Grundlagen der Planung biologischer Reinigungsanlagen für organisch verunreinigtes Industrieabwasser¹⁾

Von K. WUHRMANN

Mitteilung Nr. 141 der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung
und Gewässerschutz an der Eidgenössischen Technischen Hochschule, Zürich.
Direktor: Prof. Dr. O. JAAG

1. Einleitung

Im allgemeinen führen die Kanalisationen industrieller Betriebe ein unübersichtliches Gemisch stark verdünnter Lösungen oder Suspensionen von nicht ausgenützten Rohstoffen, Neben-, Zwischen- und Endprodukten der im Betriebe ausgeübten Fabrikationsverfahren in die Vorfluter ab, und es ist dann die Aufgabe der Abwasserreinigungs-Technik, mit einem möglichst wenige Stufen umfassenden und wirtschaftlich tragbaren Verfahren dieses Substanzgemisch wieder aus dem Wasser zu entfernen. Anorganische Salze, Säuren, Laugen usw. können nur mittels Überführung in unlösliche Verbindungen (Fällungen), durch Adsorption oder Ionenaustausch aus den wässrigen Lösungen entfernt werden. In vereinzelt Fällen sind diese Verfahren auch zur Elimination organischer Verbindungen anwendbar. Die für den Gewässerschutz nach ihrer Natur und Menge bösartigsten Abwässer aus den Betrieben der Lebensmittelindustrie, der Textil-, Leder- und Zelluloseindustrie (inkl. Papierfabriken), sowie aus der organisch-chemischen und pharmazeutischen Industrie enthalten aber Inhaltsstoffe, die mit chemisch-physikalischen Prozessen nicht oder nur mit untragbarem Aufwand genügend eliminiert werden können. Die Überführung der Verunreinigungssubstanzen in Verbindungen, die für die Gewässer unschädlich sind, ist dann nur noch mit den Vorgängen möglich, die auch in der freien

¹⁾ Referat gehalten an der Vortragstagung über industrielle und gewerbliche Abwässer anlässlich der Internationalen Fachausstellung über Wasser- und Abwasserreinigung, im Januar 1958 in Basel.

Natur für die Beseitigung aller organischen Abfallstoffe sorgen: nämlich die Zersetzung durch anaerobe und aerobe Mikroorganismen.

Es ist das Ziel der nachfolgenden Ausführungen, einige verfahrenstechnische Grundlagen der biologischen Abwasserreinigung zu erörtern und ihre Anwendung bei der Behandlung von Problemen der Reinigung industrieller Abwässer klarzulegen. Es liegt uns besonders daran, zu zeigen, dass die genau gleichen Grundsätze, die man bei der biologischen Reinigung häuslicher Abwässer berücksichtigen muss und die schon sehr gut bekannt sind, auch beim Bau von Anlagen für industrielle Abwässer gelten. Handelt es sich doch im Prinzip immer um dieselben gärungsbiologischen Tatsachen, denen man Rechnung zu tragen hat. Wir möchten ausdrücklich betonen, dass es nicht zum Thema dieses Referates gehört, fertige verfahrenstechnische Rezepte oder Empfehlungen für die Behandlung bestimmter Abwassertypen zu geben oder Betriebserfahrungen mit dem einen oder anderen Anlagensystem mitzuteilen. Wir verweisen hierzu auf die zahlreichen Handbücher und zusammenfassenden Darstellungen der englisch- und deutschsprachigen Abwasserliteratur.

Es darf ferner als Selbstverständlichkeit gelten, dass alle nachstehenden Erwägungen auch für die *gemeinsame Reinigung von industriellen und häuslichen Abwässern* gelten. Dass in der Praxis eine solche kombinierte, oft regional lösbare, biologische Abwasserbeseitigung aus verfahrenstechnischen und wirtschaftlichen Gründen immer der isolierten Abwasserbehandlung eines einzelnen Betriebes vorzuziehen ist, darf ebenfalls als bekannt vorausgesetzt werden.

2. Allgemeine Voraussetzungen für die biologische Reinigung industrieller Abwässer

2.1 Anwendungsbereich

Der Anwendungsbereich der biologischen Reinigungsverfahren beschränkt sich naturgemäss auf Abwässer, die Schmutzstoffe enthalten, welche *mikrobiell* zersetzt werden können. Diese Verfahren stellen besondere Formen *anaerober* oder *aerober industrieller Gärungen* dar. Im Sinne des Abwassertechnikers kann man den Anwendungsbereich der biologischen Verfahren vielleicht so umreißen, dass sie immer dann in Erwägung gezogen werden müssen, wenn die Abwässer einen BSB aufweisen, das heisst, Substanzen enthalten, die von Mikroorganismen (Bakterien, Pilzen, Protozoen) resorbiert und veratmet werden können. Es mag vorkommen, dass dieser BSB klein ist im Verhältnis zum Gesamtverschmutzungsgrad des Wassers;

in einem solchen Fall wird man selbstverständlich seine Aufmerksamkeit zunächst denjenigen Stufen von Reinigungsverfahren zuwenden, welche der Hauptmasse der Verunreinigungsstoffe am leichtesten Herr werden und eine biologische Reinigung erst in zweiter Linie oder überhaupt nicht in Erwägung ziehen; oder man wird die Abwässer, die einen BSB aufzeigen, in einem separaten Kanalnetz abfangen und gesondert behandeln. Im gegenteiligen Fall, das heisst bei besonders hohen Konzentrationen der organischen Stoffe in einem Abwasser, wird man ebenfalls nicht ausschliesslich an biologische Reinigung denken, da dann die Eindampfung mit nachfolgender Verwertung oder Verbrennung des Rückstandes einfacher sein kann.

2.2 Einige gärungsbiologische Grundlagen

2.2.1 *Die Gärungsbiozönose von Reinigungsanlagen:* Vom gärungsbiologischen Gesichtspunkt aus stellen die organisch verunreinigten Abwässer äusserst komplex zusammengesetzte Gärungssubstrate dar. Die Abwasserreinigung hat die Aufgabe zu erfüllen, diese Substrate möglichst vollständig in harmlose Gärprodukte, wie Wasser, CO_2 , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} usw., überzuführen, ohne dass intermediäre Gärungsprodukte übrigbleiben. Die Dissimilation organischer Molekeln erfolgt in den Lebewesen mittels einer grossen Zahl von Teilreaktionen, von denen viele Mikroorganismen allerdings nur einzelne durchführen können. Es ist deshalb eine unabdingbare Voraussetzung für die Mineralisation organischer Stoffe, dass ein *Gemisch von Organismenarten* zusammenarbeitet, wobei die einen Arten jeweils die von den andern ausgeschiedenen intermediären Produkte übernehmen und weiter zerlegen. Biologische Reinigungsverfahren sind deshalb industrielle Gärungen, die nur mit Hilfe einer artenreichen Biozönose von Mikroorganismen zum Ziele führen können.

2.2.2 *Kinetik der Elimination von Substanzen aus Abwasser:* Soweit unsere heutigen Kenntnisse reichen, dürfen wir annehmen, dass alle von pflanzlichen und tierischen Lebewesen synthetisierten organischen Verbindungen jeden Polymerisationsgrades von Mikroben im Boden und Wasser wieder zersetzt werden können. Dabei ist es allerdings bekannt, dass zahlreiche dieser Verbindungen nur von wenigen Organismenarten und nur unter bestimmten äusseren Bedingungen angegriffen werden. Soweit die Abwässer also organische Naturstoffe enthalten, wird die Möglichkeit der gärungsbiologischen Reinigung wenigstens theoretisch immer vorhanden sein. Eine andere Frage ist es, ob diese Annahme auch für Abwässer gilt, die vorwiegend künstliche synthetische Produkte enthalten, für die in der Natur

kein Analogon vorhanden ist und für deren Abbau deshalb in der phylogenetischen Entwicklung der heutigen Lebewesen auch keine Möglichkeit der Bildung von passenden Fermentsystemen bestand. Wenn im Laboratoriumsversuch – unter eventuell sehr speziellen Bedingungen – nachgewiesen wird, dass eine Substanz wirklich vergärbbar ist, so heisst dies allerdings noch nicht, dass sie bei den in biologischen Kläranlagen realisierbaren Umständen wirklich eliminiert werden kann.

