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

Ergebnisse von Versuchen der EAWAG mit dem «Kombibecken»

Von A.HÖRLER und V.PRAČEK, EAWAG, Zürich

A. Veranlassung der Versuche

1. *Der Stand der Abwassertechnik für kleinere Verhältnisse in der Schweiz*

Um die in früheren Zeiten reichlich verworrenen Zustände über den Einsatz von Hauskläranlagen bei einzelnen Liegenschaften und kleineren Siedlungen zu bereinigen, hat es der «Verband Schweizerischer Abwasserfachleute» (VSA) unternommen, für die Schweiz einheitliche Richtlinien für die Entwässerung von Liegenschaften herauszugeben [1]. Praktisch alle Kantone der Schweiz haben in der Zwischenzeit diese Richtlinien als verbindlich erklärt, so dass nunmehr wenigstens geordnete Zustände auf dem Sektor der Hauskläranlagen über das gesamte Gebiet der Schweiz bestehen. Zudem liegen bereits Erfahrungen über die Wirksamkeit solcher Anlagen vor.

Anlässlich der Ausarbeitung der Richtlinien setzte man grosse Hoffnungen auf die sogenannten Abwasserfaulräume. Man glaubte, mit der für damalige Zeiten weitgehenden Forderung von 1 m³ Nutzinhalt pro angeschlossenen Einwohner eine Abwasseranlage zu besitzen, die auf anaerobem Wege bei kleinsten Unterhaltskosten in ihrer Wirkung praktisch den aeroben biologischen Anlagen ebenbürtig sei. Die auf Veranlassung von Dipl.-Ing. FR. BALDINGER von Dr. E. MÄRKI durchgeführten umfangreichen Kontrollen an ausgeführten Abwasserfaulräumen, deren Ergebnisse im «Gesundheits-Ingenieur» publiziert sind [2], zeigten jedoch, dass sehr unterschiedliche Reinigungseffekte mit solchen Abwasserfaulräumen erzielt wurden. Vereinzelte Abwasserfaulräume wiesen sogar Abflüsse mit BSB₅-Werten von über 300 mg/l auf, also Werte, die rohem Abwasser entsprechen.

Da in der Schweiz eindeutig die Tendenz vorherrscht, in Zukunft eher verschärfte Massnahmen zum Schutz unserer Gewässer vorzuschreiben, und da zudem in gewissen Kantonen die Forderung besteht, dass einzelne Liegenschaften oder Siedlungen ausserhalb des Baugebietes ihre Abwässer in

gleichem Grade zu reinigen haben, wie dies für grössere Gemeinden und Städte im gleichen Flussgebiet der Fall ist, so stellt sich die Frage, ob die in den Richtlinien des VSA vorgeschlagenen Verfahren den verschärften Anforderungen noch zu genügen vermögen.

Zwei Wege stehen nach den Richtlinien offen, das Reinigungsergebnis zu erhöhen: Nachschaltung einer Abwasserverrieselung nach den Abwasserfaulräumen oder die Wahl eines schwach belasteten Tropfkörpers. Abwasserverrieselungsanlagen benötigen viel Platz und sind wegen der topographischen und Grundwasserverhältnisse nur in beschränktem Umfange anwendbar. Kleine Tropfkörper arbeiten oft nicht zufriedenstellend und können zu Mückenplage und Geruchsbelästigung Anlass geben.

2. Neue aerobe Reinigungsverfahren für kleine Verhältnisse

Bei dieser Sachlage liegt es nahe, das bei grossen Gemeinden so wirkungsvolle Belebtschlammverfahren auch bei kleineren Siedlungen anzuwenden. Es zeigt sich jedoch, und dies ist allgemein bekannt, dass die für Grossanlagen zweckmässigen Bauwerke und die maschinellen Einrichtungen nicht beliebig verkleinert werden können, ganz abgesehen davon, dass der Betrieb der Anlage für kleine Verhältnisse zu kompliziert wird und diese nicht mehr einwandfrei spielen würde. Es besteht somit ganz offensichtlich eine merkbare Lücke in der Abwassertechnik. Es fehlen Anlagen für Siedlungen und kleine Gemeinden mit hohen Reinigungseffekten, die einfach in der Bedienung und finanziell erschwinglich sind, gemessen an den Kosten der Abwasserfaulräume.

Die Entwicklung von Kleinkläranlagen mit aerobem Abbau wurde deshalb auch von den schweizerischen Fachleuten mit Interesse verfolgt. Es sind vorwiegend zwei Systeme, die für kleine Verhältnisse zweckentsprechend scheinen, nämlich das Tauchtropfkörperverfahren und die Totaloxydationsanlagen. Das Tauchtropfkörperverfahren wurde durch Dr. HARTMANN an der Technischen Hochschule Stuttgart unter der Leitung von Prof. Dr. F. PÖPEL entwickelt, die Totaloxydationsanlagen durch das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Hannover durch Prof. Dr. D. KEHR. Die Ergebnisse und Erfahrungen, die von der Technischen Hochschule Hannover mit den Totaloxydationsanlagen erhalten wurden, sind der Fachwelt in mehreren Publikationen zugänglich gemacht worden [3, 5].

Über Versuche, die die EAWAG mit dem Tauchtropfkörper durchführte, berichtete Dr. E. MÄRKI [6]. Uns obliegt es, über Versuche der EAWAG zu berichten, die mit einem Oxydationsbecken erzielt wurden.

Um selbst Erfahrungen mit ähnlichen Anlagen zu sammeln, wurde Ende 1962 ein bestehendes Modell aus Plexiglas in der Versuchsstation Tüffenwies der EAWAG in ein sog. «Kombibecken» umgebaut. Wegen Verstopfungsgefahr in den Abwasserzuleitungen konnte dieses Oxydationsbecken allerdings nicht mit dem rohen Abwasser direkt beschickt werden. Eine Vorklärung von rund 20 Minuten Klärzeit wurde dem Becken vorgeschaltet, um wenigstens die größten Stoffe aus dem Abwasser zu entfernen. Das Kombibecken ist somit keine Totaloxydationsanlage im eigentlichen Sinne. Hingegen erfolgte der Betrieb der Anlage in ähnlicher Weise, nämlich ohne Entnahme von Überschußschlamm und ohne maschinelle Förderung des Rücklaufschlammes. Dadurch wird der Betrieb dieser Belebtschlammanlage gegenüber den konventionellen Anlagen wesentlich vereinfacht. In gewissen Fällen dürfte die Kombination kleiner Emscherbrunnen für grobe Vorklärung mit nachgeschaltetem Kombibecken Vorteile bieten, so z. B. für Anlagen an Seen.

B. Das Versuchsobjekt

1. Form und Abmessungen

Aus früheren Versuchen stand der EAWAG ein Belüftungsbeckenmodell mit dem klassischen, von Dir. KESSENER, Den Haag, vorgeschlagenen Querschnitt zur Verfügung, das durch Einbauten in einen Belüftungsraum von rund 320 l Inhalt und in einen Nachklärraum von rund 61 l Inhalt (Becken ausser Betrieb) unterteilt wurde. Aus der Abb. 1 gehen die Abmessungen dieses Beckens hervor. Die bereits vorhandene, unter 60° geneigte Leitwand diente als Trennwand zwischen dem Belüftungs- und dem Nachklärbecken, wobei vorerst diese Wand noch nicht bis in den unteren Teil des Belüftungsbeckens verlängert wurde. Über die ganze Länge des Nachklärbeckens ist zudem eine Abflusssrinne eingebaut worden.

Infolge der Strömungsverhältnisse im kommunizierenden Schlitz zwischen Belüftungs- und Nachklärbecken traten jedoch Betriebsstörungen auf, die uns veranlassten, die Leitwand angenähert parallel zur Aussenwand des Beckens bis gegen den Beckenboden weiterzuführen und im unteren Teil eine verstellbare Klappe anzubringen. Diese Klappe, mit Unstetigkeitsstellen versehen, wurde so verstellt, bis ein einwandfreies Rückfließen des im Nachklärbecken abgesetzten Schlammes in das Belüftungsbecken, entgegen der Strömungsrichtung des Abwassers, gewährleistet war. Dieses kombinierte Belüftungs- und Nachklärbecken wird im folgenden kurz «Kombibecken» genannt.

Für den Lufteintrag stand eine kleine Kessenerbürste zur Verfügung, die verwendet wurde, obgleich das Druckluftverfahren für diese Beckenart

besser geeignet schien. Ist keine Regulierung der Tourenzahl der Bürste möglich, dann kann der Sauerstoffeintrag bei der Oberflächenbelüftung nur durch Änderung der Eintauchtiefe der Bürste reguliert werden. Dies ist beim Kombibecken nur durch spezielle Vorkehrungen möglich: entweder durch Heben und Senken der Überfallrinne oder durch Erhöhen der Überfallrinne auf der ganzen Länge. Beides ergäbe in der Praxis eine zusätzliche Komplikation.

Die Abflussrinne wurde vorerst in der Mitte des Nachklärbeckens angebracht. Bei den Vorversuchen traten im Nachklärbecken Schwimmschlammschichten auf, wobei Schlammteilchen in den Abfluss gelangten. Um dies zu verhindern, wurden beidseitig der Abflussrinne schmale Tauchwände angebracht. Die dadurch zurückgehaltene Schlammschicht ist ab und zu abgeschöpft und in das Belüftungsbecken zurückgeschüttet worden. Mit zunehmender Schwimmschlammproduktion (bis 8 l pro Tag) genügten die Tauchwände längs der Abflussrinne nicht mehr. Es wurde deshalb – nach Verschiebung der Abflussrinne – eine ebenfalls unter 60° geneigte Ablenk wand unter der Rinne angebracht, die bei späteren Versuchen ohne die schmalen Tauchwände ihren Dienst allein erfüllte. Diese Massnahme hat im allgemeinen zufriedenstellende Abflussverhältnisse ergeben. Hingegen musste beim letzten Versuch Nr. 4 die schräge Ablenk wand wieder entfernt werden. Bei der starken Belebtschlammproduktion während dieses letzten Hauptversuches und dem starken Anstieg des Schlammspiegels im Nachklärbecken bis über den Schlitz von 25 mm Öffnungsweite der beiden unter 60° geneigten Trenn- und Ablenk wände wurde Schlamm in die Abflussrinne mitgerissen. Die Verhältnisse besserten sich mit der Entfernung der Ablenk wand im Nachklärbecken vorübergehend.

