Eidg. Technische Hochschule, Zürich – Fortbildungskurs der EAWAG, 1964

**Hauptwirkungen und Wechselwirkungen
einiger Betriebsparameter im
Belebtschlammssystem;
Ergebnisse mehrjähriger Grossversuche**

Von K. WUHRMANN, EAWAG, Zürich

1. Einleitung

Eine Belebtschlammanlage ist ein kontinuierliches Fermentationssystem, dessen Arbeitsziel der vollständige Verbrauch der zufließenden Fermentationssubstrate (d.h. der organischen Verunreinigungsstoffe des Abwassers) darstellt. Bei ihrem Betrieb sind hydraulische Raumbelastung (R_a , m³ Abwasser/m³ Belüftungsraum und Tag, gleichbedeutend mit dem reziproken Wert der Belüftungszeit $1/t$), die Schlammkonzentration im Belüftungsbecken x'_1 und die Sauerstoffspannung im Belüftungsbecken O innerhalb gewisser Grenzen frei wählbar. Die Temperatur t° im Belüftungsbecken, die einen unmittelbaren Einfluss auf die Geschwindigkeit aller biochemischen Reaktionen ausübt, muss hingenommen werden. Desgleichen ist die Konzentration s_R und Zusammensetzung des Abwassers (d.h. die Qualität des Milieus als Nährboden für die Mikroorganismen des Belebtschlammes) meistens eine unbeeinflussbare Grösse.

Die Abhängigkeit der Reinigungswirkung einer Belebtschlammanlage von den manipulierbaren Betriebsparametern wird in der Abwasserliteratur mit Hilfe verschiedenartigster, empirischer Korrelationen darzustellen versucht, um zu Beziehungen zu gelangen, welche u.a. dem Ingenieur für Dimensionierungsberechnungen dienen könnten. Begriffe wie Reinigungseffekt, Abbauleistung, Schlammbelastung, Schlammalter usw. und Beziehungen zwischen solchen Grössen (Beispiele: Abhängigkeit des Reinigungseffektes von der Schlammbelastung oder von einem «Belastungsparameter» nach FAIR und THOMAS [4], Abhängigkeit der Überschuss-

schlamm-bildung vom Schlammalter oder von der Schlamm-belastung usw.), erscheinen aber nur dann sinnvoll, wenn sie auch theoretisch begründet sind. Im Interesse der experimentellen Ökonomie bei der Planung, Durchführung und Auswertung des nachfolgend beschriebenen «Faktorenversuches» erachteten wir es deshalb als zweckmässig, uns von der Theorie der kontinuierlichen Fermentationen, wie sie auf Grund der Arbeiten von MONOD [9], NOVICK und SZILARD [10] und HERBERT et al. [6] entwickelt wurde, leiten zu lassen. In der deutschsprachigen Abwasserliteratur ist diesen Zusammenhängen bisher leider wenig Aufmerksamkeit geschenkt worden, so dass wir einleitend kurz darauf eintreten müssen, weil wir sie bei der späteren Darstellung benützen werden.

2. Theoretische Grundlagen

2.1 *Organismenwachstum und Substratverbrauch*

Das Wachstum von Mikroorganismen in einer physiologisch vollwertigen Nährlösung verläuft streng gesetzmässig, und die Abhängigkeit der Wachstumsgeschwindigkeit von der Konzentration einer einzigen, geschwindigkeitsbegrenzenden Nährlösungskomponente lässt sich mathematisch formulieren [9]. Ein kontinuierliches Fermentationssystem ist dementsprechend ebenfalls algebraisch beschreibbar. Bei Reinkulturen von Mikroorganismen unter genau bekannten Milieubedingungen kann man es auch zahlenmässig erfassen. Belebtschlammanlagen stellen nun allerdings äusserst komplexe Fermentationssysteme dar mit kompliziert zusammengesetzten Biozönosen und stets wechselnden Milieubedingungen. Betrachtet man den Belebtschlamm als einheitlichen «Organismus» und das zufließende Abwasser als Nährmedium, in welchem eine gewisse Gruppe von organischen Verbindungen gesamthaft als «begrenzendes Substrat» wirksam ist (bei häuslichem Abwasser kann man wohl die Gesamtheit aller leicht fermentierbaren, organischen C-Verbindungen unter diesem Begriff zusammenfassen), so lassen sich im Prinzip die mathematischen Grundlagen der Durchlauffermentationen auch auf Belebtschlammssysteme anwenden. Man wird zwar kaum je in der Lage sein, eine allgemeingültige Berechnung einer Belebtschlammanlage nach diesen Gesetzmässigkeiten vorzuschlagen, da die notwendigen numerischen Basiswerte für jede Lokalität anders sind. Hingegen gestatten die Beziehungen, wenigstens jene Betriebsparameter und ihre inneren Zusammenhänge festzustellen, welche kausal den Gang einer Belebtschlammanlage bestimmen.

Eine seit längerer Zeit in Betrieb stehende Belebtschlammanlage stellt einen Beharrungszustand zwischen Organismenbestand (Schlammmenge im

ganzen System), Organismenproduktion (Überschußschlammmenge) und verbrauchtem Substrat (Reinigungswirkung) dar. Unter diesen Umständen lassen sich die wesentlichen Geschehnisse in einem Belüftungsbecken («Reaktor») mit vier Grundgleichungen beschreiben:

a) *Absolute Wachstumsgeschwindigkeit der Organismen.* Jede lebende Zelle teilt sich in bestimmtem Rhythmus, d. h. die Wachstumsgeschwindigkeit der Population ist von der in jedem Zeitpunkt vorhandenen Zellenzahl abhängig:

$$dx/dt = \mu x. \quad (1)$$

Für die Zeit zur Verdoppelung der Zellenzahl ergibt sich beispielsweise $t_d = \ln 2/\mu$.

b) *Grösse der Geschwindigkeitskonstanten μ für das Wachstum.* Sie ist von der Nährstoffkonzentration abhängig, wobei man annehmen darf, dass in einer Nährlösung in der Regel nur ein einziger Faktor wachstumsbegrenzend wirkt (irgendeine physiologisch unentbehrliche und sich vor allen anderen Nährstoffen im Milieu erschöpfende Verbindung). MONOD [9] hat experimentell diesen Zusammenhang in Analogie zur Geschwindigkeitskonstanten enzymatischer Reaktionen (Michaelis-Menten-Gleichung) formulieren können:

$$\mu = \mu_m \frac{s}{K_s + s}. \quad (2)$$

K_s ist die Substratkonzentration, bei welcher die Wachstumsgeschwindigkeit der halben maximalen Wachstumsgeschwindigkeit $\mu_m/2$ entspricht. SCHULZE und LIPE [12] empfehlen, diese Gleichung durch jene von TEISSIER [14], $\mu = \mu_m (1 - e^{-cs})$, zu ersetzen, da sie den experimentellen Beobachtungen besser gerecht werde (c = Konstante). Abgesehen davon, dass es für unsere Betrachtung gleichgültig ist, welche der beiden Beziehungen gewählt wird, bevorzugen wir aus physiologischen Überlegungen vorläufig den Ansatz von MONOD.

c) *Substratausnützung für den Zellaufbau.* In jede neugebildete Zelle ist eine bestimmte, gleiche Menge des begrenzenden Substrats für die Körpersubstanz investiert worden:

$$(x - x_0) = Y_s (s_R - s). \quad (3)$$

Der «Ausnützungsfaktor» Y_s bezieht sich nur auf den Substratverbrauch für die Neubildung von Zellschubstanz, nicht aber für den Konsum von Substrat, das laufend im Energiestoffwechsel veratmet wird. Der totale Sub-

stratverbrauch des Schlammes ist die Summe aus dem investierten und veratmeten Substrat:

$$\Delta s_{\text{total}} = \Delta s_{\text{invest.}} + \Delta s_{\text{respiriert.}}$$

d) *Geschwindigkeit der Substratinvestition*: Sie ergibt sich aus der Wachstums geschwindigkeit und der Substratinvestition (Gl. 1, 2 und 3) zu:

$$-Y_S ds/dt = dx/dt = \mu x$$

oder
$$(s_R - s) = \mu \frac{x}{Y_S} t, \quad (4)$$

bzw.
$$(s_R - s) = \mu_m \frac{s}{K_s + s} \frac{x}{Y_S} t. \quad (4a)$$

e) *Geschwindigkeit der Substratelimination*: Wir haben in früheren Untersuchungen (WUHRMANN und v. BEUST [21] nachgewiesen, dass innerhalb der analytisch zugänglichen Grenzen eine reine Substanz (Substrate im Sinne der Physiologie können nur definierte Verbindungen sein, summarische Analysengrößen wie org. C, org. N oder gar der BSB₅ können nicht gesamthaft als definiertes Substrat bezeichnet werden) mit annähernd konstanter Geschwindigkeit aus dem Abwasser verschwindet, wobei die Eliminationsgeschwindigkeit proportional zur Schlammkonzentration, aber unabhängig von der Substratkonzentration ist:

$$\frac{ds}{dt} = -\varepsilon x,$$

bzw.
$$s_R - s = \varepsilon x t. \quad (5)$$

Bei Gleichsetzung von 4a und 5 ergibt sich für die «Konstante» ε (= spezifische Eliminationsleistung):

$$\varepsilon = \frac{1}{Y_S} \mu_m \frac{s}{K_s + s}. \quad (5a)$$

Der Wert ε kann offenbar nur in jenem Bereich annähernd konstant sein, in welchem die Grösse der Halbwertskonzentration K_s im Vergleich zu s sehr klein ist. Soweit unsere Kenntnisse heute reichen, ist für Substrate, die als wachstumsbegrenzend in Frage kommen, der Wert von K_s tatsächlich gering und liegt sogar für Kohlenstoffquellen in der Grössenordnung von $\mu\text{mol/l}$. Beziehung (5a) gibt somit eine plausible Erklärung für die beobachtete lineare Elimination eines Substrats in Funktion der Zeit.

2.2 Belüftungsbecken als vollständig durchmischte «Reaktoren»

In den Belüftungsbecken unserer Versuchsanlage (Länge etwa 3 m) waren der Einlauf für das Rohwasser mit dem Rücklaufschlamm und der Auslauf an entgegengesetzten Enden angeordnet. Das kurze Becken und die

grosse Rücklaufrate (in der Regel 100%) bewirkten aber, dass man trotz Längsdurchfluss mit guten Gründen die Becken als vollständig durchmischte Reaktoren bezeichnen kann. Anhand der Grundgleichungen (1-4) kann man ein Belebtschlammssystem mit Rücklauf, vollständig durchmischem Belüftungsbecken und einem Nachklärbecken wie folgt beschreiben (wir halten uns didaktisch an die einfache Darstellung von HERBERT [5]).

Zunächst ist noch festzuhalten, dass sich die Schlammengen (Zellen) in den Zu- und Abflüssen von Belüftungs- und Nachklärbecken wie folgt verhalten müssen:

$$\text{Belüftungsbecken: } \frac{\text{Zellzufluss}}{\text{Zellabfluss}} = \frac{a \cdot C}{(1 + a)}, \quad (5)$$

$$\text{Nachklärbecken: } \frac{\text{Zellzufluss}}{\text{Zellabfluss}} = 1 = \frac{(1 + a)f x_1}{a f x_1 C + f x_2},$$

$$\text{bzw. } \frac{x_2}{x_1} = 1 + a - a C = A. \quad (6)$$

Man kann nun folgende Bilanzverhältnisse für das Belüftungsbecken anschreiben:

a) *Zellen(Schlamm-)bilanz:*

Schlammzunahme = Zufluss mit RS + Zuwachs - Abfluss

$$f \frac{dx_1}{dt} = f a C x_1 + x_1 \mu_m \frac{s}{K_s + s} - (1 + a) f x_1. \quad (8)$$

Im Beharrungszustand des kontinuierlichen Betriebes, d. h. bei konstantem Schlammgehalt im Becken (wenn also $dx_1/dt = 0$ ist), so wird:

$$\mu_m \frac{s}{K_s + s} = f A. \quad (9)$$

b) *Substratbilanz:*

Substratänderung = Zufluss - Verbrauch - Abfluss

$$f \frac{ds}{dt} = f s_R + a f s - x_1 \frac{1}{Y_S} \mu_m \frac{s}{K_s + s} - (1 + a) f s. \quad (10)$$

Bei konstantem Betrieb ist wieder $ds/dt = 0$, so dass man mit Hilfe von (6) und (9) erhält

$$s = s_R - \frac{x_1}{Y_S} A \quad (11)$$

oder

$$(s_R - s) = x_1 \frac{A}{Y_S}. \quad (11a)$$

Da man den Reinigungseffekt η definiert als $(s_R - s)/s_R$, kann man ihn mit (II a) formulieren:

$$\frac{s_R - s}{s_R} = \eta = \frac{x_1}{s_R} \frac{A}{Y_S}. \quad (12)$$

Nun ist aber definitionsgemäss die Schlammbelastung $S_b = R_h s_R/x_1$, so dass sich für den Zusammenhang zwischen Reinigungseffekt und Schlammbelastung

$$\eta = \frac{R_h}{S_b} \frac{A}{Y_S} \quad (12a)$$

ergibt.

Gleichung (12a) führt zu folgenden Feststellungen:

Der Begriff der Schlammbelastung ist kausal gerechtfertigt, er steht in unmittelbarer Beziehung zum Reinigungseffekt. Nur die im Belüftungsbecken vorhandene Schlammmenge ist für die Berechnung der Schlammbelastung massgebend.

Der Reinigungseffekt ist kausal von der hydraulischen Raumbelastung (bzw. der Belüftungszeit, berechnet für Abwasser allein) bei gegebener Schlammkonzentration und Zuflusskonzentration abhängig. Da der Quotient A/Y_S keine konstante Grösse darstellt, weil A mit der Wirkung des Nachklärbeckens variiert und Y_S von zahlreichen Faktoren beeinflusst wird (Temperatur, Qualität des Rohwassers usw.), ist η nicht allein von der Raumbelastung, bzw. Schlammbelastung abhängig. Ferner ist als äusserst wichtiger Punkt zu berücksichtigen, dass die Beziehung (12a) nur gültig sein kann, wenn eine gleichbleibende, spezifische Eliminationsleistung (g Substrat/g Trockensubstanz · h) des Belebtschlammes vorausgesetzt ist. Wie noch zu zeigen sein wird, ist aber gerade diese Grundbedingung bei Belebtschlammanlagen nicht erfüllt. Die Eliminationskonstante ϵ (Gl. 5a) des Schlammes erweist sich nämlich als von der Schlammbelastung abhängig.

c) Überschussschlammproduktion:

Aus (6) und (II a) ergibt sich für die Konzentration der aus dem System abfliessenden Zellmenge (man muss sie sich im gesamten abfliessenden Wasser suspendiert denken):

$$x_2 = Y_S (s_R - s) \quad [\text{g/m}^3 \text{ Abwasser}]. \quad (13)$$

Die Angabe der Überschussschlammproduktion pro m^3 verarbeitetes Rohwasser ist also sinnvoll. Multipliziert man Gleichung (13) mit der hydraulischen Raumbelastung

$$R_h x_2 = Y_S R_h (s_R - s) \quad [\text{g/m}^3_{BB} \cdot \text{Tag}], \quad (13a)$$

so erhält man die tägliche Überschussschlammmenge pro m^3 Belüftungsraum in Abhängigkeit von der Abbauleistung der Anlage pro m^3 Belüftungsraum.

Der Ausnützungsfaktor Y_s ist offensichtlich eine wichtige Bestimmungsgrösse für die Berechnung des Überschussschlammanfalls, und man sollte bei Experimenten anstreben, seinen Wert in Abhängigkeit von den Betriebsparametern festzuhalten.

Aus Gl. (6) und der Definition für die Schlammbelastung kann man auch eine Beziehung zwischen Schlammbelastung und Überschussschlammmenge ableiten:

$$x_2 = \frac{R_h}{S_b} s_R A \quad [\text{g/m}^3 \text{ Rohwasser}], \quad (14)$$

die sofort zeigt, dass bei konstanter Belüftungszeit und Substratkonzentration und bei gleichbleibendem Konzentrierungseffekt im Nachklärbecken, die Überschussschlammmenge pro Kubikmeter Rohwasser theoretisch umgekehrt proportional zur Schlammbelastung sein müsste.

