

Strömungsmechanische Entwurfsaspekte für Abwassereinleitungen ins Meer

Fluid-Mechanics Aspects in the Design of Sewage Outfalls into the Sea

Kurzfassung/Summary

Sorgfältig geplante Abwassereinleitungen ins offene Meer eignen sich zur Beseitigung von Schmutzstoffen, deren Abbauezeiten in der Größenordnung von Tagen liegen. Eine wesentliche Voraussetzung für die Beurteilung der damit verbundenen Gewässerbelastung ist die Kenntnis der strömungsmechanischen Gesetzmäßigkeiten der Durchmischung und des Transports des eingeleiteten Abwassers. Es wird gezeigt, daß der Ausbreitungsvorgang durch die Anordnung und Gestaltung des Einleitungsbauwerks drastisch beeinflußt werden kann. Durch entsprechende Dimensionierung der Anlage kann deshalb sowohl eine Optimierung hinsichtlich der erreichbaren Anfangsverdünnung erzielt als auch bei Dichteschichtung erreicht werden, daß das Abwasserfeld unterhalb der Oberfläche gehalten wird.

Carefully designed ocean outfalls are suitable for the disposal of pollutants with decay times in the order of days. For assessment of the resulting water pollution, knowledge of the fluid mechanics of mixing and transport of the discharged wastes is essential. It is shown that the dilution process can be influenced strongly by the position and geometry of the outfall diffuser. Proper design of the outlet structure, therefore, allows both an optimization with regard to initial dilution and, in case of a density stratification, submergence of the sewage field below the surface.

1. Einführung

Abwasserleitungen ins Meer lassen sich mit Schornsteinemissionen in die Atmosphäre vergleichen: Beide haben den Zweck, Schmutzstoffe der natürlichen Umgebung so zuzuführen, daß diese sich rasch ausbreiten und auf unschädliche Konzentrationen reduziert werden. Bei der Bemessung von Schornsteinen wird angestrebt, die Schmutzkonzentrationen in Bodennähe auf ein erträgliches Maß zu reduzieren, während bei Abwassereinleitungen nach Möglichkeit die oberflächennahen Wasserschichten und vor allem der Küstenbereich vor Verschmutzungen geschützt werden sollen. Hierbei ist allerdings als wesentlicher Unterschied zu beachten, daß die Atmosphäre, in die Schornsteine emittieren, eine große Höhenausdehnung aufweist und im allgemeinen einer recht starken vertikalen Durchmischung unterworfen ist, wohingegen Abwasser in vergleichsweise flache Küstengewässer eingeleitet wird.

Abwassereinleitungen und Schornsteine können nur örtliche Auswirkungen auf die Reduzierung der Schmutzstoffkonzentration haben. In großer Entfernung von der Einleitungsstelle ist es schließlich belanglos, wie die Schmutzstoffe eingeleitet werden. Hier ist allein ausschlaggebend, wie rasch die Schmutzstoffe durch physikalische, chemische und biologische Prozesse abgebaut werden. Eine kontinuierliche Einleitung nicht-abbaubarer Substanzen muß zwangsläufig zu einer fortschreitenden Anreicherung führen – hier kann kein noch so günstig ausgelegtes Einleitungsbauwerk Abhilfe schaffen – während eine solche Anreicherung bei abbaubaren Stoffen nicht auftritt. Einleitungen ins Meer sind deshalb für die schadlose Beseitigung von Schmutzstoffen wie beispielsweise häusliche Abwässer akzeptabel, wohingegen sie für nichtabbaubare Substanzen genau so ungeeignet sind wie jegliche andere Form der Dispersion.

2. Abwasser im hydrologischen Transportsystem

Sicherlich wird niemand bestreiten, daß das Meer mit all seinen Lebensformen vor schädlichen Auswirkungen durch menschliche Aktivitäten geschützt werden muß. Andererseits kommen wir nicht um die Frage herum: Wohin mit den Abfallprodukten der menschlichen Gesellschaft? Und hier zeigt eine differenzierte Betrachtung, daß bei sorgfältiger Planung eine Reihe von Abfallstoffen ins Meer eingeleitet werden können, ohne ökologische Schäden hervorzurufen oder menschliche Nutzungen zu beeinträchtigen. Maßgeblich ist hierbei, daß die Mehrzahl der sogenannten „Schmutzstoffe“ in Gewässern unter natürlichen Bedingungen ohnehin vorhanden ist, so daß hier von Verschmutzung nur dann geredet werden kann, wenn ein bestimmtes, über den „natürlichen“ Schwankungsbereich hinausgehendes Konzentrationsniveau erreicht wird.

Zur Ausbreitung und „Verdünnung“ in der Umgebung eignen sich allerdings nur solche Stoffe, die durch physikalische oder chemisch-biologische Prozesse relativ rasch abgebaut werden. Man muß diese klar trennen von einer Reihe nicht- oder sehr langsam abbaubarer Substanzen, die in der natürlichen Umgebung nicht vorkommen und gegen die das Ökosystem keine Abwehrmechanismen besitzt. Solche Substanzen – wie beispielsweise DDT, chlorierte Kohlenwasserstoffe oder radioaktive Abfälle – können sich auf das Ökosystem negativ auswirken und müssen daher entweder an der Quelle unschädlich gemacht oder auf geeignete Art und Weise abgelagert, also in jedem Fall der natürlichen Umgebung ferngehalten werden. Für andere Abfallstoffe ist es dagegen logisch und sinnvoll, sie den Gewässern zuzuleiten und durch geeignete Maßnahmen dafür Sorge zu tragen, daß sie möglichst rasch dispergiert und auf Konzentrationen reduziert werden, die den natürlichen Gegebenheiten entsprechen.

Der Transport von Schmutzstoffen in der Umgebung erfolgt überwiegend aufgrund natürlicher Prozesse. Im Zuge des hydrologischen Kreislaufs werden ständig sowohl die „natürlichen“ Wasserinhaltsstoffe wie Salze und Sedimente dem Meer zugeführt, als auch letztlich die Abfallprodukte menschlichen Wirkens in der einen oder anderen Form (*Bild 1*). Der Wasserkreislauf mit Verdunstung, Niederschlag und Abfluß bildet ein wirksames Transportsystem vom Land zum Meer, das sich der Mensch seit Urzeiten zunutze gemacht hat. Das Meer stellt also global gesehen das natürliche Reservoir und die Endstation für alle Wasserinhaltsstoffe dar. Dies wird besonders deutlich, wenn man die Größenordnung der Aufenthaltszeiten – das Gewässervolumen dividiert durch den Durchfluß – für verschiedene Gewässerarten betrachtet: Während der gesamte Wasserinhalt eines Flusses schon nach Tagen oder Wochen vollständig erneuert und ausgetauscht wird, muß die Verweilzeit im Meer nach geologischen Zeitmaßstäben gemessen werden und kann daher für unsere Betrachtungen als unendlich groß angesetzt werden. Dies zeigt, daß sich Verschmutzungserscheinungen durch nicht abbaubare Substanzen im Meer insgesamt nur langsam bemerkbar machen, jedoch andererseits auch praktisch nicht mehr rückgängig gemacht werden können.