Im allgemeinen war die Schwimmschlammproduktion gering, so dass das Nachklärbecken keine Schwimmstoffe aufwies. Über einige Ausnahmen soll im Abschnitt «Betriebsschwierigkeiten» berichtet werden.

2. Betriebsweise

Der Zufluss des grob vorgeklärten Rohwassers erfolgte an 4 über die Beckenlänge verteilten Stellen in der Nähe der Belüftungsbürste. Eine mit Magnetventilen gesteuerte Dosierungsvorrichtung sorgte für eine über Tag und Nacht gleichmässig verteilte Beschickungsmenge. Dadurch gelangte ein entsprechender Anteil des Abwasserbelebtschlammgemisches durch den Verbindungsschlitz vom Belüftungs- in das Nachklärbecken. Dort trennte sich der Schlamm vom Wasser und sank wieder stetig durch den Schlitz in das Belüftungsbecken zurück, während das gereinigte Abwasser durch die Abflussrinne wegfloss.

Abbildung 1
Abmessung des Kombibeckens (Modell).

Der Sauerstoffeintrag erfolgte bei allen vier Hauptversuchen durch eine im Maßstab 1:2,5 verkleinerte Kessenerbürste. Die Bürste drehte im Gegenuhrzeigersinn (Abb. 1), so dass im Belüftungsbecken eine im Uhrzeigersinn sich drehende Wasserwalze entstand. Die Bürste wurde bei allen vier Versuchen durchgehend mit 120 Umdrehungen pro Minute betrieben. Die Eintauchtiefe bei ruhendem Wasserspiegel, also ohne Durchfluss, betrug 15 mm, bzw. bei einer Beschickung entsprechend einer dreistündigen Belüftungszeit 18 mm. Dieses angenäherte Konstanthalten des Sauerstoffeintrages hatte zur Folge, dass mit zunehmender Raumbelastung des Belüftungsbeckens der Sauerstoffgehalt im Becken immer niedriger wurde. Tourenzahl und Eintauchtiefe der Bürste wurden dabei nicht nach dem notwendigen Sauerstoffeintrag bemessen, sondern nach rein hydraulischen Gesichtspunkten. Bei Tagesbelüftern genügt der Sauerstoffeintrag zum Abbau der organischen Stoffe offenbar, sofern die Belüftungsintensität gross genug

ist, um an der Beckensohle die zur Verhinderung der Schlamm sedimentation erforderliche Strömungsgeschwindigkeit zu erzeugen. Im Modellbecken wurde an der Beckensohle eine Strömungsgeschwindigkeit von 25 cm/s erzielt. Im Verbindungsschlitz zwischen Belüftungs- und Nachklärbecken traten stark turbulente Strömungen auf, wobei die Schlammflocken durch eine Art «Sog» in das Belüftungsbecken zurückgelangen.

Das Einfahren der Anlage erfolgte durch Zugabe einer kleinen Menge von belebtem Schlamm (50 l) in das Belüftungsbecken. Der ursprüngliche kleine Schlammgehalt im Becken nahm mit der Zeit bei der konstanten Zudosierung von Abwasser von selbst mehr oder weniger stetig zu bis zu einem Beharrungszustand, ohne dass dem Becken Überschußschlamm entnommen worden wäre. Sobald dieser Beharrungszustand angenähert erreicht war, wurde mit dem eigentlichen Versuch begonnen und das Analysenprogramm durchgespiegelt.

Nach Beendigung einer Versuchsserie wurde der Schlamm jeweils im Belüftungsbecken belassen, die neue Zuflussmenge eingestellt und mit dem neuen Versuch zugewartet, bis der Beharrungszustand wieder einigermassen erreicht worden war.

3. Art der Probenahme

Die Proben des grob vorgeklärten Rohwassers und des biologisch gereinigten Anlageabflusses wurden automatisch mit Magnetventilen entnommen, die alle 2 Minuten etwa 3 cm³ Abwasser in Probenahmeflaschen einfließen liessen, die in einer Tiefkühltruhe eingebettet waren. Für die chemischen Analysen (Ausnahme: O₂, Schlamm trockensubstanz, Trübung) wurden grundsätzlich 24stündige Mittelwerte erhoben. Die Tiefkühlung der Proben soll verhindern, dass irgendwelche biologische Vorgänge während der Dauer der Probenahme vor sich gehen.

Der Sauerstoffgehalt des Rohwassers im Belüftungsbecken, im Nachklärbecken und in der Abflussrinne wurde jeweils an Einzelproben um 10 h erhoben. Zur Kontrolle fanden sporadisch zusätzliche Probenahmen um 7 h und 16 h statt.

Die Schlammproben wurden ebenfalls um 10 h dem Belüftungsbecken entnommen, und zwar für die Sackungsversuche am Beckenboden, in Beckenmitte und an der Beckenoberfläche, für die Trockensubstanzbestimmung am Beckenboden. In Imhoffgläsern wurde für jede Probenahmestelle die Sackung bestimmt. Nach Durchführung der Sackungsversuche ist der Inhalt der Imhoffgläser wieder in das Belüftungsbecken zurückgeschüttet worden, damit keine wesentlichen Schlammverluste durch die Probenahme auftraten.

C. Versuchsprogramm

In einer Versuchsreihe von 4 Hauptversuchen sollte geprüft werden, welche Betriebszustände auftreten, wenn bei verschiedenen Belüftungszeiten, bzw. bei verschiedenen hydraulischen Raumbelastungen, ohne Entnahme von Überschußschlamm gefahren wird. Von Interesse war, die sich jeweils einstellende Belebtschlammkonzentrationen, die Reinigungseffekte, bzw. Eliminationsleistungen, die Sauerstoffverhältnisse im System und die Menge der Schwebestoffe im Beckenabfluss kennenzulernen. Der Rohwasserzufluss wurde für theoretische Belüftungszeiten des Abwassers von 24, 12, 6 und 3 Stunden eingestellt, bzw. für hydraulische Raumbelastungen von 1, 2, 4 und 8 m³ Abwasser pro m³ Beckenininhalt und pro Tag. Die sich ergebenden theoretischen Aufenthaltszeiten im Nachklärbecken betrugen bei den 4 Beschickungsmengen 4 h 20 min, 2 h 10 min, 1 h 05 min und 33 Minuten. Die Oberflächenbelastung im Nachklärbecken ergab sich bei der ungünstigsten Beschickungsmenge des 4. Hauptversuches zu nur 0,304 m pro Stunde (Tab. 1 und 2).

Bei den 24stündigen Mischproben wurden korrespondierende Proben im Zulauf und im Ablauf erhoben, und zwar entsprechend den sich ergebenden theoretischen Durchflusszeiten. Diese Mischproben dienten zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB₅), des KMnO₄-Verbrauchs sowie des Phosphors (Gesamt-P und Phosphat-P) und des Stickstoffs (Kjeldahl-N, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, Gesamt-N).

Tabelle 1

Allgemeine Angaben

1. Volumen des Belüftungsbeckens (Mittelwert bei Becken im Betrieb)	0,322 m ³
2. Volumen des Nachklärbeckens	
a) inklusive Verbindungsschlitz von Belüftungs- zum Nachklärbecken	0,062 m ³
b) ohne Verbindungsschlitz	0,055 m ³
3. Oberfläche des Nachklärbeckens	0,356 m ²
4. Lichte Beckenlänge	1,25 m
5. Belüftungsbürste:	
Durchmesser	16,7 cm
Drehzahl	120 U/min
Eintauchtiefe (E.T.):	
– ohne Zufluss	15 mm
– bei maximalem Zufluss (3 Stunden Belüftungszeit)	18 mm
6. Sauerstoffeintrag: (E.T. = 18 mm)	14,6 g O ₂ /h
bzw.	45,3 g O ₂ /m ³ h
7. Sauerstoffeintrag pro kWh: (E.T. = 18 mm)	1,3 kg O ₂ /kWh (netto)
bzw.	0,05 kg O ₂ /kWh (brutto)

Tabelle 2

Versuchsdauer, Aufenthaltszeiten

Versuch Nr.	1	2	3	4
Einarbeitungszeit (1962/63)	3. 12.–28. 1.	10. 4.–5. 5.	28. 6.–5. 8.	19. 9.–
Versuchsdauer (1963)	29. 1.–8. 4.	6. 5.–27. 6.	6. 8.–17. 9.	–24. 10
Theoretische Belüftungs- dauer in Std.	24	12	6	3
Hydraulische Raumbela- stung R_h in m^3/m^3 Tag	1	2	4	8
Theoretische Aufenthalts- zeit im Nachklärbecken etwa Std.	4 h 20'	2 h 10'	1 h 05'	0 h 33'
Oberflächenbelastung im Nachklärbecken m^3/m^2 h	0,038	0,076	0,152	0,304

Für die Bestimmung der Reinigungseffekte bezüglich BSB_5 und $KMnO_4$ -Verbrauch wurden für jede Versuchsserie mindestens 15 Mischproben erhoben. Für die Bestimmung der Phosphor- und Stickstoffwerte wurden nur mindestens je 3 Proben untersucht, da diese Werte nur zur Orientierung dienten. Eine Ausnahme bildete der Versuch Nr. 4 mit der kürzesten Belüftungszeit von nur 3 Stunden. Infolge des wiederholten Abtreibens von Schlamm aus dem Nachklärbecken begnügte man sich mit 11 Mischproben für die Bestimmung der Reinigungseffekte. Von Analysen des P- und N-Gehaltes wurde beim 4. Versuch abgesehen.

D. Sauerstoffaufnahmeversuche, Energieverbrauchsmessungen und Strömungsversuche

1. Sauerstoffaufnahmeversuche

Um die Bilanz zwischen dem Sauerstoffeintrag und dem Sauerstoffverbrauch im Belüftungsbecken ziehen zu können, wurden am Modellbecken Sauerstoffaufnahmeversuche durchgeführt. Das Belüftungsbecken wurde mit Reinwasser gefüllt und diesem mit Na_2SO_3 (mit $CuSO_4$ als Katalysator) der Sauerstoff entzogen. Nach der Inbetriebnahme der Belüftungseinrichtung sind an der Beckenoberfläche, in Beckenmitte und an der Beckensohle laufend Proben entnommen und der Sauerstoffgehalt bestimmt worden. Die Bestimmung des Sauerstoffaufnahmevermögens erfolgte nach PASVEER [7–9]. Die Sauerstoffaufnahmeversuche wurden bei 120 U/min und 18 mm Eintauchtiefe der Bürste durchgeführt. Diese ergaben ein Sauerstoffaufnahmevermögen von 45,3 g O_2 pro m^3 Becken und pro Stunde bei einem Sauerstoffgehalt im Becken von 0 mg/l. Unter Berücksichtigung des Becken-

volumens ergibt sich für das Modellbecken ein Sauerstoffeintrag von 14,6 g O₂ pro Stunde.