In allen vorstehenden Gleichungen kommen zwei wesentliche Elemente bei ihrer Anwendung auf Belebtschlammssysteme nicht zum Ausdruck:

a) Der Gehalt des Abwassers an primären Schwebestoffen: sofern diese in unveränderter Form und quantitativ in den Überschussschlamm übergehen würden, könnten sie einfach zu dem «echten» Zuwachs des Belebtschlammes, wie er aus den vorstehenden Bedingungen errechnet werden kann, zugeschlagen werden. Wie wir später zeigen, ist diese Annahme aber keineswegs statthaft (wenigstens bei häuslichem Abwasser), weil die primären Schwebestoffe (soweit sie biologisch angreifbar sind) ebenfalls in den Stoffumsatz des Systems einbezogen werden.

b) Die Autolyse des Belebtschlammes: Die Betriebsbedingungen aller Abwasserreinigungsanlagen für häusliches und der meisten Anlagen für industrielles Abwasser sind gekennzeichnet durch die sehr geringe Konzentration des ausnützbaren Substrats für die Schlammorganismen. Da zum Abbau der im Abwasser vorkommenden, langsam angreifbaren Substanzen trotzdem verhältnismässig lange Belüftungszeiten und hohe Schlammkonzentrationen notwendig sind, muss ein Belebtschlammssystem notwendigerweise mit Schlammrückführung betrieben werden. Dies hat aber zur Folge, dass eine Organismenmasse im System akkumuliert wird, für welche eine ausreichende Ernährungsbasis gar nicht vorhanden ist, so dass laufend ein mehr oder weniger grosser Anteil der zirkulierenden Zellen abstirbt und der Autolyse verfällt. Die gelösten Autolyseprodukte werden im wesentlichen sofort wieder als Substrat ausgenutzt, während sich ungelöstes Material (vor allem die Zellmembranen) anreichert. Die in Gl. (13) angegebene Be-

ziehung, die nur für Systeme gilt, in welchen dauernd ein Substratüberschuss vorhanden ist, muss deshalb für den Belebtschlammbetrieb modifiziert werden. Wir kommen auf dieses Problem in Abschnitt 5 noch eingehend zurück.

Die Beziehungen zwischen dem Reinigungseffekt einer Belebtschlammanlage und ihren Betriebsbedingungen sind schon häufig Gegenstand von experimentellen Untersuchungen und Auswertungen praktischer Betriebsbeobachtungen gewesen. Wir werden auf einzelne dieser Arbeiten bei der Besprechung der Versuchsergebnisse zurückkommen. Leider ist meist die Variationsbreite der untersuchten Parameter verhältnismässig eng gewesen und ferner wurden die eventuellen Wechselwirkungen zwischen einzelnen Betriebsbedingungen nicht geprüft.

Für die eigenen Untersuchungen haben wir uns deshalb zum Ziel gesetzt, die Beziehungen zwischen dem Reinigungseffekt einer Belebtschlammanlage und ihrer hydraulischen Raumbelastung, der Schlamm- und Sauerstoffkonzentration sowie der Temperatur im Belüftungsbecken innerhalb eines breiten Gebietes abzuklären, wobei sowohl die Einzelwirkungen dieser unabhängigen Variablen sowie vor allem auch ihre Wechselwirkungen systematisch beobachtet werden sollten. Den Versuchen wurde eine ausgedehnte Liste von Versuchsfragen zugrunde gelegt, die auch eine biologische Charakterisierung der Belebtschlämme und eine biologische Prüfung der Auswirkungen verschieden gereinigter Abwässer in einer fliessenden Vorflut einschlossen. Nachfolgend werden nur jene Ergebnisse herausgegriffen, die sich auf die Elimination organischer Inhaltsstoffe des Abwassers sowie auf die Bildung von Überschussschlamm beziehen.

3. Experimentelle Grundlagen

3.1 *Versuchsplan*

Für die nachfolgende Interpretation der Experimente ist es entscheidend wichtig, dass sie konsequent auf Grund eines statistischen Plans ausgeführt wurden. Der Gedankengang war der folgende: Das gestellte Problem ist nur lösbar, wenn die 3 Betriebsparameter in verschiedenen Grössenstufen geprüft werden. Es sind daher eine grössere Zahl von Einzelversuchen durchzuführen, die sich naturgemäss über einen längeren Zeitraum verteilen. Es ist damit zu rechnen, dass sowohl die Abwasserkonzentration als auch zahlreiche äussere Einflüsse, die nicht näher bezeichnet werden können, auf das Ergebnis einwirken. Die Versuche müssen also derart angeordnet werden, dass alle Streuungskomponenten, die nicht unabhängige

Versuchsvariable sind, sich in zufälliger Weise über das ganze Experiment verteilen und damit bei der statistischen Auswertung mit der gesamten Reststreuung innerhalb des Versuchsmaterials erfasst werden.

Wir wählten folgende Stufen für die unabhängigen Versuchsvariablen (exakte Werte vgl. Tab. 18–20): hydraulische Raumbelastung etwa 10, 30 und $60 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$; Schlammkonzentration im Belüftungsbecken etwa 600, 3300 und 6000 mg TS/l ; O_2 -Gehalt im Belüftungsbecken etwa 1, 4 und 7 mg O/l ; Temperatur im Belüftungsbecken $< 11^\circ\text{C}$, $> 13^\circ\text{C}$.

Es wurden alle Kombinationen der Grössenstufen geprüft, d. h. es waren $3^3 \cdot 2 = 54$ Einzelversuche vorzunehmen. Um dieses Programm in absehbarer Zeit zu verwirklichen, bildeten wir aus den vorhandenen Baukörpern unserer Versuchsstation 3 Parallelanlagen, welche die gleichzeitige Durchführung von 3 Experimenten erlaubten: Die Einzelversuche (je eine Kombination von unabhängigen Variablen umfassend) wurden nach einem Zufallsschema in den Zeitplan eingestellt. Die theoretische Grundlage für eine solche Versuchsanordnung ist in Statistiklehrbüchern nachzulesen und kann hier nicht behandelt werden. Wesentlich ist dabei folgendes: Zufällige Variabilitäten, die auf das Ergebnis aller Einzelversuche einwirken, können normalerweise die Wirkung der unabhängigen Versuchsvariablen kaum verdecken, da ja Versuche mit gleicher Grösse einer einzigen Variablen neunmal wiederholt sind (bei Berücksichtigung beider Temperaturblöcke sogar achtzehnmal) und alle Kombinationen von zwei gleichzeitig variierten Faktoren in 3 Wiederholungen (in beiden Temperaturblöcken zusammen 6 Wiederholungen) vorkommen, usw. Hingegen liegen keine Wiederholungen vor für die Einzelexperimente mit der Kombination von 3 (mit Temperatur: 4) Variablen. Man kann deshalb Einzelversuche nicht miteinander in allen Details vergleichen, da sie bezüglich Zufallsvariabilitäten stark verschieden beeinflusst sein können.

3.2 Versuchseinrichtungen

Die in das Experiment einbezogenen Anlagen auf unserer Versuchsstation Tüffenwies sind schon früher beschrieben worden (WUHRMANN [18]) und wir verweisen auf diese Darstellung. Die Zusammenschaltung der Bauteile und wesentliche hydraulische Betriebsdaten für das vorliegende Experiment gehen aus der Tab. 1 hervor.

Das rohe Abwasser für die Versuche wurde aus dem städtischen Hauptsammler in unsere Vorkläranlage gefördert und unterlag naturgemäss hinsichtlich Zusammensetzung und Konzentration den üblichen täglichen und jahreszeitlichen Schwankungen. Die Versuchsanordnung hat aber diese

Tabelle 1

Dimensionen und mittlere Betriebsbedingungen der Versuchseinrichtungen

		Anlage					
		I		II		III	
<i>Vorklärung</i>		Becken 1 + 2					
J	m ³	12,5 + 12,5 = 25					
F	m ²	je 6,3					
Zufluss	l/s	je 8,0, total 16,0					
Zufluss	m ³ /Std.	je 28,8, total 57,6					
Theor. Absetzzeit	min	je 26					
Oberflächenbelastung	m/Std.	je 4,6					
Abflüsse		gemischt = RW zu Anlage I-III					
<i>Belüftungsbecken</i>							
Becken Nr.		1		2		3 + 4	
J ¹⁾	m ³	6,2		6,2		20	
R _h	m ³ /m ³ Tag	58		29		10	
Q	l/s	4,16		2,08		2,08	
	m ³ /Std.	15		7,5		7,5	
Theor. Durchflusszeit (ohne RS)	min	25		50		150	
RS ²⁾	%	100		100		100	
	l/s	4,16		2,08		2,08	
<i>Nachklärbecken</i>							
Becken Nr.		1 + 2		3		4	
J	m ³	25		12,5		12,5	
Q (ohne RS)	l/s	4,16		2,08		2,08	
	m ³ /Std.	15		7,5		7,5	
Theor. Absetzzeit	min	100		100		100	
Flächenbelastung	m/Std.	0,9		0,9		0,9	
Steighöhe	m	2		2		2	
<i>Testrinnen³⁾</i>							
Rinnen Nr.		5	6	1	2	3	4
Grundwasser	l/s	2	2,5	2	2,5	2	2,5
Anlagenabfluss	l/s	1	0,5	1	0,5	1	0,5
% Abwasser total	%	33,3	16,6	33	16,6	33,3	16,6

¹⁾ Inhalt je nach Eintauchtiefe der Bürsten etwas abweichend.
²⁾ Nicht bei allen Versuchen identisch.
³⁾ Gefälle 1,5‰, Breite = 21 cm, Länge = 74 m, Wassertiefe über 1 Schicht Sohlensteine
Ø 20-40 mm ~ 9 cm, v = ~ 20 cm/s.

¹⁾ Inhalt je nach Eintauchtiefe der Bürsten etwas abweichend.

²⁾ Nicht bei allen Versuchen identisch.

³⁾ Gefälle 1,5‰, Breite = 21 cm, Länge = 74 m, Wassertiefe über 1 Schicht Sohlensteine
 Ø 20-40 mm ~ 9 cm, v = ~ 20 cm/s.

Variabilität in zufälliger Weise auf das ganze Versuchsmaterial verteilt, so dass sie bei der Auswertung nicht weiter berücksichtigt werden muss. Hingegen ist darauf hinzuweisen, dass die verhältnismässig geringe Abwasserkonzentration (spez. Abwassermenge rd. 400 l/E Tag!) eine gewisse Beschränkung der Information mit sich bringt. Theoretisch ist wohl eine Extrapolation auf andere Substratkonzentrationen möglich, praktisch dürfte aber in Anbetracht der komplexen Zusammensetzung von Abwasser einige Vorsicht geboten sein. Unsere Ergebnisse gelten bezüglich ihrer absoluten Werte deshalb nur für ein Abwasser überwiegend häuslichen Charakters von eher geringer Konzentration.

3.3 Versuchsdurchführung

Entsprechend der Forderung zur Untersuchung von zwei verschiedenen Temperaturbereichen gliederten sich die Experimente in zwei Gruppen zu 3⁸ identischen Versuchen, die in jenen Winter-, bzw. Sommermonaten der Jahre 1957–1961 ausgeführt wurden, in welchen die verlangten Temperaturgrenzen in den Belüftungsbecken dauernd eingehalten werden konnten. Die relativ kurzen Perioden mit tiefen Abwassertemperaturen bedingten, dass sich speziell die Experimente im Temperaturbereich $< 11^{\circ}\text{C}$ über 4 Winter erstreckten, während die «Warm»wasserversuche sich innerhalb drei Sommern durchbringen liessen.

Jeder Versuch dauerte 6–8 Wochen und gliederte sich in 2 Perioden:

a) Vorperiode: Einstellung und Einfahren der Anlage bei den geforderten Bedingungen. Dauer mindestens 3–4 Wochen.

b) Analysenperiode: Anlage im Beharrungszustand bezüglich der unabhängigen Variablen. Dauer mindestens 3–4 Wochen (oder bis die 9 verlangten Probenahmen für die chemische Untersuchung durchgeführt waren).

Die Anlagen wurden ohne Unterbruch von einem Experiment ins nächste übergeführt.

3.4 Versuchsbeobachtungen

Die Kontrolle der Experimente erfolgte einerseits mit den täglichen Betriebsbeobachtungen an den Versuchsanlagen (Messung der Grösse der unabhängigen Variablen, Überschusschlammproduktion, Absetzeigenschaften des Schlammes usw.) und andererseits durch die Analyse von Proben des rohen Abwassers (Abfluss der Vorklärung) und der Anlagenabflüsse während der Analysenperiode. Die Probenahmen erfolgten mit automatischem Gerät alle 10 min in Probenahmeflaschen, die in einem Tiefkühler standen, so dass jedes Probeninkrement sofort gefror. Die 24stündigen Sammelproben gelangten noch in tiefgefrorenem Zustand ins Laboratorium und wurden erst unmittelbar vor der Untersuchung aufgetaut. Probenahmezeit 08 h–08 h. In jeder Analysenperiode wurden ferner von allen Belebtschlämmen dreimal die endogene Atmung (Schlamm gewaschen) und die Substratatmung nach Zusatz eines doppeltkonzentrierten Rohwassers gemessen. Ferner erfolgten 3 eingehendere mikroskopische Untersuchungen mit Auszählung der Protozoen und anderer gut erkennbarer Belebtschlammanteile.

Die chemische Untersuchung umfasste beim Rohwasser und den Anlagenabflüssen Schwebestoffe, Oxydierbarkeit, BSB_5 , org. C, org. N, NO_2^- -N,

NO_3^- -N, NH_4^+ -N, Gesamt-P, Cl^- . Die verwendeten Analysemethoden sind in Tab. 2 zusammengefasst.

Die Chloride wurden als inerte Tracersubstanz beobachtet, um zu kontrollieren, ob die Sammelproben der Anlagenabflüsse mit der Sammelprobe des Rohwassers korrespondierten.

Tabelle 2

Übersicht der verwendeten Analyseverfahren

Komponente	Methode
Schwebestoffe	gravimetrisch nach Filtration durch Membranfilter, Methode EAWAG (nicht veröffentlicht)
BSB_5	Standard Methods for the Examination of Water, Sewage and Industrial Wastes, 1955
org. C, Abwasser	anfänglich nach VAN SLYKE und FOLCH [13], später mikro-manometrisch nach Persulfatoxydation, Methode EAWAG (nicht veröffentlicht)
org. C, Schlämme	anfänglich nach VAN SLYKE und FOLCH [13], später trockene Verbrennung und gasometrische CO_2 -Best. nach STRÖHLEIN
org. N	nach KJELDAHL
NH_4^+	dest. nach KJELDAHL
NO_2^-	nach GRIES, JLOSVAY, Schweiz. Lebensmittelbuch 1934
NO_3^-	nach SCHERINGA, Schweiz. Lebensmittelbuch 1934, modifiziert
Gesamt-P	im Kjeldahl Aufschluss nach FISKE und SUBBAROW (J. biol. Chem. 66, 375, 1925), modifiziert
K	flammenphotometrisch
Cl^-	mercurimetrisch nach Standard Methods

3.5 Statistische Auswertung der Beobachtungen

Von allen Beobachtungen eines Versuches (Betriebsbeobachtungen: 25 bis 35 Einzelmessungen pro Parameter; analytische Untersuchungen: grundsätzlich 9 Tagesmittelwerte pro Versuch) wurden die Mittelwerte und ihre Standardabweichungen berechnet. Für die beiden Temperaturbereiche konnten sodann Sammeltabellen mit 3 Eingängen für die unabhängigen Variablen Raumbelastung, Schlammkonzentration und Sauerstoffkonzentration erstellt werden. Die Urteilsbildung erfolgte anschliessend an Hand einer Varianzanalyse sowohl für die 54 Versuche gesamthaft als auch für die 27 Sommer- und 27 Winterversuche getrennt. Für die weitere rechnerische Auswertung konnten dann Sammelwerte benützt werden, wenn sich ergab, dass einzelne Faktoren keinen statistisch gesicherten Einfluss auf die Beobachtungen ausübten. Aus verschiedenen Gründen musste leider bei der Endauswertung aller Versuche ein Experiment im Block der niedrigen Temperaturen (29/3300/4) fallengelassen werden. Dort, wo die statistische Auswertung einen vollständigen Satz von Beobachtungen verlangte, wurde

dieser fehlende Wert rechnerisch als wahrscheinlichstes Resultat nach der Technik der Missing Values (BROWNEE [1]) geschätzt.

3.6 *Versuchsbeobachtungen*

In den Tab. 18–34 im Anhang sind einige wesentliche Versuchsdaten und Befunde zusammengefasst. Die Bezeichnung der Tabelleneingänge für hydraulische Raumbelastung, Schlammkonzentration und Sauerstoffkonzentration im Belüftungsbecken erfolgte mit runden Ziffern gemäss Versuchsplan. Für die rechnerische Auswertung wurden selbstverständlich die in den einzelnen Experimenten effektiv gemessenen Werte verwendet. Dort, wo es notwendig schien, ist bei jedem Versuch die Standardabweichung des in die Tabelle aufgenommenen Mittelwertes der Beobachtungen angegeben. Wir haben die Auswahl der Tabellen nach den Notwendigkeiten dieses Berichtes getroffen. Weitere Angaben werden wir in zusätzlichen Veröffentlichungen über diesen Versuch bringen.