Für die Wassernutzung wird ein Teil des Wassers dem hydrologischen Kreislauf entzogen, für die verschiedensten Zwecke „benutzt“ und schließlich nach entsprechender Behandlung wieder dem natürlichen Kreislauf zurückgegeben. Der geringste Anteil des Nutzwassers wird hierbei tatsächlich verbraucht (und schließlich verdunstet): Die Nutzung besteht vielmehr in erster Linie in einer Anreicherung mit Wasserinhaltsstoffen, die dann zum Teil in Kläranlagen wieder entfernt werden, zum größten Teil jedoch wieder dem hydrologischen System

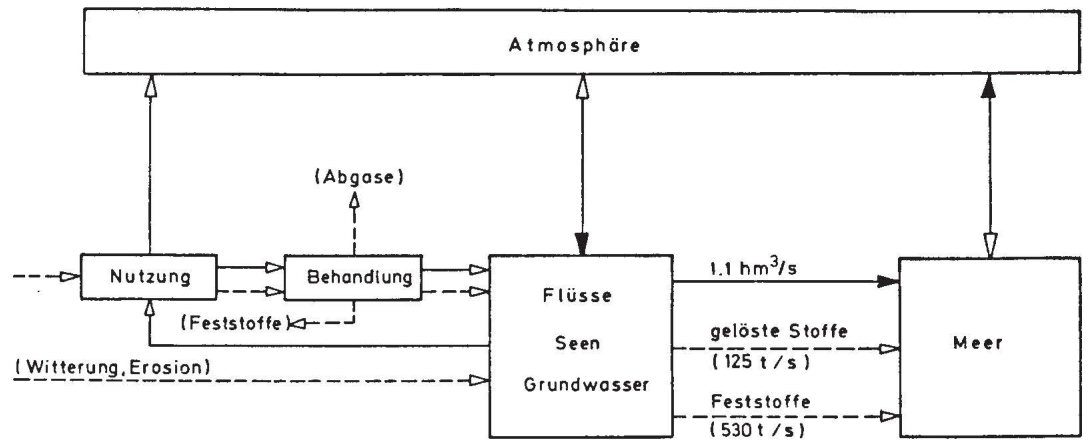


Bild 1 Transport von Wasserinhaltsstoffen im hydrologischen Kreislauf

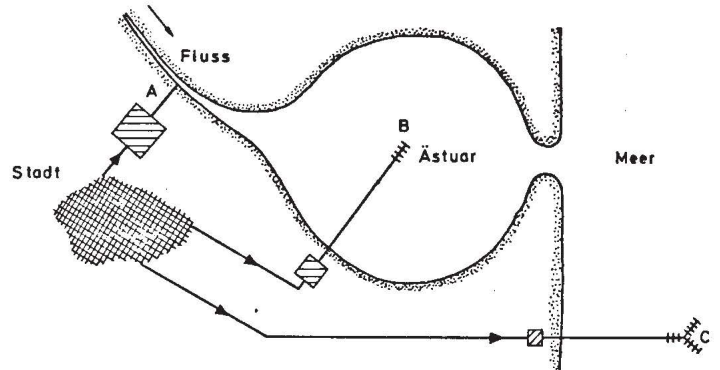
zugeführt werden. Es stellt sich deshalb weniger die Frage, ob die Natur ausreichende Wasserreserven für die menschliche Nutzung zur Verfügung stellt (der weltweite Nutzwasseranteil am hydrologischen Kreislauf liegt etwa bei 2%), sondern vielmehr das Problem, daß mit einer gleichbleibenden Wassermenge immer mehr Wasserinhaltsstoffe im hydrologischen System mittransportiert werden müssen. Dies führt zu einer ständig wachsenden Belastung der Binnengewässer. Es erscheint daher logisch, zumindest für den Küstenbereich die Möglichkeit zu untersuchen, die Schmutzstoffe direkt dem Meer zuzuleiten.

3. Die planerische Aufgabe

Die verschiedenen Möglichkeiten der Abwasserbehandlung und -beseitigung, die sich für eine Stadt in Küstennähe bieten, sind in Bild 2 einander gegenübergestellt. Die jeweilige Kombination einer Kläranlage mit einem Einleitungsbauwerk ist ein System zur Abwasserbeseitigung, das einerseits den jeweiligen Anforderungen an die Gewässerqualität gerecht werden und andererseits nach wirtschaftlichen Gesichtspunkten optimiert werden muß. Stellt man die Möglichkeit der Abwasser-einleitung in einen Fluß, in ein Ästuar oder ins offene Meer einander gegenüber, dann zeigt sich, daß im offenen Meer ein sehr viel stärkerer Verdünnungseffekt erzielt werden kann als an den anderen Einleitungsstellen. Dies bedeutet jedoch auch, daß zur Erzielung derselben Schmutzstoffkonzentration in der Umgebung (zum Beispiel eine Konzentrationsminderung des Abwassers um den Faktor 150) bei Einleitung in den Fluß bzw. Ästuar eine entsprechend höhere Reinigungsleistung der Kläranlage erzielt werden muß. Natürlich wird man auch der Einleitung ins Meer eine mechanische Kläranlage vorschalten, um bestimmte Stoffe wie Öl o. ä. zu entfernen, die sonst an die Oberfläche aufschwimmen und dort vom Wind relativ rasch transportiert werden würden. Hiermit ergibt sich bei der Einleitung ins Meer eine wesentlich geringere Schmutzstoffkonzentration als an den anderen Einleitungsorten, zumal wenn man bedenkt, daß häusliche Abwasser relativ kleine Abbaueiten haben, so daß bei Einleitung in ausreichender Entfernung vom Ufer an der Küste (wo die intensivste Nutzung erfolgt) sehr viel niedrigere Konzentrationswerte erreicht werden können als an den Binneneinleitungen.

Bei einem Kostenvergleich stehen dem erhöhten Aufwand für eine Kläranlage mit vollbiologischer Reinigungsstufe bei Binneneinleitung im allgemeinen längere Transportwege bei der Einleitung ins Meer entgegen. Die letztere Alternative besitzt den unschätzbaren Vorteil, daß sie Ausbaumöglichkeiten bietet, falls der Abwasseranfall sich erhöht oder höhere Anforderungen an die Gewässergüte gestellt werden. In seinem solchen Fall kann bei der Meereseinleitung die Kläranlage durch Hinzufügen weiterer Reinigungsstufen ausgebaut werden, wohingegen diese Möglichkeit bei der Binneneinleitung bereits erschöpft ist.

Der Entwurf eines Systems zur schadlosen Abwassereinleitung ins Meer stellt den Bauingenieur vor siedlungswasserwirtschaft-



Einleitungsort	A	B	C
Anfangsverdünnung am Einleitungsort	10	30	150
Für gleichen Effekt ($c = c_0/150$) erforderlicher Reinigungsgrad	93%	80%	0
Angenommener Reinigungsgrad der Kläranlage	90%	75%	33%
Schmutzstoffkonzentration in Einleitungsnähe	$\sim \frac{c_0}{100}$	$\sim \frac{c_0}{120}$	$\sim \frac{c_0}{225}$
Angenommene Mindesttransportzeit bis zum Ufer	0	4 h	12 h
Maximale Konzentration abbaubarer Stoffe (mit $t_{90} = 4$ h) am Ufer	$\sim \frac{c_0}{100}$	$\sim \frac{c_0}{1200}$	$\sim \frac{c_0}{225000}$

t_{90} = Zeitspanne innerhalb der die Konzentration auf 0,1 c_0 abgebaut wird

Bild 2 Verschiedene Möglichkeiten der Abwasserbehandlung und -einleitung nach Pearson [7]

liche, strömungsmechanische, konstruktive und bautechnische Aufgaben und erfordert zudem eine enge Zusammenarbeit mit Biologen und Ozeanographen. Dies wird deutlich, wenn man die verschiedenen Planungsschritte für solche Anlagen betrachtet.

Ausgangspunkt ist hierbei die Festlegung der Qualitätsanforderungen, die an das Gewässer gestellt werden. Dies betrifft die Festlegung zulässiger Coliform-Bakterienzahlen, Trübegrade, Auflagen bezüglich Öl- und Fettschichten, Geruchsbelästigung, Sauerstoffzehrung etc. Gleichzeitig müssen diejenigen Bereiche spezifiziert werden, in denen die Bestimmungen eingehalten werden müssen. Hier ist die Uferzone wegen ihrer vielseitigen Nutzungen naturgemäß der wichtigste Bereich (in dem z. B. Badewasserstandards angestrebt werden). Darüber hinaus ist es wünschenswert, die oberflächennahen Wasser-

schichten verschmutzungsfrei zu halten, da die Mehrzahl menschlicher Aktivitäten auf diese Schichten beschränkt bleibt.

Wichtig ist auch eine sorgfältige Studie der natürlichen Strömungs-, Temperatur- und Salzgehaltsverhältnisse, der Topographie und Beschaffenheit des Meeresbodens und der Meeresbiologie. Diese Verhältnisse müssen bei der Standortwahl neben den Gegebenheiten der Landnutzung mit berücksichtigt werden.

Die strömungsmechanischen Entwurfsaspekte betreffen die ordnungsgemäßen Funktionen des Bauwerks und vor allem die Frage, ob unter den vorgegebenen Verhältnissen die Einleitung nach Ort und baulicher Gestaltung so ausgebildet werden kann, daß sie den gestellten Anforderungen an die Gewässergüte gerecht wird.