2. Energieverbrauchsmessungen

Energieverbrauchsmessungen an kleineren Modellen sind in der Regel nur für verschiedene Betriebszustände mit dem gleichen Becken interessant. Die Ergebnisse dienen im vorliegenden Fall lediglich zur Orientierung und dürfen nicht für die Verhältnisse in der Praxis verwendet werden.

Die Messung des Energieverbrauchs erfolgte auf elektrischem Wege nach der Zweiwattmetermethode. Auch diese elektrische Methode liefert bei kleinen Tourenzahlen und kleiner Eintauchtiefe der Bürste keine genauen Resultate bezüglich der Nettoleistung, da diese als Differenz grösserer Werte der Bruttoleistung abzüglich der Bruttoleerlaufleistung ermittelt werden müssen, wobei diese Werte von gleicher Grössenordnung sind und die üblichen Messfehler aufweisen.

Für die 1,25 m lange Bürste des Modellbeckens ergab sich bei 120 Umdrehungen pro Minute und 18 mm Eintauchtiefe ein Bruttoenergieverbrauch von 283 W und eine Leerlaufleistung bei leerem Becken von 272 W. Die Nettoleistung ergibt sich somit zu rund 11 W.

Die Wirtschaftlichkeit des Sauerstoffeintrags errechnet sich aus den aufgeführten Angaben zu 1,3 kg O₂ pro aufgewendete kWh netto, bzw. zu 0,05 kg O₂ pro kWh brutto. Die wirtschaftlich ungünstigen Verhältnisse sind bedingt durch den für Versuchszwecke geeigneten, hingegen den praktischen Bedürfnissen nicht angepassten Antriebsmotor und die grossen Übertragungsverluste.

3. Strömungsversuche (Abb. 2 und 3)

Über die Strömungsverhältnisse im Belüftungs- und Nachklärbecken geben die Abb. 2 und 3 Auskunft. Beide Abbildungen zeigen den Strömungsverlauf bei der grössten Belastung bei 3 Stunden Belüftungszeit (Versuch Nr. 4). Aus Abb. 2 geht hervor, dass im Schlitz zwischen den beiden Schrägwänden unter der Abflussrinne eine starke Strömung herrschte, die bei hohem Schlamm Spiegel im Nachklärbecken Schlamm durch den Schlitz mitriss und diesen namentlich im Feld «e 1» zum Überfliessen in die Abflussrinne brachte. Nach Wegnahme dieser sekundären Schrägwand gemäss Abb. 3 waren die Strömungen nicht mehr derart konzentriert. Ein Mitreissen von Schlamm in die Abflussrinne trat erst beim weiteren Ansteigen des Schlamm Spiegels im Nachklärbecken auf.

Abbildung 2

Strömungsversuche mit dem Kombibeckenmodell bei eingehängter Ablenk wand im Nachklärbecken.

Abbildung 3

Strömungsversuche mit dem Kombibeckenmodell ohne eingehängte Ablenk wand im Nachklärbecken.

E. Versuchsergebnisse

1. Betriebszustände (vgl. Tab. 3 und Abb. 4)

Die *Belebtschlammkonzentration* im Belüftungsbecken nahm erwartungsgemäss mit steigender Beckenbelastung zu. Bei 24 Stunden Belüftungszeit (Versuch Nr. 1) betrug die Schlammkonzentration im Durchschnitt von 15 Beobachtungstagen 3590 mg/l, gemessen an der Trockensubstanz. Beim

Tabelle 3

Betriebszustände (Mittelwerte)

Versuch Nr.	1	2	3	4
Theoretische Belüftungsdauer in Stunden	24	12	6	3
Hydraulische Raumbelastung in m^3/m^3 BB und Tag	1	2	4	8
<i>Mittlere Schlammkonzentration</i>				
(TS) im Belüftungsbecken mg/l	3590	6550	10085	8740
Davon Glühverlust (organischer Anteil) in %	67	62	63	67
Mohlmanindex cm^3/g	95	83	44	49
<i>Mittlerer O_2-Gehalt:</i>				
im Belüftungsbecken mg/l	6,32	2,86	0,45	0,23
im Nachklärbecken mg/l	6,67	4,64	0,60	0,40
in der Abflussrinne mg/l	7,45	5,89	3,62	2,39
<i>Abwassertemperaturen:</i>				
Rohwasser $^{\circ}\text{C}$	10,3	15,4	16,9	15,9
Belüftungsbecken $^{\circ}\text{C}$	12,5	14,7	17,0	15,8

Mittelwerte aus je 15 24stündigen Mischproben; O_2 -Gehalt: Einzelproben, je um 10 h.

Abbildung 4

Schlammgehalt, Mohlmanindex und Sauerstoffgehalt im Belebtschlammbecken in Funktion der BSB₅-Raumbelastung.

3. Versuch wurde eine grösste Schlammkonzentration mit im Mittel 10085 mg/l erreicht. Infolge starker Schlammverluste beim Versuch Nr. 4 sank die Schlammkonzentration im Belüftungsbecken auf 8740 mg/l ab. Der Glühverlust (organischer Anteil) des Schlammes schwankte bei den einzelnen Versuchen zwischen Mittelwerten von 62–67%. Entsprechend betrug der Glührückstand (mineralischer Anteil) 38–33%, somit rund $\frac{1}{3}$.

Der *Sauerstoffgehalt* im Belüftungsbecken war beim Versuch Nr. 1 mit 6,32 mg/l im Mittel unnötig hoch. Der hohe Sauerstoffeintrag war jedoch aus strömungstechnischen Gründen notwendig. Beim folgenden Hauptversuch Nr. 2 mit doppelter Raumbelastung und grösserer Belebtschlammkonzentration wuchs die Substratatmung und die endogene Atmung pro Rauminhalt, wodurch der Sauerstoffgehalt im Becken bei gleichbleibendem Sauerstoffeintrag im Mittel auf 2,86 mg O₂/l sank. Bei weiterer Steigerung der Belastung (Versuch Nr. 3) nahm die Schlammkonzentration und die biochemische Raumbelastung weiterhin zu und entsprechend der Sauerstoffgehalt im Becken auf 0,45 mg/l ab. Bei weiterer Verdoppelung der Belastung war vorauszusehen, dass der Sauerstoffeintrag ohne Änderung von Tourenzahl und Eintauchtiefe der Bürste nicht ausreichen würde. Tatsächlich sank der Sauerstoffgehalt im Becken im Mittel auf 0,23 mg/l ab. Über längere Zeiten wurde überhaupt kein Sauerstoff mehr im Belüftungsbecken festgestellt. Merkwürdigerweise gelang es trotzdem, eine gute Reinigungsleistung während der ersten 12 Tage der Betriebsumstellung mit Reinigungseffekten zwischen 90 und 95% zu erreichen bei nur 30–36 mg Schwebstoffe pro Liter im Abfluss des Nachklärbeckens. Ein Sauerstoffgehalt konnte zum Teil nur noch um 7 h festgestellt werden, während bereits um 10 h und auch um 16 h oft kein Sauerstoff im Belüftungsbecken nachgewiesen werden konnte. Anschliessend an diese ersten Betriebstage trat beim Versuch Nr. 4 heftiges Schlammtreiben auf, das sich wiederholte, so dass der Versuch abgebrochen werden musste. – Der Sauerstoffgehalt im Nachklärbecken war durchwegs etwas günstiger als im Belüftungsbecken selbst. Dass in der Abflussrinne des Nachklärbeckens infolge des Überfalls und der Turbulenz Sauerstoff in das Abwasser eingeschlagen wird und dadurch die Sauerstoffwerte erneut erhöht werden (bis um 3 mg/l), ist verständlich.

Die *Abwassertemperaturen* im Rohwasser schwankten im Mittel zwischen 10,3 und 16,9°C, die entsprechenden Temperaturen im Belüftungsbecken zwischen 12,5 und 17,0°C. Der Unterschied zwischen Rohwassertemperatur und Abwassertemperatur im Belüftungsbecken war beim Versuch Nr. 1 mit der längsten Belüftungszeit selbstverständlich am grössten, da die Versuche in einer geschlossenen und geheizten Halle durchgeführt wurden.

2. Reinigungseffekte und Schwebestoffe (Tab. 4 und Abb. 5-7)

Die Kaliumpermanganatverbräuche an den 15 Untersuchungstagen, an denen pro Versuch 24stündige Mischproben entnommen wurden (Ausnahme Versuch Nr. 4), sind für das vorgeklärte Rohwasser und die Abflüsse in der Tab. 4 als Mittelwerte zusammengefasst. Obgleich unter den einzelnen 24stündigen Mischproben erhebliche Differenzen in den Rohwasserwerten vorlagen (173,8 bis 497,7 mg/l), weichen die Mittelwerte der einzelnen Versuchsreihen nicht sehr voneinander ab (290,0–336,5 mg/l). Die KMnO_4 -Verbräuche der Abflüsse schwankten bei den Mittelwerten von 52,7 bis 31,0 mg/l, mit dem weitaus ungünstigsten Wert bei Versuch Nr. 4 mit überlastetem Betrieb. Die Reinigungseffekte betrugen bei Versuch Nr. 1 und 2 rund 84%, bei Versuch Nr. 3 81% und selbst bei Versuch Nr. 4 72%.