Entsprechend der Versuchsplanung erfolgt die Prüfung der Wirkungen verschiedener Stufen der Variablen anhand der Summen jener Tabellenwerte, welche zu den in den Vergleich einbezogenen Versuchen gehören. Tab. 3 gibt ein Beispiel für diese erste Auswertungsstufe.

Aus den Tab. 18–20 (Anhang) geht hervor, dass die drei unabhängigen Variablen, hydraulische Raumbelastung, Schlammkonzentration und Sauerstoffkonzentration mit ziemlich guter Genauigkeit bei allen Experimenten eingehalten werden konnten. Grössere Variabilitäten ergaben sich bezüglich der Temperatur innerhalb der beiden Temperaturblöcke, und leider beträgt die mittlere Temperaturdifferenz zwischen den Blöcken nur 6,3°C. Trotzdem kamen nach unserer Auffassung alle wesentlichen Temperaturabhängigkeiten zum Ausdruck. Wie die Tabellen der Konzentration einzelner Abwasserkomponenten zeigen, traten innerhalb der 4 Versuchsjahre erwartungsgemäss sehr grosse Unterschiede bei den einzelnen Experimenten auf. Auch innerhalb eines Experiments ergaben sich oft beträchtliche Schwankungen zwischen einzelnen Probenahmetagen (z.B. Regenwettertage, vgl. Streuung der Mittelwerte). Die Variabilität der Abwasserzusammensetzung stellt denn auch bei weitem die grösste Komponente der Gesamtstreuung im Gesamtversuch und der Reststreuung beim Vergleich einzelner Hauptwirkungen und Wechselwirkungen dar. Soviel wir beurteilen können, vermag sie aber keine der uns wesentlich erscheinenden Beziehungen zu verdecken, obschon gelegentlich einzelne Mittelwerte erheblich vom Erwartungswert abweichen. Bei der Gesamtbeurteilung kommen wir jedenfalls zur Schlussfolgerung, dass die angewendete Me-

thode der zufälligen Verteilung der Experimente innerhalb der Beobachtungsperiode ein durchaus taugliches Mittel darstellt, um eine grössere Zahl von Versuchen nacheinander durchzuführen und trotz der unvermeidlichen Streuungen der Versuchsbedingungen mindestens die Hauptwirkungen von unabhängigen Variablen zuverlässig erfassen zu können.

4. Einfluss von Temperatur, Raumbelastung, Schlammkonzentration und Sauerstoffspannung im Belüftungsbecken auf die Elimination organischer Verunreinigungen, gemessen am organischen Kohlenstoff, organischen Stickstoff und BSB₅

Wir werden nachstehend die Versuchsergebnisse bezüglich der Reinigungseffekte beim org. C, org. N und beim BSB₅ in Abhängigkeit der Versuchsvariablen prüfen. Zur Illustration soll dabei ein vollständiges Beobachtungsmaterial für den org. C dargestellt werden, während wir bei den andern Komponenten nur die zum Beleg unerlässliche, statistische Auswertung in Form der Varianzanalyse geben. Die Interpretation der Beobachtungen erfolgt in einem späteren Abschnitt.

4.1 Elimination von organischen Kohlenstoffverbindungen

Von sämtlichen gefassten Proben der Anlagenzu- und -abflüsse sowie von allen Überschußschlammproben wurde der Gehalt an org. C (jede Probe 3fach) bestimmt. Wir legten besonderen Wert auf diese Analyse, weil der org. C zurzeit die einzige, verhältnismässig sinnvolle und gutbestimmbare Masszahl für den Gehalt eines Abwassers an organischen Verunreinigungsstoffen darstellt. In Tab. 3 sind die Mittelwerte aus den 9 Tagesbeobachtungen des Reinigungseffektes in jedem Versuch für die beiden Temperaturserien zusammengestellt. Ferner sind auch die für die Varianzanalyse benötigten Summen der Beobachtungswerte für die den einzelnen Kombinationen von Variablen zugehörigen Gruppen von Versuchen angegeben. Diese Summen geben schon ohne weitere Rechnung einen Hinweis auf die Abhängigkeiten, denen der Reinigungseffekt unterliegt.

In den nachfolgenden Tabellen der Varianzanalysen verwenden wir folgende Bezeichnungen:

- Fg Freiheitsgrade
- SQ Summe der Quadrate
- DQ Durchschnittsquadrate
- F Quotient aus Durchschnittsquadrat einer Variablen und dem Durchschnittsquadrat der Reststreuung
- P Wahrscheinlichkeit des Wertes F gemäss F-Verteilung, wobei

$P \leq 0,01$ ($\geq 99,9\%$) sehr gut gesichert,

$P \leq 0,05$ ($\geq 95\%$) gut gesichert,

$P \leq 0,1$ ($\geq 90\%$) gesichert,

$P > 0,1$ ($< 90\%$) nicht gesichert.

In Anbetracht der grossen, unvermeidlichen Variabilitäten in einem solchen Experiment begnügen wir uns mit einer Wahrscheinlichkeit von $P \leq 0,1$ (90%), um ein Resultat als schlüssig zu bezeichnen. Dieselbe Wahrscheinlichkeit verwenden wir auch für die Berechnung der Vertrauensgrenzen von Mittelwerten.

Tabelle 3

Statistische Auswertung $\eta\%$ org. C

Temperatur $> 13^\circ\text{C}$						Temperatur $< 11^\circ\text{C}$					
O ₂ mg/l	Schlamm- konzentration mg/l	Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag				O ₂ mg/l	Schlamm- konzentration mg/l	Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			
		58	29	9	S			58	29	9	S
1	600	49,0	63,5	64,0	176,5	1	600	30,4	46,2	57,7	134,3
	3300	71,4	79,5	85,4	236,3		3300	64,5	72,4	81,3	218,2
	6000	74,5	71,0	85,0	230,5		6000	67	71,7	78,5	217,2
	S	194,9	214,0	234,4	643,3		S	161,9	190,3	217,5	569,7
4	600	70,0	75,4	66,7	212,1	4	600	38,8	53,2	60,0	152,0
	3300	70,0	81,5	80,4	231,9		3300	59,5	70	79,1	208,6
	6000	75,8	83,7	86,4	245,9		6000	65,8	71,2	79,0	216,0
	S	215,8	240,6	233,5	689,9		S	164,1	194,4	218,1	576,6
7	600	61,8	65,4	70,4	197,6	7	600	36,1	48,6	63,6	148,3
	3300	75,4	78,0	79,0	232,4		3300	61,6	63,7	73,4	198,7
	6000	78,9	79,8	83,6	242,3		6000	72,2	67,7	78,6	218,5
	S	216,1	223,2	233,0	672,3		S	169,9	180,0	215,6	565,5
	S 600	180,8	204,3	201,1	586,2		S 600	105,3	148,0	181,3	434,6
	S 3300	216,8	239,0	244,8	700,6		S 3300	185,6	206,1	233,8	625,5
	S 6000	229,2	234,5	255,0	718,7		S 6000	205,0	210,6	236,1	651,7
	S total	626,8	677,8	700,9	2005,5		S total	495,9	564,7	651,2	1711,8

Tabelle 4

Varianzanalyse der Werte von η_C für die Summe der Sommer- und Winterexperimente
($\bar{t} = 16,3^\circ\text{C}$, bzw. $10,0^\circ\text{C}$)

Variabilität	Fg	SQ	DQ	F	P
Temperatur t	1	1597,40	1597,40	80,6	$\ll 0,001$
x'_1	2	4025,75	2012,87	101,6	$\ll 0,001$
R_h	2	1462,75	731,37	36,9	$\ll 0,001$
O	2	79,64	39,82	2,01	$> 0,1$
$t \cdot x'_1$	2	242,13	121,06	6,11	0,005
$t \cdot R_h$	2	202,40	101,20	5,1	0,01
$t \cdot O$	2	50,39	25,19	1,27	$> 0,1$
Rest	40	791,87	19,79		
Total	53	8452,33	—		

4.11 Analyse des Gesamtversuches. Die Analyse ergibt folgendes Resultat:

Die mittlere Temperaturdifferenz von rund 6°C zwischen den beiden Versuchsgruppen äussert sich in stark gesicherter Weise beim Reinigungseffekt der Anlagen. In gleicher Weise ist auch die Wirkung von hydraulischer Raumbelastung und Schlammkonzentration bei η_c stark gesichert. Hingegen ist kein Einfluss der Sauerstoffspannung auf die Reinigung bezüglich der organischen C-Verbindungen innerhalb des untersuchten Bereiches von 1–7 mg O/l im Belüftungsbecken festzustellen.

Es bestehen stark gesicherte Wechselwirkungen zwischen der Temperatur einerseits und der Raumbelastung, bzw. der Schlammkonzentration andererseits, d. h. die beiden Parameter R_h und x_1 wirken sich bei hoher, bzw. tiefer Temperatur in unterschiedlicher Weise auf den Reinigungseffekt aus. Eine Wechselwirkung Temperatur-Sauerstoffkonzentration ist nicht vorhanden.

4.12 Analyse der Sommer- und Winterversuche: Zur Präzisierung der Hauptwirkungen und der Wechselwirkungen der drei unabhängigen Variablen R_h , x_1 und O müssen die beiden Temperaturblöcke noch gesondert analysiert werden.

In beiden Temperaturbereichen ergeben sich prinzipiell gleiche Ergebnisse:

- Die Wirkung der Schlammkonzentration und der Raumbelastung ist sehr stark gesichert.

Tabelle 5

Varianzanalyse der Werte von η der Sommer- und Wintermonate

Variabilität	Fg	SQ	DQ	F	P
<i>Sommer</i>					
x_1	2	1147,08	573,54	28,3	$\leq 0,001$
R_h	2	319,46	159,73	7,88	$< 0,005$
O	2	123,05	61,52	3,04	$< 0,1$
Rest*)	20	404,88	20,24		
Total	26	1994,47	—		
<i>Winter</i>					
x_1	2	3120,80	1560,40	80,6	$\leq 0,001$
R_h	2	1345,69	672,84	34,7	$\leq 0,001$
O	2	6,98	3,49	0,18	$\geq 0,1$
Rest*)	20	386,99	19,34		
Total	26	4860,46	—		

*) Wechselwirkungen innerhalb Temperaturblöcken nicht signifikant, deshalb ist ihr DQ mit der Reststreuung vereinigt.

- Eine Wirkung der Sauerstoffspannung lässt sich in den Winterversuchen nicht nachweisen, in den Sommerversuchen ist sie aber gesichert ($P = 0,1$). Die Kontrolle der Einzelwerte zeigt, dass sich diese Sauerstoffwirkung auf den Bereich zwischen den Stufen 1 mg O/l bis 4 mg O/l beschränkt.
- Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Betriebsfaktoren lassen sich nicht nachweisen, d.h. die Wirkung der Schlammkonzentration ist bei allen geprüften Raumbelastungen und unabhängig davon gleichartig.

Wenn man den Sauerstoffgehalt als Variable zunächst vernachlässigt, kann man die 3 Experimente mit gleichem Schlammgehalt und gleicher Raumbelastung, aber verschiedener Sauerstoffspannung für die Mittelwertbildung zusammenziehen, was eine erfreuliche Sicherung der Beobachtungen ergibt. Man findet dann folgende Mittelwerte des Reinigungseffektes bezüglich org. C:

Tabelle 6

Mittelwerte *) des Reinigungseffektes η_C %

t	x'_1	R_h 58	29	9	Vertrauens- grenzen, $P = 0,1$
> 13 °C	600	60,3	68,1	67,0	4,2
	3300	72,3	79,7	81,6	
	6000	76,4	78,2	85,0	
< 11 °C	600	35,1	49,3	60,4	5,0
	3300	61,9	68,7	77,9	
	6000	68,3	70,2	78,7	

*) Mittelwerte aus $N = 3 \times 3 = 9$ Versuchen mit je 9 Untersuchungstagen (total 81 Einzelbeobachtungen).

Unter Berücksichtigung der Vertrauensgrenzen zeigt sich (vgl. auch Abb. 1):

- Die Wirkungen der Schlammkonzentration und der hydraulischen Raumbelastung sind besonders bei niedrigen Temperaturen ausgeprägt, sie nehmen bei üblichen Sommertemperaturen des Abwassers stark ab;
- Die Schlammkonzentrationen 3300 und 6000 mg/l ergeben keine gesicherten Unterschiede bezüglich des Reinigungseffektes beim org. C.
- Bei höherer physiologischer Aktivität des Belebtschlammes im Sommer ist auch zwischen der Raumbelastung von rd. $29 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$ und von rd. $9 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$ kein wesentlicher Unterschied bezüglich der Elimination von organischen C-Verbindungen festzustellen.

Der gesicherte Einfluss der Sauerstoffkonzentration auf η_C in den Sommerversuchen verlangt noch einen Hinweis: die Prüfung der Einzelergeb-

org. C

org. N

BSB₅

Belüftungszeit, Tage									
0	0,017	0,034		0,1	0	0,017	0,034		0,1
Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag									
∞	58	29		10	∞	58	29		10

Abbildung 1

Reinigungseffekte bezüglich org. C, org. N und BSB₅ in Funktion der Belüftungszeit bei verschiedenen Schlammkonzentrationen im Belüftungsbecken und bei Sommer-, bzw. Winter-temperaturen. Jeder Punkt ist der Mittelwert aus drei Experimenten bei den O-Gehalten 1, 4 und 7 mg/l im Belüftungsbecken.

nisse zeigt, dass nur die Versuchsgruppen mit der Kombination $x_1/O = 600/1$ und $x_1/O = 600/4$ gesichert voneinander abweichen (bei allen Raumbelastungen). Es handelt sich also um den Betrieb mit den höchsten Schlammbelastungen, bzw. mit den biologisch aktivsten Schlämmen (vgl. die endogene Atmung, WUHRMANN [20]), bei denen die Sauerstoffdiffusion ins Innere der Schlammflocken die kritische Sauerstoffspannung für die Atmung der einzelnen Zellen nicht mehr aufrechtzuerhalten vermag (WUHRMANN [17, 19]).

4.2 Elimination von organischen Stickstoffverbindungen und Verminderung des BSB₅

Nach der absichtlich etwas ausführlich gestalteten Darstellung der Beurteilungsmethode unserer experimentellen Beobachtungen beim org. C können wir uns bei den beiden nächsten Masszahlen auf eine zusammenfassende Wiedergabe beschränken. Wie beim org. C ergibt sich auch beim BSB₅ und den organischen N-Verbindungen, dass von den vier unabhängigen Variablen nur drei, nämlich die Temperatur, die Raumbelastung und die Schlammkonzentration, einen statistisch gesicherten Einfluss auf den Reinigungseffekt ausüben. Wechselwirkungen zwischen den Faktoren sind ebenfalls nicht vorhanden (eine gutgesicherte Wechselwirkung $R_h x_1$ beim BSB₅, Winterserie, ist auf die – in einigen Versuchen mit niedriger Schlammkonzentration – aufgetretenen Trübungen im Anlagenabfluss zurückzuführen und hat im Rahmen dieser Fragestellung keine Bedeutung). Wir haben deshalb wiederum die Mittelwertbildung der Reinigungseffekte über die drei Sauerstoffstufen vorgenommen und finden dann folgendes Ergebnis:

Tabelle 7

Mittelwerte *) des Reinigungseffektes η_N % bezüglich organischem Stickstoff

t	x_1'	R_h 58	29	9	Vertrauens- grenzen, $P = 0,1$
> 13 °C	600	50,3	55,7	63,2	7,8
	3300	71,2	70,8	80,6	
	6000	74,3	78,8	85,6	
< 11 °C	600	36,8	43,8	60,1	9,4
	3300	59,8	66,4	75,1	
	6000	65,0	71,9	83,2	

*) Mittelwerte aus $N = 3 \times 3 = 9$ Versuchen (81 Einzelbeobachtungen)

Bei allen Tabellen sind wiederum die Vertrauensgrenzen für $P = 0,1$ angegeben. Wir möchten ausdrücklich darauf hinweisen, dass es sinnlos ist,

Tabelle 8

Mittelwerte *) des Reinigungseffektes η_B % bezüglich BSB_5

t	x'_1	R_h 58	29	9	Vertrauens- grenzen, $P = 0,1$
> 13 °C	600	68,4	79,3	85,9	5,5
	3300	86,3	90,1	91,1	
	6000	85,4	88,7	91,4	
< 11 °C	600	50,3	57,1	79,3	4,4
	3300	82,3	84,9	92,7	
	6000	84,3	87,4	91,5	

*) Mittelwerte aus $N = 3 \times 3 = 9$ Versuchen (81 Einzelbeobachtungen)

Mittelwerte in den vorstehenden Tabellen miteinander zu vergleichen, ohne ihre Variabilität und das Mass der Vertrauensgrenze zu berücksichtigen.

