägten — Populationswechsel, der ebenfalls auf die Abnahme der leicht abbaubaren Nährstoffe zurückzuführen ist. Das kann auch in Binnengewässern festgestellt werden. Jedoch erfolgt er hier meist langsamer als im Meer, wo die Bakterizidie des Meerwassers eine raschere Abnahme der Fremdbakterien bewirkt.

2. Kaliumpermanganatverbrauch

Wie der Verlauf der Kurve in Abb. 3 zeigt, nimmt die oxidierbare organische Substanz im Ostseewasser schneller ab als im Süßwasser. Da jedoch chemisch oxidierbare organische Substanz nicht gleich biologisch abbaubarer ist, kann man aus der stärkeren Abnahme des Permanganatverbrauchs im Ostseewasser nicht unmittelbar auf einen stärkeren bakteriellen Abbau der organischen Substanz im Brackwasser schließen. Das Ergebnis kann jedoch zumindest Anhaltspunkt für weitere Überlegungen sein.

3. Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₂)

Die Abbildung 4 zeigt deutlich einen stärkeren Sauerstoffbedarf im Ostseewasser in den ersten 3—4 Tagen, während in der 2. Phase der BSB im Süßwasser höher ist. Aus den BSB-Werten lassen sich nach einer von REIMANN (1968) angegebenen Formel

$$K = \frac{L}{t} \log \frac{BSB_A}{BSB_B}$$

L = Gesamt-BSB
t = Zeit in Stunden
BSB_A = Anfangs-BSB
BSB_B = BSB nach x Stunden

Anbaukonstanten berechnen (Tabelle 2).

Tabelle 2
Abbaukonstanten berechnet nach REIMANN (1968)

Std.	7. Versuchsreihe		8. Versuchsreihe	
	Süßwasser	Ostseewasser	Süßwasser	Ostseewasser
72	0,984	1,001	0,341	0,444
120	0,648	0,795	0,339	0,441
192	—	—	0,250	0,382

Die gefundenen Werte liegen im Ostseewasser durchweg höher als im Süßwasser, einmal auf Grund der größeren Anfangs-BSB-Werte, als auch wegen der niedrigeren End-BSB-Werte, die auf einen vollständigeren Abbau im Ostseewasser schließen lassen.

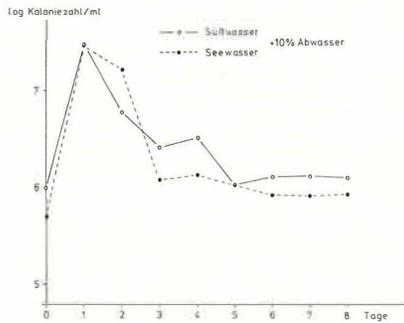


Abb. 2: „Gesamt“koloniezahlen (setzen sich aus den jeweils höchsten Koloniezahlen eines Tages zusammen), Mittelwerte aus 5 Versuchsreihen. Der Anstieg in Süß- und Ostseewasser ist gleich hoch. Die Koloniezahl im Ostseewasser bleibt auch nach 2 Tagen noch relativ hoch, sinkt dann aber unter den Süßwasserwert.

Tafel 1 (zu C. SCHMUTZER, G. RHEINHEIMER)

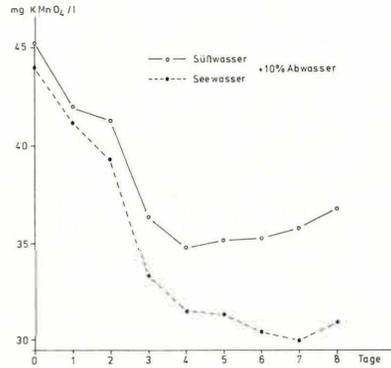


Abb. 3: Kaliumpermanganatverbrauch, Mittelwerte aus 5 Versuchsreihen. Der Permanganatverbrauch geht im Ostseewasser stärker zurück als im Süßwasser, was zunächst auf einen stärkeren Abbau im Ostseewasser schließen läßt.