Tabelle 4

Reinigungseffekte, Belastungen (Mittelwerte)

Versuch Nr.	1	2	3	4
Theoretische Belüftungsdauer Std.	24	12	6	3
<i>KMnO₄-Verbrauch:</i>				
Rohwasser mg/l	336,5	336,5	301,0	290,0
Abfluss mg/l	53,6	52,7	57,0	81,0
Reinigungseffekt %	84,1	84,3	81,1	72,1
<i>BSB₅:</i>				
Rohwasser mg/l	123,9	127,1	115,1	102,8
Abfluss mg/l	5,9	6,0	6,5	12,6
Reinigungseffekt %	95,2	95,2	94,3	87,7
<i>Biochemische Raumbelastung R_b</i>				
kg BSB ₅ /m ³ BB und Tag	0,124	0,254	0,460	0,825
<i>Schlammbelastung</i>				
S _b in kg BSB ₅ /kg TS . Tag	0,035	0,039	0,046	0,095
<i>Schwebestoffe im</i>				
Abfluss mg/l	21,3	27,6	33,2	177,7
bzw. cm ³ /l	0	0	0	20,6
<i>Schlammverluste durch Nachklärbecken-</i>				
<i>abfluss in g TS/m³ BB und Tag</i>	21,3	55,2	133,0	1422,0
<i>Versuche Nr. 1, 2, 3: Mittelwerte aus je 15 24stündigen Mischproben</i>				
<i>Versuch Nr. 4: Mittelwert aus 11 24stündigen Mischproben</i>				
<i>Standardabweichungen ± s %:</i>				
KMnO ₄ -Verbrauch %	±5,1	±3,5	±5,4	±17,8
BSB ₅ -Werte %	±2,3	±2,1	±2,1	±12,2
<i>t-Test für Mittelwerte in %:</i>				
BSB ₅ -Werte: α = 90%	±1,03	±0,95	±1,02	±7,0
BSB ₅ -Werte: α = 99%	±1,75	±1,61	±1,72	±12,2

Abbildung 5

Reinigungseffekte bezüglich BSB₅ und KMnO₄-Verbrauch in Prozent, Sauerstoffgehalt und biochemische Raumbelastung in Funktion der Belüftungszeit.

Abbildung 6

Reinigungseffekt bezüglich BSB₅ in Funktion der biochemischen Raumbelastung.

Die Standardabweichungen (Quadratwurzel aus den Streuungen) gehen aus Tab. 4 hervor. Diese betragen bei den Versuchen 1 und 3 rund $\pm 5\%$, bei Versuch 2 $\pm 3,5\%$. Versuch 4 wies eine Standardabweichung von $\pm 17,8\%$ auf, ein Zeichen dafür, dass neben hohen Reinigungseffekten einige tiefe Werte infolge Schlammüberlaufs im Nachklärbecken auftraten.

Der *biochemische Sauerstoffbedarf* geht, als Mittelwerte der 24stündigen Mischproben zusammengefasst, aus der Tab. 4 hervor. Das geklärte Roh-

Abbildung 7

Schlammgehalt und tägliche Schlammverluste pro m^3 Belüftungsbecken in Funktion der hydraulischen Raumbelastung und der Belüftungszeit.

wasser wies BSB_5 -Werte auf, die im 24-Stunden-Mittel zwischen 47,3 und 216,0 mg/l schwankten. Die Mittelwerte der Versuchsserien weisen nur noch geringe Schwankungen auf (102,8 bis 127,1 mg/l). Die entsprechenden Abflüsse ergeben Mittelwerte um 6 mg/l für die Versuche Nr. 1, 2 und 3 und 12,6 mg/l für den Versuch Nr. 4. Die Reinigungseffekte, gemessen am BSB_5 , betrugen im Mittel der einzelnen Versuchsserien 95% für die Versuchsserien Nr. 1 und 2, 94% für den Versuch Nr. 3 und rund 88% für den Versuch Nr. 4 mit hoher Belastung und Schlamm-treiben. Die Reinigungseffekte bei den Versuchen Nr. 1 bis 3 sind als vorzüglich, der Effekt bei Versuch Nr. 4 noch als gut zu bezeichnen.

Die Standardabweichungen sind ebenfalls in Tab. 4 aufgeführt. Bei den Versuchen 1, 2 und 3 wiesen diese Werte von nur wenig über $\pm 2\%$ auf. Bei Versuch 4 traten wieder starke Streuungen auf, so dass sich eine Standardabweichung von $\pm 12,2\%$ ergab.

Aus der Tab. 4 geht auch die *biochemische Raumbelastung* hervor, die bei den Versuchen zwischen 0,124 und 0,825 kg BSB_5 /m³ Belüftungsraum und Tag schwankte. Die *Schlamm-belastung* in kg BSB_5 pro Tag und pro kg Schlamm-trockensubstanz betrug bei den Versuchen Nr. 1–3 zwischen 0,035 und 0,046 und stieg nur bei Versuch Nr. 4 auf 0,095. Sowohl die biochemische Raumbelastung als auch namentlich die Schlamm-belastung war somit sehr gering.

Bei jeder Kläranlage gelangen mit dem gereinigten Abwasser *Schwebestoffe* zum Abfluss. Bei den Versuchen Nr. 1–3 betrug der Schwebestoffgehalt im Abfluss 21,3 bis 33,2 mg/l im Mittel der Versuchsserien. Er wies also normale Werte auf. Beim Versuch Nr. 4 stieg der Schwebestoffgehalt im Mittel jedoch auf 178 mg/l an infolge «Schlamm-treiben» an einzelnen Tagen. Berücksichtigt man die Raumbelastung, so wirkt sich der Unterschied der Schwebestoffe im Abfluss bei den 4 Versuchen gravierender aus. Pro m³ Belüftungsraum und pro Tag betrug der abfließende Schwebestoffgehalt bei den Versuchen Nr. 1, 2 und 3 21,3 g, 55,2 g und 133 g, um beim Versuch Nr. 4 auf 1422 g anzusteigen.

3. Phosphor (Tab. 5)

Für die Ermittlung der Elimination des Phosphorgehaltes, die nur zur Orientierung diente, standen beim Versuch Nr. 1 fünf, bei den Versuchen Nr. 2 und 3 je vier Werte von 24-stündigen Mischproben zur Verfügung. Die Abflüsse von Versuch Nr. 4 wurden nicht auf Phosphor untersucht.

Die einzelnen 24-Stunden-Mittelwerte des Gesamt-P schwankten beim vorgeklärten Rohwasser zwischen 4,0 und 7,9 mg/l, die entsprechenden

Tabelle 5

Phosphor (Mittelwerte)

Versuch Nr.	1	2	3	4
Theoretische Belüftungsdauer in Stunden	24	12	6	3
<i>Gesamtphosphor:</i>				
Rohwasser mg/l	7,03	5,96	5,24	—
Abfluss mg/l	4,80	3,90	3,23	—
P-«Elimination» %	31,7	34,6	36,5	—
<i>Phosphat-P</i>				
Rohwasser mg/l	3,11	3,31	2,78	—
Abfluss mg/l	3,35	3,87	3,02	—
Anzahl 24stündige Mischproben für die Mittelbildung	(5)	(4)	(4)	

Abflusswerte zwischen 2,8 und 5,0 mg/l. Daraus errechnen sich sogenannte Eliminationseffekte von 31,7 bis 36,5% für die einzelnen Versuchsserien. Da der Phosphor nicht in Gasform entweichen kann, ist die Frage noch offen, ob *ohne* Entnahme von Überschußschlamm diese Elimination reell oder nur scheinbar vorhanden ist.

Der Phosphat-P des vorgeklärten Rohwassers schwankte bei den Tagesmittelproben zwischen 2,3 und 3,9 mg/l. Im Abfluss ist in der Regel eine praktisch nicht wesentliche Erhöhung des Phosphat-P-Gehaltes nachgewiesen worden.

4. Stickstoff (Tab. 6)

Auch die Stickstoffwerte dienten nur zur Orientierung. Die in der Tab. 6 wiedergegebenen Mittelwerte entstammen aus je 3 24stündigen Misch-

Tabelle 6

Stickstoff (Mittelwerte)

Versuch Nr.	1	2	3	4
Theoretische Belüftungsdauer in Stunden	24	12	6	3
<i>Rohwasser:</i>				
Kjeldahl-N mg/l	24,37	24,63	19,25	—
NH ₄ -N mg/l	13,13	10,40	8,58	—
NO ₂ -N mg/l	0,18	0,31	0,43	—
NO ₃ -N mg/l	1,98	1,84	1,52	—
Gesamt-N mg/l	26,53	26,78	21,20	—
<i>Abfluss:</i>				
Kjeldahl-N mg/l	3,50	3,77	2,81	—
NH ₄ -N mg/l	0,41	0,22	0,29	—
NO ₂ -N mg/l	0,17	0,06	0,07	—
NO ₃ -N mg/l	14,23	14,97	10,96	—
Gesamt-N mg/l	17,90	18,80	13,84	—
N-Elimination %	32,5	29,8	34,8	—
Anzahl 24stündige Mischproben für die Mittelbildung	(3)	(3)	(4)	(—)

proben bei den Versuchen Nr. 1 und 2 und aus 4 Werten beim Versuch Nr. 3. Beim Versuch Nr. 4 erfolgte keine Bestimmung der Stickstoffwerte wegen des unbefriedigenden Betriebszustandes.

Die einzelnen Stickstoffkomponenten des *Robwassers* weisen folgende Schwankungen auf:

Kjeldahl-N	von 15,8 bis 31,6 mg/l
NH ₄ -N	von 6,5 bis 17,8 mg/l
NO ₂ -N	von 0,17 bis 0,52 mg/l
NO ₃ -N	von 1,18 bis 2,51 mg/l
Gesamtstickstoff	von 16,98 bis 33,46 mg/l

Bei den *Abflüssen* wurden Schwankungen innerhalb folgender Werte festgestellt:

Kjeldahl-N	von 1,65 bis 7,04 mg/l
NH ₄ -N	von 0,01 bis 0,68 mg/l
NO ₂ -N	von 0,05 bis 0,28 mg/l
NO ₃ -N	von 10,00 bis 17,10 mg/l
Gesamtstickstoff	von 11,67 bis 22,92 mg/l

Dementsprechend weisen die Eliminationseffekte der einzelnen Tagesmittelpunkten Schwankungen zwischen 21,6 und 42,8% auf, während die Mittelwerte der Versuchsserien nur zwischen rund 30 und 35% schwanken.

Da der Stickstoff in Gasform in die Luft entweichen kann, so dürften diese Eliminationseffekte reell sein.

5. Sackung des Schlammes (Abb. 8–10)

Die Sackung des Schlammes in Funktion seiner Absetzzeit wurde in Imhoffgläsern gemessen und in cm³/l abgelesen und aufgetragen. Vergleichsversuche mit zylindrischen Standgläsern zeigten, dass die damit erhaltenen Absetzkurven genügend übereinstimmen, sofern bei den Imhoffgläsern die cm³-Werte aufgetragen werden und nicht die Sackung des Schlammspiegels in mm Höhe (Abb. 8a, 8b und 9a, 9b).