Aus der Zusammenfassung in Abb. 1 ist sofort ersichtlich, dass analog wie beim org. C die Steigerung der Schlammkonzentration von 3300 auf 6000 mg/l im Belüftungsbecken keinen ins Gewicht fallenden Vorteil für die Verminderung des BSB_5 oder org. N mit sich brachte. Es ist aber zu berücksichtigen, dass diese Feststellung nicht allgemeingültigen Charakter besitzt, sondern ausschliesslich für ein verdünntes Rohabwasser gilt wie im Falle unserer Versuche. Bei wesentlich grösseren Abwasserkonzentrationen würde sich diese Grenze der unkritischen Schlammkonzentration (etwa 3300 mg/l) naturgemäss nach höheren Werten verschieben.

5. Überschusschlammproduktion

Die genaue Feststellung der Überschusschlammproduktion in einer Belebtschlammanlage – auch wenn sie nur geringe Dimensionen besitzt – ist nicht einfach. Die meisten veröffentlichten Zahlen dürften deshalb mehrheitlich nur Näherungswerte darstellen. Auch in unseren Versuchen erwiesen sich die Streuungen der Produktionswerte als so gross, dass eindeutige Aussagen über die Wirkung einzelner Betriebsparameter auf die Schlammproduktion nur nach sorgfältiger statistischer Analyse der Beobachtungen gemacht werden können.

Grundsätzlich besteht der Überschusschlamm aus den suspendierten Stoffen SS, welche mit dem gereinigten Abwasser abfliessen (Schwebestoffe im nachgeklärten Abfluss) und den Feststoffen ÜS, die mit dem eigentlichen Überschusschlamm separat aus dem System entfernt werden. Für den Praktiker spielt allerdings nur die letztere Komponente eine Rolle; für jeg-

liche Betrachtung über die Abhängigkeit der Schlammproduktion von den Betriebsbedingungen muss hingegen die gesamte abfließende Feststoffmenge berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 2). Die Verteilung auf die beiden Komponenten – Schwebestoffe im Abfluss und Schlammablass – ist ja nur zufälliger Natur, bzw. nur von den technischen Bedingungen der Nachklärung abhängig.

5.1 Absolute Überschußschlammengen bei verschiedenen Betriebszuständen

Wir stellen zunächst in der Tab. 9 die bei unseren Versuchen beobachtete Feststoffproduktion pro m^3 verarbeitetes Abwasser als Trockensubstanz und als org. C zusammen. Die Auswertung aller Versuche ergibt, dass in Übereinstimmung mit der theoretischen Forderung (Gl. 13) weder ein signifikanter Einfluss der hydraulischen Raumbelastung (d. h. der Belüftungszeit) noch der Schlammkonzentration im Belüftungsbecken auf die Schlammproduktion besteht. Hingegen ist ein deutlicher Hinweis (nicht in allen Fällen bei $P = 0,1$ gesichert) auf eine Verminderung der Überschußschlammmenge mit zunehmender O-Spannung im Belüftungsbecken erkennbar. Die Feststoffproduktion in den beiden untersuchten Temperaturbereichen unterscheidet sich in statistisch knapp gesicherter Weise, indem bei den tiefen Temperaturen etwa 10% mehr Feststoffe anfallen als bei Sommertemperaturen.

Die absoluten Produktionswerte von Tab. 9 gelten nur für relativ dünnes Rohwasser. Eine Beziehung allgemeinerer Art, in welcher die Abwasser-

Tabelle 9

Überschußschlammproduktion: g Trockensubstanz/ m^3 Rohwasser und g org. C/ m^3 Rohwasser bei $R_h = 9$ bis $58 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$ und $x'_1 = 600$ bis 6000 mg/l^1)

O-Konzentration im BB	< 11 °C ohne SS	total	> 13 °C ohne SS	total
	Trockensubstanz g/ m^3		Trockensubstanz g/ m^3	
1 mg O/l	69 $\pm$ 20 ²⁾	118 $\pm$ 14	90 $\pm$ 16	101 $\pm$ 15
4	84 $\pm$ 20	121 $\pm$ 14	73 $\pm$ 16	99 $\pm$ 15
7	60 $\pm$ 20	105 $\pm$ 14	62 $\pm$ 16	95 $\pm$ 15
Gesamtmittel	70 $\pm$ 12	115 $\pm$ 8	74,8 $\pm$ 9	102 $\pm$ 9
	org. C g/ m^3		org. C g/ m^3	
1 mg O/l	24,0 $\pm$ 6,6	40,3 $\pm$ 4,9	30,2 $\pm$ 5,6	37,7 $\pm$ 6,0
4	29,1 $\pm$ 6,6	41,7 $\pm$ 4,9	27,1 $\pm$ 5,6	34,3 $\pm$ 6,0
7	19,9 $\pm$ 6,6	35,3 $\pm$ 4,9	22,1 $\pm$ 5,6	34,2 $\pm$ 6,0
Gesamtmittel	24,2 $\pm$ 3,9	39,1 $\pm$ 2,9	26,5 $\pm$ 5,6	35,4 $\pm$ 3,4

¹⁾ Es bestehen keine statistisch gesicherten Unterschiede zwischen den Überschußschlammproduktionen bei den verschiedenen Stufen von x'_1 und R_h .

²⁾ $\pm a$ = Vertrauensgrenze für $P = 0,1$.

konzentration zum Ausdruck käme, lässt sich aus diesen Werten nicht ableiten. Hingegen können sie zur Berechnung des « Ausnutzungskoeffizienten » Y_s gemäss Gl. (13) verwendet werden (vgl. Abschnitt 5.3).

5.2 Zusammensetzung der Überschußschlämme

Die Überschußschlämme wurden bei allen Versuchen regelmässig auf ihren Gehalt an organischen Stoffen (Glühverlust,) org. Kohlenstoff, org. Stickstoff, Gesamtphosphor und Kalium untersucht. Die Mittelwerte und Standardabweichungen der Analysen aus allen Experimenten sind in Tab. 10 getrennt für die Winter- und Sommerperioden zusammengefasst.

Tabelle 10

Zusammensetzung des Überschußschlammes, Gesamtmittel) der Temperaturblöcke*

		< 11 °C	> 13 °C	Differenz zwischen Temperaturblöcken ($P = 0,1$)
Asche	%	36	32,76	
Glühverlust	%	64,00 $\pm$ 2,72	67,24 $\pm$ 2,72	sehr stark gesichert
org. C	%	33,98 $\pm$ 1,84	34,43 $\pm$ 1,84	nicht gesichert
Gesamt-N	%	4,97 $\pm$ 0,96	5,78 $\pm$ 0,96	sehr stark gesichert
Gesamt-P	%	1,27 $\pm$ 0,52	1,48 $\pm$ 0,52	nicht gesichert
Gesamt-K	%	0,40 $\pm$ 0,16	0,43 $\pm$ 0,16	nicht gesichert

$\pm s$ = Standardabweichung aller Mittelwerte der 54 Versuche.

*) Mit Ausnahme des Gesamt-N besteht keine gesicherte Abhängigkeit ($P < 0,1$) zwischen Betriebsbedingungen und Schlammzusammensetzung *innerhalb* der Temperaturblöcke.

Man findet einen kleinen, aber statistisch sehr gut gesicherten Unterschied bezüglich des Glühverlustes und des Gehaltes an org. N zwischen den Schlämmen aus der Winter- bzw. Sommerperiode. Eine entsprechende Differenz im Gehalt an org. C ist andeutungsweise vorhanden, statistisch aber nicht gesichert. Im P- und K-Gehalt liegen keine Unterschiede vor, die unter Berücksichtigung der Streuungen signifikant wären.

Beim Gehalt an organischem Stickstoff lässt sich eine deutliche Abhängigkeit der Schlammzusammensetzung von der Belebtschlammkonzentration im Belüftungsbecken erkennen. Die Streuungserlegung in Tab. 11a und die Durchschnittswerte in Tab. 11b enthalten die entsprechenden Belege.

Dank dieser Abhängigkeit des org. N-Gehaltes von den Betriebsbedingungen ist es möglich, einen weiteren wichtigen Einblick in den Mechanismus der Überschußschlammproduktion zu gewinnen, wie weiter unten zu zeigen sein wird.

Tabelle 11

Abhängigkeit des Gehaltes an org. N im Überschussschlamm von den Betriebsfaktoren

a) Varianzanalyse

Variabilität	Fg	SQ	DQ	F	P
Temperatur	1	7,2399	7,2399	20,9	0,001
R_h	2	1,3779	0,6889	0,19	0,3
x_1	2	25,7704	12,8852	37,2	0,001
O	2	0,3202	0,1601	0,046	0,3
Rest	38	13,1603	0,3463		
Insgesamt	45	47,8687	—		

b) Mittelwerte des %-Gehaltes an org. N für die Raumbelastungen 9 bis 58 m³/m³ · Tag und O-Gehalte im Belüftungsbecken von 1 bis 7 mg/l

x'_1	< 11 °C	> 13 °C
600	3,66%	4,91%
3300	5,22%	6,17%
6000	6,14%	6,26%

Vertrauensgrenzen der Mittelwerte für P = 0,1: ± 0,22%.

5.3 Beziehung zwischen der Überschussschlammproduktion und den Betriebsparametern

Die im System gebildete und zur Beibehaltung eines Beharrungszustandes der Schlammkonzentration notwendigerweise zu entfernende Feststoffmenge ergibt sich schematisch aus den in Abb. 2 dargestellten Beziehungen.

Abbildung 2

Im Beharrungszustand des Betriebes müssen vor allem einmal jene Mengen von Schwebestoffen i_s des Rohwassers, die biologisch nicht angegriffen wurden (inertes und langsam abbaubares Material), wieder aus dem System entlassen werden (wir setzen voraus, dass sie quantitativ ausflocken). Die festen und gelösten Inhaltsstoffe des Rohwassers, welche metabolisiert werden, gehen zum Teil in den Betriebsstoffwechsel und zum Teil in den Baustoffwechsel der Schlammorganismen ein. Die Aufteilung des Gesamtsubstratverbrauchs in diese beiden Stoffwechselwege bestimmt die Menge der neugebildeten Feststoffe. Sodann kann je nach Betriebsbedingungen ein mehr oder weniger grosser Teil des im Baustoffwechsel assimilierten Substrats wieder in den Betriebsstoffwechsel übergehen (transitorische Reservestoffe, Substrate der endogenen Atmung). Wenn man das vorstehende Schema betrachtet, ergibt sich sofort, dass das einzige Mass für die Überschusschlammproduktion, das direkt mit dem Stoffwechsel des Systems verbunden ist, der sog. «Ausnützungsfaktor» Y_s gemäss Gl. (13) darstellt. Er ist dort definiert als Gewicht der gebildeten Organismenmasse pro Gewichtseinheit verbrauchten Substrats oder

$$x_2 = Y_s (s_R^* - s^*), \quad (13)$$

$(s_R^* = \text{metabolisierbarer Anteil der org. C-Verbindungen}).$

Als gemeinsame Masseinheit für die Schlammmenge und den Substratverbrauch steht uns ausschliesslich der organische Kohlenstoff zur Verfügung.

Der Wert von Y_s ist ein objektives Mass für die Beeinflussung der Schlammproduktion durch die verschiedenen Betriebsbedingungen, und zwar unabhängig von der absoluten Substratkonzentration. Y_s ist allerdings von der Qualität des Substrats abhängig, doch dürfte innerhalb der Gruppe «städtisches Abwasser ohne spezielle industrielle Belastungen» dieser Faktor nur eine untergeordnete Rolle spielen. Da man bei der Analyse eines Anlagenzuflusses die nicht abbaubaren und die abbaubaren Stoffe gemeinsam erfasst, ist im Gesamtabbau $(s_R - s)$ auch der auf rein physikalischem Wege in den Schlamm übergeführte Schmutzstoffanteil des Rohwassers (soweit er als org. C-Verbindungen vorliegt) enthalten. Der «Ausnützungskoeffizient» Y'_s , der aus der Konzentrationsabnahme des gesamten org. C errechnet wird, ist deshalb nur ein Scheinwert, welcher zum Beispiel stark vom inerten Anteil der Feststoffe des Rohwassers beeinflusst ist. Wir schreiben die Beziehung (13) für die Bruttoüberschusschlammproduktion (inklusive nichtabgebaute primäre Schwebestoffe) deshalb besser mit

$$x'_2 = Y'_s (s_R - s). \quad (15)$$

Weiter unten werden wir eine Berechnung des «echten» biologischen Ausnützungskoeffizienten Y_S versuchen, da dieser Wert z. B. für die Abschätzung des Sauerstoffverbrauchs im Belüftungsbecken eine kausale Grösse darstellt.

Die Varianzanalyse aller Werte von Y'_S aus den beiden Temperaturserien ergibt, dass von den vier abhängigen Variablen nur die Temperatur (schwach gesichert), die Schlammkonzentration und die Sauerstoffkonzentration (beide sehr gut gesichert) von Einfluss sind. Wir geben deshalb in Tab. 12 die gefundenen Werte von Y'_S als Durchschnitt über alle 3 untersuchten Raumbelastungen.

Tabelle 12

Durchschnitte von Y'_S (g org. C im Gesamtfeststoffabfluss / g org. C-Elimination) über alle Belüftungszeiten

Temp. O mg/l x'_1 mg/l	< 11 °C			> 13 °C		
	1	4	7	1	4	7
600	0,86 ¹⁾	0,76	0,77	0,79	0,69	0,68
3300	0,82	0,80	0,77	0,77	0,67	0,57
6000	0,64	0,66	0,51	0,75	0,52	0,44
Mittel	0,73 ²⁾			0,66		

¹⁾ Vertrauensgrenze für $P = 0,1$ bei Einzelwerten = $\pm 0,068$

²⁾ Vertrauensgrenze für $P = 0,1$ bei Mittelwerten = $\pm 0,058$

Die Werte von Y'_S in Tab. 12 sind berechnet auf der Basis des gesamten Feststoffabflusses aus den Anlagen (Schwebestoffe im Nachklärbeckenabfluss + Feststoffe des Überschussschlammes). Innerhalb des untersuchten Belastungsbereiches kann man einen durchschnittlichen Annäherungswert für den Anteil der Schwebestoffe im Abfluss des Nachklärbeckens am Gesamtfeststoffabfluss von rd. 15% angeben (stark von den Betriebsbedingungen abhängig!). Will man deshalb die Fraktion Y'_S ausschliesslich auf den eigentlichen Überschussschlamm beziehen, so muss man die Ziffern in Tab. 12 um 12% vermindern.

Anhand der Vertrauensgrenzen von $P = 0,1$ ergibt sich (übereinstimmend mit Tab. 9) sofort, dass die Bruttoschlammproduktion x'_2 , gemessen am gesamten Substrat«verbrauch» (org. C), im Winter etwa 10% höher ist als im Sommer. Ferner nimmt allgemein die Produktionshöhe mit zunehmendem Schlammgehalt und zunehmendem O-Gehalt im Belüftungsbecken deutlich ab (grösste Variation für Y'_S : von 600/1 zu 6000/7 = 0,86 $\rightarrow$ 0,51, bzw. 0,79 $\rightarrow$ 0,44). Die Abhängigkeit der absoluten ÜS-Mengen von der

Schlammkonzentration, welche in Tab. 9 von der Variabilität der Rohwasserkonzentration verdeckt wurde, kommt bei der Relativzahl Y'_S deutlich zum Ausdruck.