Die Geschwindigkeiten, mit welchen die einzelnen organischen Verunreinigungssubstanzen aus einem Abwasser von der Biozönose eines biologischen Reinigungskörpers entfernt werden, sind die massgebenden Grössen für die Bemessung der Durchlaufzeit eines Abwassers durch die Kläranlage. Wir sprechen dabei absichtlich von «*Eliminations*»-Geschwindigkeit und nicht von «*Abbau*»-Geschwindigkeit der Stoffe, denn was wir messen können, ist nur die Geschwindigkeit der Konzentrationsveränderung einer Substanz im Abwasser beim Kontakt mit Belebtschlamm oder Tropfkörperassen; über die tatsächlich ablaufenden Mechanismen, von denen dissimilatorische Stoffwechselreaktionen (das heisst «*Abbau*») nur einen Teil darstellen, können wir uns in den wenigsten Fällen ein genaues Bild machen.

Der BSB eines Abwassers, das mit Belebtschlamm in Kontakt gebracht wird, nimmt anfänglich sehr rasch und im Laufe der Zeit immer langsamer ab. Man hat aus diesem Kurvenverlauf sehr weitgehende Schlüsse über die Kinetik der Elimination von Schmutzstoffen bei der Abwasserreinigung gezogen, die aus folgenden zwei Gründen ziemlich fragwürdig sind:

a) Der BSB ist kein Mass für die Konzentration einer Substanz im Sinne der analytischen Chemie. Wenn man über die Konzentrationsveränderungen von Abwasserstoffen beim Reinigungsprozess etwas erfahren will, ist dies nur bei direkter analytischer Bestimmung möglich.

b) Der BSB ist die Summe des Sauerstoffverbrauches bei der Atmung aller in einem Abwasser vorhandenen aeroben Organismen, das heisst ein Mass für eine einzelne Teilreaktion ihres Stoffwechsels.

Diese Teilreaktion hängt aber mit der Aufnahme von Schmutzstoffen aus dem Abwasser (Elimination) nur indirekt zusammen.

Verfolgt man den Konzentrationsabfall einer reinen Substanz in Abwasser beim Belüften mit Belebtschlamm (Abb. 1), so stellt man praktisch einen *linearen Verlauf* fest; die Geschwindigkeit der Konzentrationsabnahme ist dabei eine (ebenfalls lineare) Funktion der Schlammkonzentration und eine charakteristische Eigenschaft der beobachteten Substanz und des geprüften Organismenschlammes. Lässt man den Belebtschlamm die Lösung

Abbildung 1

Elimination einzelner reiner Substanzen aus wässrigen Lösungen durch Belebtschlamm.

C_s = Belebtschlammkonzentration, $t = 20^{\circ}$, $\text{pH} = 7,5$. Aus WUHRMANN [16]¹⁾.

¹⁾ Die Ziffern in eckigen Klammern verweisen auf das Literaturverzeichnis, Seite 282.

eines Substanzgemisches reinigen, so nimmt die Konzentration jeder einzelnen Komponente des Gemisches ebenfalls mit der für sie charakteristischen Geschwindigkeit im Laufe der Belüftungszeit ab (Abb. 2). Prüft man den Verlauf des BSB_5 dieser Lösung, so stellt man in Übereinstimmung mit vielen bisherigen Untersuchungen den typischen exponentiellen Verlauf der «Konzentrationsabnahme» des Abwassers, gemessen am BSB_5 , fest. Aus dieser Beobachtung ergibt sich für die Praxis der direkte Beweis dafür, dass man, je nach Bemessung der Kontaktzeit zwischen Abwasser und Gärungsorganismen, die einen Inhaltsstoffe vollständig, andere jedoch nur teilweise eliminieren kann. Ferner lässt sich damit auch die verblüffend gute Wirkung der sogenannten Teilreinigung mit dem Belebtschlammverfahren für den Vorfluterschutz verstehen, eine Wirkung, die ja weit grösser ist, als aus der absoluten Abnahme des BSB_5 vermutet werden könnte (WUHRMANN [14]).

Aus wirtschaftlichen Gründen sollten die Durchflusszeiten von Kläranlagen nur wenige Stunden oder bestenfalls Tage (anaerobe Gärungen) betragen. Verbindungen, die nur von einer einzigen oder wenigen Bakterienarten angegriffen werden (zum Beispiel viele aromatische Kohlenwasserstoffe, chlorierte oder nitrierte Kohlenwasserstoffe, viele Polymere usw.), werden deshalb oft nicht in wesentlichem Umfange zerstört. Es ist eine der Hauptaufgaben bei der Voruntersuchung für ein Abwasserreinigungsverfahren, sich Klarheit über die Eliminationsgeschwindigkeiten der wichtigsten Einzelkomponenten in einem Abwasser zu verschaffen (Tabelle 1).

Tabelle 1

Spezifische Elimination von reinen Substraten durch Belebtschlämme
(nach WUHRMANN [16]).

Substrat	Temperatur °C	Elimination mg Substrat/g TS · h	Schlammadaptation
Glukose	20	16,2	nicht adaptiert
Glukose	25	74,2	Adaptation an Saccharose
Saccharose	25	50,7	Adaptation an Saccharose
Saccharose	33	50–60	Modellversuch im Durchlauf
Azetat	25	45,5	nicht adaptiert
Butyrat	25	15,6	nicht adaptiert
Laktat	20	25,8	nicht adaptiert
Asparaginsäure (als α -NH ₂ -N) .	25	0,97	nicht adaptiert
Tryptophan (als α -NH ₂ -N) . .	25	0,2	nicht adaptiert
Glutaminsäure (als α -NH ₂ -N) .	25	2,0	nicht adaptiert
Pepton (als organischer N) . .	25	4,3	nicht adaptiert

Abbildung 2

Elimination der einzelnen Komponenten eines Substanzgemisches aus Abwasser und Abnahme des vom Substanzgemisch verursachten BSB₅ beim Kontakt mit Belebtschlamm. Aus WUHRMANN und VON BEUST [18].

Wir haben bereits festgestellt, dass die Eliminationsgeschwindigkeit einer Substanz proportional zur Zahl der mit ihr in Berührung gebrachten Organismen ist. Beim Belebtschlammverfahren, das ja eine weitgehende Variation der Masse der Gärungsorganismen (das heisst der Schlammkonzentration im Belüftungsbecken) gestattet, kann man deshalb den Reinigungsgrad bei gegebener Anlagegrösse (das heisst Durchflusszeit) in beträchtlichem Umfange dem Abwassercharakter anpassen, indem je nach Abwasserkonzentration oder -zusammensetzung die Schlammkonzentration verändert wird. Als Beispiel für diese Wechselwirkung zwischen Kontaktzeit, Schlammkonzentration und Reinigungseffekt bei einem industriellen Abwasser sei auf Abbildung 3 hingewiesen. Beim Tropfkörperverfahren ist eine solche direkte Regulierung des Reinigungsprozesses nicht möglich. Immerhin besteht mit der Rezirkulation des Abwassers über das Filterbeet die Möglichkeit, wenigstens die Kontaktzeit zwischen Gärungsflora und Schmutzstoffen zu verlängern. Tropfkörper für industrielle Abwasser sollten deshalb grundsätzlich so eingerichtet werden, dass eine grosse Variationsmöglichkeit für die Rezirkulation besteht.