Für den Entscheidungsprozeß sind schließlich neben den hier angesprochenen Gesichtspunkten des Umweltschutzes in erster Linie wirtschaftliche und raumplanerische Überlegungen maßgebend.

4. Die strömungsmechanische Aufgabe

Eine typische Abwassereinleitung ins Meer besteht aus einer am Meeresboden verlegten Pipeline, die im wesentlichen rechtwinklig zum Ufer angeordnet wird (Bild 3). Da der Meeresboden in Küstennähe im allgemeinen nur ein schwaches Gefälle aufweist, sind Rohrleitungen von mehreren Kilometern Länge erforderlich, wenn die Einleitung in ausreichender Tiefe vorgenommen werden soll. Die Rohrleitung ist zum Schutz gegen Wellenkräfte bis vor die Brandungszone unter Grund und in größeren Tiefen auf der Sohle verlegt. Am Ende der Pipeline schließt sich ein Diffusor mit zahlreichen kleinen Öffnungen an, durch die das Abwasser über eine große Länge dem Meer zugeführt wird. Die geometrischen Gegebenheiten einer Abwassereinleitung lassen sich etwa so charakterisieren, daß die horizontalen Abmessungen des Gewässers sehr viel größer

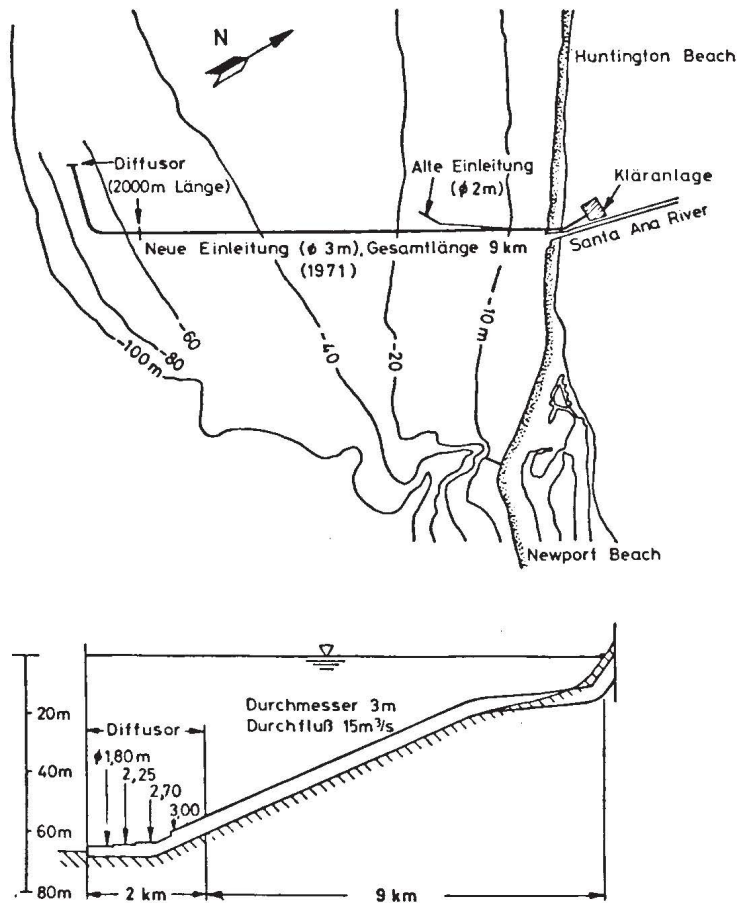


Bild 3 Beispiel einer Abwassereinleitung ins Meer [11] (Orange County Submarine Outfall, California, USA)

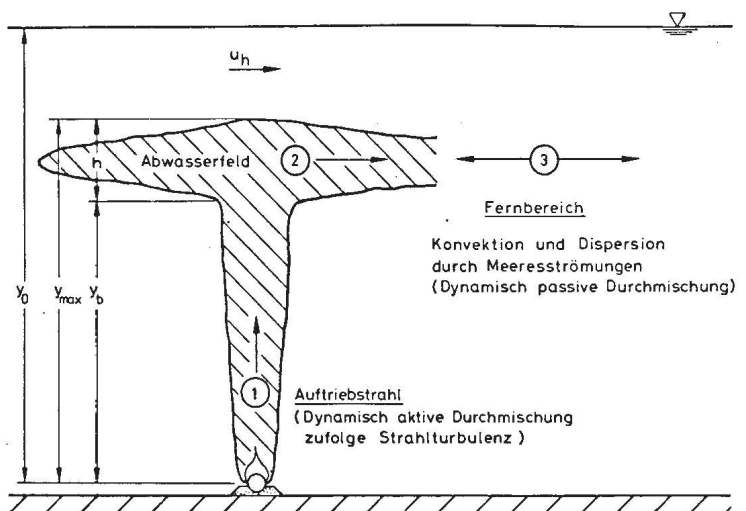
sind als die Diffusorlänge, welche ihrerseits eine Größenordnung über der Wassertiefe liegt. Diffusordurchmesser und Düsenabstände liegen im Meterbereich, und typische Düsendurchmesser in der Größenordnung von 10 cm.

Beim Entwurf eines gut funktionierenden Einleitungssystems muß nicht nur dafür Sorge getragen werden, daß der Ausfluß pro Längeneinheit über den gesamten Diffusor möglichst konstant gehalten wird, sondern es muß auch gewährleistet sein, daß Absetzvorgänge im System oder das Eindringen von Salzwasser vermieden und die Energiehöhenverluste möglichst klein gehalten werden. Diese inneren Strömungsprobleme sollen hier jedoch nicht weiter behandelt werden.

Die wesentliche Frage lautet vielmehr, ob unter vorgegebenen Bedingungen eine Einleitung so gestaltet werden kann, daß sie den gestellten Anforderungen an die Gewässergüte gerecht wird. Für den Reinigungseffekt bei Abwassereinleitungen ist sowohl die Durchmischung und Verdünnung mit dem Meerwasser maßgebend, als auch chemisch-biologische Abbau- und Entkeimungsprozesse und Flockungs- und Absetzvorgänge. Der Strömungsmechanik fällt hierbei die Aufgabe zu, die Gesetzmäßigkeiten aufzuzeigen, nach denen die turbulente Durchmischung und der Transport des eingeleiteten Abwassers im Meer erfolgt. Hierbei lassen sich drei aufeinanderfolgende Phasen unterscheiden, die durch abnehmende Intensität der Durchmischung bei zunehmenden Bezugsmaßstäben für Ort und Zeit gekennzeichnet sind (Bild 4).

Das eingeleitete Abwasser besitzt sowohl kinetische Energie zufolge der Austrittsgeschwindigkeit als auch potentielle Energie zufolge des Dichteunterschieds zwischen Abwasser und Meerwasser. Es entsteht eine impuls- und auftriebsbedingte Strahlströmung, bei der sich Fluid mit verhältnismäßig großer Geschwindigkeit relativ zum umgebenden Fluid bewegt (Bereich 1). Am Strahlrand entstehen aufgrund des Geschwindigkeitsgradienten turbulente Wirbel, welche eine Durchmischung in Querrichtung hervorrufen, so daß ständig Fluid aus der Umgebung in die Strahlströmung eingemischt wird. Diese Einmischung bewirkt eine zunehmende „Verdünnung“ des ursprünglichen Strahlfluids, also eine Abnahme der Schmutzstoffkonzentration mit wachsender Entfernung von der Zugabestelle.

In der Phase der Einschichtung (Bereich 2) breitet sich das verdünnte Abwasser in der Horizontalen aus – entweder an der Wasseroberfläche, oder im dichteschichteten Gewässer in Höhe seiner „neutralen Schicht“ (in der die Dichte im



Bezugsgrößenordnungen:			Realisierbare Verdünnung:	
Bereich	Länge	Zeit		
①	Wassertiefe	Minuten	im dynamisch aktiven Bereich bis zu $10^{2,5}$	
②	Diffusorlänge	Stunden	im dynamisch passiven Bereich bis zu $10^{0,5}$	
③	(großräumig)	Tage	durch strömungsmechanische Prozesse bis zu 10^3	

Bild 4 Strömungsmechanische Prozesse bei der Einleitung von Abwasser ins Meer

Strahl und in der Umgebung gleich groß ist), wobei die horizontale Ausbreitung mit einer Tendenz zur Verringerung der Schichtdicke verbunden ist.

