

UNTERSUCHUNGEN
ÜBER
DIE ABWASSERVERHÄLTNISSE
VON ZÜRICH

(ENTWÄSSERUNGSNETZ, ABSITZANLAGE, VORFLUT)

VON DER
EIDGENÖSSISCHEN TECHNISCHEN HOCHSCHULE
IN ZÜRICH

ZUR ERLANGUNG DER
WÜRDE EINES DOKTORS DER NATURWISSENSCHAFTEN

GENEHMIGTE

No. 798

PROMOTIONSARBEIT

VORGELEGT VON

MAX BRENTANO, DIPL. APOTHEKER
AUS LAUFENBURG (AARGAU)

Referent: Herr Prof. Dr. W. VON GONZENBACH
Korreferent: Herr Prof. Dr. E. MEYER-PETER



Kat.

Buch- und Verlagsdruckerei Vogt-Schild, Solothurn
1934

ETH-Bibliothek



EM000004268924

Meinen lieben Eltern gewidmet.

INHALTSÜBERSICHT

	Seite
Einleitung. Kurzer allgemeiner Ueberblick über das Problem der Abwasserbeseitigung mit Angaben über den Stand der Abwasserkanalisation in der Schweiz	5
Das Entwässerungsnetz.	
1. Geschichtliches	8
a) Die Abwasserbeseitigung bis zur Einführung der Schwemmkanalisation	8
b) Die Einführung der Schwemmkanalisation	11
2. Betriebskontrolle des Entwässerungsnetzes	11
a) Allgemeine Anlage der Kanalisation	11
b) Zweck der durchgeführten Untersuchungen und Vorgehen	13
c) Untersuchungsergebnisse	15
A. Temperaturmessungen	15
B. Geruch im Kanalschacht	16
C. Chemische Analyse des Abwassers	17
D. Hochwasserentlastungen	18
d) Zusammenfassung	20
Die Abwasserreinigungsanlage.	
I. Zur Einführung	21
a) I. Ausbau	21
b) II. Ausbau	24
II. Betriebsergebnis des I. Ausbaues (1926—1931)	24
1. Abwassermenge	24
2. Der Sandfang	25
a) Wassergeschwindigkeit im Sandfang	25
b) Ausräumung des Sandfanges	26
c) Das Sandfanggut	27
3. Die Rechenanlage	27
4. Die Absitzanlage	28
a) Klärwirkung	28
b) Schlammabscheidung	29
5. Die Schlammbehandlungsanlage	30
III. Betriebsergebnisse des II. Ausbaues (1932—1933)	30
1. Gesichtspunkte	30
2. Inbetriebnahme der Faulkammern	32
a) Vorgehen bei den neuen Faulkammern	33
b) Vorgehen bei den alten Faulkammern	37
c) Laboratoriumsversuch	38

3. Eigentliche Betriebskontrolle	41
a) Ermittlung der im Betriebsjahr 1932 an die Kläranlage angeschlossenen Einwohner	41
b) Sandfang und Rechenanlage	42
A. Wassergeschwindigkeit im Sandfang	42
B. Die Ausräumung des Sandfanges	42
C. Menge und Zusammensetzung des Sandfanggutes	43
D. Die Rechenanlage	43
c) Die Abwasserklärung	43
A. Beschreibung der Absitzanlage	43
B. Die Abwassermenge	44
C. Die Klärzeit	47
D. Abwassertemperatur	49
E. Klärwirkung der mechanischen Reinigungsanlage	49
α. Probenahmen und Vorgehen bei den durchgeführten Untersuchungen	49
β. Untersuchungsergebnisse	50
Aussehen des Abwassers	50
Geruch des Abwassers	51
pH-Wert des Abwassers	51
Bestimmung der absetzbaren Stoffe im Zulauf und Ablauf der Kläranlage	51
γ. Zusammenfassende Betrachtung für die Klärwirkung	55
F. Chemische und bakteriologische Eigenschaften des Abwassers	56
a) Bestimmung des Nitro-Effektes	58
b) Bestimmung der Oxydierbarkeit	59
c) Nachweis von Bakterium Coli im Abwasser	60
d) Das Ablassen des Frischschlammes	61
 Der Einfluss der Abwässer von Zürich auf die Limmat.	
A. Frühere Untersuchungen der Limmat	64
B. Untersuchungen über die Verunreinigung der Limmat in den Jahren 1932/1933	65
1. Oertliche Verhältnisse (geographisch-hydrographisches)	65
2. Die Untersuchungsergebnisse	69
a) Beobachtungen an Ort und Stelle	69
b) Ergebnisse der chemischen, biochemischen und bakteriologischen Untersuchungen	74
I. Die Limmat oberhalb der Kläranlage «Werdhölzli»	77
α. Limmatwasser	77
β. Limmatschlamm	78
II. Die Limmat unterhalb der Kläranlage im «Werdhölzli»	79
α. Limmatwasser	79
β. Limmatschlamm	80
III. Die Durchmischungsverhältnisse des zürcherischen Abwassers mit dem Limmatwasser	81
C. Die Beurteilung der Limmat nach Mahr	83
 Zusammenfassung	 86
 Anhang. Literaturverzeichnis	 87

EINLEITUNG

Am II. Internationalen Kongress für Gesundheitstechnik und Städtehygiene im Jahre 1931 in Mailand hat der Präsident der preussischen Landesanstalt für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Prof. Beninde, in einem Referat etwa folgendes ausgeführt¹⁾: Die Industrialisierung eines Landes ist gleichbedeutend mit der Anhäufung grosser Menschenmassen in Städten und ganzen Bezirken. Daraus erwachsen Schwierigkeiten sowohl bezüglich der Wasserversorgung als auch bezüglich der Abstossung des verbrauchten Wassers, also des Abwassers, in die natürlichen Vorfluter (Flüsse, Seen und Teiche) mit den bekannten Folgen für die Gewässer. Diese Entwicklung ist unausbleiblich in jedem Land, das diesen Weg nimmt. Verschieden ist nur, je nach den geographischen Verhältnissen, das Ausmass der Schwierigkeiten. Dementsprechend sind in verschiedenen Ländern neben privaten Zweckverbänden staatliche Institute geschaffen worden, die den vielseitigen Fragenkomplex, den besondern Verhältnissen entsprechend, wissenschaftlich und praktisch bearbeiten.