2.23 *Anpassung der Gärungsbiozönosen an das Abwasser:* In Industriebetrieben können die Fabrikationsverfahren und Fabrikate und damit die ins Abwasser übergehenden Substanzen sehr häufig wechseln; zusätzlich treten auch im Laufe eines Tages grosse Schwankungen in Menge und Konzentration der Abwässer auf. Diese Tatsachen bilden eine wesentliche Er-

Abbildung 3

Wechselwirkung zwischen Belüftungszeit, Schlammkonzentration und Reinigungswirkung bei der Behandlung von Papierfabrikabwasser mit Belebtschlamm. Anfangskonzentration des Abwassers = 2500 mg BSB₅/l. Die Kurven gelten für folgende Belebtschlammkonzentrationen: - - - - 4000 mg/l, - - - 2000 mg/l, - 1000 mg/l. Nach RUDOLFS und AMBERG [10].

schwerung für ein Abwasserreinigungssystem, das kontinuierlich und mit gleichmässigem Erfolg arbeiten soll. Bei den biologischen Verfahren ist zunächst durch die Fähigkeit der *enzymatischen Adaptation* der vorhandenen Mikroben ein gewisser, wenn auch kleiner, Spielraum für Anpassungen an Veränderungen des Gärsubstrates gegeben. Praktisch von viel grösserer Bedeutung sind aber die *soziologischen Adaptationen* der Lebensgemeinschaften in Reinigungskörpern. Sie bestehen darin, dass bei einem Wechsel der Abwasserzusammensetzung Verschiebungen der Individuenzahl der einzelnen Arten eintreten, indem die durch die neuen Substratkomponenten begünstigten Typen zunehmen. Während enzymatische Adaptationen im allgemeinen ziemlich schnell verlaufen (innerhalb von Minuten oder wenigen Stunden), nehmen die soziologischen Anpassungen bedeutend mehr Zeit in Anspruch, so dass es bei einem starken Wechsel der Abwasserzusammensetzung unter Umständen einige Tage dauern kann, bis die neuen Abwasserstoffe wieder denselben Eliminationseffekt aufweisen wie die vorangehenden. Diese Adaptationserscheinungen sind bei der Veratmung von Abwasserstoffen im BSB-Test schon häufig beschrieben worden, wobei man mit einzelnen Substraten Adaptationszeiten bis zu mehreren Tagen beobachtete. Trotz ihres Artenreichtums sind die Biozönosen von Reinigungskörpern erstaunlich einseitig nach dem für sie gewohnten Substrat orientiert.

Man kann deshalb niemals erwarten, dass beispielsweise die biologische Reinigungsanlage eines Werkes der chemischen Industrie die Abwässer aus einer neu eingeführten Produktion von einer Stunde auf die andere werde vollständig verarbeiten können, wenn sie Stoffe enthalten, die früher nie im Abwasser vorgekommen waren. Gegen solche Erscheinungen kann man sich nicht vollständig schützen. Es ist aber offensichtlich, dass für Betriebe, die mit starken Qualitäts- und Konzentrationsschwankungen in ihren Abwässern rechnen müssen, mit der Erstellung von grosszügig dimensionierten, *kombinierten Stapel- und Mischbecken*, die der biologischen Stufe vorgeschaltet sind, beträchtliche Erleichterungen für den Betrieb der Kläranlage entstehen. Ferner werden sich in den meisten Fällen mit einem Quantitäts- und Qualitätsausgleich des Abwasserzuflusses zur biologischen Stufe grosse Einsparungen an Bauvolumen und Betriebskosten erzielen lassen.

2.24 *Physiologische Anforderungen an die Abwasserqualität beim Betrieb einer aeroben oder anaeroben Reinigungsanlage:* Die optimale Stoffwechselleistung und Vermehrungsgeschwindigkeit der Gärungsorganismen ist an gewisse *Milieubedingungen* gebunden, wie Sauerstoffspannung, pH-Wert,

Temperatur, minimale Konzentration unentbehrlicher Nährstoffe usw. Ferner dürfen selbstverständlich keine Stoffwechselgifte in wirksamer Konzentration zugegen sein. In betriebstechnischer Hinsicht ist es zudem wichtig zu wissen, wie sich eine biologische Anlage verhält, wenn aus irgendwelchen Gründen (Fabrikationsstörungen, Fabrikationsunterbrüche über das Wochenende oder bei Betriebsferien) der Abwasserzufluss ganz oder teilweise für eine gewisse Zeit unterbrochen wird.

Viele Abwässer erfüllen die von den Lebensgemeinschaften biologischer Reinigungskörper verlangten Anforderungen nicht a priori. Es ist eine der wichtigsten Aufgaben der Grundlagenbeschaffung für eine Industriekläranlage, Art und Durchführung der notwendigen Korrekturen der Abwasserzusammensetzung festzustellen, damit nachher für die biologischen Vorgänge möglichst gute Voraussetzungen geschaffen sind. Wir möchten speziell auf folgende Faktoren hinweisen:

a) *pH-Wert*: Die *aeroben* Abwasserreinigungs-Biozönosen sind verhältnismässig wenig empfindlich gegenüber pH-Wert-Änderungen innerhalb des Bereiches von etwa pH 5 bis 9. Natürlich wird eine Biozönose, die an ein Abwasser mit dauernd saurem Charakter adaptiert ist, nicht die gleiche Eliminationsleistung zeigen, wenn dieselben Abwasserstoffe plötzlich in stark alkalischem Milieu dargeboten werden. pH-Werte unter etwa 5 oder über 9 sollten im Zufluss zu einer biologischen Anlage nicht während allzu langer Zeit (einige Stunden) vorhanden sein. Im übrigen sind die pH-Wert-Schwankungen des Anlagenzuflusses von geringerer Bedeutung als seine Pufferungskapazität. In einem nicht allzu stark gepufferten Abwasser wird von der Biozönose durch die eigenen Stoffwechselprodukte der pH-Wert von selbst in die Nähe des physiologischen Optimums verschoben.

Bei den *anaeroben* Gärungen, den sogenannten Faulverfahren, ist ein annähernd neutrales Milieu zu erreichen. Der Pufferungskapazität der Lösung kommt sehr grosse Bedeutung zu, je grösser sie ist, um so stärker lässt sich in der Regel ein Faulraum belasten.

b) *Temperatur*: Wir dürfen annehmen, dass bis zu Temperaturen von vielleicht 35° noch eine genügende Anzahl physiologisch verschiedener Mikrobentypen zur aeroben Reinigung eines Abwassers zur Verfügung steht. Die anaeroben Gärungen industrieller Abwässer sollten aus wirtschaftlichen Gründen im optimalen Bereich der mesophilen Gärung (rund 30°) durchgeführt werden.

Temperaturschwankungen sind für die aeroben Gärungen von geringer Bedeutung. Selbstverständlich steigt und sinkt die Leistung des Reini-

gungssystems parallel zum Gang der Temperatur (Abb. 4), aber man hat nicht zu befürchten, dass durch Temperaturschwankungen solche Störungen eines ökologischen Gleichgewichtes in den Biozönosen eintreten, die den Betrieb einer Anlage gefährden. Bei den anaeroben Verfahren liegt grundsätzlich dieselbe Situation vor, mit der Einschränkung, dass durch grössere, rasche Temperaturschwankungen angeblich schwere Störungen im Gleichgewicht der verschiedenen parallel verlaufenden Gärungen eintreten sollen, die den Betrieb einer Faulanlage gefährden können.

Abbildung 4

Wirkungsgrad einer Belebtschlammanlage zur Reinigung eines Textilabwassers (Baumwoll-Beuchlauge) bei Temperaturschwankungen zwischen 10°C und 30°C (gestrichelte Kurve) im Vergleich zu Anlagen, die konstant bei 10° bzw. 30°C arbeiten. Nach SAWYER et al. [11].

Bei der Planung aerober und anaerober Verfahren hat man ein Interesse daran, warme Abwässer vor der Reinigungsanlage nicht unnötigerweise unter beispielsweise 30 bis 35° abkühlen zu lassen. Die anaeroben Verfahren bedürfen in den meisten Fällen einer künstlichen Heizung, damit die erwünschte Temperaturkonstanz erreicht werden kann.

c) *Nährstoffausgleich*: Ein Abwasser, das hinsichtlich Zusammensetzung einen idealen Nährboden für eine heterotrophe Mischflora darstellt, gibt es – vielleicht abgesehen von den Molkereiabwässern – nicht. Da es darauf an-

kommt, in den biologischen Reinigungsstufen eine möglichst rasche Vermehrung der Organismen zu erreichen, sollte eine richtige Proportion zwischen den Substanzen, die für den *Betriebs- und Baustoffwechsel* unentbehrlich sind, vorhanden sein. Wir möchten zu dieser komplizierten Frage lediglich bezüglich der beiden am häufigsten zu ergänzenden Nährstoffe, nämlich Stickstoff und Phosphor, Stellung nehmen, obschon es viele Fälle gibt, wo gerade diese Elemente für die Durchführbarkeit einer Reinigung keinesfalls ausschlaggebend sind (zum Beispiel Schlachthof- und Fleischkonservenfabrik-Abwässer).