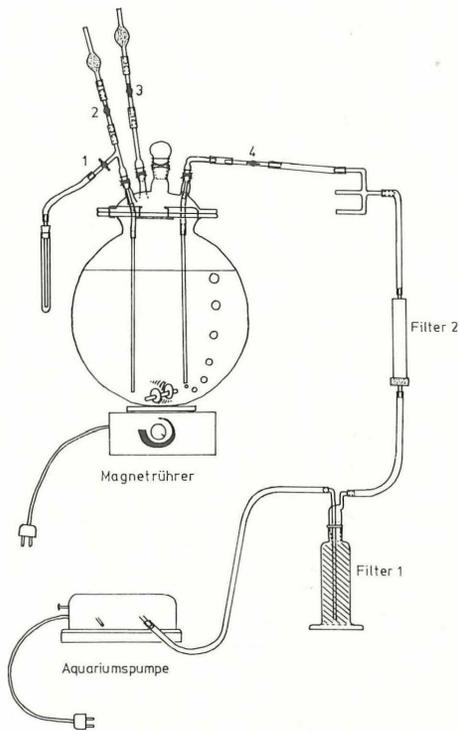


Abb. 1: Schema des Versuchsaufbaus (nicht maßstabsgetreu).

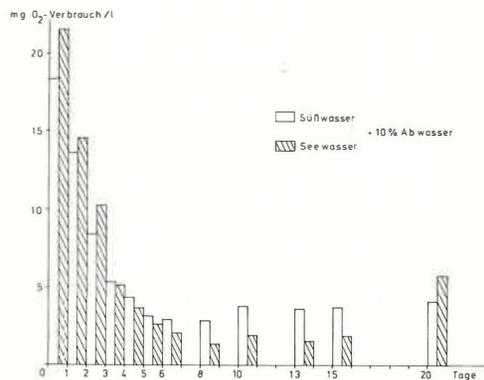


Abb. 4: Biochemischer Sauerstoffverbrauch in 48 Stunden (BSB₂), 8. Versuchsreihe. In den ersten 3—4 Tagen ist der BSB₂ im Ostseewasser, danach im Süßwasser höher.

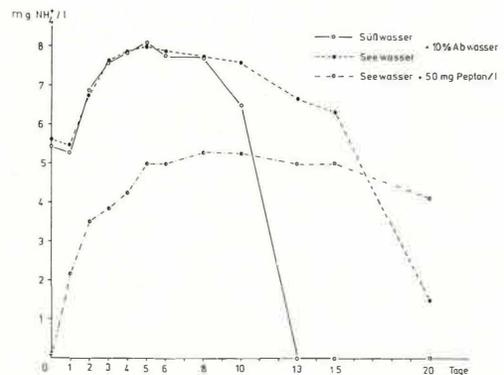


Abb. 5: Ammoniakgehalt, 8. Versuchsreihe. Der Ammoniakgehalt des Süßwassers geht nach 8 Tagen zurück, im Ostseewasser sinkt er erst nach etwa 15 Tagen.

Tafel 2 (zu C. SCHMUTZER, G. RHEINHEIMER)

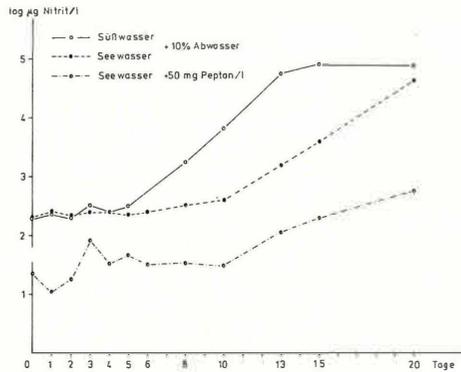


Abb. 6: Nitritgehalt, 8. Versuchsreihe.

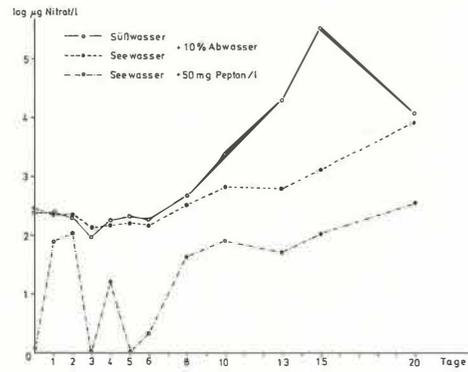


Abb. 7: Nitratgehalt, 8. Versuchsreihe.
In diesem Versuch setzt die Nitrifikation im Süßwasser nach 5—6 Tagen ein, im Ostseewasser wird erst nach 10 Tagen Nitrit gebildet, eine Nitratation erfolgt erst nach 13 Tagen.