Nachdem die Einleitungsenergie aufgezehrt ist, ist das verdünnte Abwasser noch immer in einem „Feld“ konzentriert, verhält sich aber wie das umgebende Meerwasser und wird von den vorherrschenden Strömungen „passiv“ mittransportiert – etwa wie die Rauchfahne einer Schornsteinemission windabwärts in der Atmosphäre mitgeführt wird. Auch in dieser dritten Phase findet noch eine Durchmischung zufolge der natürlichen Turbulenz der Meeresströmung statt, doch ist diese sehr viel schwächer als im Bereich der aktiven Durchmischung.

Beachtet man, daß der in unmittelbarer Umgebung der Einleitung und in sehr kurzer Zeit erreichbare Verdünnungseffekt zufolge der Strahlerturbulenz generell um zwei Größenordnungen über der Durchmischungswirkung natürlicher Prozesse liegt, dann wird ohne weiteres klar, daß der strömungsmechanischen Behandlung dieses Bereichs die zentrale Bedeutung zukommt.

5. Durchmischung in Auftriebsstrahlen

Auftriebsstrahlen lassen sich klassifizieren nach der Beschaffenheit des Gewässers, in das sie eingeleitet werden und nach den Antriebskräften des Strahls, Impuls (Masse mal Geschwindigkeit) und Auftrieb (Massendifferenz zum Empfängermedium mal Fallbeschleunigung) im Düsenquerschnitt. Ein Impulsstrahl ist dadurch charakterisiert, daß in Abwesenheit äußerer Kräfte der Strahlimpuls in Strahlrichtung konstant bleibt. Im Gegensatz hierzu wächst beim – stets vertikalen – Auftriebsstrahl der Impulsfluß (Impuls pro Zeiteinheit) in Strahlrichtung zufolge der Auftriebskräfte ständig an. Eine stabile Dichteschichtung kann das Strömungsfeld drastisch verändern: Der mit

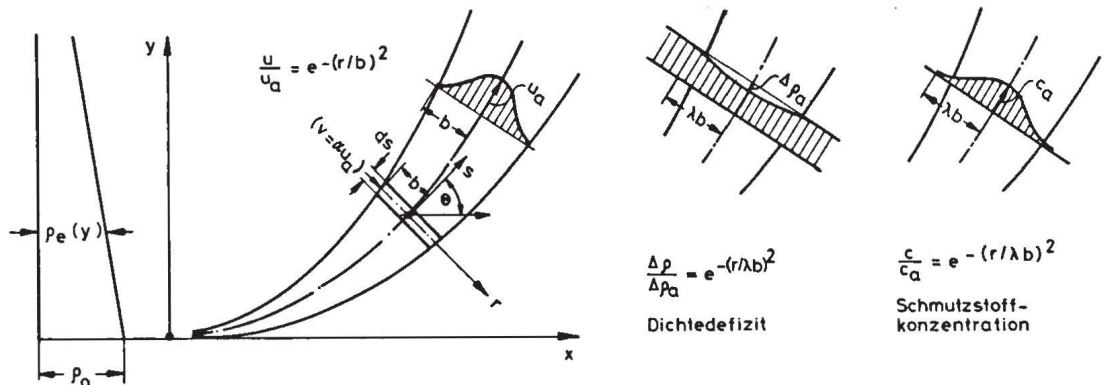
„schwerem“ Wasser aus den tieferen Schichten angereicherte Strahl wird schließlich auftriebslos; ein weiteres Aufsteigen würde negative Auftriebskräfte hervorrufen: Deshalb wird der Strahl in Höhe seiner neutralen Schicht „abgebremst“, das Strahlfluid breitet sich horizontal aus (Dieser Effekt läßt sich auch bei Abgasemissionen in die Atmosphäre bei Inversionswetterlagen beobachten). Eine Querströmung im Gewässer bewirkt, daß Auftriebsstrahlen schließlich in Richtung der Querströmung umgelenkt werden.

Eine Dimensionsanalyse für Einleitungen in ruhende Medien ohne Dichteschichtung liefert wesentliche Erkenntnisse über das Strömungsfeld [8]. Auftriebsstrahlen mit Impuls lassen sich charakterisieren durch die densimetrische Froudezahl

$$Fr_d \equiv \frac{u_0}{\sqrt{\frac{\Delta \rho_0}{\rho_0} g d_0}}$$

Diese Kennzahl kann als Verhältnis des Impulsflusses zum Auftrieb der Einleitung interpretiert werden. Hieraus folgt, daß der klassische Freistrah (Impulsstrahl ohne Auftrieb) durch ($Fr_d = \infty$) und der reine Auftriebsstrahl durch ($Fr_d = 0$) charakterisiert wird. Für diese beiden Grenzfälle wurde in [8] dimensionsanalytisch verifiziert, daß die resultierenden Geschwindigkeitsprofile einander ähnlich sind und daß die Einmischgeschwindigkeit v am nominellen Strahlrand der jeweiligen Achsgeschwindigkeit u_a proportional ist ($v = \alpha u_a$).

In der Analyse des Auftriebsstrahls mit Impuls wird nun gemäß den Erkenntnissen aus den Grenzfällen angesetzt, daß auch hier die Geschwindigkeitsprofile einander ähnlich sind, und daß auch hier in erster Näherung für die Einmischung ($v = \alpha u_a$) gilt. Ähnlichkeit der Profile wird auch angesetzt für das Dichtedefizit im Auftriebsstrahl und für die Konzen-



Bestimmungsgleichungen für runde Auftriebsstrahlen mit Impuls in dichtegeschichtetem Medium:

1. Kontinuität: $\frac{d}{ds} \int_0^{\infty} 2\pi r u dr = 2\pi b \alpha u_a \quad \therefore \frac{d}{ds} (u_a b^2) = 2\alpha u_a b$
2. Vertikaler Impulsfluß: $\frac{d}{ds} \int_0^{\infty} 2\pi r \rho u (u \sin \theta) dr = g \int_0^{\infty} 2\pi r (\rho_e - \rho) dr \quad \therefore \frac{d}{ds} \left(\frac{u_a^2 b^2}{2} \sin \theta_a \right) = g \lambda^2 b^2 \left(\frac{\rho_e - \rho_a}{\rho_0} \right)$
3. Horizontaler Impulsfluß: $\frac{d}{ds} \int_0^{\infty} 2\pi r \rho u (u \cos \theta) dr = 0 \quad \therefore \frac{d}{ds} \left(\frac{u_a^2 b^2}{2} \cos \theta_a \right) = 0$
4. Dichtedefizit (Auftriebsstrom): $\frac{d}{ds} \int_0^{\infty} 2\pi r (\rho_0 - \rho) g u dr = 2\pi b \alpha u_a (\rho_0 - \rho_e) g \quad \therefore \frac{d}{ds} [u_a b^2 (\rho_e - \rho_a)] = \frac{1 + \lambda^2}{\lambda^2} b^2 u_a \frac{d \rho_e}{ds}$
5. } Geometrie: $\frac{dx_a}{ds} = \cos \theta_a$
6. } $\frac{dy_a}{ds} = \sin \theta_a$
7. Schmutzstoffkonzentration: $\frac{d}{ds} \int_0^{\infty} 2\pi r c u dr = 0 \quad \therefore \frac{d}{ds} (c_a u_a b^2) = 0 \rightarrow c_a u_a b^2 = \text{const} = c_0 u_0 b_0^2$

Empirische Beiwerte: α, λ

Unbekannte: $u_a; b; \rho_a; x_a; y_a; \theta_a; c_a$

Bild 5 Analytische Ansätze für runde Strahlen in dichtegeschichtetem Medium

tration dynamisch neutraler Schmutzstoffe. Hierbei muß allerdings der Tatsache Rechnung getragen werden, daß skalare Größen rascher durch die Turbulenz in Querrichtung transportiert werden als die Vektorgröße Impuls. Das charakteristische Bezugsmaß für die Breitenausdehnung dieser Größen wird daher ausgedrückt als das λ -fache der Breite b , wobei λ als Verhältnis von turbulentem Massen- zu Impulsaustausch einen Zahlenwert größer als Eins annimmt (Bild 5).