Die Grössenunterschiede von Y'_S gemäss Tab. 12 stehen im Widerspruch zur theoretischen Forderung gemäss Gl. (13), wonach die Überschussschlammproduktion lediglich von der Menge verbrauchten Substrats und nicht von den Betriebsbedingungen einer Anlage abhängig sein sollte. Die beobachtete Veränderung von Y'_S in Funktion des Schlammgehalts und der Sauerstoffspannung im Belüftungsbecken weist also auf zusätzliche Faktoren hin, welche unter den speziellen Bedingungen eines Belebtschlamm-systems die ÜS-Menge bestimmen. Wir haben bereits einleitend angedeutet, dass sich die Autolyse des Schlammes und weitere Faktoren (z. B. Frass durch Ziliaten) im Sinne einer Verminderung der ÜS-Menge bemerkbar machen müssen, und anderseits die unzersetzlichen Schwebestoffe des Abwassers zu seiner Vermehrung beitragen. Die Bruttoproduktionsformel (15) muss deshalb wie folgt in Einzelsummen zerlegt werden:

$$\begin{array}{ccccccc}
 \text{Bruttoüberschuß-} & = & \text{Organismen-} & + & \text{unzersetzte} & - & \text{Verluste} \\
 \text{schlammmenge} & & \text{zuwachs} & & \text{primäre} & & \text{durch Auto-} \\
 & & & & \text{Schwebestoffe} & & \text{lyse usw.} \\
 x'_2 = Y'_S (j_R - j) & = & Y'_S (j_R^* - j^*) & + & (i_R - i_s) & - & \lambda x'_1. \quad (16)
 \end{array}$$

Wir besitzen heute keine Unterlagen, um die einzelnen Summanden in vorstehender Formel beziffern zu können. Die Verminderung des Bruttoausnutzungskoeffizienten Y'_S mit zunehmender Temperatur, Schlammkonzentration und Sauerstoffkonzentration im Belüftungsbecken gemäss Tab. 12 deutet nur an, dass unter diesen Einflüssen der Anteil unzersetzter primärer Schwebestoffe im Überschussschlamm abnimmt und die Verluste sich verstärken. Es ist deshalb eine zwingende Schlussfolgerung – und sie wird durch die Beobachtungen bei den sog. Volloxydationsanlagen bestätigt –, dass man unter geeigneten Betriebsbedingungen die Überschussschlammmenge sehr stark vermindern kann. Dem «Verlustkoeffizienten» λ kommt dabei offensichtlich eine besonders grosse Bedeutung zu, da ja die Menge primärer Schwebestoffe (mit oder ohne Vorklärung) bei einem häuslichen Abwasser grössenordnungsmässig konstant ist. Leider ist es nicht möglich, mit den vorliegenden Versuchsdaten die absolute Grösse von λ in Funktion der Betriebsbedingungen zu berechnen. Wir werden in einer späteren Arbeit anhand zusätzlicher Beobachtungen auf dieses Problem zurückkommen. – Hingegen kann auf Grund der vorliegenden Messungen wenigstens die Frage des Übergangs primärer Schwebestoffe (aus einem

vorgeklärten Abwasser) in den Überschußschlamm quantitativ diskutiert werden (vgl. Abschnitt 5.5).

Für den Praktiker sind die in Tab. 12 vereinigten Werte für den Bruttoüberschußschlammkoeffizienten Y'_S im Rahmen üblicher Betriebsbedingungen von Belebtschlammanlagen für städtisches Abwasser (unabhängig von der Konzentration!) eine ausreichende Berechnungsgrundlage für den Überschußschlammfall. In Anbetracht der Streuungen ist es ausreichend, mit den Mittelwerten für Y'_S innerhalb des von uns untersuchten Bereiches von Betriebsbedingungen zu rechnen. Man erhält also folgende Berechnungsformeln:

Überschußschlammmenge bei Sommertemperaturen:

$$R_h x'_2 = 0,66 R_h (s_R - s),$$

bei Wintertemperaturen:

$$R_h x'_2 = 0,73 R_h (s_R - s) \quad [\text{kg org. C/m}^3_{BB} \cdot \text{Tag}].$$

Da im Mittel der Überschußschlamm 34,4% org. C enthielt, kann man eine Umrechnung in Trockenstoffe leicht vornehmen.

Approximative Berechnung der Überschußschlammproduktion auf Basis des BSB₅: Man kann eine grobe Annäherungsberechnung für die ÜS-Produktion auf der Basis der BSB₅-Abnahme vornehmen, wenn man eine Beziehung (die selbstverständlich rein empirischer Art ist) zwischen dem Gehalt des Abwassers an organischem Kohlenstoff und seinem BSB₅ herstellt. Wir haben bei allen Versuchen sowohl für das vorgeklärte Abwasser als auch für die biologisch gereinigten Abflüsse die Proportion BSB₅/org. C gebildet und fanden folgende Werte:

$$\begin{aligned} \text{vorgeklärtes Abwasser} \quad \text{BSB}_5 &= \text{etwa } 1,9 \cdot \text{org. C}, \\ \text{Nachklärbeckenabfluss} \quad \text{BSB}_5 &= \text{etwa } 1 \cdot \text{org. C}. \end{aligned}$$

Will man die vorstehenden Berechnungsformeln mit BSB₅-Werten benützen, so muss man den Ausnützungskoeffizienten Y'_S in die – allerdings unsinnige –, Dimension: g gebildete Trockensubstanz/g BSB₅-Abnahme bringen. Für den Zähler gilt dieselbe Umrechnung wie für x'_2 (34,4% org. C in den Trockenstoffen). Für die BSB₅-Abnahme (Nenner) kann man beispielsweise einen Kohlenstoffwert von 1,45 (Mittelwert von 1,9 und 1,0) wählen. Mit Hilfe dieser Umrechnungskünste gelangt man dann zu

$$x'_2 = \frac{0,66}{1,45} (1,9 s_R - s) = 0,85 s_R - 0,45 s \quad [\text{g TS/m}^3 \text{ RW}],$$

wobei s_R und s als $\text{g BSB}_5/\text{m}^3$ einzusetzen sind. Da die Berechnung von x'_2 grundsätzlich auch die Trockenstoffabgänge in Form der Schwebestoffe im Nachklärbeckenabfluss einschliesst, ist diese Trockenstoffmenge für die Berechnung des eigentlichen Überschußschlammes in Abzug zu bringen. Je nach Anlage und Betriebsweise kann diese Grösse in weiten Grenzen schwanken. Setzt man einen durchschnittlichen Wert von 20 mg/l an (entspricht einem ziemlich klaren Abfluss ohne auffälliges Flockentreiben, aber noch nicht einem «brillanten» Abfluss), so gelangt man zu folgender Approximationsberechnung:

$$x'_2 = 0,85 s_R - 0,45 s - 20 \quad [\text{g TS}/\text{m}^3 \text{ RW}] .$$

Wir haben zur Kontrolle bei allen 27 Sommerversuchen diese «Berechnung» durchgeführt und finden als Gesamtmittel einen Wert von $x'_2 = 70 \text{ g TS}/\text{m}^3$. Die effektiv gemessene Überschußschlammmenge beträgt im Mittel aller Versuche $74,8 \text{ g TS}/\text{m}^3$, so dass man von einer brauchbaren Übereinstimmung dieser Mittelwerte reden kann. Es soll aber nicht verschwiegen werden, dass die für jeden Versuch berechneten Einzelwerte oft erheblich von den Messungen abweichen, wobei die fehlende Übereinstimmung zur Hauptsache auf die Korrektur mit dem schematischen Wert von 20 mg/l für die Schwebestoffe im Abfluss zurückzuführen war.

5.4 Abhängigkeit der Überschußschlammproduktion von der BSB_5 -Belastung

Man kann die gebildete Überschußschlammmenge auch in Funktion der BSB_5 -Belastung einer Anlage ausdrücken, wie dies DOWNING et al. [2] versucht haben. Gemäss den Ausführungen in Abschnitt 2 ist diese Beziehung zwar ohne theoretische Begründung, da die Überschußschlammmenge grundsätzlich nur durch die Menge eliminierten Substrats (und im Falle von Abwässern durch die zusätzliche Menge der durch die Anlage geschleppten, unzersetzlichen primären Schwebestoffe) bestimmt wird. Bildet man den Quotienten x'_2/s_R (s_R als BSB_5 gerechnet) bei unseren 54 Versuchen, so findet man erwartungsgemäss auf Grund der Varianzanalyse für Y'_S , dass auch für diesen neuen Quotienten keine Abhängigkeit von der Belüftungszeit und der Schlammkonzentration besteht, hingegen eine messbare Wirkung der Temperatur und der Sauerstoffspannung im Belüftungsbecken auftritt. Die über Schlammkonzentration und Belüftungszeit gemittelten Werte für x'_2/s_R sind in Tab. 13 zusammengestellt.

Die Zahlen für die totale Feststoffproduktion (inkl. Schwebestoffe des Abflusses) fügen sich einigermassen in die graphische Darstellung ein, die DOWNING für diesen Quotienten in Funktion der Belüftungszeit aufge-

Tabelle 13

ÜS-Produktion kg TS/kg BSB₅-Zufluss bei $R_h = 9$ bis $58 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$ und Schlammkonzentrationen von $x'_1 = 600$ bis 6000 mg/l

O-Konzentration im BB	< 11 °C		> 13 °C	
	ohne SS	total	ohne SS	total
	Trockensubstanz		Trockensubstanz	
1 mg O/l	$0,64 \pm 0,16^*)$	$1,09 \pm 0,13$	$0,88 \pm 0,15$	$1,11 \pm 0,17$
4	$0,69 \pm 0,16$	$1,03 \pm 0,13$	$0,64 \pm 0,15$	$0,86 \pm 0,17$
7	$0,52 \pm 0,16$	$0,88 \pm 0,13$	$0,52 \pm 0,15$	$0,82 \pm 0,17$
Gesamtmittel	$0,62 \pm 0,10$	$1,00 \pm 0,07$	$0,68 \pm 0,09$	$0,93 \pm 0,10$

**) $\pm a$ = Vertrauensgrenze für $P = 0,1$*

zeichnet hat. Die Kurve von DOWNING deutet an, dass bei Belüftungszeiten von mehr als rd. 2–2,5 Std. ($R_h \leq 12 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$) die ÜS-Menge pro kg zugeführten BSB₅ abzunehmen beginnt. Unsere Beobachtungen sind eine indirekte Bestätigung dieser Angabe, denn wir haben in dem von uns untersuchten Bereich von Belüftungszeiten (0,4 bis 2,5 Std.) in der Tat noch keine Abhängigkeit der Überschußschlammmenge von der Belüftungszeit gefunden. Wir möchten aber erneut darauf hinweisen, dass die von DOWNING verwendete Korrelation keine theoretische Basis besitzt und deshalb von fragwürdiger Aussagekraft ist.

5.5 Anteil von Feststoffen des Rohwassers im Überschußschlamm der biologischen Stufe

Es ist zurzeit nicht genauer bekannt, wieweit die suspendierten Stoffe, die mit dem vorgeklärten Abwasser in eine Belebtschlammstufe gelangen («primäre Schwebestoffe»), zersetzt werden, bzw. welcher prozentuale Anteil dieser Feststoffe im Überschußschlamm noch enthalten ist. Die in Tab. II nachgewiesene Variabilität des N-Gehaltes der Schlämme lässt darauf schliessen, dass je nach Betriebsbedingungen dieser Anteil wechselt. Eine direkte Messung ist allerdings nicht möglich, doch kann eine rechnerische Abschätzung vorgenommen werden, wenn man von den Hauptkomponenten des Schlamms, dem organischen C und organischen N, ausgeht.

Aus Abb. 2 ergibt sich:

$$s_R = i_R + l_R,$$

$$s_R^* = i_R - i_s + l_R - s_i = s_R - i_s - s_i. \quad (16)$$

Da im Nachklärbecken keine Schlammveränderung eintritt, ist die Gesamtüberschußschlammmenge

$$x'_2 = x_2 + i_s. \quad (17)$$

Nach der früheren Formel (13) ist der Organismenzuwachs, der ja nur aus angreifbaren Substraten erfolgen kann,

$$x_2 = Y_S (s_R^* - s^*),$$

bzw. aus (16) und (17):

$$Y_S = \frac{x_2' - i_s}{(s_R - s) - i_s}.$$

Y_S stellt dabei den «echten» Ausnützungsfaktor dar, im Gegensatz zum «Brutto»ausnützungsfaktor Y_S' , der aus x_2' und $(s_R - s)$ nach (15) berechnet wurde.

Es muss ferner die Bilanzbeziehung bezüglich N-Gehalt der Feststoffe erfüllt sein:

$$x_2' N_{x'} = x_2 N_x + i_s N_{i_s},$$

bzw.

$$i_s = \frac{x_2' N_{x'} - x_2 N_x}{N_{i_s}}. \quad (19)$$

Aus den beiden Gleichungen (18) und (19) lassen sich die gesuchten Grössen Y_S , der «echte» Ausnützungsfaktor, und die Menge i_s unzersetzter Schwebestoffe des Rohwassers im Überschussschlamm mit Hilfe messbarer Grössen ermitteln. Für die beiden Unbekannten ergeben sich folgende Gleichungen:

$$Y_S = \frac{x_2'(N_{i_s} - N_{x'})}{(s_R - s)(N_{i_s} - N_{x'}) + x_2'(N_x - N_{x'})} \quad (20)$$

und

$$i_s^2 (N_x - N_{i_s}) + i_s [(s_R - s)(N_{i_s} - N_x) + x_2'(N_{x'} - N_x)] - x_2'(N_{x'} - N_x)(s_R - s) = 0. \quad (21)$$

$(s_R - s)$ ist die gesamte Konzentrationsabnahme des Abwassers, gemessen als org. C, bei der biologischen Reinigung und ist für einen schwebstofffreien Abfluss zu bestimmen (die Schwebestoffe des Abflusses sind ein Teil des Überschussschlammes x_2'). Für den Stickstoffgehalt N_x eines reinen Bakterienbelebtschlammes (ohne primäre Schwebestoffe) und denjenigen der langsam angreifbaren Schwebestoffe des Rohwassers N_{i_s} muss man Schätzungen vornehmen. Wir haben für unsere Berechnungen folgende Werte angenommen:

$$\begin{aligned} N_x &= 0,07 \quad [\text{g N/g TS}], \\ N_{i_s} &= 0,02 \quad [\text{g N/g TS}]. \end{aligned}$$

Die Bestimmung von Y_S und i_s wurde für alle 27 Sommerversuche einzeln durchgeführt und ergibt folgendes Resultat:

Grösse des « biologischen » Ausnützungskoeffizienten Y_S : Die Varianzanalyse der Werte zeigt, dass erwartungsgemäss weder die hydraulische Raumbelastung noch die Schlammkonzentration im Belüftungsbecken einen erkennbaren Einfluss auf die Ausnützung des biologisch angreifbaren Substrats für die Belebtschlamm Bildung ausüben. Hingegen ergibt sich ein deutlicher, wenn auch nur schwach gesicherter Abfall von Y_S mit zunehmender O-Spannung im Belüftungsbecken. Diese letztere Beobachtung stimmt mit den Feststellungen für den scheinbaren Ausnützungskoeffizienten Y'_S (Tab. 12) überein. Die dort zusätzlich nachgewiesene Abhängigkeit des Ausnützungsgrades von der Schlammkonzentration ist offenbar auf den Einfluss der Schwebestoffe des Rohwassers zurückzuführen.

Tabelle 14

« Biologischer » Ausnützungskoeffizient Y_S für den Schlammzuwachs im Belüftungsbecken
a) Varianzanalyse

Variabilität	Fg	SQ	DQ	F	P
R_h	2	54 721	27 360	0,71	$< 0,5 > 0,3$
x_1	2	57 724	28 862	0,75	$< 0,5 > 0,3$
O	2	148 726	74 363	1,92	$< 0,3 > 0,1$
Rest	20	770 314	38 515		
Total	26	1 031 485	—		

b) Mittelwerte von Y_S über alle Raumbelastungen und Schlammkonzentrationen

O_2 im Belüftungsbecken, mg/l	Y_S	Vertrauensgrenze für $P = 0,1$
1	0,685	0,122
4	0,581	
7	0,504	
Gesamtmittel (27 Versuche)	0,590	0,070

Eine gegebene Menge biologisch eliminierten organischen Kohlenstoff ergibt also mit zunehmender O_2 -Spannung im Belüftungsbecken eine abnehmende Menge neu gebildeter Organismensubstanz. Bei 7 mg O im Belüftungsbecken wird ziemlich genau die Hälfte, bei maximal 1 mg O/l dagegen rd. $\frac{2}{3}$ der angreifbaren organischen C-Verbindungen (als org. C gemessen), die eliminiert werden, in neuen Belebtschlamm übergeführt. Eine physiologische Erklärung dieser Beobachtung ist nicht ohne weiteres möglich, denn im Wert Y_S ist neben dem Organismenzuwachs auch der Organismenverlust durch Autolyse oder andere Faktoren (Predatoren) enthalten. Da mit ziemlicher Sicherheit

die Sauerstoffkonzentration im Bereich von 1–7 mg O/l (auch unter Berücksichtigung kleinerer O-Spannungen im Innern von Flocken) für die Substratausnützung keine Rolle spielt, und auch das Ausmass der Autolyse kaum vom Sauerstoffgehalt des Milieus abhängt, ist die Rolle der *Predatoren* für den Zellverlust zu prüfen. Schon VIEHL [15] hatte beobachtet, dass in seinen Versuchsanlagen bei Sauerstoffkonzentrationen um 1 mg/l eine signifikant geringere Zahl von Ziliaten im Belebtschlamm vorhanden war als bei 5–6 mg/l. Wir haben beim vorliegenden Faktorenversuch eine analoge Feststellung gemacht, indem besonders bei den Experimenten mit 7 mg O/l im Belüftungsbecken, die Ziliatenpopulation ganz erheblich dichter war als bei 4 mg O/l und besonders bei 1 mg O/l (Ziliaten nur vereinzelt vorkommend). Da diese Einzeller einerseits beachtliche Konsumenten von Bakterien sind und andererseits bei ihrer Autolyse praktisch keine festen Rückstände verbleiben, wäre eine Wechselwirkung zwischen Feststoffbildung und Sauerstoffgehalt gemäss Tab. 14 b (wenn auch indirekt) gegeben. Wir werden auf diesen Zusammenhang in einer späteren Arbeit bei der Auswertung der bioökologischen Verhältnisse in den Belebtschlämmen der Versuche nochmals zurückkommen.