Pro Versuch wurden je etwa 12 Sackungskurven graphisch aufgetragen und durch Aufzeichnung der Tangente an die Sackungskurve zur Zeit 0 die grösste Sackungsgeschwindigkeit erhalten. Diese Werte, in Meter pro Stunde dargestellt und in Funktion der Schlammkonzentration im Belüftungsbecken aufgetragen, sind aus Abb. 10 ersichtlich. Die hohen Sackungswerte beim Versuch Nr. 1 von 21,8 m/h und 23,8 m/h ergaben sich beim Einfahren der Anlage. Bei eingespielter Anlage betrugen die Sackungswerte 1,5–2,5 m/h. Beim Versuch Nr. 2 ergaben sich Sackungswerte beim

Abbildung 8

Ausgewählte Sackungskurven des Belebtschlamm.

a Versuch Nr. 1; Belüftungsdauer: 24 Std.

b Versuch Nr. 2; Belüftungsdauer: 12 Std.

Abbildung 9

Ausgewählte Sackungskurven des Belebtschlamm.

a Versuch Nr. 3; Belüftungsdauer: 6 Std.

b Versuch Nr. 4; Belüftungsdauer: 3 Std.

normalen Betrieb von 0,7–3,0, abnormal bis 4,8 m/h. Beim Versuch Nr. 3 schwankten sie zwischen 1,0 und 4,0 m/h bei eingearbeitetem Betrieb der Anlage. Beim Übergang zum Betriebszustand des Versuchs Nr. 4 deckten sich vorerst die Sackungswerte mit den Normalwerten des Versuchs Nr. 3. Mit der Zeit wurde der Schlamm leichter, Die Sackungswerte sanken stetig bis unter 0,5 m/h, extrem bis 0,18 m/h. Da die theoretische Oberflächenbelastung bei Versuch Nr. 4 0,304 m/h betrug, war ein ordnungsgemässer Dauerbetrieb nicht mehr möglich. Der Versuch musste abgebrochen werden.

Ganz allgemein lässt sich feststellen, was keineswegs überrascht, dass die Sackungsgeschwindigkeit mit zunehmender Konzentration des belebten Schlammes kleiner wird. Zum Teil liegt dies an der Hinderung des Absetzens durch benachbarte Schlammflocken. Diese generelle Beziehung gilt jedoch nur für die einem Versuch zugeordnete Schlammqualität.

Die Sackungseigenschaft der Schlämme gleicher Konzentration ist bei den einzelnen Hauptversuchen verschieden. Ein Schlamm mit einem Gehalt an Trockensubstanz von 5000 mg/l (Abb. 10) besitzt beim Versuch Nr. 1 (24 Stunden Belüftungszeit) eine Sackungsgeschwindigkeit von rund 1,0 m/h. Bei gleicher Schlammkonzentration weist der Schlamm des Versuches Nr. 2 (12 Stunden Belüftungszeit) eine Sackungsgeschwindigkeit von rund 4,0 m/h auf. Beim Vergleich der Schlämme des 2. und 3. Versuches (6 Stunden Belüftungszeit) wählt man zweckmässig eine Schlammkonzentration von 7500 mg/l. Aus Bild 10 ist ersichtlich, dass für diese Schlammkonzentration der Schlamm des Versuches Nr. 2 eine Sackungsgeschwindigkeit von rund 1,0 m/h, derjenige des Versuches Nr. 3 rund 4,0 m/h besitzt. Mit anderen Worten: eine Sackungsgeschwindigkeit von 1,0 m/h wird erhalten beim Schlamm des Versuches Nr. 1 bei 5000 mg/l Trockensubstanz, beim Versuch Nr. 2 mit 7500 mg/l und beim Versuch Nr. 3 mit rund 12 000 mg/l. Diese Veränderung der Schlammkonsistenz geht auch aus dem Mohlmanindex hervor.

F. Versuchsschwierigkeiten

1. Versuch Nr. 1

Das Kombibecken wurde am 29. November 1962 in Betrieb genommen und mit 50 l Belebtschlamm «geimpft». Bereits am 6. Dezember wurde eine starke Schwimmschicht im Nachklärbecken festgestellt, die sich täglich neu bildete und abgeschöpft werden musste. Zuerst wurde die Schwimmschicht entfernt. Ab 20. Dezember wurde diese Schwimmschicht in das Belüftungsbecken zurückbefördert. Nach 2 Tagen nahm die Stärke der Schwimmschicht wesentlich ab. Sobald eine Schlammkonzentration im

Belüftungsbecken von 3000 mg/l Trockensubstanz erreicht war, trat keine wesentliche Schwimmschicht mehr auf (ab II. 2. 63).

Abbildung 10

Sackungsgeschwindigkeiten des Belebtschlammes in Funktion der Schlammkonzentration im Belüftungsbecken.

2. Versuch Nr. 2

Bei Versuchsbeginn (10. April 1963) war das Nachklärbecken in Ordnung. Es traten höchstens Spuren einer Schwimmschicht im Nachklärbecken auf.

In der Nacht vom 30. April auf den 1. Mai 1963 trat die grösste Kalamität während des Betriebsjahres auf. Bei der Kontrolle am frühen Vormittag war das Nachklärbecken bis zur Überfallkante der Abflussrinne mit einer dicken Schlammschicht gefüllt. Das gereinigte Abwasser gelangte nur an 3 Stellen durch die Schlammschicht in die Abflussrinne und riss deshalb Schlamm mit ($87 \text{ cm}^3/\text{l}$ nach 30 min Absetzzeit). Die Schlamm Trockensubstanz im Belüftungsbecken sank von 7234 mg/l am 30. 4. 63 auf 2784 mg/l am 1. 5., am 2. 5. sogar auf 1758 mg/l ab. An verschiedenen Stellen der Schlammdecke zeigten sich weisse Flecken, die von einer Massenentwicklung des Protozoons *Coleps* herrührten. Dieser *Coleps* bildete im Laufe eines Tages eine weisse Haut auf der Schlammschicht und verhinderte die Entwicklung einer normalen Artengemeinschaft. Neben dem *Coleps* wurden nur noch Bakterien festgestellt. Am 2. Mai war der *Coleps* abgestorben. Die Schlammschicht im Nachklärbecken zerbröckelte langsam und rutschte zurück in das Belüftungsbecken. Zum Teil musste nachgeholfen werden. Am 3. Mai betrug der Schlammgehalt im Belüftungsbecken wieder 6000 mg/l Trockensubstanz. Eine Schwimmschicht im Nachklärbecken war kaum mehr festzustellen. Die Kalamität war behoben. Massenentwicklungen gewisser Protozoen wurden alle paar Wochen festgestellt, ohne dass diese jedoch zu Betriebserschwernissen geführt hätten. Mit Ausnahme einer geringen Trübung des Abflusses während kurzer Zeit lief die Anlage normal. Über die Ursache dieser Massenentwicklung fehlt zurzeit jede Erklärung.

3. Versuch Nr. 3

Am 27. Juni 1963 erfolgte der Übergang von 12 auf 6 Stunden Belüftungszeit. Am 2. Juli stellte man eine starke Belegung im Nachklärbecken und im Beckenabfluss durch *Coleps* und andere Protozoen fest, die bis zum 4. Juli anhielt. Am 9. Juli wurden Würmer (Nematoden) und Krebschen (*Cyclops*) in Massen festgestellt, die am 12. Juli vorübergehend abnahmen. Am 18. Juli trieb Schlamm im Nachklärbecken auf. Im Verbindungsschlitz zwischen Belüftungs- und Nachklärbecken fing der Schlamm an, sich zu verklemmen. Der Schlitz musste von Hand gereinigt werden. Am 20. Juli machte sich starkes Schlammtreiben bemerkbar; Schlammverluste traten auf sowie eine Verstopfung der Abflussrinne. Erst als 8 l Schlamm von der Oberfläche des Nachklärbeckens abgeschöpft wurden, verlief der Reini-

gungsvorgang wieder normal. Am 6. September wurden Krebschen im Nachklärbecken festgestellt, die sich rasch vermehrten. Tags darauf traten wieder Erschwernisse beim Rutschen des Schlammes vom Nachklärbecken in das Belüftungsbecken auf. Am 9. September war wieder eine kompakte Schlammdecke im Nachklärbecken festzustellen; Schlammverluste traten auf. Der Schlamm konnte leicht zerstört werden und rutschte von selbst wieder in das Nachklärbecken zurück.

4. Versuch Nr. 4

Kurz nach der Umstellung von 6 auf 3 Stunden Belüftungszeit (18./19. Sept. 1963) arbeitete die Anlage einwandfrei. Am 26./27. September war das Nachklärbecken bis knapp unter die Überfallkante mit Schlamm gefüllt, der sich im Verbindungsschlitz zwischen Belüftungs- und Nachklärbecken einzudicken begann. Vom 28. September an traten wieder normale Verhältnisse auf. Am 2. und 3. Oktober stieg der Schlamm Spiegel im Nachklärbecken derart an, dass Schlamm abgeschöpft und in das Belüftungsbecken zurückgeschüttet werden musste, damit keine Schlammverluste eintraten. Ab 4. Oktober waren die Verhältnisse wieder normal. Vom 14. bis 16. Oktober lief ständig Schlamm in den Abfluss über, ein Vorgang, der sich jede Woche wiederholte und zu einer vollständigen Verarmung an Schlamm im Belüftungsbecken führte. Der Versuch musste am 1. November abgebrochen werden.

G. Versuch mit dreistündiger Belüftungszeit, jedoch mit höherem Sauerstoffgehalt im Belüftungsbecken

(Versuch Nr. 4a)

(Versuchsdauer vom 4. November bis 2. Dezember 1963)

Die Versuche Nr. 1-4 wurden absichtlich mit konstantem Sauerstoffeintrag gefahren, wobei bereits die Versuche Nr. 1 und 2 erkennen liessen, dass eine Steigerung der Raumbelastung offenbar zu Sauerstoffmangel im Belüftungsbecken führen musste. Bei Versuch Nr. 3 war die Grenze kleinster Sauerstoffwerte im Becken erreicht. Eine weitere Verkürzung auf drei Stunden (Versuch Nr. 4) ergab denn auch häufig den Sauerstoffgehalt Null. Trotzdem konnte der Betrieb über Wochen aufrechterhalten werden, wenn auch nicht immer voll befriedigend. Der Versuch legt den Schluss nahe, dass gelegentlicher Sauerstoffmangel, wie er bei Abwasserreinigungsanlagen über die Tagesstunden hie und da auftreten kann, keine wesentlichen betrieblichen Mängel ergeben dürfte. Ob dies nur bei Überschuss an

Nitraten der Fall ist, können wir nicht beurteilen, da die Nitratwerte beim Versuch Nr. 4 nicht bestimmt wurden.