Für die analytische Behandlung eines vollturbulenten Auftriebsstrahls mit Impuls in einem beliebig dichtegeschichteten Medium sehr großer seitlicher Ausdehnung gelten mit den üb-

lichen Grenzschichtvereinfachungen und der Boussinesq-Annahme (kleine Dichteunterschiede) die in Bild 5 angegebenen Bestimmungsgleichungen (wobei die Krümmung der Strahlachse vernachlässigt wird). Die Kontinuitätsgleichung (1) (gleich der Einmischhypothese) besagt, daß der Zuwachs des Volumenstroms in Strahlrichtung gleich dem seitlich eingemischten Zustrom pro Längeneinheit sein muß. Der Zuwachs des Impulsflusses in vertikaler Richtung ist gleich der pro Längeneinheit wirksamen Auftriebskraft (2), während der horizontale Impulsfluß in Abwesenheit äußerer Kräfte konstant bleibt (3). Die Änderung des Auftriebsstroms (Auftrieb pro Zeiteinheit) – bezogen auf die Dichte φ_0 – ist gleich dem Auftrieb des pro Längeneinheit eingemischten Volumenstroms (4). In einem homogenen Empfängerfluid ist der Auftriebsstrom konstant. Bei nicht senkrechter Einleitung des Strahls beschreibt die Strahlachse eine gekrümmte Bahn; der Ort der Strahlachse wird durch die geometrischen Beziehungen (5) und (6) beschrieben. Der Volumenstrom eines konservativen (also keinen Abbauprozessen unterworfenen) neutralen Tracers der Volumenkonzentration c ist entlang des Strahls konstant (7).

Wenn nun die genannten Ähnlichkeitsprofile für Geschwindigkeit und Konzentration eingeführt werden, dann kann die Integration in Radialrichtung ausgeführt werden, und man erhält ein System von gewöhnlichen Differentialgleichungen mit der einzigen unabhängigen Variablen s . Es stehen somit sieben Bestimmungsgleichungen für die sieben Größen Achsgeschwindigkeit, Strahlbreite, Dichtedefizit, Position der Strahlachse und Schmutzstoffkonzentration zur Verfügung, in denen die beiden bereits genannten empirischen Beiwerte α und λ enthalten sind. Diese Gleichungen lassen sich für vorgegebene Anfangswerte numerisch lösen.

Das hier vorgestellte Gleichungssystem kann zur Berechnung des Strömungsfeldes runder Auftriebsstrahlen mit Impuls für beliebige Düsenneigungen und beliebige (stabile) Dichteprofile des Empfängerfluids herangezogen werden. Beispielhaft sind in den Bildern 6 und 7 die Lösungen für den Fall eines horizontalen Strahls in ein homogenes Medium gezeigt. In Bild 6 ist zunächst der Verlauf der Strahlachse für verschiedene Froudezahlen dargestellt. Für den Grenzfall $Fr_D = 0$ (reiner Auftriebsstrahl) fällt die Strahlachse mit der y -Achse zusammen. Mit zunehmender Froudezahl – d. h. zunehmender Bedeutung des horizontalen Impulsflusses – wird der Strahl seitlich ausgelenkt, strebt aber letztlich immer einer vertikalen Asymptote zu. Für den reinen Impulsstrahl schließlich ($Fr_D = \infty$) fällt die Strahlachse mit der x -Achse zusammen. In Bild 7 ist die jeweils erreichte Verdünnung S des Abwassers in Abhängigkeit von der Steighöhe y/d_0 und der densimetrischen Froudezahl aufgetragen. Die Verdünnung S ist hierbei definiert als das umgekehrte Verhältnis der Schmutzstoffkonzentration c zur ursprünglichen Konzentration c_0 an der Düse, und auf der Strahlachse gilt entsprechend ($S_a = c_0/c_a$).

Wenn man bedenkt, daß mit einer Erhöhung der Froudezahl – also der Austrittsgeschwindigkeit – stets eine Erhöhung des Energiebedarfs der Einleitung verbunden ist, dann wird klar, daß man bei Abwassereinleitungen stets bemüht sein wird, die densimetrische Froudezahl klein zu halten. Die Mehrzahl der praktischen Anwendungen ist daher in der linken, oberen Ecke des Diagramms – also kleine Froudezahlen und große Tiefen – zu suchen: In diesem Bereich nähert sich die Lösung definitionsgemäß dem Grenzfall des reinen Auftriebsstrahls.

Schließlich zeigt Bild 8 anhand eines Beispiels, wie die Ergebnisse der Berechnung direkt als Optimierungshilfen für die Auslegung einer Einleitung herangezogen werden können. Es sei angenommen, daß ein Volumenstrom Q_0 durch ein offenes, horizontales Rohr vom Durchmesser d_0 in der Wassertiefe y_0 eingeleitet wird (Bild 6), und daß sich hierfür eine Verdünnung an der Oberfläche von ($S_a = 10$) ergibt, was dem Punkt A in der Auftragung der Verdünnung in Abhängigkeit von der relativen Wassertiefe und der Froudezahl ent-

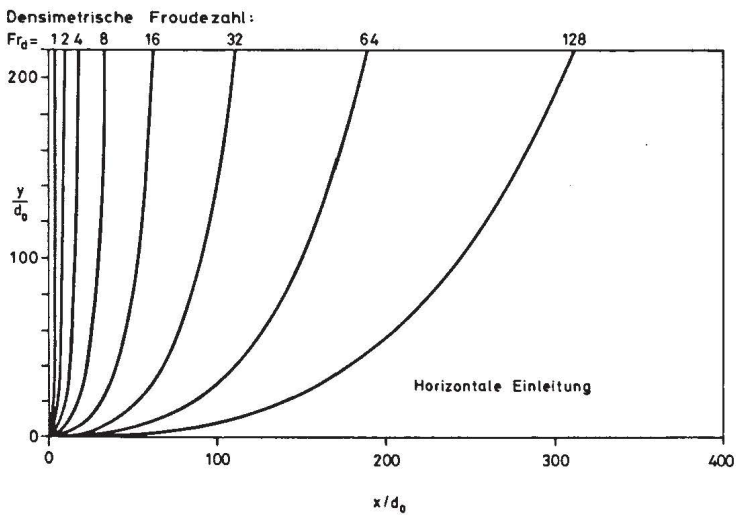
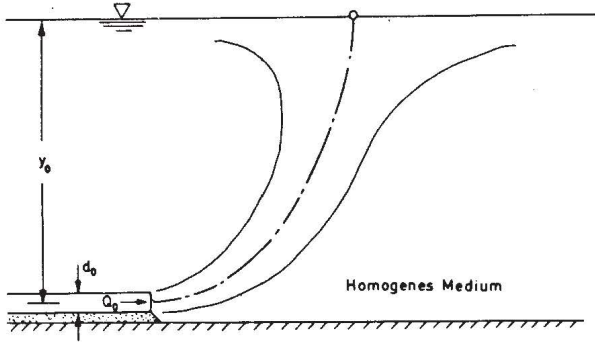


Bild 6 Abwassereinleitung durch ein offenes Rohr: Verlauf der Strahlachse

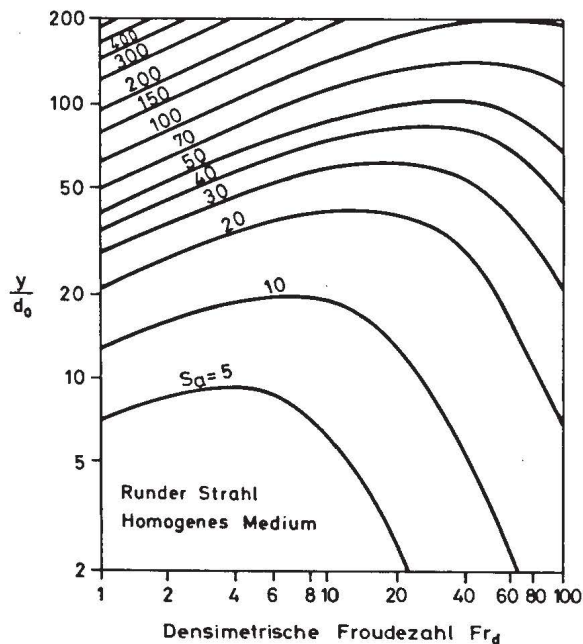


Bild 7 Verdünnung entlang der Strahlachse $S_a = c_0/c_a$ bei horizontaler Einleitung

spricht. Es soll nun untersucht werden, wie diese Verdünnung auf das Vierfache – also ($S_a = 40$) – gesteigert werden kann. Hierfür bieten sich bei gegebenem Volumenstrom drei Möglichkeiten an:

1. eine Erhöhung der Einleitungstiefe y_0 (A → B): dies ist mit einem Verlegen des Auslasses an einen anderen (tieferen) Ort verbunden;
2. ein Verkleinern des Austrittsquerschnitts d_0 bei Erhöhung der Austrittsgeschwindigkeit u_0 (A → C): dies bringt jedoch eine enorme Steigerung des Energiebedarfs der Einleitung mit sich;
3. das Anordnen mehrerer kleiner Düsen mit konstant bleibender Gesamtfläche (A → D): die gegebene Möglichkeit, die Verdünnungswirkung ohne Wechsel des Standorts oder extreme Steigerung des Energiebedarfs zu steigern, liegt also im Übergang zu einem Diffusor mit einer Vielzahl kleiner Düsen.

Bei Einleitung von mehreren runden Strahlen in einer Düsenreihe ist nun nach den jeweiligen Gegebenheiten für Düsenabstände und Steighöhe zu untersuchen, ob diese als Einzelstrahlen in das Abwasserfeld eintreten, oder aber sich zu einem ebenen Strahl vereinigen (Bild 9). Bei alternierender Anordnung der Düsen zu beiden Seiten des Diffusors kommt es zur Ausbildung von zwei ebenen Strahlen, die wegen der verringerten Zuströmung aus dem Bereich über dem Diffusor aufeinander zu abgelenkt werden und sich schließlich zu einem einzigen Strahl vereinigen.

Ebene Auftriebsstrahlen lassen sich nach genau analogen Ansätzen analysieren und berechnen wie runde Strahlen. Da Abwasser in der Regel bei kleinen densimetrischen Froudezahlen und großen Wassertiefen eingeleitet wird, spiegelt die Lösung für den Grenzfall des reinen Auftriebsstrahls ($Fr_d = 0$) die tatsächlichen Verhältnisse in guter Näherung wieder.

In einem homogenen Medium nehmen die Bestimmungsgleichungen eine besonders einfache Form an und lassen sich geschlossen lösen. Es zeigt sich, daß die Achsgeschwindigkeit über die Höhe konstant bleibt und die Strahlbreite linear zunimmt:

$$\frac{u_a}{\left(\frac{\Delta\varphi_0}{\varphi_0} g \frac{Q_g}{l_0}\right)^{1/3}} = \left(\frac{1 + \lambda^2}{2\alpha^2}\right)^{1/6} = 1.80$$

$$\frac{b}{y} = \frac{2\alpha}{\sqrt{\pi}} = 0.177$$

Die Verdünnung auf der Strahlachse ist eine Funktion des Dichteunterschieds, des eingeleiteten Gesamtvolumenstroms Q_g , der Diffusorlänge l_0 und der Wassertiefe y_0 :

$$S_a = \underbrace{\left[\sqrt{2} a \left(\frac{1 + \lambda^2}{2\alpha^2}\right)^{1/6} \right]}_{= 0.38} \left(\frac{\Delta\varphi_0}{\varphi_0} g\right)^{1/3} \frac{l_0^{2/3} \cdot y_0}{Q_g^{2/3}}$$

In einem linear dichtegeschichteten Medium wird die Endsteighöhe y_{\max} des Auftriebsstrahls bestimmt durch das Verhältnis des kinematischen Auftriebs zum Dichtegradienten ($d\varphi_e/dy$):

$$y_{\max} = 2.84 \frac{\left(\frac{\Delta\varphi_0}{\varphi_0} g \frac{Q_g}{l_0}\right)^{1/3}}{\left(\frac{-g}{\varphi_0} \frac{d\varphi_e}{dy}\right)^{1/2}}$$

Die bei y_{\max} erreichte Verdünnung auf der Strahlachse läßt sich in analoger Form zur Verdünnung im homogenen Me-

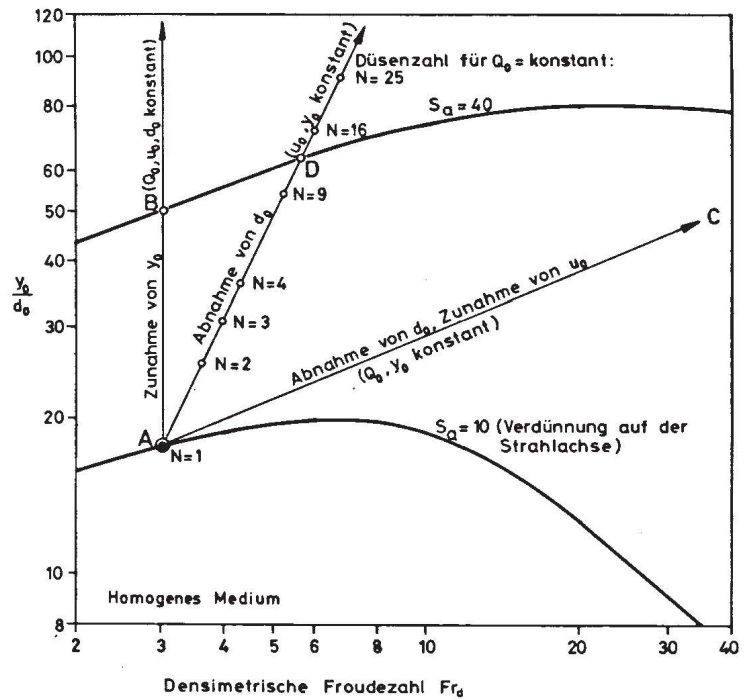


Bild 8 Möglichkeiten zur Steigerung der Durchmischung und Verdünnung bei horizontaler Einleitung nach Brooks

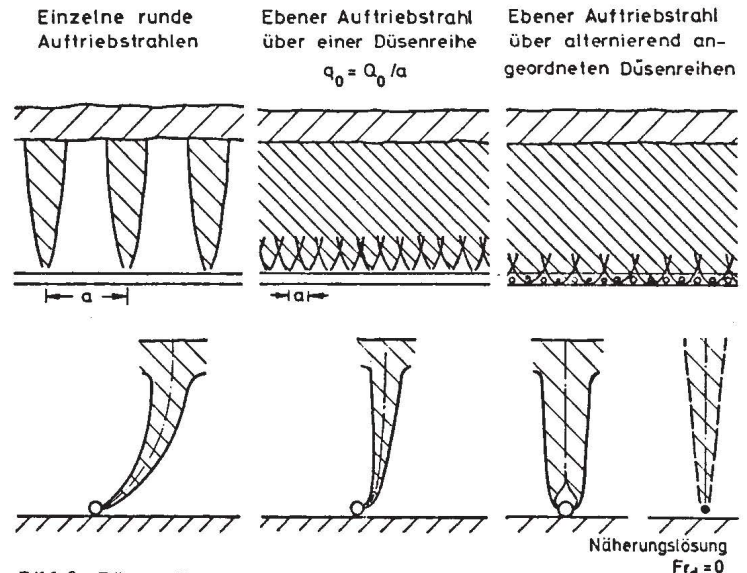


Bild 9 Düsenreihe

dium ausdrücken, wobei hier die Wassertiefe y durch die Endsteighöhe y_{\max} ersetzt wird und die Proportionalitätskonstante einen kleineren Zahlenwert annimmt:

$$S_a(y_{\max}) = 0.31 \left(\frac{\Delta\varphi_0}{\varphi_0} g\right)^{1/3} \frac{l_0^{2/3} y_{\max}}{Q_g^{2/3}}$$

Die jeweilige mittlere Verdünnung im Strahlquerschnitt ist dem Wert auf der Strahlachse direkt proportional. Diese Beziehungen sind bei der Vordimensionierung von Abwassereinleitungen sehr nützlich. Für vorgegebenen Dichteunterschied und Volumenstrom der Einleitung zeigt sich beispielsweise, daß derselbe Verdünnungsgrad bei kleiner Wassertiefe oder Endsteighöhe und großer Diffusorlänge oder an einem tiefer gelegenen Einleitungsort mit einem entsprechend kürzeren Diffusor erreicht werden kann. Die Näherungslösungen liegen stets auf der sicheren Seite – das heißt, daß im Vergleich zum Auftriebsstrahl mit Impuls hier die Endsteighöhe überschätzt und die Verdünnung unterschätzt wird.