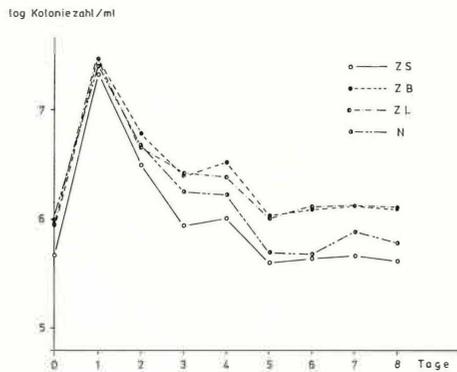


Abb. 8: Koloniezahlen im Süßwasser mit Abwasserzusatz auf den verschiedenen Nährböden. Mittelwerte aus 5 Versuchsreihen.

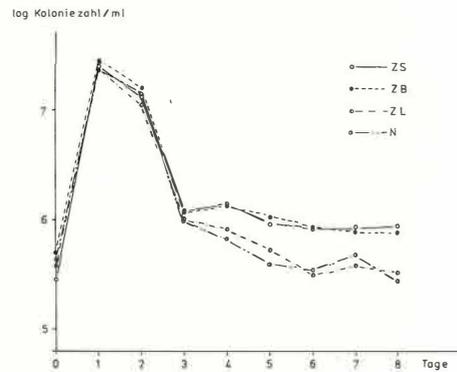


Abb. 9: Koloniezahlen im Ostseewasser mit 10% Abwasserzusatz auf verschiedenen Nährböden. Mittelwerte aus 5 Versuchsreihen.

Gibt man den BSB in Form von T-90-Werten an, so ergeben sich folgende Zahlen: im Ostseewasser 3—4 Tage (nach MÜLLER 1953 8—18 Tage), im Süßwasser 4 Tage (nach MÜLLER 1953 4—9 Tage). Die Werte für Brackwasser liegen also auch hier nicht schlechter als die Süßwasserwerte.

4. Ammoniak-, Nitrit- und Nitratgehalt (vergl. dazu Abb. 5, 6 und 7 ohne Peptonkurve)

Es fällt auf, daß die Ammoniakbildung erst nach 24 Stunden einsetzt. Während der Vermehrungsphase wird kaum NH_4^+ gebildet. Da jedoch auch schon zu dieser Zeit ein Abbau organischer Substanz stattfindet, wird wahrscheinlich der gesamte sonst als Ammoniak freiwerdende Stickstoff zum Aufbau von Zellsubstanz verwendet. Es wäre auch möglich, daß zunächst vorwiegend eine Proteolyse ohne darauffolgende Ammonifikation der freigesetzten Aminosäuren erfolgt oder daß anfangs überhaupt vor allem Kohlenhydrate abgebaut werden. Die dann einsetzende Ammonifikation ist in beiden Medien etwa gleich stark. Entsprechend dem zunehmenden Ammoniakgehalt des Wassers steigt auch der pH-Wert an.

Am 5. Tag hat der Ammoniakgehalt des Süßwassers sein Maximum erreicht, von da ab beginnt er bis auf Null zu sinken. Im Ostseewasser setzt die Abnahme des Ammoniaks später ein, erst etwa am 10. Tag. Wieder sinkt auch der pH-Wert entsprechend. Der immer geringer werdende Ammoniakgehalt ist wohl durch die beginnende Nitrifikation bedingt. Da sie im Süßwasser früher einsetzt als im Ostseewasser, könnte so auch der höhere BSB des Süßwassers in der 2. Phase erklärt werden.

Parallel zur Abnahme des Ammoniakgehaltes steigt der Nitrit- und auch der Nitratgehalt an, ein Zeichen für die einsetzende Nitrifikation. Ein Teil des Nitrits wird zumindest im Süßwasser sofort weiter zu Nitrat oxidiert. Die Nitrifikation beginnt hier nach etwa 5 Tagen, im Ostseewasser setzt die Nitritbildung erst nach 10 Tagen ein. Die Nitrifikation verläuft also im Gegensatz zur Ammonifikation im Ostseewasser wesentlich langsamer als im Süßwasser und die Nitritstufe ist hier stabiler. Im Gegensatz zu den ammoniakbildenden proteolytischen Bakterien scheinen die Nitrit- und Nitratbildner hier demnach durch Salzwasser gehemmt zu werden, was mit den Angaben von RHEINHEIMER (1966, 1968a) übereinstimmt.