Um zu erfahren, wie sich die Sachlage bei genügendem Sauerstoffdarangebot bei dreistündiger Belüftungszeit ändert, wurde die Überfallkante des Versuchsbeckens erhöht und damit die Eintauchtiefe der Belüftungsbürste von 18 auf 36 mm vergrößert (120 U/min). Der Sauerstoffgehalt im Belüftungsbecken stieg dabei auf 5 mg/l in den Morgenstunden und betrug abends noch 1–2 mg/l und darüber.

Der Betrieb der Anlage verlief wechselvoll. Trotzdem der Mohlmanindex unter 100 betrug, stellte man hie und da Schlammtreiben fest, zum Teil auch Schwimmschichten im Nachklärbecken. Die Trübung stieg im Verlaufe des Versuchs an. In der ersten Betriebswoche betrug die Schlamm-trockensubstanz im Belüftungsbecken 4000–4700 mg/l. In der zweiten Woche stieg diese auf 6700 mg/l an und sank in der dritten Woche teilweise bis auf 1200 mg/l, wobei im Nachklärbecken eine kompakte Schwimmschicht von 10 cm Stärke mit weissen Flecken (Protozoon *Aspidisca*) entstand. Diese Kalamität hielt während 2–3 Wochen mehr oder weniger an, weshalb der Versuch abgebrochen wurde.

Während der Versuchsdauer wurden drei 24stündige Mischproben untersucht. Der mittlere Reinigungseffekt, gemessen am BSB₅, betrug 90,2% (Einzelwerte 88,4%, 85,6%, 96,7%) und der mittlere KMnO₄-Verbrauch 71,2% (Einzelwerte 74,6%, 60,0%, 79,1%).

Bei Versuch Nr. 4a wurde trotz des höheren Sauerstoffgehaltes im Belüftungsbecken kein stabiler Betrieb erreicht. Offenbar trägt nicht der mangelnde Sauerstoffgehalt bei Versuch Nr. 4 die alleinige Schuld am schlechten Ergebnis der Versuche mit drei Stunden Belüftungszeit, sondern ebenso sehr die Überlastung und Konstruktion des Nachklärbeckens.

H. Versuch mit stossweiser Beschickung des Beckens bei einer Raumbelastung von 1 m³/m³ Becken und Tag

(Versuch Nr. 5)

(Versuchsdauer vom 17. Dezember 1963 bis 2. März 1964)

Die oben beschriebenen Versuche Nr. 1 bis und mit Nr. 4a wurden mit durchgehend konstanter Beschickung der Anlage gefahren. Für die Praxis interessiert jedoch das Verhalten eines Belüftungsbeckens bei stossweiser Beschickung sowie bei längeren Betriebsunterbrüchen.

Im Versuch Nr. 5 wurde deshalb die hydraulische Raumbelastung von 1 m³/m³ . Tag auf die Stunden von 6–8, 12–14 und 18–20 Uhr verteilt. Wäh-

rend dieser Stunden betrug somit die theoretische Belüftungszeit noch 6 Stunden und die «Raumbelastung» $4 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ Tag}$. Während der übrigen Zeit war der Zufluss abgestellt, die Belüftung jedoch dauernd in Betrieb. Die Einarbeitung der Anlage erfolgte ohne Impfung. Die Einarbeitungszeit betrug deshalb bei der kleinen Raumbelastung 1–2 Monate. Die Belüftungsbürste arbeitete mit 120 U/min bei einer Eintauchtiefe von etwa 18 mm.

Die *gemittelten Betriebszustände* waren die folgenden:

Abwassertemperatur im Belüftungsbecken (BB)	14,2 °C
Sauerstoffgehalt im Belüftungsbecken	4,34 mg/l
Biochemische Raumbelastung R_b	0,124 kg BSB ₅ /m ³ BB Tag
Belebtschlamm:	
Trockensubstanz (TS)	3189 mg/l
Glühverlust	69,3%
Sackung bei 30 min Absetzzeit	225 cm ³ /l
Mohlmanindex	71 cm ³ /g TS
Schlammbelastung S_b	0,039 kg BSB ₅ /kg TS · Tag
Schwebestoffe im Abfluss	27,3 mg/l
Mittlere Schlammproduktion:	
Ohne Schwebestoffe im Abfluss	47 mg/l Tag = 38% R_b
Mit Schwebestoffe im Abfluss	74 mg/l Tag = 60% R_b
KMnO ₄ -Verbrauch:	
Rohwasser	293 mg/l
Abfluss	45,2 mg/l
BSB ₅ :	
Rohwasser	124,1 mg/l
Abfluss	2,9 mg/l

Die Reinigungseffekte von fünfzehn 24stündigen Mischproben betrugen beim KMnO₄-Verbrauch 84,6%, beim biochemischen Sauerstoffbedarf 97,7%, die entsprechenden Standardabweichungen $\pm 3,0\%$, bzw. $\pm 1,05\%$.

Diese Werte waren somit gleich oder besser als bei konstanter Beschickung während 24 Stunden. Namentlich wiesen die Einzelwerte geringere Streuungen auf.

Der *t*-Test für den Mittelwert der Reinigungseffekte, gemessen am BSB₅, ergab bei $\alpha = 90\% \pm 0,64\%$, bzw. bei $\alpha = 99\% \pm 1,06\%$.

Der Betrieb war durchwegs einwandfrei ohne Schwimmschichtbildung im Nachklärbecken.

Die Versuche Nr. 1 und Nr. 5 wurden beide mit einer täglichen Raumbelastung von 1 m^3 Abwasser pro m^3 Belüftungsbecken gefahren. Die unterschiedliche Beschickungsart, deren Einfluss auf die Reinigungseffekte η und deren Standardabweichungen s geht aus Abb. 11 hervor.

Abbildung 11
Kontinuierliche
und stossweise
Beschickung,
Versuch Nr. 5 und
Vergleich mit
Versuch Nr. 1 bei
gleicher täglicher
hydraulischer
Raumbelastung.

I. Parallelversuche mit Unterbruch der Beschickung während 14 Tagen (Versuche Nr. 6 und Nr. 7)

(Versuchsdauer vom 23. Februar bis 17. April 1964)

Dieser Parallelversuch bezweckte, festzustellen, wie sich aerobe biologische Verfahren bei und nach längeren Betriebsunterbrüchen verhalten. Zwei Anlagen dienten zur Abklärung dieser Fragen. Mit einer Kombination eines Plexiglasbeckens mit schuhförmigem Querschnitt (Versuchsbecken «Tüffenwies») von 420 l Nutzinhalt mit nachgeschaltetem Nach-

klärbecken von 52,5 l Nutzinhalt und Rückpumpen des Rücklaufschlammes sollte das Verhalten von Belebtschlammanlagen geprüft werden, die wohl ständig belüftet, aber nicht mehr mit Abwasser beschickt werden (Versuch Nr. 6). Parallel dazu wurde gleichzeitig beim Kombibecken Beschickung und Belüftung während 14 Tagen abgestellt und dieses hierauf gleichzeitig mit dem Tüffenwiesbecken wieder in Betrieb gesetzt (Versuch Nr. 7). Damit sollte ein Betrieb nachgeahmt werden, wie er sich bei Siedlungen von Weekendhäusern ergeben kann.

1. Verhältnisse vor dem Abstellen des Zuflusses

Angestrebt wurde eine gleiche Belebtschlammkonzentration in den beiden Versuchsbecken vor dem Abstellen des Zuflusses von rund 3500 mg/l Trockensubstanz und einem Sauerstoffgehalt von 3–4 mg/l. Als Mittelwert aus den letzten 5 (Versuch Nr. 6), bzw. 7 (Versuch Nr. 7) 24stündigen Mischproben, unmittelbar vor dem Abstellen des Zuflusses, ergaben sich folgende Werte:

Bezeichnung	Versuch Nr. 6	Versuch Nr. 7	Einheiten
Hydr. Raumbelastung R_h	4	1 (Beschickung nur während 6 Std. pro Tag)	m ³ /m ³ · Tag
Abwassertemperatur im Belüftungsbecken (BB) (Einzelwerte)	14,6	14,1	°C
Sauerstoffgehalt im Becken (Einzelwerte)	3,15	3,48	mg/l
Biochemische Raumbelastung R_b	0,508	0,121	kg BSB ₅ /m ³ BB · Tag
Belebtschlamm:			
Trockensubstanz (TS)	3469	3546	mg/l
Glühverlust	71,7	62,5	%
Sackung in 30 min	301	237	cm ³ /l
Mohlmanindex	87	67	cm ³ /g TS
Schwebestoffe im Abfluss	48,6	27,1	mg/l
KMnO ₄ -Verbrauch			
Zufluss	308,2	308,0	mg/l
Abfluss	110,5	54,9	mg/l
Effekt	64,3	82,2	%
BSB ₅			
Zufluss	127,1	121,0	mg/l
Abfluss	11,9	3,5	mg/l
Effekt	90,6	97,1	%

Einige Einzelwerte der Untersuchungsergebnisse sind in Abb. 12 (Werte bis 2. März 1964) dargestellt.

Abbildung 12

Parallelversuch bei abgestelltem Zufluss. Verhältnisse *vor* und *nach* dem Unterbruch der Beschickung (Versuch Nr. 6 durchgehend belüftet, Versuch Nr. 7 auch Belüftung abgestellt).