Primäre Schwebestoffe im Überschussschlamm i_s : Da die absolute Menge der vom Rohwasser in den Überschussschlamm übergehenden Schwebestoffe natürlich stark vom Feststoffgehalt des Rohwassers abhängt, drückt man die Werte von i_s besser in % des Schwebestoffgehaltes des Rohwassers als in g/m³ aus. Die 27 Sommerversuche zeigen dann gemäss Varianzanalyse in Tab. 15 a:

Der Prozentanteil von i_s im Überschussschlamm ist von der hydraulischen Raumbelastung und der O-Spannung im Belüftungsbecken unabhängig, nimmt jedoch mit wachsender Schlammkonzentration stark ab.

Tabelle 15

Prozent primäre Schwebestoffe i_s im Überschussschlamm

a) Varianzanalyse

Variabilität	Fg	SQ	DQ	F	P
R_h	2	91,89	45,94	0,27	$\geq 0,3$
x_1	2	5458,94	2729,47	15,99	$< 0,001$
O	2	703,34	351,67	2,06	$< 0,3 > 0,1$
Rest*)	20	3419,58	170,97		
Insgesamt	26	9673,75	—		

*) Wechselwirkungen nicht signifikant

Tabelle 15 (Fortsetzung)

b) Mittelwerte des prozentualen Anteils der Schwebestoffe im Anlagenzufluss, die bei den Raumbelastungen $9-58 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$ (je 3 Experimente pro Mittelwert) im Überschußschlamm erscheinen

O x'_1	1	4	7	Mittelwert über alle O-Konzentrationen (je 9 Experimente)
600	54,2	34,5	44,8	44,5
3300	25,3	22,6	9,5	19,1
6000	16,6	9,8	6,6	6,6

Vertrauensgrenzen für $P = 0,1$ bei Mittelwerten aus je 3 Experimenten = $\pm 14,14$, aus je 9 Experimenten = $\pm 8,18$, aus je 27 Experimenten = $\pm 4,70$

Der Einfluss der Schlammkonzentration auf den Abbau der primären Schwebestoffe ist offensichtlich sehr gross, insbesondere bei hohen Sauerstoffspannungen. Wenn man den Begriff des Schlammalters $x'_1/R_h x'_2$ bezieht, kann man auch sagen, dass mit zunehmendem Schlammalter die primären Schwebestoffe im Belebtschlamm immer mehr verschwinden und ebenfalls in den Stoffwechsel des Belebtschlammes einbezogen werden.

Die Berechnungen für Y_s und i_s haben wir nur für die Sommerversuche vorgeführt. Grundsätzlich zeigt sich bei niedrigeren Temperaturen nichts Neues, obschon die absoluten Werte für Y_s und i_s sich gegenüber den vorstehenden Angaben etwas verschieben.

6. Diskussion der Ergebnisse

6.1 Reinigungseffekt und Schlammbelastung

Mit Gleichung (12a) wurde gezeigt, dass der Reinigungseffekt η annähernd umgekehrt proportional zur Schlammbelastung ist, wenn man eine nicht zu grosse Variabilität des Quotienten A/Y_s voraussetzt. Wir haben in Abb. 3 die beobachteten Reinigungseffekte in Funktion der Schlammbelastung aufgetragen (die Beobachtungen der Versuche mit verschiedenen Sauerstoffspannungen, aber gleicher Raumbelastung und Schlammkonzentration wurden zu einem einzigen Wert zusammengefasst). Die Korrelation ergibt stetige Kurven, deren Lage für die beiden Temperaturblöcke erwartungsgemäss etwas verschieden ist. Der allgemeine Verlauf der Kurven stimmt mit der algebraischen Formulierung von (12a) überein. Die einzelnen untersuchten hydraulischen Raumbelastungen fallen unabhängig von ihrer Grösse erwartungsgemäss auf dieselbe Kurve, da ja bei gegebener Abwasser- und Schlammkonzentration die Raumbelastung und Schlammbelastung miteinander verbunden sind.

	$>13^\circ\text{C}$	$<11^\circ\text{C}$
$R_h \approx 58 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tg}$	○	⊗
$29 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tg}$	+	⊕
$9 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tg}$	x	×

Abbildung 3
Reinigungseffekte bezüglich org. C, org. N und BSB₅ in Funktion der Schlammbelastung (berechnet mit dementsprechenden Analysenparameter und der Temperatur). Jeder Punkt ist der Mittelwert aus drei Experimenten.

Angaben von Reinigungseffekten in Funktion der Schlammbelastung, bezogen auf org. C und org. N, sind bisher nicht veröffentlicht worden, hingegen liegt eine Reihe von Arbeiten vor, in denen der Reinigungseffekt in Abhängigkeit der «Schlammbelastung mit BSB₅» dargestellt wurde (vgl. Zusammenstellung aus früheren Arbeiten bei V.D.EMDE [3], und eine Kompilation neuerer Werte bei KL.IMHOFF [8]). Wenn auch in der Grössenordnung etwa übereinstimmend, weichen doch die bisher veröffentlichten BSB₅-Kurven nicht unerheblich von unseren Beobachtungen ab. Ein wesentlicher Grund für die Unterschiede liegt darin, dass in den bisherigen Arbeiten die Temperatur nicht berücksichtigt ist. Sowohl die von V.D.EMDE als auch die von IMHOFF gegebenen Darstellungen stimmen im übrigen nicht mit dem mathematisch geforderten allgemeinen Verlauf der Kurven überein. Da es sich in beiden Fällen um Kompilationen von Beobachtungen an Anlagen ganz unterschiedlicher Betriebsbedingungen handelt, ist diese Abweichung erklärlich.

Die Beziehungen in Abb. 3 sind nicht von der Abwasserkonzentration abhängig, soweit gemäss Gl. (12a) der Ausnützungskoeffizient Y'_S unberührt bleibt. Dies dürfte im allgemeinen für Abwasser städtischen Charakters zutreffen, so dass die vorliegenden Kurven eine brauchbare Dimensionsierungsgrundlage darstellen.

6.2 Die sogenannte «Restverschmutzung» in den Nachklärbeckenabflüssen

Die Kurven von Abb. 3, die sich auf die effektiv gemessenen Konzentrationen in den *un*filtrierten Nachklärbeckenabflüssen beziehen, zeigen, dass sowohl beim org. C als auch beim org. N die Elimination nicht höher als rd. 85% (auch bei den kleinsten geprüften Schlammbelastungen) anstieg. Die verbleibenden rd. 15%, die als Restverunreinigung in die Vorfluter gelangen, beanspruchen eine gewisse Aufmerksamkeit, da diese Restverunreinigung in absoluten Quantitäten proportional mit den an eine Kläranlage angeschlossenen Einwohnern zunimmt und eventuell in der Zukunft erneut zu untragbaren Vorflutbelastungen führen kann. Wir haben deshalb zu prüfen, wie sie zustande kommt.

Aus analytischen Gründen haben wir die Nachklärbeckenabflüsse nicht nach Filtration untersucht, sondern den indirekten Weg beschritten, aus den abfliessenden Mengen gesamten org. C und dem org. C der suspendierten Stoffe die verbleibende Menge gelöster org. C-Verbindungen zu errechnen.

Abbildung 4

Gehalt an gelösten org. C-Verbindungen in den Abflüssen der Nachklärbecken (Sommerversuche) in Funktion der Schlammbelastung mit org. C. Mittelwerte von je 3 Experimenten (Sauerstoffstufen).

Da es bei der Restverunreinigung nur auf die absoluten Werte ankommt, geben wir in Abb. 4 die beobachteten Konzentrationen in mg/l bei den Sommersversuchen in Funktion der Schlammbelastungen wieder. Eine Abhängigkeit der Werte vom Sauerstoffgehalt im Belüftungsbecken war wiederum nicht signifikant, so dass wir Mittelwerte aus je 3 Versuchen (analog wie in Abb. 3) bilden konnten. Die Darstellung zeigt sofort, dass die sog. Restverunreinigung, die in gelöster Form vorliegt und damit nicht vom zufälligen Schwebestoffgehalt des Nachklärbeckenabflusses abhängig ist, *im ganzen untersuchten Bereich mit steigender Raumbelastung stetig zunimmt*, d. h. also aller Wahrscheinlichkeit nach aus Verbindungen besteht, die unter den gewählten Betriebsbedingungen noch «abbaubar» wären. Eine Abflachung der Kurve ist zwar bei Schlammbelastungen unter etwa 0,2 kg org. C/kg TS · Tag angedeutet, doch fehlen Beobachtungen bei noch viel kleineren Belastungen, um ein Urteil über einen eventuellen «konstanten» Endwert an Restkohlenstoff fällen zu können. Aus Abb. 4 ist immerhin ersichtlich, dass auch bei Erzielung eines «vollständig schwebestofffreien Abflusses» immer noch organische C-Verbindungen im gereinigten Abwasser verblei-

ben, deren Menge in der Grössenordnung von 10% des C-Gehaltes vorgeklärten Abwassers liegt.

HUNKEN [7] (vgl. dort auch ältere Literatur) hat einen «Endwert» der Reinigung häuslichen Abwassers in statischen Versuchen bestimmt, der in der Grösse von 35 % der Oxydierbarkeit vorgeklärten Abwassers liegt. Eine «Umrechnung» des KMnO_4 -Verbrauches von Abwasser in organischen Kohlenstoff ist nicht möglich, so dass ein Vergleich der Beobachtungen von HUNKEN mit unseren Werten schwierig ist. Immerhin scheint uns, dass die Untersuchung von HUNKEN doch ein zu pessimistisches Bild von der Höhe der Restverunreinigung im Abfluss einer biologischen Anlage für häusliches Abwasser vortäuscht. Wir sind trotzdem der Ansicht, dass im Hinblick auf die zukünftige Entwicklung der Bevölkerungszahlen und der Industrialisierung dem Problem der Restverunreinigung die grösste Aufmerksamkeit zu schenken ist. Seine Lösung ist aber auf Grund der vorstehenden Versuchsergebnisse mit biologischen Reinigungsstufen allein nicht zu erreichen, sondern erfordert zusätzliche Massnahmen (chemisch-physikalische Nachreinigungsverfahren).

6.3 Zusammenfassende Beurteilung des Temperatureinflusses

Die Temperaturmittelwerte (Belüftungsbecken) für die beiden Versuchsböcke $< 11^\circ\text{C}$ und $> 13^\circ\text{C}$ betragen 10°C , bzw. $16,3^\circ\text{C}$. Es kam also durchschnittlich eine Temperaturdifferenz von $6,3^\circ\text{C}$ auf alle temperaturabhängigen Reaktionen in den Belüftungsbecken zur Wirkung.

Aus den Angaben in Abschnitt 4 über die Reinigungseffekte in den Winter- und Sommerversuchen lässt sich für vergleichbare Betriebsbedingungen die Proportion $\eta_{10^\circ}/\eta_{16,3^\circ}$ ableiten. In Tab. 16 sind für die drei untersuchten Komponenten die entsprechenden Quotienten zusammengestellt.

Eine Wirkung der Temperatur auf den Reinigungseffekt irgendeiner Komponente des Abwassers ist ganz allgemein nur dann zu erwarten, wenn diese Komponente in geschwindigkeitsbegrenzender Menge für den Stoffwechsel der Organismen im untersuchten Temperaturbereich vorhanden

Tabelle 16

Temperatureinfluss auf den Reinigungseffekt als Quotient $\eta_{10^\circ}/\eta_{16,3^\circ}$

R_h x_1'	$\eta_{C10}/\eta_{C16,3}$			$\eta_{N10}/\eta_{N16,3}$			$\eta_{B10}/\eta_{B16,3}$		
	58	29	10	58	29	10	58	29	10
600	0,58	0,72	0,90	0,73	0,79	0,95	0,73	0,72	0,92
3300	0,85	0,86	0,95	0,84	0,93	0,93	0,95	0,94	1
6000	0,91	0,90	0,93	0,87	0,91	0,97	0,99	0,99	1

ist. Beispielsweise lässt sich bei hoher Temperatur die beschleunigte Elimination eines Substrats nicht beobachten, wenn es unter den gegebenen Betriebsbedingungen hinsichtlich Schlammkonzentration und Belüftungszeit bereits bei niedriger Temperatur vollständig eliminiert wird. Eine Anlage muss deshalb grundsätzlich je nach Belastungszustand ungleich stark auf Temperatureinflüsse reagieren, und im speziellen kann die Temperatur bei der Reinigung ein und desselben Abwassers bei gegebener Belüftungszeit und Schlammkonzentration auf den Reinigungseffekt der einzelnen Komponenten eine unterschiedliche Wirkung ausüben. Die Ziffern in Tab. 16 beweisen diesen Zusammenhang, der auch aus älteren Untersuchungen (vgl. z. B. die Versuchsreihe von VIEHL und MEISSNER [16], Messung des org. N; oder das Experiment von SAWYER et al. [11], Messung des BSB₅) deutlich hervorgeht. Andererseits ist es auch leicht einzusehen, dass im allgemeinen bei Anlagen der Praxis mit ihren geringen Belastungen die beobachteten Temperaturwirkungen nur klein sind. Tab. 16 zeigt aber doch, dass bei «hochbelasteten» Belebtschlammanlagen, bzw. zu jenen Tageszeiten, wo eine Anlage relativ hoch belastet ist, niedere Temperaturen sich sofort in einer nicht zu vernachlässigenden Verminderung des Reinigungseffektes am org. C, org. N und BSB₅ ausdrücken. Die beobachteten Unterschiede im Reinigungseffekt beim org. C und org. N zwischen rd. 16, bzw. 10°C erscheinen uns so gross, dass sie für Dimensionierungsberechnungen nicht unberücksichtigt bleiben dürfen. Dieser Gesichtspunkt sollte besonders bei Anlagen in Regionen mit sehr niedrigen Wintertemperaturen des Abwassers nicht übersehen werden.

6.4 Korrelation von Überschussschlammproduktion und Abbauleistung des Belebtschlammes

Gemäss der Theorie ist die Überschussschlammproduktion nicht von der Schlammkonzentration x'_1 im Belüftungsbecken abhängig. Hingegen tritt x'_1 in die ÜS-Beziehung ein, sobald man die Autolyse und die Predatorwirkungen berücksichtigt (Gl. 16). Man kann deshalb mit einer gewissen Berechtigung, wenn auch nur auf rein empirischer Basis, die ÜS-Produktion mit der spezifischen Abbauleistung des Schlammes in den einzelnen Versuchen korrelieren und erhält dann Abb. 5. Die Linearität der Abhängigkeit der Schlammproduktion von der Abbauleistung ergibt folgende Formulierung (alle Grössen mit dem Mass org. C):

$$\frac{\sigma (s_R - s)}{x'_1} = x'_2 \quad [\text{g org. C/m}^3 \text{ RW}] , \quad (22a)$$

$$\sigma = f(x'_1, t^\circ) \quad [\text{g org. C/m}^3 \text{ BB}] .$$

Abbildung 5

Überschussschlammmenge (inklusive Schwebestoffe im Nachklärbeckenabfluss) in Funktion der spez. Abbauleistung des Schlammes bei drei Belebtschlammkonzentrationen. Sommerversuche, $t > 13^\circ\text{C}$.

Da $x'_2/(f_R - s)$ unserem früher verwendeten «Brutto»ausnutzungskoeffizienten Y'_S entspricht, sagt die Beziehung (22) nur aus, dass Y'_S für ein und dieselbe Schlammkonzentration unveränderlich ist, aber mit der Schlammkonzentration (und auch mit der Temperatur) wechseln kann. Dies wurde schon aus den Ziffern in Tab. 12 festgestellt.