Die Ergebnisse der 8 Untersuchungsreihen lassen den Schluß zu, daß der Abbau der organischen Substanz bei höheren Abwasserkonzentrationen in der Anfangsphase im Ostseewasser nicht gehemmt wird. Der biochemische Sauerstoffbedarf und die Abbaukonstanten sind in den ersten 3 Tagen höher und die oxidierbare organische Substanz nimmt schneller ab als im Süßwasser. Nach etwa 3—4 Tagen setzt im Ostseewasser jedoch eine Verzögerung der Abbauprozesse ein. In dieser Phase ist der BSB im Süßwasser höher, außerdem beginnt die Nitrifikation hier früher als im Brackwasser.

Auch GOTAAS (1949) fand, daß Seewasser die Höhe des BSB der 1. Stufe nicht signifikant beeinflusst, daß aber die 2. Phase des BSB im Seewasser verzögert eintritt. Entsprechend geben auch FAIR und GEYER (1961) an, daß in den ersten Tagen beim Abbau der Kohlenhydrate im Seewasser keine Verzögerung auftritt, sondern daß sich erst beim Abbau der Proteine und bei der Nitrifikation der Abbau verzögert.

Die oben aufgezeigten Unterschiede in den verschiedenen Abbauphasen sind wahrscheinlich auf unterschiedliche Bakterienpopulationen zurückzuführen, was sich durch Vergleich der Koloniezahlen auf den verwendeten Nährböden nachprüfen ließ. Auf

Grund von deren Zusammensetzung konnten Bakteriengruppen mit unterschiedlichen Salz- und Nährstoffansprüchen unterschieden werden. Anhand von Tabelle 1 und Abb. 8 und 9 läßt sich dieser Vergleich vornehmen. Es zeigt sich, daß anfangs Abwasser-, Süß- und Brackwasserbakterien in beiden Medien etwa gleich stark vertreten sind, nach etwa 3—4 Tagen überwiegen im Ostseewasser die halophilen Bakterien, die Abwasserflora wird zurückgedrängt. Das ist im Süßwasser einige Tage später auch der Fall, hier überwiegen dann Süß- und Brackwasserbakterien.

Der Unterschied in den beiden Populationen der 1. und 2. Phase liegt also hauptsächlich im unterschiedlichen Anteil der Abwasser- und Süßwasserbakterien an der Gesamtpopulation, sie sind anfangs relativ stärker vertreten als gegen Ende der Abbauphase. Da in dieser Anfangszeit der Abbau der organischen Substanz im Ostseewasser stärker zu sein scheint, würde das bedeuten, daß sich der Salzgehalt zumindest *in vitro* günstig auf den Abbau auswirkt. Wahrscheinlich kommt das Ostseewasser osmotisch den im Abwasser herrschenden Verhältnissen näher als das Süßwasser. Diese Vermutung hat auch REIMANN (1968). Daneben kann eine gewisse Rolle spielen, daß die im Seewasser gelösten Mineralien den Stoffwechsel und die Vermehrung der Bakterien beschleunigen (GOTAAS 1949). Bei genügend hohen Nährstoffkonzentrationen scheint sich das Ostseewasser nicht hemmend auf den Abbau auszuwirken. Das würde auch eine Erklärung für das im Brackwasser frühere Zurückgehen der Abwasserbakterien und die Verzögerung in der 2. Abbauphase geben: Der Nährstoffgehalt hat inzwischen so weit abgenommen, daß die Bakterizidie des Ostseewassers allmählich zur Wirkung kommt und Abwasser- und Süßwasserkeime hemmt. Um diese Vermutung zu bestätigen, wurde ein Parallelversuch durchgeführt. Anstelle des häuslichen Abwassers wurde dem Ostseewasser Pepton, also künstliches Abwasser, in einer Konzentration von 50 mg/l zugesetzt. Durch diese starke Nährstoffzufuhr konnten die coliformen Bakterien, die als Verunreinigung im Ostseewasser enthalten sind und hier normalerweise schnell zu Grunde gehen, sich kräftig vermehren, ihre Zahl stieg um mehr als das 1000 fache der Ausgangszahl, noch nach 3 Wochen war sie 100 mal so hoch wie zu Versuchsbeginn. Das zeigt den starken Einfluß des Nährstoffgehaltes auf die bakterizide Wirkung des Seewassers (siehe dazu KRASSILINIKOV 1938 und ORLOB 1956). Die Überlebensdauer von Darmbakterien wird also in stark verunreinigten Meeresabschnitten wesentlich verlängert.