2. Verhältnisse bei abgestelltem Zufluss

Der Zufluss wurde bei beiden Becken vom 2. bis 16. März 1964 abgestellt und dann gleichzeitig mit einer hydraulischen Raumbelastung von $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ BB} \cdot \text{Tag}$ wieder in Betrieb genommen. Während dieser 14 Tage Unterbruch in der Beschickung wurde in den beiden Versuchsbecken eine unterschiedliche Entwicklung festgestellt, je nachdem, ob die Belüftung durchgehend in Betrieb gehalten wurde (Versuch Nr. 6) oder diese abgestellt war (Versuch Nr. 7). Diese Entwicklung geht aus nachfolgender Zusammenstellung hervor:

Bezeichnung	Versuch Nr. 6	Versuch Nr. 7	Einheiten
Zufluss	abgestellt	abgestellt	
Belüftung	in Betrieb	abgestellt	
Sauerstoffgehalt im Becken	$3,22 \div 3,70$	0	mg/l
Schlammkonzentration	abnehmend von 4214 auf 2858	zusammengesackt auf rd. 30000	mg/l
Glühverlust	von 67,3 auf 56,8	von 60,4 auf 57,0	%
Verdunstung	128,8 l in 14 Tagen bei 0,67 m ² Oberfläche	15,2 l in 14 Tagen bei 0,973 m ² Oberfläche	
Betriebszustand	Abwasser stark trüb, zum Teil Schaumbildung	Auftreiben von Schlammfladen, Gasung, Geruch. Bei Wiederinbetriebsetzung: Gestank	
Phosphor im Belüftungsbecken:			
Phosphat-P-Zunahme	von 2,7 auf 23,7	von 4,25 auf 35,8	mg/l
Gesamt-P-Zunahme	von 3,5 auf 24,9	von 5,3 auf 39,8	mg/l
Stickstoff im Belüftungsbecken			
Kjeldahl-N-Zunahme	von 4,8 auf 30,1	von 3,7 auf 145,6	mg/l
NH ₄ -N-Zunahme	von 0,4 auf 15,8	von 0,2 auf 99,0	mg/l
NO ₂ -N-Abnahme	von 0,11 auf 0,08	von 0,14 auf 0,09	mg/l
NO ₃ -N-Zu-, bzw. -Abnahme	von 11,6 auf 90,9	von 16,4 auf 1,08	mg/l
Gesamt-N-Zunahme	von 16,4 auf 121,0	von 20,1 auf 146,7	mg/l

Um beim Versuch Nr. 6 dauernd eine gleichmässige Belüftung zu gewährleisten, musste täglich mit Reinwasser nachgefüllt werden, da die Verdunstung trotz kleinerer Beckenoberfläche beinahe 10mal grösser war als beim unbelüfteten Becken. Bürstenbelüftungen eignen sich deshalb nicht für Anlagen, bei denen während längerer Zeit keine Beschickung mit Abwasser erfolgt, sofern der Beckeninhalt durchgehend belüftet wird.

Abbildung 13

Veränderung der P-Komponenten während der Abstellzeit (13a: Phosphat-P; 13b: Gesamt-P).

Abbildung 14

Veränderung der N-Komponenten während der Abstellzeit (14a: $\text{NH}_4\text{-N}$; 14b: $\text{NO}_3\text{-N}$).

Abbildung 14c
Gesamt-N.

Im belüfteten Becken herrschen aerobe, im unbelüfteten anaerobe Verhältnisse. Phosphor und Stickstoff gelangen aus dem Belebtschlamm ins Abwasser, wodurch eine Erhöhung des Phosphor- und Stickstoffgehaltes bei abgestellter Beschickung eintritt. Im belüfteten Becken nimmt der Nitratgehalt mit der Zeit stark zu, während er im unbelüfteten Becken praktisch verschwindet. Aus den Abb. 13a und 13b ist der Anstieg des Phosphat-Phosphor- und Gesamtposphorgehaltes während des Unterbruchs der Beschickung ersichtlich. Über den Verlauf des Ammonium-, Nitrat- und Gesamtstickstoffs orientieren die Abb. 14a-c. Die Phosphorkonzentration nahm innert 14 Tagen des Unterbruchs des Abwasserzuflusses um das 8-

bis 9fache zu, die Konzentration des Stickstoffs um das 7,4fache, gleichgültig, ob die Belüftung in Betrieb war oder nicht.

Die Betriebszustände während des Unterbruchs des Zuflusses gestalten sich wie folgt:

Beim belüfteten Becken (Versuch Nr. 6): An der Beckenoberfläche bildete sich Schaum, der schleimige, klebrige Ablagerungen an den Beckenwänden erzeugte. Nach dem sechsten Tage war jeweils das obstehende Wasser bei den Sackungsversuchen stark getrübt. Bei Wiederaufnahme der Beschickung wies der Abfluss während der ersten Tage eine intensive Trübung auf.

Beim unbelüfteten Becken (Versuch Nr. 7): Während 7 Tagen trat eine Zu- und Abnahme von Kleinkrebsen (*Cyclops*) auf. Die anfängliche Gasentwicklung liess am 5. Tage des Unterbruchs nach. Seither wies der Schlamm eine feinkörnige Struktur auf und flokkulierte nicht mehr. Am 7. Tage löste sich erstmals etwa $\frac{1}{3}$ des Bodenschlamm ab und erzeugte eine Schwimmschicht, die am nächsten Tag brockenweise wieder zu Boden sank. Mücken (*Psychoda*) traten nur in geringen Mengen auf. Am 9. Tage löste sich die gesamte Schlammmasse vom Boden und bildete eine Schwimmedecke mit Geruchsentwicklung in Beckennähe. Am nächsten Tag zerbröckelte der Schlamm und sank wieder zu Boden. Der Geruch nahm ab.

Bei der Wiederinbetriebsetzung der Beschickung und Belüftung trat Geruchsbelästigung auf, die jedoch nur kurze Zeit anhielt.

Eine spätere Wiederholung des Versuches ergab abweichende Resultate. Wohl wurden grundsätzlich ähnliche Feststellungen gemacht; doch machte sich eine stärkere Hemmung in der Anreicherung von Phosphor und Stickstoff geltend, deren Ursache nicht ermittelt werden konnte. So betrug z. B. die Konzentrationsvermehrung an Phosphor nur etwa das 3fache, an Gesamtstickstoff das 1,6fache (unbelüftet), bzw. 4,5fache (belüftet) und dies sogar nach 24 Tagen Unterbruch des Zuflusses.

Tatsache ist, dass bei der Wiederaufnahme der Beschickung mit einer wesentlichen Anreicherung des Anlageabflusses an Nährstoffen gerechnet werden muss.

3. Verhältnisse bei erneuter Beschickung der Anlage mit Abwasser

Wir wollten wissen, innert welcher Zeit nach der Wiederaufnahme der Abwasserbeschickung mit einer hydraulischen Raumbelastung von $1 \text{ m}^3/\text{m}^3$. Tag wieder normale Betriebsverhältnisse herrschen und wie sich dabei die beiden Betriebsarten (mit und ohne Belüftung während des Unterbruchs des Zuflusses) voneinander unterscheiden. Hierüber geben die Abb. 12–14 Auskunft. Es hätte wenig Sinn, Mittelbildungen des Kalium-

permanganatverbrauchs oder des biochemischen Sauerstoffbedarfs zu errechnen, da ja das zeitliche Abklingen der anfänglich schlechten Abflussqualität von Interesse ist. Diese Qualität der Abflüsse geht aus nachfolgender Zusammenstellung hervor:

Abflüsse aus den Anlagen nach der Wiederinbetriebnahme des Zuflusses (16. 3. 64) im 24-Stunden-Mittel:

Bezeichnung	Versuch Nr. 6	Versuch Nr. 7
	mg/l	mg/l
KMnO ₄ -Verbrauch: 17. 3. 64	458	188
18. 3. 64	243	126
19. 3. 64	134	66
20. 3. 64	101	39
21. 3. 64	96	41
22. 3. 64	166	36
23. 3. 64	107	36
24. 3. 64	70	43
25. 3. 64	122	46
BSB ₅ : 17. 3. 64	33,8	62,2
18. 3. 64	12,2	15,7
19. 3. 64	14,2	4,9
20. 3. 64	9,9	3,2
21. 3. 64	9,2	3,7
22. 3. 64	9,2	3,0
23. 3. 64	5,9	3,4
24. 3. 64	6,2	2,2
25. 3. 64	6,4	3,0
Schwebestoffe: 17. 3. 64	260	112
18. 3. 64	166	64
19. 3. 64	134	24
20. 3. 64	69	16
21. 3. 64	70	12
22. 3. 64	74	13
23. 3. 64	62	14
24. 3. 64	45	14
25. 3. 64	43	13

Aus dieser Zusammenstellung und aus Abb. 12 geht hervor, dass eine durchgehende Belüftung während Unterbrüchen des Zuflusses namentlich eine bedeutende Anreicherung an Schwebestoffen im Becken zur Folge hat und eine Erhöhung des KMnO₄-Verbrauchs. Hingegen ergaben sich am ersten Tage nach der Wiederinbetriebnahme der Belüftung und des Zuflusses bei Versuch Nr. 7 schlechtere BSB₅-Werte als beim durchgehend belüfteten Becken. Allgemein waren 3–4 Tage nach der Wiederinbetriebnahme der Becken wieder normale Verhältnisse anzutreffen, gleichgültig, ob das Becken während des 14tägigen Unterbruchs der Beschickung belüftet wurde oder nicht. – Auch die Phosphor- und Stickstoffwerte wiesen nach dieser Zeit wieder normale Konzentrationen auf (Abb. 13 und 14).

K. Schlussfolgerungen

1. Die Versuche wurden mit grob vorgeklärtem Rohwasser durchgeführt. Eine solche Vorklärung dürfte dort erwünscht sein, wo eine weitgehende Phosphorelimination angestrebt wird, ohne zu einer Fällung Zuzufucht zu nehmen, nämlich bei Anlagen an Seen. Es fragt sich, ob nämlich die ermittelte P-Elimination die analytisch im biologischen Teil nachgewiesen werden kann, ohne Überschußschlammproduktion reell ist. Da bei der Bestimmung des Gesamtposphors der P-Gehalt der Schwebestoffe im Abfluss mit erfasst wird, ein Entweichen des Phosphors in Gasform nicht stattfinden kann, so müsste eigentlich neben einer Anreicherung von Schlamm im Belüftungsbecken auch eine wesentliche Erhöhung der P-Konzentration im Belebtschlamm stattfinden, was bis anhin nicht festgestellt wurde. Diese Frage ist somit noch offen.

2. Ein Belebtschlammssystem lässt sich ohne Rücklaufschlammpumpe betreiben sowie auch ohne Überschußschlammproduktion, sofern die Belüftungszeit lang genug gewählt wird.

3. Bei gleichmässiger Beschickung der Becken mit dem Abwasser der Stadt Zürich lassen sich bei 24, 12 und 6 Stunden Belüftungszeit Reinigungseffekte für den biologischen Teil allein von rund 95%, gemessen am biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅) und von über 80%, gemessen am Kaliumpermanganatverbrauch erzielen, entsprechend einer sehr guten biologischen Vollreinigung.