Phosphor ist ein unentbehrliches Element für den Betriebsstoffwechsel aller lebenden Zellen. In Abwässern kann er sehr häufig in ungenügender Konzentration vorhanden sein oder ganz fehlen, denken wir nur an die Kondensationswässer von Konzentrier- oder Eindampfanlagen, Schwelbetrieben usw. oder an Abwässer, die beispielsweise durch Fällungsverfahren mit Kalk, Aluminium- oder Eisensalzen vorbehandelt wurden, oder schliesslich an Abwässer, in denen eine starke Disproportion zwischen vergärbaren Kohlenstoffverbindungen und dem natürlicherweise im verarbeiteten Material vorhandenen Phosphor besteht (Abwässer aus allen Verarbeitungsbetrieben kohlehydratreicher landwirtschaftlicher Produkte und der Zellulose- und Papierindustrie). Phosphor kann von den Mikroorganismen ohne weiteres als Orthophosphation resorbiert werden, so dass es technisch sehr einfach ist, einem Abwasser die notwendige Menge zuzumischen.

Stickstoffdefizite treten ebenfalls in den meisten der vorgenannten Abwässer auf und können durch Zusatz von Ammoniumsalzen korrigiert werden.

Die Feststellung der einem Abwasser zuzusetzenden Mengen an Stickstoff und Phosphor ist praktisch nur auf *experimentellem Wege* möglich, es sei denn, man prüfe bei der Abwasseranalyse nicht nur die Gesamtmenge der vorhandenen N- und P-Verbindungen, sondern auch ihre *Resorbierbarkeit*. Ohne eingehende Bestimmungen der Einzelsubstanzen kann man diese Forderung aber nicht erfüllen. Die Abwasseringenieure möchten gerne feststehende Verhältniszahlen zwischen dem BSB₅ eines Abwassers und dem notwendigen Stickstoff- und Phosphorgehalt zur Verfügung gestellt haben. Dieser Wunsch ist nicht erfüllbar. Wohl können wir aus Erfahrungswerten von Anlagen die effektiv eliminierte Menge an Stickstoff und Phosphor im Verhältnis zur Abnahme des BSB₅ angeben (Tabelle 2). Wenn ein Abwasser vorliegt, in welchem beide Elemente nur in Spuren vorhanden sind, mögen diese Ziffern einen gewissen Hinweis auf Grössenordnungen der benötigten Zusätze geben. Bei Abwässern, welche aber das eine oder andere Element

Tabelle 2

Verbrauch von N und P bei der Reinigung verschiedener Abwässer mit Belebtschlamm (Dauerbetrieb)

Abwasser-Herkunft	Effektiv verbrauchte Nährstoffe pro kg BSB ₅ -Abbau	
	g N/kg BSB ₅	g P/kg BSB ₅
Baumwoll-Beuche (20°C)	42	5,4 ¹⁾
Hartfaseraufschluss (20°C)	22	4,4 ¹⁾
Brauerei (20°C)	42	10,4 ¹⁾
Kaffee-Extrakt-Fabrikation (20°C)	35	7,5 ²⁾
Zuckerfabrik-Sauerwasser (30°C)	24	5 ²⁾
Häusliches Abwasser (Zürich) 15°C		
R _p = 1,5 kg BSB ₅ /m ³ ·Tg	79	7,9 ²⁾
R _p = 3,06 kg BSB ₅ /m ³ ·Tg	58	9,9 ²⁾
1) Nach HELMERS et al. [6].		
2) Experimente der EAWAG.		

in grösseren Mengen enthalten, sind solche Verhältniszahlen sehr irreführend, wenn nicht genau bekannt ist, ob die mit den üblichen Methoden beobachteten N- und P-Mengen in Verbindungen vorliegen, die als N- und P-Quellen auch wirklich ausgenützt werden können. Man kann verhältnismässig schnell den N- und P-Zusatz zu einem Abwasser grössenordnungsmässig festlegen, wenn man Belebtschlamm zunächst an das Abwasser adaptiert und dann feststellt, bei welchen N- und P-Gaben zu einem Abwasser-Schlamm-Gemisch die Veratmung der Abwasserstoffe mit maximaler Geschwindigkeit verläuft (Abb. 5). Auch dieser Versuch ist in quantitativer Hinsicht nicht völlig massgebend, da die Bedingungen für einen maximalen Sauerstoffverbrauch nicht unbedingt auch optimal für das Wachstum der Organismen sein müssen. *Ein abschliessendes Urteil über notwendige Nährstoffzusätze zu einem Abwasser kann unseres Erachtens einzig und allein der Modellversuch liefern.*

Da ein Abwasser hinsichtlich seiner Qualität als Nährlösung ausbalanciert sein muss, unbekümmert darum, welches Reinigungsverfahren schlussendlich angewandt wird, wählt man für Modellversuche am besten das Belebtschlammverfahren, da es mit den einfachsten experimentellen

Abbildung 5

Geschwindigkeit der Veratmung von Zuckerfabrikabwasser (sogenanntes Sauerwasser) durch Belebtschlamm nach Zusatz von verschiedenen Mengen von Ammonium-Stickstoff und Orthophosphat. Original.

Hilfsmitteln und am schnellsten zu einer schlüssigen Aussage führt (vgl. auch Abschnitt 4).

d) *Sauerstoffspannung des Milieus*: Über diesen Punkt wird in Abschnitt 4 gesondert diskutiert.

e) *Stoffwechselgifte*: Ob eine organische oder anorganische Abwasserkomponente als Stoffwechselgift auf die Reinigungsbiozönosen wirkt, ist eine

Konzentrationsfrage. Man hört hin und wieder die Auffassung, dass dieses oder jenes biologische Reinigungsverfahren gegenüber Giftwirkungen des Abwassers weniger empfindlich sei als ein anderes. Dies ist selbstverständlich unrichtig. Zutreffend ist, dass gegenüber derselben Konzentration eines Giftes sehr grosse Empfindlichkeitsunterschiede zwischen den einzelnen Arten einer Lebensgemeinschaft bestehen. Da wir es aber bei allen anaeroben oder aeroben Reinigungsverfahren mit komplexen Organismengemeinschaften zu tun haben, wirken sich Vergiftungen bei allen Systemen ungefähr gleichartig aus. Wenn ein Abwasser zu behandeln ist, von dem man mit einiger Gewissheit weiss, dass es gelegentlich zu Vergiftungen der Reinigungsbiozönose führen wird, soll man ein Verfahren wählen, das nach einem solchen Betriebsunfall am schnellsten wieder eine normale Leistung erreichen kann.

Sofern kanalisationstechnisch oder durch geeignete Vorbehandlungen der Abfluss giftiger Stoffe zu einer Reinigungsanlage nicht vermieden werden

Abbildung 6

Wirkung eines Unterbruches des Abwasserzuflusses während 22 Tagen auf die Reinigungsleistung einer Belebtschlammanlage (Modellversuch) für ein Textilabwasser (Baumwoll-Beuchlauge). Die ursprüngliche Abflussqualität ist 36–48 Stunden nach Wiederbeginn der Anlagebeschickung erreicht. Nach SAWYER et al. [11].

kann, besteht die einzige Möglichkeit zur Durchführung biologischer Reinigungsprozesse darin, durch Verdünnung mit häuslichem Abwasser, Kühlwässern usw. die Konzentrationen unter die hemmenden Grenzen zu senken. In Betrieben mit vielseitigem Fabrikationsprogramm oder mit Standort in der Nähe grösserer Bevölkerungszentren wird dies in der Regel keine Schwierigkeiten bieten. Eine weitere Hilfe stellen sodann die bereits erwähnten, vor eine Reinigungsanlage einzuschaltenden, kombinierten Stapel- und Mischbecken dar.