Für die Konstante σ ergeben sich aus unseren Beobachtungen folgende Werte:

Tabelle 17

Produktionskonstante σ für den Überschussschlamm; Mittelwerte über die Raumbelastungen 9–58 m³/m³ · Tag und die Sauerstoffkonzentration 1–7 mg/l im Belüftungsbecken

x'_1 g TS/m ³ BB	σ	
	< 11 °C	> 13 °C
600	183	164
3300	924	793
6000	1219	1161

Mit dieser Beziehung lässt sich die ÜS-Produktion abschätzen (nach Abzug der Schwebestoffe im Nachklärbeckenabfluss!), wenn man die Betriebsbedingungen einer Anlage auf Grund des geforderten Reinigungsgrades festgelegt hat. Sie trägt als rein empirische Formel allen nicht einzeln messbaren Einflussgrößen auf die ÜS-Bildung Rechnung, gilt aber

selbstverständlich auch nur für den von uns untersuchten Bereich von Betriebsbedingungen.

Die beschriebenen Untersuchungen haben die biologische, chemische und technische Abteilung der EAWAG während längerer Zeit intensiv beschäftigt, und es ist nur der gleichbleibenden sorgfältigen Hilfe aller beteiligten Mitarbeiter zu danken, wenn das Beobachtungsmaterial über diesen mehrjährigen Zeitraum mit vergleichbarer Qualität gesammelt werden konnte. Ich möchte speziell meinen beiden Kollegen, Herrn Dr. E. MÄRKI, Chef der chemischen Abteilung, und Herrn Prof. A. HÖRLER, Chef der technischen Abteilung, für ihre Mithilfe danken. Speziell zu danken ist sodann Herrn FRIEDRICH, welcher als Betriebsleiter der Versuchsanlage die Durchführung der Experimente überwachte und die gesamte Erhebung der Betriebsdaten zu besorgen hatte.

Summary

Results of pilot plant experiments on a technical scale with the activated sludge process are presented. The investigation was conducted on the basis of a complete block factorial design where hydraulic load, mixed liquor solids concentration and O_2 -tension in the mixed liquor were independant variables, each of which was tested at three levels. In addition, the entire set of 3^3 experiments was repeated within two temperature regions ($> 13^\circ C$ and $< 11^\circ C$) of the mixed liquor. Thus, 54 experiments are available for evaluation (experimental details see Chapter 3). The present article discusses the main actions and interactions of the independant variables on removal of organic carbon, organic nitrogen and BOD, as well as on the production of excess sludge. The evaluation is based on the theory of continuous fermentation in a completely mixed reactor (Chapter 2).

The actions of the four independant variables on purification effects are shown by the analysis of variance of the experimental observations (Chapter 4). Elimination of pollution was significantly higher in the temperature region of $> 13^\circ C$ than below $11^\circ C$ at high plant loads. However, the effect of temperature diminished markedly with decreasing loads (other conditions being equal). As expected, the mixed liquor concentration and the detention time exerted a pronounced effect on the degree of purification (Fig. 1). The relationship is best expressed by the (theoretically justified) combined parameter of sludge load (Fig. 3).

Oxygen tension in the mixed liquor was of no significance within the limits investigated (1-7 ppm) for the efficiency of pollution removal.

The "threshold" pollution of the purified effluents (in terms of dissolved organic carbon compounds) has been found decreasing with decreasing sludge load (Fig. 4). At less than 0.1 kg org. C/kg solids per day it was still around 10% of the value in sedimented raw sewage. This demonstrates clearly that the remaining pollution consists (at least partially) of slowly decomposable compounds which may not even be removed at extremely low plant loads.

The solids production (excess sludge plus solids in the effluent of the final clarifier) was primarily expressed as an overall "yield factor", i.e. in terms of organic carbon removed from the sewage. The magnitude of this factor is a complicated function of many influences such as: solids in the incoming sewage, amount of decomposition of these solids, autolysis of organisms, predator effects by protozoans, temperature, etc. Average values of 0.73 and 0.66 g org. C/g org. C eliminated were found at $< 11^{\circ}\text{C}$ and $> 13^{\circ}\text{C}$ respectively. A statistically significant decrease of the yield factor with increasing mixed liquor solids and O_2 -concentration was observed. The proportion of primary suspended solids in the excess sludge at different operation conditions could be calculated and a "true" biological yield factor was estimated. The form for a crude estimation of excess sludge production in terms of BOD removed reads $x'_2 = 0.85 s_R - 0.45 s - 20$ [g excess sludge solids per m^3 of sewage treated], where s_R and s are BOD values of the incoming and treated sewage and the last term is an average value of suspended solids in the final effluent.

Tabellenanhang

Die nachfolgenden Tab. 18–34 enthalten die Mittelwerte der Beobachtungen innerhalb der Analysenperioden jedes einzelnen Experimentes samt den Standardabweichungen dieser Mittelwerte, soweit sie von Interesse sind. Die Anzahl der in jedem Mittelwert enthaltenen Einzelbeobachtungen ist aus Raumgründen nicht angegeben. Sie beträgt für alle Analysendaten (Tab. 30–34) $N = 9$ (vgl. auch S. 229). Die Mittelwerte der Betriebsdaten (Tab. 18–21) sind – je nach Länge einer Versuchsperiode – aus 20 bis 30 Einzelbeobachtungen gebildet. Die unabhängigen Variablen Raumbelastung, Schlammkonzentration und Sauerstoffkonzentration sind mit gerundeten Werten als Tabelleneingänge verwendet. Die in den einzelnen Experimenten effektiv eingehaltenen Werte dieser Betriebsgrößen sind aus den Tab. 18, 19 und 20 ersichtlich. Es sind nachstehend nur jene Beobachtungen tabelliert, die im Zusammenhang mit den Ausführungen in diesem Aufsatz wesentlich sind. Weitere Angaben aus diesem Faktorenversuch werden wir bei der Diskussion anderer Fragestellungen bringen.

Tabelle 18

Hydraulische Raumbelastung [$\text{m}^3/\text{m}^3_{\text{BB}} \cdot \text{Tag}$]

O_2 -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = $> 13^{\circ}\text{C}$			Mittlere Temperatur BB = $< 11^{\circ}\text{C}$		
		Hydraulische Raumbelastung $\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$			Hydraulische Raumbelastung $\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	58,2	28,0	8,7	58,1	29,1	9,1
	3300	57,5	28,8	9,1	57,7	29,2	9,1
	6000	57,0	29,0	9,1	57,7	29,4	9,2
4	600	57,4	28,9	9,1	57,9	29,2	9,1
	3300	57,5	28,9	9,1	57,8		9,3
	6000	56,9	28,7	9,2	58,1	29,3	9,3
7	600	57,0	28,7	9,2	58,3	29,2	9,3
	3300	57,1	28,5	9,1	55,7	28,9	9,3
	6000	57,0	28,5	9,0	57,0	28,1	9,1

Tabelle 19

Schlammkonzentration im Belüftungsbecken [mg Trockensubstanz/l]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C		
		Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	644 ± 56	680 ± 180	645 ± 88	661 ± 98	689 ± 104	656 ± 95
	3300	3256 ± 455	3390 ± 238	3405 ± 113	3392 ± 157	3332 ± 214	3342 ± 218
	6000	5976 ± 260	6050 ± 260	6020 ± 114	5743 ± 160	6104 ± 205	5989 ± 134
4	600	702 ± 52	670 ± 76	643 ± 71	704 ± 33	682 ± 134	678 ± 90
	3300	3310 ± 250	3366 ± 120	3278 ± 73	3421 ± 264		3398 ± 59
	6000	5995 ± 315	5896 ± 82	6083 ± 330	6185 ± 333	6158 ± 215	6000 ± 264
7	600	674 ± 68	710 ± 28	643 ± 55	709 ± 81	640 ± 22	783 ± 279
	3300	3416 ± 118	3366 ± 230	3427 ± 104	3340 ± 268	3323 ± 310	3293 ± 224
	6000	6000 ± 272	5839 ± 115	6007 ± 31	5939 ± 243	5450 ± 508	5878 ± 128

Tabelle 20

Sauerstoffgehalt im Belüftungsbecken [mg O/l]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C		
		Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	0,8 ± 0,2	2,0 ± 0,8	1,4 ± 0,2	1,6 ± 1,0	1,5 ± 0,3	1,2 ± 0,6
	3300	1,7 ± 0,9	1,3 ± 0,5	0,9 ± 0,2	1,1 ± 0,3	1,0 ± 0,4	1,2 ± 0,2
	6000	0,9 ± 0,3	0,5 ± 0,2	1,1 ± 0,6	1,9 ± 0,9	1,3 ± 0,8	1,1 ± 0,3
4	600	4,2 ± 0,7	4,3 ± 0,7	4,5 ± 0,8	4,0 ± 0,8	4,6 ± 0,8	4,0 ± 0,2
	3300	3,0 ± 0,5	3,9 ± 0,9	3,9 ± 0,5	4,2 ± 0,5		4,5 ± 0,5
	6000	4,5 ± 0,5	4,0 ± 0,3	4,1 ± 0,5	5,0 ± 0,9	4,2 ± 0,4	4,2 ± 0,4
7	600	6,8 ± 0,1	7,2 ± 1,1	6,1 ± 0,5	7,2 ± 0,2	7,0 ± 0,5	6,3 ± 0,1
	3300	6,8 ± 0,4	6,7 ± 0,4	6,8 ± 0,1	6,5 ± 0,6	7,1 ± 1,0	7,0 ± 0,3
	6000	6,9 ± 0,3	6,7 ± 0,7	6,7 ± 0,6	6,8 ± 1,0	6,9 ± 0,4	6,9 ± 2,8

Tabelle 21

Rücklaufschlammmenge im Verhältnis zur Abwassermenge

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C		
		Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	1,2	1,2	0,96	1,2	0,96	1,2
	3300	1,2	1,2	0,96	0,96	0,96	1,2
	6000	1,92	1,2	0,72	1,92	1,92	1,92
4	600	1,2	1,2	1,2	0,96	0,96	1,2
	3300	1,2	0,81	0,58	0,96		0,96
	6000	1,44	0,62	0,48	1,08	1,92	1,44
7	600	0,96	0,96	0,96	0,72	0,96	2,16
	3300	0,72	0,58	0,96	1,2	1,2	0,96
	6000	1,08	0,96	0,96	1,08	1,2	1,68

Tabelle 22

Raumbelastung mit org. C [kg org. C/m³BB · Tag]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C		
		Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	3,69	1,48	0,43	3,72	1,59	0,58
	3300	3,05	1,86	0,57	2,79	1,36	0,49
	6000	3,43	1,54	0,58	4,43	1,59	0,44
4	600	4,11	2,07	0,54	3,56	2,24	0,56
	3300	3,06	1,83	0,55	2,69		0,57
	6000	3,67	1,53	0,66	2,34	1,59	0,60
7	600	3,05	2,12	0,49	3,77	1,79	0,37
	3300	3,45	1,71	0,48	3,44	1,85	0,43
	6000	3,45	1,72	0,66	3,12	1,74	0,70

Tabelle 23

Raumbelastung mit BSB₅ [kg BSB₅/m³BB · Tag]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C		
		Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	6,11	2,65	0,79	6,39	3,04	1,0
	3300	5,44	2,71	1,35	5,25	3,30	0,95
	6000	6,96	2,82	0,85	7,44	3,97	0,84
4	600	6,66	3,35	1,07	6,65	3,76	1,06
	3300	5,59	4,31	1,12	6,53		1,06
	6000	5,35	3,95	1,07	6,68	3,96	1,10
7	600	7,84	4,10	0,89	6,94	3,35	1,06
	3300	5,75	3,48	1,25	6,51	3,18	1,05
	6000	5,23	2,87	1,28	5,98	3,29	1,18

Tabelle 24

Schlammbelastung [kg org. C/kg Trockensubstanz · Tag]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C		
		Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	5,74	2,18	0,67	5,63	2,65	0,88
	3300	0,94	0,55	0,17	0,82	0,41	0,15
	6000	0,57	0,25	0,09	0,77	0,26	0,07
4	600	5,86	3,09	0,84	5,07	3,28	0,83
	3300	0,92	0,54	0,17	0,78		0,17
	6000	0,61	0,26	0,11	0,38	0,26	0,10
7	600	4,53	2,99	0,76	5,32	2,80	0,47
	3300	1,01	0,51	0,14	1,03	0,56	0,13
	6000	0,57	0,29	0,11	0,52	0,32	0,12

Tabelle 25

Schlammbelastung [kg BSB₅/kg Trockensubstanz · Tag]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
		58	29	9	58	29	9
1	600	9,49	3,90	1,23	9,68	5,06	1,52
	3300	1,67	0,80	0,39	1,55	0,99	0,29
	6000	1,17	0,46	0,14	1,29	0,65	0,14
4	600	9,49	5,0	1,67	9,45	5,51	1,56
	3300	1,80	1,31	0,35	1,92		0,31
	6000	0,89	0,67	0,16	1,08	0,64	0,18
7	600	11,6	5,78	1,40	9,80	5,23	1,36
	3300	1,68	1,03	0,36	1,95	0,95	0,32
	6000	0,87	0,49	0,21	0,99	0,60	0,20

Tabelle 26

Reinigungseffekt [% org. C]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
		58	29	9	58	29	9
1	600	49,0	63,5	64,0	30,4	46,2	57,7
	3300	71,4	79,5	85,4	64,5	72,4	81,3
	6000	74,5	71,0	85,0	67	71,7	78,5
4	600	70,0	75,4	66,7	38,8	53,2	60,0
	3300	70,0	81,5	80,4	59,5		79,1
	6000	75,8	83,7	86,4	65,8	71,2	79,0
7	600	61,8	65,4	70,4	36,1	48,6	63,6
	3300	75,4	78,0	79,0	61,6	63,7	73,4
	6000	78,9	79,8	83,6	72,2	67,7	78,6

Tabelle 27

Reinigungseffekt [% org. N]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C		
		Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	42,4	54,6	55,5	46,7	45,1	61,3
	3300	68,4	70,9	85,6	60,6	68,2	75,4
	6000	73,0	71,0	87,0	58,4	70,3	88,2
4	600	61,0	64,4	64,7	40,3	36,9	56,8
	3300	65,1	75,6	75,5	54,4		75,6
	6000	70,7	79,5	86,2	66,0	71,3	87,0
7	600	47,5	48,1	69,4	23,4	49,4	62,1
	3300	80,1	66,0	80,6	64,4	62,1	74,2
	6000	79,3	86,0	83,5	70,6	74,2	74,5

Tabelle 28

Reinigungseffekt [% BSB₅]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C		
		Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	56,2	79,0	80,0	40,9	50,5	82,7
	3300	87,5	89,4	94,0	81,4	84,1	92,4
	6000	85,4	84,0	90,5	82	91,1	92,3
4	600	75,8	82,7	90,7	52,2	57,4	76,9
	3300	80,5	92,6	91,0	86,0		93,9
	6000	87,2	89,2	93,2	87,0	91,8	94,9
7	600	73,2	76,2	87,0	57,9	63,5	78,2
	3300	91,0	88,5	88,5	79,5	83,6	92,0
	6000	83,7	93,0	90,5	83,8	80,3	86,8

Tabelle 29

Überschußschlammproduktion [g Trockensubstanz/m³ Abwasser] (inklusive Schwebestoffe im NKB-Abfluss)

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C		
		Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	103	94	113	95	115	118
	3300	125	146	86	118	146	126
	6000	141	92	110	115	139	92
4	600	105	103	118	103	115	137
	3300	123	90	77	125		135
	6000	95	71	110	106	178	80
7	600	72	100	100	95	97	128
	3300	147	84	68	135	100	123
	6000	58	98	131	110	88	65

Tabelle 30

Überschußschlammproduktion [g org. C/m³ Abwasser] (inklusive Schwebestoffe im NKB-Abfluss)

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C			Mittlere Temperatur BB = < 11 °C		
		Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag			Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag		
mg/l	mg/l	58	29	9	58	29	9
1	600	31,3	31,0	35,8	30,5	39,7	38,3
	3300	41,4	51,4	31,0	40,4	49,9	43,5
	6000	49,2	31,7	36,7	41,2	47,6	31,5
4	600	36,4	37,0	43,5	36,0	39,7	46,9
	3300	43,1	32,8	26,4	43,2		45,7
	6000	32,2	24,1	33,6	36,3	60,9	27,3
7	600	25,1	37,0	36,6	32,7	32,4	43,8
	3300	57,0	29,4	22,6	46,3	30,9	42,1
	6000	20,6	32,1	47,2	38,1	30,0	20,6

Tabelle 31

Mittelwerte und Streuungen der Schwebstoffkonzentration [mg Trockensubstanz/l]