Ein weiterer Versuch sollte klären, inwieweit sich Abwasser- und Brackwasserbakterien gegenseitig beeinflussen. Dazu wurde einmal das Ostseewasser steril filtriert und mit häuslichem Abwasser versetzt (A), zum anderen das Abwasser sterilisiert und dem nicht sterilen Brackwasser zugegeben (B). Es ergab sich, daß das erreichte Keimzahlmaximum bei Abwesenheit der Brackwasserbakterien höher war als bei ihrer Anwesenheit (Tabelle 3). Daraus könnte man schließen, daß die natürliche Ostseewasserpopulation bzw. ihre Stoffwechselprodukte eine gewisse Hemmwirkung auf die Abwasserbakterien ausüben und unter Umständen teilweise für die bakterizide Wirkung verantwortlich sind (siehe auch VACCARO et al. 1950, KETCHUM et al. 1949). Bei Entfernen der Abwasserkeime aus dem Ostseewasser-Abwassergemisch kann die Brackwasserpopulation den Abbau der organischen Substanz vollständig übernehmen, wenn auch zunächst eine Verzögerung eintritt.

Aus den hier gewonnenen Ergebnissen läßt sich keine allgemeingültige Antwort auf die Frage geben, ob Abwässer besser in Küsten- oder Binnengewässer einzuleiten sind. Als eine Schwierigkeit bei der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse sei hier nur die *in situ* sehr schnell mit Entfernung von der Einleitungsstelle zunehmende Verdünnung genannt. Innerhalb einiger Stunden, das entspricht wenigen Kilometern je nach den Strömungs-

verhältnissen, hat die Verunreinigung durch Abwasserbakterien und Schmutzstoffe in der Regel wieder einen normalen Wert erreicht. Die Populationsänderung geht also sehr viel rascher vor sich, die halophilen Bakterien setzen sich schneller durch, als es in vitro der Fall ist. So erfolgt auch der Abbau der organischen Substanz in situ durch andere Bakteriengruppen als im Laborversuch und die Übertragung auf natürliche Verhältnisse ist nicht ohne weiteres möglich.

Tabelle 3

Ergebnisse der 6. Versuchsreihe (Koloniezahl und Coliformenzahl, Permanganatverbrauch und Ammoniakgehalt). Kolben A Ostseewasser, Kolben B Abwasser jeweils durch Membranfilter \varnothing 0,15 μ filtriert. Kolben C unbehandeltes Ostsee- und Abwasser.

	Tage	A	B	C
Koloniezahl	0	$7,0 \times 10^5$	$4,0 \times 10^4$	$7,3 \times 10^5$
Maximum		$5,3 \times 10^7$	$4,3 \times 10^7$	$4,0 \times 10^7$
erreicht nach		24 Std.	48 Std.	24 Std.
	10	$1,5 \times 10^6$	$4,3 \times 10^5$	$2,2 \times 10^6$
Colif.-Zahl	0	$3,4 \times 10^4$	$4,9 \times 10^2$	$4,3 \times 10^4$
Maximum		$8,7 \times 10^5$	$5,8 \times 10^5$	$5,3 \times 10^5$
erreicht nach		24 Std.	48 Std.	24 Std.
	10	$1,2 \times 10^4$	$2,5 \times 10^2$	$1,2 \times 10^4$
Permanganat-Verbrauch . . .	0	73,2	74,0	78,5
mg/l.	10	36,1	30,4	39,2
Diff.		— 37,1	— 43,6	—39,3
Ammoniak-Gehalt.	0	3,2	1,9	4,0
mg/l.	10	8,7	5,3	10,3
Diff.		+ 5,5	+ 3,4	+ 6,3

Es lassen sich aber einige Punkte nennen, die in bestimmten Fällen für eine Verwendung von Küstengewässern als Vorfluter sprechen. So scheint der Abbau der organischen Substanz in vitro nicht behindert zu sein, sondern in der 1. Phase sogar besser abzulaufen, und auch in der Ostsee erfolgte er normalerweise verhältnismäßig rasch. Außerdem ist die Infektionsgefahr durch pathogene Keime im Seewasser infolge von dessen bakterizider Wirkung wesentlich geringer. Bei der Einleitung von kommunalen Abwässern, die allerdings mindestens mechanisch gereinigt sein sollten, einige Kilometer von der Küste entfernt, kann sie fast völlig ausgeschaltet werden. Der Wasseraustausch in der westlichen Ostsee ist besser als in Seen, jedoch schlechter als in manchen Aestuarren oder an Meeresküsten mit starkem Gezeitenhub. Die Verdünnung der Abwässer erfolgt in der Ostsee viel rascher als in den meisten Binnengewässern — kann dennoch örtlich sehr verschieden sein. Alle diese Faktoren müssen natürlich bei der Wahl eines geeigneten Vorfluters beachtet werden.