f) *Unterbrüche im Abwasserzufluss* zu einer biologischen Reinigungsanlage: Wenn der Abwasserzufluss zu einer biologischen Anlage aus irgendwelchen Gründen unterbrochen wird, entzieht man der Reinigungsbiozönose ihre Ernährungsgrundlage. Während einiger Stunden können die Organismen mittels der Dissimilation von Reservestoffen einen normalen, wenn auch eingeschränkten Stoffwechsel beibehalten. Aus dem Verhalten von Belebtschlamm, der ja besonders leicht zu kontrollieren ist, weiss man, dass aber schon innerhalb 24 bis 48 Stunden ein merklicher Abfall der Gärungsleistung eintritt, offenbar deshalb, weil die Zahl der Organismen zurückgeht und langsam eine Autolyse der ursprünglichen Mikroben eintritt. Dieselbe Erscheinung ist zweifellos auch bei anderen aeroben und bei den anaeroben Reinigungsverfahren vorhanden. Soviel bis heute bekannt geworden ist, tritt aber bei keinem Verfahren – auch bei Unterbrüchen des Abwasserzuflusses während vieler Tage – eine solche Verarmung an Lebewesen in den Reinigungskörpern ein, dass nach erneuter Beschickung der Anlage nicht innerhalb 1 bis 3 Tagen die Gärungsbiozönose ihre ursprüngliche Individuenzahl und damit ihre alte Gärungsleistung wieder erreicht hätte. Als Beispiel sei auf einen Versuch von SAWYER et al. [11] mit Belebtschlamm hingewiesen (Abb. 6). Aus den Arbeiten von BUSWELL (vgl. Zusammenfassung [2]) ist bekannt, dass bei anaeroben Gärungen nach 2-bis 4wöchigem Unterbruch des Abwasserzuflusses die Gasproduktion bald wieder die frühere Intensität erreichte.

3. Die biologischen Reinigungsverfahren

Die zur biologischen Reinigung industrieller Abwässer zur Verfügung stehenden Verfahren sind dieselben, wie sie schon seit langer Zeit für die Reinigung häuslicher Abwässer Verwendung finden. Die oft einseitige oder sehr spezielle Zusammensetzung der Industrieabwässer sowie die mangelnde Berücksichtigung elementarer gärungsbiologischer Grundsätze

führte allerdings anfänglich zu Misserfolgen und dementsprechend zu vielen Vorurteilen gegenüber der Übertragung der bewährten Reinigungsverfahren auf das Gebiet der industriellen Abwässer. Nachdem heute die Methodik der Voruntersuchung für die Planung eines Verfahrens abgeklärt ist (vgl. Abschnitt 4), dürfte es in den meisten Fällen möglich sein, einwandfrei festzustellen, ob und unter welchen Bedingungen ein Abwasser biologisch gereinigt werden kann.

3.1 *Anaerobe Gärung als Abwasserreinigungsverfahren*

Die Dissimilation der Abwasserstoffe erfolgt durch Organismen, die nur unter striktem Ausschluss von gelöstem Sauerstoff im Milieu gedeihen können. Die anaeroben Gärungen führen auch bei Anwesenheit einer Mischbiozönose selten zu einem vollständigen Abbau der Abwasserstoffe; es bleiben mehr oder weniger grosse Mengen intermediärer Gärungsprodukte zurück, die bei ungünstigen Gärungsbedingungen eventuell sehr unangenehm sein können, wie zum Beispiel bei der Anreicherung von organischen Säuren, Aminen usw. Anaerobe Gärungen gehen auch bei günstigen Voraussetzungen aus energetischen Gründen viel langsamer zu Ende als die aeroben. Die grösste industrielle Anwendung der anaeroben Gärung ist bekanntlich die Ausfäulung der in den Kläranlagen ausgeschiedenen organischen Feststoffe (sogenannte *Schlammfäulung*). Man war lange Zeit der Ansicht, dass die konzentrierten Abwässer aus Betrieben der Gärungs- und Lebensmittelindustrie, wie Hefefabriken, Brennereien, Schlächtereien, Molkereien, Zuckerfabriken usw. nur mittels anaerober Gärungen, das heisst den sogenannten *Faulverfahren* gereinigt werden könnten. Dieser fundamentale Irrtum dürfte hauptsächlich deshalb entstanden sein, weil man bei den Versuchen mit aeroben Verfahren wichtige Punkte, wie ausreichende Belüftung und Ausgleich der Nährstoffbilanzen der Abwässer, nicht berücksichtigte. Die Nachteile der anaeroben Gärungen liegen auf der Hand: Die oft grosse Menge zurückbleibender intermediärer Gärungsprodukte macht meist eine aerobe Nachbehandlung der gefaulten Abwässer notwendig. Die Faulverfahren sind nur für jene Abwässer sinnvoll, die so konzentriert sind, dass die bei der Gärung zu gewinnenden Mengen von Methan und Wasserstoff wirtschaftlich ins Gewicht fallen, oder wenn mittels reiner Gärungen wertvolle Produkte gewonnen werden können (zum Beispiel Ausnützung der Sulfitablaugen durch Verhefen oder zur Gewinnung von Alkoholen usw.). Es kann auch der Fall vorkommen, dass eine anaerobe Gärung als erste Reinigungsstufe so grosse Einsparungen bei der aeroben Reinigungsanlage

mit sich bringt, dass das ganze Doppelsystem baulich und betrieblich billiger zu stehen kommt als eine ausschliesslich aerobe Reinigung. Diese Fälle dürften aber nicht sehr häufig sein (zum Beispiel Brennereschlempen, sofern sich die Eindampfung nicht lohnt usw.). Immerhin ist darauf hinzuweisen, dass die Technik der anaeroben Gärung von Abwässern lange Zeit auf einem tiefen Niveau stehengeblieben ist und erst in den letzten Jahren durch die Arbeiten von BUSWELL [2], JUNG [7], GEHM und MORGAN [4], BLOODGOOD [1] und andere einen neuen Impuls durch die Entwicklung *kontinuierlicher Durchflussverfahren* mit Abtrennung und Rückführung des Organismenschlammes (ähnlich wie beim aeroben Belebtschlammverfahren) erfahren hat. Es ist wohl möglich, dass durch die damit erreichbaren höheren Gärungsleistungen (vgl. Tabelle 3) der Anwendungsbereich der

Tabelle 3

Beispiele von anaeroben Gärungen industrieller Abwässer

Industrie	Temperatur °C	Theoretische Gärzeit Stunden	Raumbelastung kg BSB ₅ /m ³ · Tg	Konzentrationsveränderung			Bemerkungen
				Zufluss mg BSB ₅ /l	Abfluss mg BSB ₅ /l	η %	
Strohpappefabrik ¹⁾	32	74	0,96	1830	200	89	Homogene Faulung ohne Schlamm- rückführung Homogene Faulung mit Schlamm- rezirkulation
Wollwäscherei ¹⁾	35	480	0,35	8600	1010	88	
Presshefefabrik ¹⁾	30	48	1,6	4000	400	90	
Fleischkonservenfabrik ²⁾	33	25	1,15	1160	42	96	
Fleischkonservenfabrik ³⁾	35	16,7	2,6	1430	67	95	
¹⁾ Nach Zusammenstellung bei GEHM und BEHN [5]. ²⁾ Nach FULLEN [3]. ³⁾ Nach SCHROEPFER et al. [12].							

anaeroben Gärungen wieder vergrößert werden kann. Leider fehlen bei den Faulverfahren noch sehr viele grundlegende Kenntnisse, und zwar sowohl über die Gärungsleistungen der in den Faulräumen auftretenden Mischbiozöten als auch über die beste Verfahrenstechnik.