O ₂ -Konz. BB mg/l	Schlamm- konz. BB mg/l	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag						Mittlere Temperatur BB = < 11 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag					
		58 Z	A	29 Z	A	9 Z	A	58 Z	A	29 Z	A	9 Z	A
1	600	109	35	90	29	83	27	91	55	101	49	91	39
		±15	±7	±9	±6	±10	±4	±17	±12	±15	±18	±17	±15
	3300	90	22	119	19	110	14	178	41	240	75	101	22
		±9	±7	±33	±4	±9	±5	±51	±7	±95	±39	±15	±16
4	600	104	29	103	15	119	14	145	23	131	26	178	27
		±16	±17	±37	±6	±33	±4	±51	±10	±19	±1	±51	±13
	3300	153	36	153	31	85	19	126	49	145	58	106	37
		±40	±5	±40	±4	±20	±6	±42	±9	±51	±11	±14	±5
7	600	103	18	110	20	104	19	240	50			126	24
		±37	±5	±9	±3	±16	±6	±95	±25			±42	±10
	3300	119	20	94	13	153	15	138	49	131	25	105	12
		±33	±5	±9	±4	±40	±4	±50	±26	±19	±9	±24	±9
7	600	93	31	114	37	103	14	105	56	126	43	138	55
		±9	±4	±11	±8	±37	±5	±24	±17	±42	±13	±49	±13
	3300	177	61	104	17	93	16	106	36	91	27	240	58
		±40	±10	±16	±4	±9	±4	±14	±8	±17	±8	±95	±33
7	600	149	41	203	(70)	114	19	101	23	106	23	145	23
		±39	±6	±89	(±29)	±11	±8	±15	±6	±14	±8	±51	±29

Z = Belüftungsbeckenzufluss

A = Nachklärbeckenabfluss

Tabelle 32

Mittelwerte und Streuungen des organischen Kohlenstoffs [mg org. C/l]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag						Mittlere Temperatur BB = < 11 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag					
		58 Z	A	29 Z	A	9 Z	A	58 Z	A	29 Z	A	9 Z	A
1	600	63,4	32,4	53,0	19,4	48,9	17,6	64,0	39,5	54,7	29,1	64,0	27,1
		±5,7	±3,6	±7,2	±3,0	±6,1	±2,7	±12,4	±5,7	±10,3	±7,5	±12,4	±6,2
	3300	53,0	15,2	64,6	13,2	63,4	9,2	48,4	17,2	46,6	12,9	54,7	10,3
		±7,2	±3,1	±11,3	±0,9	±8,3	±0,4	±9,0	±4,1	±9,1	±1,7	±10,3	±3,5
	6000	60,1	15,4	53,2	15,4	64,6	9,7	76,7	24,6	54,2	15,3	48,4	10,4
		±12,9	±1,9	±6,0	±2,2	±11,3	±0,8	±13,5	±6,0	±8,2	±1,6	±9,0	±1,8
4	600	71,6	21,4	71,6	17,7	59,3	19,8	61,5	37,6	76,7	35,9	61,8	24,7
		±14,1	±2,2	±14,1	±2,0	±8,6	±3,7	±14,1	±14,1	±13,5	±10,9	±6,5	±2,4
	3300	53,2	16,0	63,4	11,8	60,1	11,8	46,6	18,9			61,5	12,9
		±6,0	±2,6	±8,3	±1,7	±12,9	±3,4	±9,1	±4,6			±14,1	±6,4
	6000	64,6	15,6	53,5	8,9	71,6	9,8	40,3	13,8	54,2	15,6	64,7	13,6
		±11,3	±1,3	±5,3	±0,8	±14,1	±2,9	±18,6	±3,6	±8,2	±1,9	±6,5	±2,2
7	600	53,5	20,4	74,0	25,6	53,2	15,8	64,7	41,4	61,5	31,6	40,3	14,7
		±5,3	±2,8	±6,9	±3,4	±6,0	±4,5	±6,5	±5,6	±14,1	±10,8	±18,6	±2,9
	3300	60,5	15,0	60,1	13,2	53,5	11,1	61,8	23,7	64,0	23,2	46,6	12,4
		±10	±2,4	±12,9	±1,8	±5,3	±1,7	±6,5	±5,6	±12,4	±4,9	±9,1	±1,7
	6000	72,0	15,1	60,5	12,2	74,0	12,1	54,7	15,2	61,8	20	76,7	16,4
		±12,8	±3,1	±10,0	±1,9	±6,9	±2,1	±10,3	±2,8	±6,5	±4,0	±13,5	±6,5

Tabelle 33

Mittelwerte und Streuungen des organischen Stickstoffs [mg org. N/l]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag						Mittlere Temperatur BB = < 11 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag					
		58 Z	A	29 Z	A	9 Z	A	58 Z	A	29 Z	A	9 Z	A
1	600	8,5	4,9	8,2	3,7	8,3	3,7	10,4	5,5	9,7	5,3	10,4	4,0
		±1,7	±0,4	±1,1	±0,6	±1,4	±0,9	±1,9	±0,6	±1,6	±1,2	±1,9	±0,3
	3300	8,2	2,6	10,1	2,9	8,9	1,3	11,3	4,4	10,3	3,3	9,7	2,4
		±1,1	±0,4	±1,2	±0,5	±0,4	±0,2	±3,3	±1,0	±1,6	±0,7	±1,6	±1,3
4	6000	10,1	2,7	8,6	2,5	10,1	1,3	10,2	4,2	10,6	3,1	11,3	1,3
		±1,5	±0,5	±1,2	±0,5	±1,2	±0,3	±3,3	±1,2	±1,5	±1,2	±3,3	±0,4
	600	10,6	4,2	10,6	3,8	10,2	3,6	13,2	7,8	10,1	6,4	11,5	4,9
		±0,7	±0,4	±0,7	±0,6	±1,5	±0,5	±1,7	±1,9	±3,3	±1,3	±1,1	±0,5
7	3300	8,6	3,0	8,9	2,2	10,1	2,5	10,3	4,7			13,2	3,2
		±1,2	±0,3	±0,4	±0,5	±1,5	±1,6	±1,6	±3,5			±1,7	±1,4
	6000	10,1	2,9	7,9	1,6	10,6	1,5	9,3	3,1	10,6	3,0	9,0	1,2
		±1,2	±0,3	±0,8	±0,9	±0,7	±0,8	±1,8	±1,4	±1,5	±1,6	±1,0	±0,3
7	600	7,9	4,1	9,5	4,9	8,6	2,6	9,0	6,9	13,2	6,6	9,3	3,5
		±0,8	±0,07	±0,9	±1,1	±1,2	±0,4	±1,0	±1,8	±1,7	±2,2	±1,8	±1,3
	3300	8,5	1,8	10,1	3,4	7,9	1,5	11,5	4,1	10,4	3,9	10,4	2,7
		±2,2	±0,8	±1,5	±2,4	±0,8	±0,4	±1,1	±0,7	±1,9	±0,5	±1,6	±0,6
7	6000	10,4	2,1	8,5	1,2	9,5	1,5	9,7	2,8	11,5	2,9	10,2	2,6
		±4,2	±0,9	±2,2	±0,5	±0,9	±0,7	±1,6	±0,3	±1,1	±0,4	±3,3	±1,0

Tabelle 34

Mittelwerte und Streuungen des BSB_5 [mg O/l]

O ₂ -Konz. BB	Schlamm- konz. BB	Mittlere Temperatur BB = > 13 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag						Mittlere Temperatur BB = < 11 °C Hydraulische Raumbelastung m ³ /m ³ · Tag					
		58 Z	A	29 Z	A	9 Z	A	58 Z	A	29 Z	A	9 Z	A
1	600	105 ±23	46 ±10	95 ±13	20 ±4	91 ±15	18 ±5	110 ±22	65 ±8	105 ±26	52 ±19	110 ±22	19 ±6
	3300	95 ±13	12 ±3	94 ±18	10 ±3	149 ±25	9 ±3	91 ±34	17 ±7	113 ±58	18 ±6	105 ±26	8 ±2
	6000	122 ±21	18 ±5	97 ±11	16 ±3	94 ±18	9 ±5	129 ±26	23 ±5	135 ±15	11 ±2	91 ±34	7 ±5
4	600	116 ±21	28 ±5	116 ±21	20 ±3	118 ±25	11 ±2	115 ±20	55 ±13	129 ±26	55 ±28	117 ±12	27 ±8
	3300	97 ±11	19 ±5	149 ±25	11 ±2	122 ±21	11 ±5	113 ±58	16 ±9			115 ±20	7 ±2
	6000	94 ±18	12 ±4	138 ±31	15 ±7	116 ±21	8 ±6	115 ±40	15 ±4	135 ±15	11 ±2	119 ±21	6 ±1
7	600	138 ±31	37 ±6	143 ±34	34 ±8	97 ±11	13 ±2	119 ±21	50 ±12	115 ±20	42 ±22	115 ±40	22 ±11
	3300	101 ±17	9 ±1	122 ±21	14 ±3	138 ±31	16 ±8	117 ±12	24 ±10	110 ±22	18 ±1,7	113 ±58	9 ±2
	6000	92 ±15	15 ±9	101 ±17	7 ±2	143 ±34	14 ±3	105 ±26	17 ±6	117 ±12	23 ±7	129 ±26	17 ±7

Liste der Bezeichnungen

R_h	hydraulische Raumbelastung [m^3 Abwasser/ m^3 Belüftungsbecken $\cdot$ Tag]
O	Sauerstoffkonzentration im Belüftungsbecken [$\text{g O}/\text{m}^3$ Belebtschlamm]
t	Zeit [h, Tage]
x	Organismenkonzentration allgemein [g/m^3]
x_1	Organismenkonzentration in einem Fermenter [g/m^3]
x'_1	Schlammkonzentration im Belüftungsbecken (Organismen + primäre Schwebstoffe) [g/m^3]
s_R	Substratkonzentration im Zufluss zum Belüftungsbecken [g/m^3]
s_R^*	Konzentration der abbaubaren Stoffe im Zufluss zum Belüftungsbecken [g/m^3]
s^*	Konzentration der abbaubaren Stoffe im Abfluss des Belüftungsbeckens [g/m^3]
s	Substratkonzentration im Abfluss des Belüftungs-, bzw. Nachklärbeckens [g/m^3]
s_i	Konzentration der gelösten nicht angreifbaren Verbindungen im Abfluss des Belüftungsbeckens [g/m^3]
K_s	Substratkonzentration für halbe Wachstumsgeschwindigkeit der Organismen [g/m^3]
μ	Wachstumsgeschwindigkeit der Organismen [h^{-1}]
μ_m	maximale Wachstumsgeschwindigkeit der Organismen bei unbegrenzter Substratzufuhr [h^{-1}]
x_2	abfließende Organismenmenge aus einem Fermentationssystem im Beharrungszustand (im gesamten Flüssigkeitsdurchfluss suspendiert) [g/m^3]
x'_2	Überschußschlamm aus einer Belebtschlammanlage, gemessen als Konzentration der durchfließenden Abwassermenge [g/m^3 Abwasser]
a	Rücklaufschlammrate [m^3 Zufluss/ m^3 Rücklaufschlamm]
f	Anlagenzufluss allgemein [$\text{m}^3/\text{Zeiteinheit}$]
C	Konzentrierungseffekt im Nachklärbecken, Organismenkonzentration Zufluss/Org. konz. Rücklaufschlamm
Y	Ausnutzungskoeffizient für Substrat in einem Fermenter, g Organismenzuwachs/g verarbeitetes Substrat
Y'_S	Bruttoausnutzungskoeffizient in einem Belebtschlammsystem [$\text{g org. C im Überschußschlamm}/\text{g org. C eliminiert}$]
i_R	gelöste Schmutzstoffe im Belüftungsbeckenzufluss [g/m^3]
i_R	ungelöste Schmutzstoffe im Belüftungsbeckenzufluss [g/m^3]
i_s	im Belüftungsbecken biologisch nicht angegriffene, ungelöste Schmutzstoffe des Belüftungsbeckenzuflusses [g/m^3]
N_x	Stickstoffgehalt eines reinen Bakterienbelebtschlammes, % N
$N_{x'}$	Stickstoffgehalt eines Belebtschlammes, % N
S_b	Schlammbelastung allgemein [$\text{kg Substrat}/\text{kg Trockensubstanz} \cdot \text{Tag}$]
η_B	Reinigungseffekt gemessen am BSB ₅ , %
η_C	Reinigungseffekt, gemessen am org. C, %
η_N	Reinigungseffekt, gemessen am org. N, %
t°	Temperatur $^\circ\text{C}$
ε	Eliminationsgeschwindigkeit [$\text{g Substratelimination}/\text{g Organismen} \cdot \text{h}$]

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] BROWNEE, K. A., *Statistical theory and methodology in science and engineering* (J. Wiley & Sons, Inc., New York, London 1960).
- [2] DOWNING, A. L., PAINTER, H. A., und KNOWLES, G., *Nitrification in the activated sludge process*, J. Proc. Inst. Sew. Purif., 2-25 (1963).
- [3] EMDE, W., VON DER, *Beitrag zu Versuchen zur Abwasserreinigung mit belebtem Schlamm*. Veröff. Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft, TH Hannover, H. 1 (1957).

- [4] FAIR, G. M., und THOMAS, H. A., *Concept of interface and loading in submerged aerobic biological sewage treatment systems*, J. Proc. Inst. Sew. Purif., 235–248 (1950).
- [5] HERBERT, D., *A theoretical analysis of continuous culture systems*, Continuous culture of microorganisms. S. C. I. Monogr. No. 12, Soc. Chem. Ind. London, 21–53 (1961).
- [6] HERBERT, D., ELSWORTH, R., und TELLING, R. C., *The continuous culture of bacteria; a theoretical and experimental study*, J. gen. Microbiol. 14, 601–622 (1956).
- [7] HUNKEN, K. H., *Untersuchungen über den Reinigungsverlauf und den Sauerstoffverbrauch bei der Abwasserreinigung durch das Belebtschlammverfahren*. Stuttgarter Ber. z. Siedlungswasserwirtschaft, Nr. 4 (Verlag R. Oldenbourg, München 1960).
- [8] IMHOFF, KL., *Zur Berechnung von Belebungsbecken*, GWF 104, 1494–1498 (1963).
- [9] MONOD, J., *Recherches sur la croissance des cultures bactériennes* (Edit. Hermann, Paris 1942).
- [10] NOVICK, A., und SZILLARD, L., *Experiments with the chemostat on spontaneous mutations of bacteria*, Proc. Nat. Acad. Sci., Wash. 36, 708 (1950).
- [11] SAWYER, C. N., FRAME, J. D., und WOOD, J. P., *Revised concepts on biological treatment*, Sew. Ind. Wastes 27, 929–940 (1955).
- [12] SCHULZE, K. L., und LIPE, R. S., *Relationship between substrate concentration, growth rate and respiration rate of Escherichia coli in continuous culture*, Arch. Mikrobiol. 48, 1–20 (1964).
- [13] SLYKE, D. D. VAN, und FOLCH, J., *Manometric carbon determination*, J. Biol. Chem. 136, 509–541 (1940).
- [14] TEISSIER, G., *Les lois quantitatives de la croissance*, Ann. Physiol. physicochim. biol. 12, 527–586 (1936).
- [15] VIEHL, K., *Der Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf den biochemischen Sauerstoffbedarf und auf die natürliche Selbstreinigung des Wassers sowie auf die Wirkungsweise des Belebtschlammes*, Z. Hyg. Inf.krankh. 122, 533–549 (1940).
- [16] VIEHL, K., und MEISSNER, B., *Über den Einfluss der Temperatur und der Jahreszeit auf die biologische Abwasserreinigung*, Z. Bakt. II, 91, 14–39 (1934).
- [17] WUHRMANN, K., *Die heutigen Einrichtungen für verfahrenstechnische Forschungen über biologische Abwasserreinigung und für Studien an Fließgewässern in der Versuchsstation Tüffenwies der EAWAG*, Verb. Schweiz. Abwasserfachleute, Verb.-Ber. Nr. 44/2 (1957).
- [18] WUHRMANN, K., *Über die Sauerstoffversorgung flockiger oder zoogloenartiger Aggregationen aerober Mikroorganismen*, Z. allg. Path. u. Bakterirol. 20, 567–576 (1957).
- [19] WUHRMANN, K., *Effect of oxygen tension on biochemical reactions in sewage purification processes*, in: Advances in Biological Waste Treatment. Proc. Third Conf. on Biol. Waste Treatment, Manhattan College 1960 (Edit. W. W. Eckenfelder und J. McCabe, Pergamon Press, Oxford, p. 27–40, 1963).
- [20] WUHRMANN, K., *Die Grundlagen der Dimensionierung der Belüftung bei Belebtschlamm-anlagen*, Schweiz. Z. Hydrol. 26, Fasc. 2 (1964).
- [21] WUHRMANN, K., und BEUST, F. VON, *Zur Theorie des Belebtschlammverfahrens, II. Über den Mechanismus der Elimination gelöster organischer Stoffe aus Abwasser bei der biologischen Reinigung*. Schweiz. Z. Hydrol. 20, 311–330 (1958).