6. Dispersion und Transport des Abwasserfeldes

Wenn man die Erkenntnisse über Auftriebsstrahlen zur Ermittlung der anfänglichen Verdünnung bei Abwassereinleitungen heranziehen will, dann muß berücksichtigt werden, daß die Auftriebsstrahlen in das horizontal ausgedehnte Abwasserfeld einmünden, welches je nach den Strömungsverhältnissen im Meer eine erhebliche Schichtdicke h aufweisen kann. Es ist offensichtlich, daß der Auftriebsstrahl innerhalb des Abwasserfeldes keine weitere Verdünnung mehr erfahren kann: Die Anfangsverdünnung durch den Auftriebsstrahl ist also durch den Wert gegeben, der beim Eintritt in das Abwasserfeld in der Höhe y_b erreicht ist (Bild 4). Die Dicke h des Abwasserfeldes über dem Diffusor läßt sich bei bekannter Strömungsgeschwindigkeit u_h überschlägig ermitteln aus der Kontinuitätsbedingung, daß der dem Abwasserfeld durch den Auftriebsstrahl zugeführte Volumenstrom durch die Meeresströmung „passiv“ – d.h. mit der Geschwindigkeit u_h – abgeführt werden muß. Hieraus wird ersichtlich, daß für eine zufriedenstellende Funktion der Abwassereinleitung der Abtransport des Abwasserfeldes durch die Meeresströmung von entscheidender Bedeutung ist. In Situationen, in denen der Abtransport durch die Meeresströmung sehr gering ist, kann die Schichtdicke des Abwasserfeldes stark anwachsen und sich im Extremfall ($u_h = 0$) über die gesamte Wassertiefe erstrecken. Unter solchen Umständen ist klar, daß die Verdünnungswirkung der Auftriebsstrahlen nicht mehr zum Tragen kommen kann: Vielmehr wird jetzt die anfängliche Verdünnung gänzlich kontrolliert vom Abtransport des Abwassers durch die Meeresströmung, also durch die Wassertiefe und die Strömungsgeschwindigkeit u_h . Dies ist beispielsweise bei Kühlwassereinleitungen mit großen Einleitungsmengen bei geringen Wassertiefen häufig der Fall.

Bei der Optimierung einer Abwassereinleitung spielt demnach die Tiefe, in der das Abwasser „neutral“ wird, eine wesentliche Rolle. Einerseits soll das Abwasserfeld tief genug unter der Oberfläche gehalten werden, andererseits wird die anfängliche Verdünnung umso geringer, je tiefer das Abwasserfeld liegt. Entscheidend für die Höhenlage des Abwasserfeldes ist die Dichteschichtung des Meeres am Einleitungsort, welche jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist, so daß sich je nach Jahreszeit unterschiedliche Höhenlagen des Feldes ergeben.

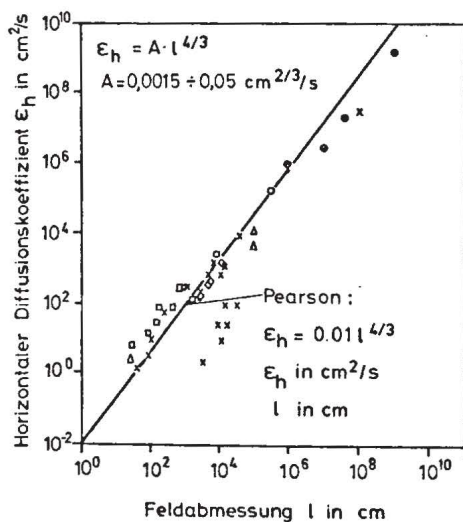
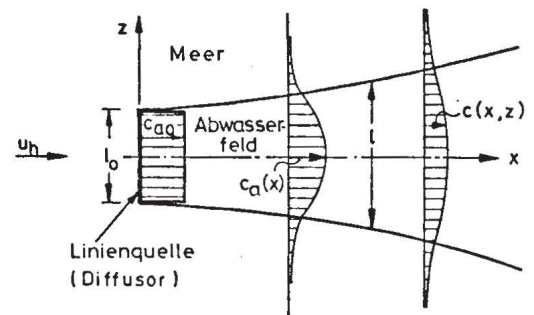
Das verdünnte Abwasserfeld ist der Konvektion und Dispersion durch die Meeresströmungen ausgesetzt. Die Berechnung der Vorgänge in dieser Phase erfolgt üblicherweise anhand von horizontal-zweidimensionalen numerischen Modellen. Grundlage solcher Modelle sind die in der Vertikalen integrierten Bewegungsgleichungen in zwei horizontalen Richtungen und die Kontinuitätsgleichung zur Beschreibung der Was-

sertiefe und der Geschwindigkeitskomponenten u_h und v_h . Zur Lösung werden Feldmethoden herangezogen, bei denen die Strömungsgrößen in diskreten Schritten iterativ an allen Knotenpunkten eines vorgegebenen Rasters für das gesamte Strömungsfeld berechnet werden.

Zur Berechnung von Transport- und Dispersionsvorgängen stehen neben den drei genannten Gleichungen zwei weitere zur Verfügung: die Zustandsgleichung für die Dichte, die im allgemeinen Fall eine Funktion der Konzentration c des Wasserinhaltsstoffes ist, und die Transportgleichung für den Wasserinhaltsstoff. Wenn man sich jedoch auf die Behandlung dynamisch passiver Stoffe beschränkt, dann kann die Dichte ρ als konstant angenommen werden, und die Transportgleichung kann von den Gleichungen des Strömungsfeldes entkoppelt werden. Aus der Lösung der ersten drei Gleichungen ergeben sich die Geschwindigkeiten und Wasserstände, die dann im zweiten Schritt in die Transportgleichung eingeführt werden, um die Konzentration c zu berechnen.

Der Nahbereich einer Abwassereinleitung läßt sich mit Hilfe horizontal-zweidimensionaler Modelle selbstverständlich nicht erfassen, für den Fernbereich hingegen sind die wesentlichen Voraussetzungen erfüllt, so daß sich die Kombination einer Berechnung des Fernfeldes mittels zweidimensionaler hydrodynamisch-numerischer Modelle anbietet.

Eine Hauptschwierigkeit bei der Berechnung des Fernfeldtransports bereitet die Annahme realistischer Diffusionskoeffizienten, wie sie in die Transportgleichung eingeführt werden müssen. Es hat sich gezeigt, daß man bei turbulenten Diffusionsvorgängen im Meer mindestens unterscheiden muß zwischen einem horizontalen und einem vertikalen Diffusionskoeffizienten. Der vertikale Austausch scheint mit zunehmender Stabilität, also zunehmender Richardson-Zahl abzunehmen. Der horizontale Diffusionskoeffizient ϵ_h variiert über viele Größenordnungen und ist mit den Gesamtmaßen des diffundierenden Feldes korreliert. Trotz erheblicher Streu-



Meßdaten:

- x Sverdrup
- o Munk
- Δ Von Arx
- Hanzawa
- Hidaka
- Proudman
- Stommel
- ◇ Gunnerson

Zusammenstellung:

Pearson 1956
Brooks 1960

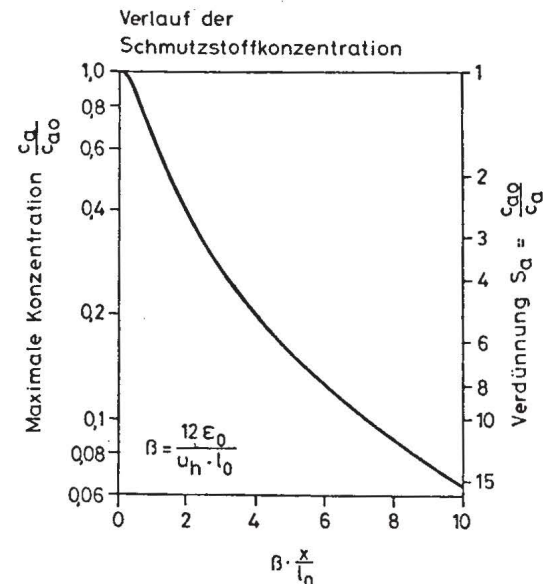


Bild 10 Naturmeßdaten für den horizontalen Diffusionskoeffizienten ϵ_h

Bild 11 Transport und Durchmischung im Fernbereich nach Brooks [1]

ungen scheint sich das 1926 von Richardson vorgeschlagene „4/3-Gesetz“ zu bestätigen, wonach der horizontale Diffusionskoeffizient proportional der Längenabmessung $l^{4/3}$ des diffundierenden Feldes ist (*Bild 10*). Der Proportionalitätsfaktor streut allerdings in weiten Grenzen, was auf den Einfluß von Dichteschichtungen, vertikalen Geschwindigkeitsgradienten oder der Wassertiefe zurückzuführen ist, die hier allesamt unberücksichtigt geblieben sind. Insgesamt ist die Korrelation nach dem 4/3-Gesetz ermutigend, wenn auch keineswegs schlüssig.

Angesichts dieser Unsicherheiten in den Annahmen für die physikalischen Beiwerte erscheint es zum gegenwärtigen Zeitpunkt ausreichend und angebracht, die Konvektion und Dispersion durch die Meeresströmung mit vereinfachten Näherungslösungen abzuschätzen. Hierfür eignet sich ein von Brooks entwickeltes Verfahren [1], in dem die Ausbreitung und Verdünnung einer Abwassereinleitung in seitlich unbegrenzter, stationärer Meeresströmung horizontal-zweidimensional (also ohne vertikale Diffusion) berechnet wird. Das Verfahren berücksichtigt die Zunahme des Diffusionskoeffizienten mit den Abmessungen des Abwasserfeldes gemäß *Bild 10*. Für nicht-abbaubare Schmutzstoffe ergibt sich die in *Bild 11* dargestellte Lösung. Abschätzungen nach diesem Verfahren liegen stets auf der sicheren Seite insofern als die tatsächlichen Gegebenheiten von den hier angenommenen stets in Richtung einer stärkeren Verdünnung abweichen.

Schließlich sei nochmals darauf hingewiesen, daß die hydrodynamische Verdünnung an sich selbstverständlich keine Reinigungswirkung erzielt: Diese beruht vielmehr erst auf den chemisch-biologischen Abbau- und Entkeimungsprozessen, denen das eingeleitete Abwasser ausgesetzt wird. Durch die hydrodynamische Verdünnung läßt sich lediglich erreichen, daß die örtlichen Schmutzstoffkonzentrationen sehr rasch entsprechend erniedrigt werden, wobei der maximal realisierbare Reduktionsfaktor bei 10^3 liegt. Demgegenüber stehen Anforderungen, die zum Teil erheblich höher liegen: Will man beispielsweise mechanisch geklärtes Abwasser mit coliformen Bakterien von etwa 10^6 /ml einleiten, dann ist ein Erreichen des Badewasserstandards für coliforme Bakterien von 10/ml gleichbedeutend mit einer erforderlichen Reduzierung um den Faktor 10^5 . Dies läßt sich nur dadurch erreichen, daß zusätzlich zur hydrodynamischen Verdünnung sichergestellt wird, daß die Mindestaufenthaltszeit des eingeleiteten Abwassers vor Erreichen der Küste (oder anderer zu schützender Gebiete) groß genug bleibt, um zusätzlich die Abbau- und Entkeimungsprozesse entsprechend zum Tragen kommen zu lassen. Als Zeitmaßstab hierfür wird die Zeitspanne angesetzt, innerhalb der die Konzentration auf 10% des ursprünglichen Wertes abgebaut wird: Diese ist eine Funktion der örtlichen Meeresbiologie und liegt beispielsweise für den Pazifik bei 2 bis 8 h.

7. Schlußbemerkungen

Abwassereinleitungen ins offene Meer bieten bei sorgfältiger Planung eine trotz ihrer enormen Dimensionen wirtschaftliche und gefahrlose Möglichkeit zur Beseitigung von Schmutzstoffen, deren Abbauzeiten in der Größenordnung von Tagen liegen. Langlebige und toxische Substanzen hingegen müssen dem Meer unter allen Umständen ferngehalten werden.

Für den Reinigungseffekt einer Abwassereinleitung liefert die hydrodynamische Verdünnung einen entscheidenden Beitrag, wengleich sie auch nicht allein ausschlaggebend sein kann. In unmittelbarer Nähe der Einleitung lassen sich sehr rasch Verdünnungen des Abwassers bis zu einigen Hundert erreichen.

Ein strömungsmechanisches Gesamtmodell für die Vorhersage der Durchmischung und des Transports des eingeleiteten Abwassers existiert noch nicht und wird noch erheblicher Forschungsbemühungen bedürfen. In der Zwischenzeit müssen wir uns mit Teilmodellen (Integralmethoden für das Nahfeld, zweidimensionale Modelle für das Fernfeld) begnügen, die jeweils nur einen bestimmten Bereich adäquat wiedergeben, und diese mit Hilfe ingenieurmäßiger Überlegungen zu einem Gesamtbild zusammenfügen.

Die Anordnung und Gestaltung des Einleitungsbauwerks ist entscheidend sowohl für das Maß der aktiven Durchmischung und Verdünnung im Nahbereich als auch für die Möglichkeit, das Abwasserfeld unterhalb der Oberfläche zu halten, falls das Meer dichtegeschiedet ist. Gerade für diesen kritischen Bereich der Auftriebsstrahlen sind die strömungsmechanischen Berechnungsmethoden am weitesten entwickelt.

Schrifttum

- [1] N.H. Brooks; „Diffusion of Sewage Effluent in an Ocean-Current“, *Waste Disposal in the Marine Environment*, Pergamon Press, 1960
- [2] N.H. Brooks: „Man, Water, and Waste“, *Technology Review*, Vol. 70, Nr. 7, Mai 1968
- [3] H. Hadjiangelou: „Ein Beitrag zur Berechnung der Verschmutzungsdichte eines auf der Meeresoberfläche sich bewegendes Abwasserfeldes“, *GWf – Wasser / Abwasser*, Jahrgang 113, Heft 6, 1972
- [4] – : „Background Papers for a Research Conference on California Ocean Pollution at Lake Arrowhead“, sponsored by California Institute of Technology and Scripps Institution of Oceanography, California, Nov. 1973
- [5] H. Kobus: „Bemessungsgrundlagen und Anwendungen für Luftschleier im Wasserbau“, Heft 7, *Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis*, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1973
- [6] N.H. Brooks: „Dispersion in Hydrologic and Coastal Environments“, *Environmental Protection Agency Rep. 660/3-73-010*, 1973
- [7] E.A. Pearson: „Marine Waste Disposal Systems“, in: „Background Papers for a Research Conference on California Ocean Pollution“, 1973
- [8] H. Kobus: „Anwendung der Dimensionsanalyse in der experimentellen Forschung des Bauingenieurwesens“, *Die Bautechnik*, Heft 3, 1974
- [9] H. Kobus: „Ausbreitungsvorgänge in Gewässern“, Bericht SFB 80/T/43 des Sonderforschungsbereichs 80 an der Universität Karlsruhe, August 1974
- [10] W. Bascom: „The Disposal of Waste in the Ocean“, *Scientific American*, August 1974
- [11] R.C.Y. Koh und N.H. Brooks: „Fluid Mechanics of Waste Water Disposal in the Ocean“, *Annual Review of Fluid Mechanics*, Vol. 7, 1975, Annual Reviews Inc., Palo Alto, California, USA
- [12] A.L.H. Gameson, Ed.: „Discharge of Sewage from Sea Outfalls“, *Proceedings of an International Symposium held at Church House, London, 1974*, Pergamon Press, Oxford 1975

Anschrift des Verfassers: Wiss. Rat und Professor Helmut Kobus, Institut für Hydromechanik, Universität Karlsruhe, 12 Kaiserstraße, 7500 Karlsruhe 1