3.2 Aerobe Gärung als Abwasserreinigungsverfahren

Die Reinigungsbiozöten bestehen aus Mikroorganismen, die für die Dissimilation der aus dem Abwasser resorbierten Stoffe auf die Gegenwart

von molekularem Sauerstoff angewiesen sind. Als Gärungsendprodukte entstehen die Oxyde der die organischen Stoffe aufbauenden Elemente (Wasser, CO_2 , SO_4^{2-} , NO_3^- usw.). Aus diesem Grunde können die aeroben Reinigungsverfahren den Forderungen des Gewässerschutzes nach möglichst vollständiger «Mineralisation» der Abwasserstoffe am besten genügen. Wenn wir von den Reinigungsverfahren mit Sandfiltern oder Abwasserteichen absehen, hat man die Wahl zwischen den verschiedenen Varianten des *Tropfkörper-* und *Belebtschlammsystems*. Bis heute sind diese Verfahren für die biologische Reinigung der Abwässer aus praktisch allen Industrien, die organische Abgänge liefern (Papier- und Zelluloseindustrie, organisch-chemische Industrie aller Sparten, Nahrungsmittelindustrie aller Sparten, Gärungs- und Antibiotikaindustrie, Textilveredelungsbetriebe usw.), versucht oder praktisch angewendet worden (vgl. zum Beispiel die Zusammenstellung bei RUDOLFS und HEUKELEKIAN [9]). Die speziellen Bedingungen, welche beispielsweise an die Vorbehandlung dieser Abwässer vor der biologischen Reinigung gestellt werden müssen, haben wir bereits umrissen. Für Hinweise auf Erfahrungen und besondere Betriebs-

Tabelle 4

Vergleich von Tropfkörper- und Belebtschlammverfahren bei Parallelversuchen

Abwässer aus	Tropfkörperverfahren				Belebtschlammverfahren				$\frac{R_b \text{ TK}}{R_b \text{ BS}}$
	Raum- be- lastung kg BSB ₅ / m ³ · Tg	Konzen- trationsver- änderung		1)	Raum- be- lastung kg BSB ₅ / m ³ · Tg	Konzen- trationsver- änderung		3)	
		Zufluss	Abfluss			Zufluss	Abfluss		
		mg BSB ₅ /l	mg BSB ₅ /l _g			mg BSB ₅ /l	mg BSB ₅ /l		
Penicillinfabrikation	0,42	1899	200	1)	3,8	1899	190	3)	9 : 1
Molkerei (Milch- und Molkeabwasser)	0,37	260	4	2)	0,7	520	6	4)	2 : 1
Molkerei (nur Molke- abwasser)	0,17	270	6	2)	0,57	710	6	4)	3,5 : 1
	0,26	270	7	2)	0,44	660	6	4)	1,7 : 1
Zum Vergleich: Häusliches Abwasser	0,7	140	20	5)	2,38	140	20	6)	3,4 : 1

1) Tropfkörper $h = 2,4$ m, 15fache Rückspülung. Nach MUSS [8].

2) Wechsellropfkörper mit Zwischenklärung, $h = 1,3$ m. Nach [13].

3) Nach MUSS [8].

4) Nach [13].

5) Tropfkörper $h = 3,5$ m, Versuche der EAWAG (WUHRMANN [15]).

6) Versuche der EAWAG mit schwacher Belüftung (WUHRMANN [15]).

bedingungen von Anlagen bei einzelnen Industriezweigen sei auf die Spezialliteratur und Sammelwerke hingewiesen. Es sollen hier nur noch einige allgemein gültige Gesichtspunkte für die Dimensionierung und Beschaffung der Unterlagen gestreift werden.

3.21 *Tropfkörper versus Belebtschlammverfahren:* Der Entscheid über die Anwendung des Belebtschlamm- oder Tropfkörpersystems im einzelnen Falle ist zur Hauptsache eine wirtschaftliche und bautechnische Frage, denn verfahrenstechnisch gesehen lassen sich mit beiden Systemen gleich gute Abflüsse erzielen. Wir möchten an dieser Stelle bei der Gegenüberstellung der beiden Systeme nur wenige Punkte herausgreifen, die im Hinblick auf die Behandlung rein industrieller Abwässer besonders wichtig sind.

a) *Relative Leistung der beiden Systeme:* Leider sind nur vereinzelte Parallelversuche mit Industrieabwasser durchgeführt worden, die einen zuverlässigen Leistungsvergleich der beiden Systeme gestatten würden. Wir haben in Tabelle 4 einige Beispiele zusammengestellt, bei welchen die Raumbelastungen für die Belüftungskörper zur Erzielung gleichwertiger Abflussqualitäten angegeben sind. Leider sind nicht bei allen Versuchen die Rohwasserkonzentrationen gleich hoch, was aber den Vergleich nicht verunmöglicht. Aus der Tabelle geht hervor, dass das Verhältnis der Raumbelastungen mit Schmutzstoffen (gemessen am BSB_5) zwischen Tropfkörper- und Belebtschlammverfahren sich innerhalb der Spanne von rund 2 : 1 bis 9 : 1 bewegt. Bei gleichen Rohwasserkonzentrationen und gleichwertigen Abflussqualitäten müssen also bei den erwähnten Beispielen die Tropfkörpervolumina rund 2- bis 9mal so gross sein wie die Belüftungsbecken einer Belebtschlammanlage. Die Differenz der relativen Leistungen der beiden Systeme rührt zu einem wesentlichen Teil von der unterschiedlichen Oberflächenentwicklung der Organismenmasse in den Reinigungskörpern her. Die Mikrobengemeinschaft in einem Tropfkörper wächst auf den zur Verfügung stehenden beschränkten Oberflächen des Füllmaterials in relativ dicken Schichten auf, die dem durchfliessenden Abwasser nur eine Seite darbieten. Beim Belebtschlammssystem sind dagegen die Organismen in feinen Flocken im Substrat suspendiert und allseitig frei zugänglich. Eine Mittelstellung zwischen den beiden dargestellten Extremen nehmen die Tropfkörper mit vielfacher Rezirkulation ein. Sie können im Grenzfall gewissermassen als Belebtschlammverfahren mit Berieselungsbelüftung bezeichnet werden.

b) *Empfindlichkeit und Betriebsschwierigkeiten:* Man kann immer wieder die Auffassung hören, dass Tropfkörper gegenüber Belebtschlammanlagen den

Abbildung 7

Durchmesser von kugel- oder zylinderförmigen Zellverbänden, in deren Zentrum die Sauerstoffkonzentration C_i vorhanden ist, wenn im Aussenmilieu die Sauerstoffkonzentration C_a herrscht und die Respirationsgeschwindigkeit α mg O/cm³·s beträgt. Beispiel: Aussenkonzentration $C_a = 8$ mg O/l, zulässige Konzentration um die innerste Zelle $C_i = 0,1$ mg O/l; $C_a - C_i = 7,9$ mg O/l; $\alpha = 5 \cdot 10^{-3}$ mg O/cm³·s; $R_{Kug.} = 70 \mu$, $R_{Zyl.} = 60 \mu$. Temperatur 15°C .

Aus WUHRMANN [17].

Vorteil geringerer Empfindlichkeit bei plötzlichen Giftwirkungen des Abwassers, bei gleichzeitig wesentlich leichteren Betriebsbedingungen aufweisen. Wir haben bereits festgestellt, dass Abwasserinhaltsstoffe, welche Stoffwechselgifte für die Mikroorganismen der Reinigungskörper darstellen, bei beiden Verfahren ähnliche Auswirkungen haben. Wir sind sogar der Auffassung, dass die Blockierung der Reinigungsleistung durch Gifte bei einem Tropfkörper unangenehmer ist als bei einer Belebtschlammanlage, weil die Wiederherstellung der reinigenden Biomasse beim Belebtschlamm-System in einigen Tagen möglich ist, beim Tropfkörper erfahrungsgemäss aber Wochen dauert. Hinsichtlich Überwachung und Betriebskontrolle stellen unseres Erachtens beide Verfahren bei Anlagen für industrielle Abwässer ungefähr dieselben Anforderungen, mit dem einen Unterschied, dass es unter Umständen bei Tropfkörpern gewisse Schwierigkeiten bietet, den Betrieb bei einem Wechsel der Abwasserverhältnisse rasch genug so umzustellen, dass keine Veränderung der Abflussqualität eintritt.

c) *Ausreichende Belüftung*: Bei Abwässern, die sehr reich an Nährstoffen sind (zum Beispiel Molkereiabwasser, zuckerreiche Abwässer), tritt in den aeroben Reinigungskörpern ein starkes Wachstum der Organismen ein;

100 μ

100 μ

Abbildung 8

Mikroaufnahme geschlossener Zellverbände aus Belebtschlamm. Bei der Flokkulation des Schlammes im Belüftungsbecken mit ungenügender Turbulenz und beim Absetzvorgang lagern sich solche Zellverbände zu «Flocken» bis zu mehreren Millimetern Durchmesser zusammen. Original.