Literaturverzeichnis

- AUBERT, M., LEBOUT, H. und AUBERT, J. (1963): Le pouvoir antique du milieu marin. — Les Cahiers Dur C.E.R.B.O.M. (Centr. Etudes Rech. Biol. Oceanog. Med) XII, 4, 85 S.
- CARLUCCI, A. F. und PRAMER, D. (1959): Factors affecting the survival of bacteria in sea water. — Appl. Microbiol. 7, 388—392.
- DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (1960). 3. Auflage, Verlag Chemie GmbH. Weinheim, Bergstraße.
- FAIR, G. M. und GEYER, J. C. (1961): Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Grundlagen, Technik und Wirtschaft. — Verlag R. Oldenbourg München, 969 S.
- GASSNER, G. (1918): Ein neuer Dreifarben Nährboden zur Typhus-Ruhr-Diagnose. — Zblt. Bakt. Abt. I, 80, 219—222.
- GOTAAS, H. B. (1949): The effect of sea water on the biochemical oxidation of sewage. — Sewage Works Journal New York 21, 818—839.
- GRASSHOFF, K. (1964): Zur Bestimmung von Nitrat in Meer- und Trinkwasser. — Kieler Meeresforsch. 20, 5—11.
(1968): Über eine empfindliche Methode zur automatischen und manuellen Bestimmung von Ammoniak in Meerwasser. — Z. analyt. Chemie 234, 13—22.
- HOPPE, H.-G. (1972): Untersuchungen zur Ökologie der Hefen im Bereich der westlichen Ostsee. Kieler Meeresforsch. 28, 54—77.
- KETCHUM, B. H., CAREY, C. L. und BRIGGS, M. P. (1949): Preliminary studies on the viability and dispersal of coliform bacteria in the sea. — Limn. Asp. Water Supply and Waste Disposal. Amer. Ass. Adv. Science (zitiert nach ORLOB 1956).
- KRASSILNIKOV, N. A. (1938): The bactericidal action of sea-water. — Mikrobiologiya 7, 329—334 (English summary).
- MAC LEOD, R. A. (1965): The question of the existence of specific marine bacteria. — Bact. Rev. Mar. 29, 1, 9—23.
- MITCHELL, R. und MORRIS, J. C. (1968): The fate of intestinal bacteria in the sea. — Fourth Internat. Conf. Water Poll. Res. Prague III, 9 (zitiert nach WAGHS 1970b).
- MÜLLER, W. (1953): Die Einleitung von Abwässern ins Meer. — Rohrleger & Gesundheits-Ing. 74 Heft 17/18, 286—288.
- ORLOB, G. T. (1956): Viability of sewage bacteria in sea-water. — Sewage and Industrial Wastes New York 28, 1147—1167.
- REIMANN, K. (1968): Der Abbau der organischen Substanz im Meerwasser. — Wasser- und Abwasser-Forschung Nr. 4/68, 142—148.
- RHEINHEIMER, G. (1966): Einige Beobachtungen über den Einfluß von Ostseewasser auf limnische Bakterienpopulationen. — Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven, Sonderbd. II, 237—243.
- RHEINHEIMER, G. (1968a): Ergebnisse und Probleme einer mikrobiologischen Aestuaruntersuchung. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 14, 155—163.
- RHEINHEIMER, G. (1968b): Beobachtungen über den Einfluß von Salzgehaltsschwankungen auf die Bakterienflora der westlichen Ostsee. — Sarsia 34, 253—262.

- RHEINHEIMER, G. (1971): Mikrobiologie der Gewässer. — Fischer Verlag Jena, 184 S.
- VACCARO, R. F., BRIGGS, M. P., CAREY, C. L. und KETCHUM, B. H. (1950): Viability of *E. coli* in sea water. — Amer. J. Publ. Health 40, 1257—1266.
- WACHS, B. (1969): Probleme der bakteriellen Verschmutzung küstennaher Meeresgebiete. — Wasser- und Abwasser-Forschung Nr. 3/69, 109—118.
- WACHS, B. (1970): Abwasser-Bakterien im Küstenbereich der Nordsee. — Wasser- und Abwasser-Forschung Nr. 3/70, 71—85.
- ZOBELL, C. E. (1936): Bactericidal action of sea-water. — Proceed. of the Soc. f. Exper. Biol. Med., Vol. 34, No. 2, 113—116.