4. Für den biologischen Teil allein ergaben sich bei Belüftungszeiten von 24, 12 und 6 Stunden Phosphoreliminationseffekte (Gesamtposphor) von rund 32 bis 36 % (reell?), für den Gesamtstickstoff zwischen rund 30 und 35%. Die Stickstoffeliminationswerte dürften reell sein, da Stickstoff bei der biologischen Reinigung in Gasform in die Luft entweichen kann.

5. Die Belüftungsintensität wurde bei sämtlichen 4 Hauptversuchen gleich eingestellt, und zwar so, dass am Boden des Belüftungsbeckens eine Strömungsgeschwindigkeit von rund 25 cm/s vorhanden war, so dass keine Schlammsedimentation eintrat. Daraus ergaben sich logischerweise verschiedene Sauerstoffgehalte im Belüftungsbecken bei den einzelnen Versuchen. Bei 24 Stunden Belüftungszeit wurde die kleinste Schlammkonzentration bei kleinstem Nährstoffangebot pro Tag erhalten. Somit hätte ein kleinerer Sauerstoffeintrag, sowohl für die Substratatmung als auch für die endogene Atmung des Schlamms, genügt. Demgemäss betrug der Sauerstoffgehalt im Becken 6,3 mg/l. Bei Steigerung der Abwassermenge (12 Stunden Belüftungsdauer) und dementsprechender Erhöhung der Belebtschlammkonzentration wurde mehr Sauerstoff für die Veratmung ge-

braucht. Der Sauerstoffgehalt im Becken fiel auf rund 2,9 mg/l. Bei einer Belüftungszeit von 6 Stunden reduzierte sich der Sauerstoffgehalt im Mittel auf 0,45 mg/l; am Morgen traten höhere Werte auf, gegen Abend wurde das Abwasser im Becken häufig praktisch sauerstofffrei.

Ein Betrieb mit nur 3 Stunden Belüftungszeit liess von Anfang an ein Versagen der Anlage infolge Sauerstoffmangel erwarten. Meist war kein Sauerstoff mehr im Belüftungsbecken festzustellen. Da keine negativen Sauerstoffwerte vorkommen können, ergab die Mittelbildung im Durchschnitt einen geringen Sauerstoffüberschuss von 0,23 mg/l. Verwunderlich ist, dass trotzdem die Anlage über Wochen mit einem mittleren Reinigungseffekt, gemessen am BSB₅ von 88% arbeitete, bevor das System wegen zu grosser Schlammverluste zum Erliegen kam. Dies lässt vermuten, dass auf kürzere Dauer Sauerstofflosigkeit im Belüftungsbecken den Betrieb der Anlage nicht beeinflusst.

Die Versuche zeigen aber auch, dass auf jeden Fall bei langen Belüftungszeiten und den damit zusammenhängenden niedrigen Schlammbelastungen der Sauerstoffgehalt im Belüftungsbecken keinen Einfluss auf den Reinigungseffekt und die Nährstoffeliminationsleistung hat. Aus wirtschaftlichen Gründen wird man deshalb bestrebt sein, die Belüftungsbecken mit niedrigem Sauerstoffgehalt zu betreiben. Bei Belüftungszeiten über 6 Stunden dürften nicht mehr die biologischen, sondern die hydraulischen Verhältnisse im Belüftungsbecken massgebend sein für die Wahl der Intensität der Belüftung.

6. Mit zunehmender Raumbelastung nimmt die Schlammkonzentration im Belüftungsbecken vorerst angenähert proportional zu. Bei grösseren Raumbelastungen lag der Schlamm Spiegel im Nachklärbecken nur wenig unter der Überfallkante. Immer wieder traten Schlammverluste auf, selbst bei einer Oberflächenbelastung von nur 0,3 m/Std. Die Absetzzeit im Nachklärbecken betrug allerdings nur 1/2 Stunde. Ein ausreichend bemessenes Nachklärbecken ist auf jeden Fall anzustreben.

7. Die Betriebsschwierigkeiten waren in der Regel gering. Beim Durchlesen des entsprechenden Abschnittes mag es scheinen, dass die Anlage dauernd Schwierigkeiten verursacht hätte. Es ist jedoch zu bedenken, dass sich die Versuche über ein Jahr erstreckten und die Anlage in der Regel sich selbst überlassen wurde. Immerhin ist festzustellen, dass der Betrieb solcher Anlagen ab und zu kontrolliert werden muss und schon wegen des Belüftungsaggregates einiger Pflege bedarf. Die Oxydationsanlagen sind deshalb im Betrieb aufwendiger als die Abwasserfaulräume, weisen jedoch einen wesentlich besseren Reinigungseffekt auf.

8. Bei einer Belüftungszeit von 3 Stunden konnte auch bei genügendem Sauerstoffeintrag (Versuch Nr. 4a) ohne Abtrennung von Überschussschlamm kein stabiler Betrieb aufrechterhalten werden. Dafür wird die Konstruktion und Dimensionierung des Nachklärbeckens zum grössten Teil schuld sein, das überlastet war und die grosse Schlammproduktion nicht mehr mit genügendem Freibord zu fassen vermochte.

9. Versuche mit stossweiser Beschickung (Versuch Nr. 5), ergaben eher bessere Effekte als bei konstantem Zufluss bei gleichen Raumbelastungen pro Tag. Auch wiesen die Untersuchungsergebnisse geringere Streuungen auf. Ob und in welchem Masse diese Feststellung verallgemeinert werden kann, vermögen wir nicht zu beurteilen.

10. Parallelversuche mit 14 Tagen Unterbrechung des Zuflusses (Versuch Nr. 6 und 7) ergaben stark unterschiedliche Verhältnisse, je nachdem die Belüftung während dieser Zeit in Betrieb oder ausgeschaltet war. Im belüfteten Becken wurde der Schlamm während dieser Zeit abgebaut (Verminderung der Konzentration und Mineralisierung) und das Abwasser im Becken stark getrübt. Im unbelüfteten Becken trat eine Sedimentation des Schlammes bei anaeroben Verhältnissen ein. Die Schlamm Trockensubstanz blieb praktisch erhalten. Die Mineralisation war gering. Bei der Wiederinbetriebnahme der Belüftung machte sich eine starke Geruchsbelästigung bemerkbar, die aber nur kurze Zeit anhielt.

Bei einer Raumbelastung von $1 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$, betrug die Zeit, bis eine Schlammkonzentration von 3500–4000 mg/l Trockensubstanz vorhanden war, etwa 70–80 Tage. Bei Wiederaufnahme des Normalbetriebs nach dem Unterbruch waren die Abflussqualitäten innert 3–4 Tagen wieder normal, und zwar gleichgültig, ob aerobe oder anaerobe Verhältnisse im Belüftungsbecken herrschten, während des Unterbruchs der Beschickung. Die anschliessend besseren Betriebsverhältnisse im «unbelüfteten» Becken mögen zum Teil daher rühren, dass beim «belüfteten» Becken die Schlammkonzentration während des Unterbruchs um rund 25% abnahm.

Der aerobe und der anaerobe Betrieb bei längerer Unterbrechung des Zuflusses weisen gewisse Nachteile auf. Möglicherweise böte eine intermittierende Belüftung am meisten Vorteile.

11. Der Abwasserreinigung auf aerobem Wege mit langen Belüftungszeiten und mit geringster Überschussschlammproduktion ist zukünftig bei der Projektierung vermehrte Beachtung zu schenken. Solche Anlagen kommen vor allem für kleine Gemeinden und Siedlungen in Frage, die einen mehr oder weniger konstanten Abwasseranfall besitzen. Anlagen ohne Vorklärung werden heute bereits von mehreren Firmen hergestellt

und können für kleine Verhältnisse ab Fabrik bezogen werden samt Zerkleinerungsaggregat für die groben Stoffe. Sollen diese Anlagen als Dauerlösung verwendet werden, dann ist der Materialfrage der Behälter grösste Beachtung zu schenken.

Sämtliche chemischen Analysen wurden von Mitarbeitern der chemischen Abteilung unter Leitung der Herren Dr. MÄRKI und Dr. HEGI durchgeführt. Die Untersuchung biologisch interessanter Stadien wurde durch die Herren Dr. WUHRMANN und Dr. EICHENBERGER vorgenommen. Für die Durchführung der Versuche stellte sich der Werkstättechef Herr FRIEDERICH mit seinen Hilfskräften zur Verfügung. Für die grosse Arbeit, die bei der Durchführung dieser Versuche geleistet wurde, sei allen Beteiligten bestens gedankt.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Verband Schweizerischer Abwasserfachleute (VSA), *Entwässerung von Liegenschaften*, Richtlinien, Dritter Teil: Abwasser-Reinigungsanlagen (1947).
- [2] FR. BALDINGER, *Untersuchungen an Kleinkläranlagen*, Ges.-Ing. 77, H. 3/4 (1956).
- [3] D. KEHR, *Die technischen Möglichkeiten der Abwasserbehandlung in kleinen Gemeinden*, Sonderdruck Vortrag in Essen (1962), 28 S.
- [4] D. KEHR, Jahresbericht 1962 des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Hannover, S. 2.
- [5] D. KEHR, *Über die Totalkläranlage des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Hochschule Hannover*, GWF 104, H. 10 (1963), 285–288.
- [6] E. MÄRKI, *Ergebnisse von Versuchen der EAWAG mit dem Tauchtropfkörper*, Schweiz. Z. Hydrol. 26, Fasc. 2 (1964).
- [7] A. PASVEER, *Research on Activated Sludge, II. Experiments with Brush Aeration*, Sew. & Ind. Wastes 25, H. 12 (1953), 1397–1404.
- [8] A. PASVEER, *Untersuchungen über das Belebtschlammverfahren für die Reinigung von Abwasser*, Ges.-Ing. 76, H. 21/22 (1955), 332–340.
- [9] A. HÖRLER, *Allgemeine Betrachtungen zum Vergleich von Belüftungssystemen*, Verb. Ber. Nr. 81/I, Verband Schweiz. Abwasserfachleute (1963).

Separatdruck aus der Schweiz. Zeitschrift für Hydrologie 26, Fasc. 2 (1964)

Herausgegeben mit Unterstützung der Stiftung der Wirtschaft zur Förderung des Gewässerschutzes in der Schweiz