bei Tropfkörpern bilden sich dicke Polster von Lebewesen um die Füllsteine, beim Belebtschlammverfahren tritt eine grosse Schlammproduktion auf. Nun kann aber die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen im Innern von Belebtschlammflocken oder Tropfkörperbelägen nur durch Diffusion aus dem umgebenden Wasser (bei Tropfkörpern aus der über die Rasen fließenden Wasserschicht) erfolgen. Der von aussen in die Organismenaggregation eindringende Sauerstoff wird dabei auf seinem Diffusionsweg ins Innere der Organismenschicht erst noch sukzessive aufgezehrt. Es lässt sich unter gewissen Annahmen berechnen, wie dick überhaupt eine Organismenmasse sein darf, damit die innersten Zellen noch Sauerstoff erhalten, wenn man ein bestimmtes Sauerstoffkonzentrationsgefälle vom Aussenmilieu nach dem Flockenzentrum zur Verfügung hat. Aus dem Diagramm in Abbildung 7 geht hervor, dass bei einem Sauerstoffgehalt im Wasser von beispielsweise 3 mg O/l und einer Sauerstoffkonzentration von 0,1 mg O/l um die Zellen im Zentrum einer Schlammflocke, der Flockendurchmesser bei mittleren Atmungsgeschwindigkeiten der Organismen (zum Beispiel 10^{-3} mg O/cm³ · s) höchstens zwischen 150 und 200 μ betragen darf. Die Durchmesser kompakter Organismenaggregationen, welche den Belebtschlamm aufbauen (Abb. 8), weisen ungefähr diese Grössenordnung auf. Nun hat aber Belebtschlamm eine ausgeprägte Neigung zur Bildung von groben «Flocken», die Durchmesser bis zu mehreren Millimetern aufweisen können. Man erkennt sofort, dass in einem Belüftungsbecken, das heisst dort, wo die maximale Stoffwechselleistung der Schlammorganismen verlangt wird, eine solche Zusammenballung der Schlammpartikel unter allen Umständen vermieden werden muss (durch Schaffung hoher Turbulenz). Diese Forderung nach Zerteilung des Belebtschlammes ist auch unerlässlich, weil die Zufuhr der abzubauenen Abwasserstoffe zu den einzelnen Zellen ebenfalls durch Diffusion erfolgt, das heisst den gleichen Gesetzmässigkeiten unterliegt wie die Sauerstoffversorgung. Es ist auch offensichtlich, dass die Organismen in den oft millimeterdicken «biologischen Rasen» auf Tropfkörpersteinen nur zum kleinsten Teil aerobe Milieubedingungen zur Verfügung haben. Bei der Reinigung konzentrierter Abwässer kann deshalb ein grosser Prozentsatz dieser Lebensgemeinschaft aus Anaerobiern bestehen, so dass im Abfluss demzufolge Endprodukte anaerober Gärungen auftreten. Ein typisches Beispiel für die ungenügende Sauerstoffversorgung eines Tropfkörperperrasens konnte noch im letzten Herbst bei einer Molkereianlage in Süddeutschland besichtigt werden, obwohl es sich dabei um eine Wechseltropfkörperanlage mit Rückspülung des Endabflusses handelt. Gegen diesen Nachteil der Tropfkörper kann

man sich nur mittels hoher Rezirkulationsverhältnisse und kleinen BSB-Raubelastungen schützen.

d) *Planung*: Die Dimensionierung von Tropfkörper- und Belebtschlamm-anlagen für Abwässer ungewöhnlicher Zusammensetzung oder hoher Konzentration ist oft ein schwieriges Problem, da konventionelle Maßstäbe als Grundlage meist nicht genügen. Wie wir gleich sehen werden, kann man für die Planung einer Belebtschlamm-anlage immerhin mit einfachen experimentellen Mitteln die wichtigsten Grundlagen in relativ kurzer Zeit beschaffen. Für die Auslegung von Tropfkörpern ist man dagegen fast ausschliesslich auf Analogieschlüsse aus bereits im Betriebe stehenden Anlagen für ähnliche Abwässer angewiesen, was naturgemäss immer eine gewisse Unsicherheit einschliesst.

4. Beschaffung der Unterlagen für die Planung einer aeroben Reinigungsanlage

Wir setzen für diesen Abschnitt voraus, dass über die zeitliche Verteilung der zu reinigenden Abwässer und ihre Zusammensetzung bereits Klarheit besteht und es sich nur noch darum handelt, das biologische Reinigungs-verfahren festzulegen und die Reinigungskörper, das heisst Tropfkörper oder Belüftungsbecken, zu dimensionieren bzw. deren Betriebsweise und die notwendigen Hilfseinrichtungen festzustellen.

Wir haben dafür zwei Gruppen von Fragen zu beantworten, nämlich:

a) Lässt sich eine Mikroorganismengemeinschaft finden, die in der Lage ist, die im Abwasser enthaltenen organischen Verbindungen zu vergären; welche Nährstoffe müssen eventuell zugesetzt werden und wie schnell und mit welchem Verbrauch an Sauerstoff geht die Elimination der Schmutz-stoffe vonstatten?

b) Welche speziellen Betriebsbedingungen sind für eine Reinigungs-anlage vorzusehen, damit ein anstandsloser Durchflussbetrieb überhaupt möglich ist?

Zu a). Die erste Fragensgruppe lässt sich mit einfachen Laboratoriums-mitteln experimentell beantworten, wobei zunächst eine an das Abwasser adaptierte Lebensgemeinschaft von Mikroorganismen heranzuzüchten ist. Hierzu genügt es, in einem Gefäss, durch welches reichlich Luft durch-geblasen werden kann, Belebtschlamm oder auch nur eine Erdaufschwem-mung vorzulegen und periodisch kleine Abwasserportionen zuzusetzen. Mit dem nach einigen Tagen gebildeten Organismenschlamm kann dann

Abbildung 9

Graphisches Protokoll einer mikromanometrischen Untersuchung der Veratmung eines Industrieabwassers mit adaptiertem Belebtschlamm. Ansatz: 3 cm^3 Schlamm ($= 6,6 \text{ mg}$ Trockensubstanz) + 1 cm^3 Abwasser ($= 0,49 \text{ mg BSB}_5$). Original.

mittels *mikromanometrischer Methoden* sofort eine Reihe von Fragen ganz oder teilweise beantwortet werden, wie dies aus dem Beispiel in Abbildung 9 hervorgeht:

Wir prüfen die Atmungsgeschwindigkeit von Schlammproben, die mit einem bestimmten Abwasserquantum versetzt wurden (Kurve «Total-O-

Verbrauch») und vergleichen sie mit derjenigen desselben Schlammes, dem wir nur reines Wasser zumischen (Kurve «Endogene Atmung»). Die Differenz des Sauerstoffverbrauchs der beiden Schlämme in Funktion der Zeit ergibt eine Kurve («Substrat-O-Verbrauch»), aus welcher der absolute Sauerstoffverbrauch für die Veratmung der im zugesetzten Abwasserquantum enthaltenen Energiesubstrate hervorgeht. Die Zeit bis zum Aufhören der Substratatmung ist angenähert identisch mit der in der Kläranlage notwendigen Kontaktzeit zwischen Reinigungsbiozönose und Abwasser (bei der im Versuch angewendeten spezifischen Schlammbelastung), und der Anfangsast der Substratatemungskurve zeigt die grösste Geschwindigkeit des Sauerstoffverbrauchs an, der zu Anfang des Reinigungsprozesses zu erwarten ist. Wenn wir dieselben Versuche mit verschiedenen Kombinationen von Nährstoffzusätzen wiederholen, können wir auch in kurzer Zeit feststellen, welche Bedürfnisse in dieser Hinsicht bei der Vorbehandlung des Abwassers zu berücksichtigen sind, wie wir dies anhand des Beispiels von Zuckerfabrikabwasser in Abbildung 5 zeigten.

Wenn wir eine Belebtschlammanlage vorsehen wollen, haben wir mit diesen Experimenten bereits die wichtigsten Unterlagen beschafft, nämlich für die approximative Bestimmung der *Aufenthaltszeit* im Belüftungsbecken und für die Berechnung der *Belüftungsintensität*. Für die Planung von Tropfkörpern können wir aus solchen Versuchen leider nur den qualitativen Schluss ziehen, ob sich das Abwasser überhaupt biologisch behandeln lässt oder nicht. Ferner lassen sich eventuell noch einige Hinweise dafür bekommen, ob mit grosser oder nur mit kleiner Rezirkulationsmenge auszukommen sein wird.

Zu b). Auf Grund der vorstehend geschilderten Experimente gelangt man zur zweiten Untersuchungsstufe, nämlich der praktischen Durchführung des Reinigungsprozesses im kontinuierlichen Durchfluss in einem *Modellversuch*. Beim Belebtschlammverfahren kommt man dabei mit kleinen Modellmaßstäben aus, und es sind schon viele Veröffentlichungen über den Aufbau und Betrieb solcher Kleinmodelle erschienen. Nach unserer Erfahrung lässt sich bei geeignetem Aufbau der Versuchseinrichtung und zweckmässiger Planung der Experimente mit solchen Apparaturen fast erschöpfende Auskunft über die Dimensionierung und speziellen Betriebsbedingungen einer Anlage in technischem Maßstab gewinnen. Bei der Planung von Tropfkörpern können Kleinmodelle leider wiederum kaum zu quantitativen Angaben führen, weil wir über die Beziehung zwischen Massstabsverkleinerung und Leistungsveränderung des Tropfkörpers keine Unterlagen besitzen.

Die bisher genannten Versuche benötigen relativ kleine Abwassermengen, die sich ohne grosse Kosten an die Untersuchungsstelle führen lassen. Man kann nun noch einen Schritt weitergehen, und *Experimente in halbertechnischem Maßstab* vorsehen, wobei auch das Tropfkörperverfahren quantitativ geprüft werden kann. Die halbertechnischen Modelle sollten so gross gebaut werden, dass die Maßstabsänderung zur Grossanlage in verfahrenstechnischer Hinsicht mit Sicherheit keine Überraschungen mehr bringen wird. Diese Modelle benötigen bereits so viel Abwasser, dass sie nur im Industriebetrieb selbst errichtet werden können. Aus vielen Veröffentlichungen und unseren eigenen Erfahrungen geht die praktische Bewährung der Grossversuche eindeutig hervor. Es soll aber nicht verschwiegen werden, dass sie ausnahmslos hohe Kosten verursachen. Sie lassen sich nur rechtfertigen, wenn die Vorversuche mit positivem Resultat verlaufen sind und es sich mehr noch darum handelt, die technische Bewährung des Reinigungsverfahrens der Leitung eines Unternehmens ad oculos zu demonstrieren sowie einzelne bau- und betriebstechnische Fragen im Dauerversuch genauer abzuklären.

5. Schlussbemerkung

Es ist unleugbar, dass einige industrielle, mit organischen Stoffen verunreinigte Abwässer heute noch ein schweres Problem für die Reinigung darstellen, es sei beispielsweise nur auf die Abgänge aus den Betrieben zur Herstellung von Explosivstoffen oder Schädlingsbekämpfungsmitteln hingewiesen. Demgegenüber steht aber die Tatsache, dass wir für einen überwiegenden Teil der industriellen organischen Abwässer praktische Erfahrungen über ihre biologische Reinigung bereits besitzen. Das wichtigste ist aber, dass wir über Methoden verfügen, die mit erschwinglichen Mitteln gestatten, das zweckmässigste biologische Verfahren zu bestimmen und die wichtigsten Betriebsparameter einer Anlage experimentell genügend genau festzulegen, um einem Unternehmer einen Überblick über die zu erwartenden Aufwendungen zu geben und dem projektierenden Ingenieur zutreffende Unterlagen für seine Aufgabe zu liefern.

Die Reinigungsverfahren für organisch verunreinigte Abwässer sind im wesentlichen ein gärungsbiologisches Problem, und es handelt sich nur darum, die uns von der Natur in Form einer unübersehbaren Mannigfaltigkeit von Mikroorganismen zur Verfügung gestellten Hilfsmittel in zweckentsprechender Weise auszunützen.

6. Zusammenfassung

Die wichtigsten mikrobiologischen Grundlagen, die bei der Beurteilung der Reinigungsmöglichkeit industrieller Abwässer mittels biologischer Verfahren beachtet werden müssen, sind zusammenfassend dargestellt. Die Vor- und Nachteile der anaeroben und aeroben Reinigungssysteme (Faulverfahren bzw. Tropfkörper- und Belebtschlammverfahren) werden besprochen und auf die Methoden zur Beschaffung der verfahrenstechnischen Grundlagen zur Planung von Reinigungsanlagen hingewiesen. Insbesondere wird auf die Notwendigkeit der experimentellen Prüfung der Reinigungsmöglichkeit mittels Modellversuchen aufmerksam gemacht, die stufenweise vom Versuch mittels mikromanometrischer Methoden über Durchlaufmodelle in kleinem Maßstab zum Hauptversuch in Anlagen halbertechnischer Dimensionen führen.

RÉSUMÉ

Les bases microbiologiques les plus importantes qui doivent être prises en considération lors de l'appréciation des possibilités d'épuration biologique des eaux résiduaires industrielles sont présentées brièvement. Avantages et désavantages des systèmes d'épuration anaérobie et aérobie (procédé de digestion, respectivement procédés à lit bactérien et à boue activée) sont discutés et l'on indique les méthodes permettant de se procurer les bases fondamentales du procédé d'épuration, indispensables pour l'établissement d'un projet pour une station d'épuration. L'utilité d'examiner expérimentalement la possibilité d'épuration, à l'aide d'essais de laboratoire, est particulièrement soulignée. Ces essais sur modèle réduit passent graduellement, à l'aide de méthodes micromanométriques, de modèles avec charge continue à petites échelles, à l'essai principal dans des stations à dimensions semi-techniques.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] BLOODGOOD, D. E., Tech. Assoc. Pulp Paper Ind. 33, 317 (1950).
- [2] BUSWELL, A. M., in: *Industrial Fermentations*, Bd. 2 (Chem. Publ. Co., New York 1954).
- [3] FULLEN, W. J., Sewage Industr. Wastes 25, 576 (1953).
- [4] GEHM, H. W., und MORGAN, F. P., Sew. Wks. J. 21, 851 (1949).
- [5] GEHM, H. W., und BEHN, V. C., Sewage Industr. Wastes 22, 1034 (1950).
- [6] HELMERS, E. N., FRAME, J. D., GREENBERG, A. E., und SAWYER, C. N., Sewage Industr. Wastes 24, 496 (1952).

- [7] JUNG, H., Vom Wasser 17, 38 (1949).
- [8] MUSS, D. L., Sewage Industr. Wastes 23, 486 (1951).
- [9] RUDOLFS, W., und HEUKELEKIAN, H., Chem. Engng. Progr. 48, 449 (1952).
- [10] RUDOLFS, W., und AMBERG, H. R., Sewage Industr. Wastes 25, 191 (1953)
- [11] SAWYER, C. N., FRAME, J. D., und WOLD, J. P., Sewage Industr. Wastes 27, 929 (1955).
- [12] SCHROEPFER, G. J., FULLEN, W. J., JOHNSON, A. S., ZIEMKE, N. R., und ANDERSON, J. J., Sewage Industr. Wastes 27, 460 (1955).
- [13] *Water Pollution Research*, Techn. Paper No. 8 (Her Majesty's Stat. Office, London 1941).
- [14] WUHRMANN, K., Gesundheitsing. 72, 253 (1951).
- [15] WUHRMANN, K., Schweiz. Z. Hydrol. 15, 1 (1953).
- [16] WUHRMANN, K., in: *Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes*, herausgegeben von J. McCABE and W. W. ECKENFELDER (Reinhold Publ. Comp., New York 1956), S. 49.
- [17] WUHRMANN, K., Schweiz. Z. Path. Bakt. 20, 567 (1957).
- [18] WUHRMANN, K., v. BEUST, F., und GHOSE, T. K., Schweiz. Z. Hydrol. 20, 284 (1958).