Nachdem auch in der Schweiz im Laufe der Jahrzehnte sich Gemeinwesen mit grosser Siedlungsdichte entwickelt haben, sind für uns die Probleme der Wasserversorgung wie auch der Abwasserbeseitigung mehr oder weniger akut geworden. Dies gilt natürlich vor allem für unsere industriereichen Gebiete. Vielerorts hat man sich bei uns lange Zeit einfacherer Massnahmen bedient, um eine hygienisch einwandfreie Beseitigung der Abwässer und den Schutz der Gewässer zu ermöglichen. Einfache Konstruktionen, wie die bekannten Klärgruben, Hauskläranlagen und Anlagen zum Absetzen von Schlammstoffen im Abwasser haben vielseitige Verwendung gefunden. Auch die Industrie zeigt da und dort Anlagen, die mit einfachen Mitteln die Schädlichkeit ihrer Abwässer zu beheben oder doch herabzumindern versuchen. Mit der Entwicklung des Umfanges der Schäden, welche die Abwasserbeseitigung verursachen kann, hat sich die Technik entwickelt; es sind Konstruktionen geschaffen worden, die nach modernen Gesichtspunkten der Konstruktion und der Betriebslehre erstellt und im Betriebe gehalten werden müssen, sofern diese Aggregate befriedigend funktionieren sollen.

Die zahlreichen Grosstädte und Industriezentren aller Länder, vor allem Deutschlands, Englands und Amerikas, verfügen in allen diesen Fragen über wertvolle wissenschaftliche Kenntnisse und praktische Erfahrungen. Es erscheint daher naheliegend, diese Kenntnisse und Erfahrungen auch für unsere Verhältnisse zu nutze zu ziehen. Auf dem Gebiet der Abwasserbeseitigung sind aber die Verhältnisse in den einzelnen Ländern sehr verschieden. Man kann sagen, dass die hygienische Bedeutung der Abwasserfrage im allgemeinen wie im besondern Falle abhängig ist von der Menge und der Konzentration des Abwassers einerseits und der Grösse, d. h. der Wasserführung der für die Abwässer zur Verfügung stehenden Vorfluter anderseits. Je geringer Quantität und Konzentration der Abwässer sind und je wasserreicher der aufnehmende Vorfluter ist, je grösser also die Verdünnung der Schmutzwässer im Vorfluter wird, um so einfacher werden sich die Einrichtungen zur Abwasserreinigung gestalten lassen und um so unkomplizierter werden die betreffenden Fragen, welche der wissenschaftlichen Lösung harren, sein. Städtische Abwässer werden im grossen und ganzen in den verschiedenen Fällen sich der Zusammensetzung nach nur wenig von einander unterscheiden. Das trifft aber nicht mehr zu, wenn ihnen besonders grosse Mengen von industriellem Abwasser beigemischt sind. Dann kann die Konzentration und Zusammensetzung städtischer Abwässer unter Umständen sehr verschieden sein. Das hängt sowohl vom Preis des zur Verfügung

¹⁾ Comptes-rendus du II^{me} Congrès international de Technique sanitaire et Hygiène communale, recueillis par A. Ucelli II. Rapports et communications S. 121, Graphica ars, Milano 1931.

stehenden Leitungswassers als auch von den klimatischen Verhältnissen und vor allem von den Lebensgewohnheiten der Bevölkerung ab. Schwieriger liegen die Verhältnisse bei den industriellen Abwässern. Man kann nicht einmal annehmen, dass sie in einem und demselben Industriezweig des gleichen Landes überall die gleichen sind. Entwicklungszeiten, Betriebsart und Organisation des betreffenden Unternehmens beeinflussen die Abwasserfrage stark. Je vielseitiger die Industrie ist, was vor allem für die Schweiz zutrifft, desto komplizierter sind die Abwasserfragen. Jede neue Industrie und jede Betriebsumstellung bei bestehenden Unternehmen (Krise) kann die Abwasserwissenschaft und -technik vor ganz neue Fragen stellen. Dazu kommt, dass die Industrien, vom abwassertechnischen Gesichtspunkt aus, oft siedlungsmässig nicht an der richtigen Stelle liegen, z. B. an zu kleinen oder an schon zuvor belasteten Vorflutern.

Die vorliegenden Untersuchungen über die Entwässerungsverhältnisse der Stadt Zürich nehmen die Gelegenheit wahr, die abwassertechnischen Verhältnisse in der grössten und industriereichsten Siedelung der Schweiz zu behandeln. Die wissenschaftlichen und praktischen Ergebnisse dieser Untersuchungen werden in der folgenden Arbeit niedergelegt. Wir hoffen, damit nicht nur den lokalen Bedürfnissen in Zürich gedient, sondern gleichzeitig auch das Gebiet der zukünftigen Abwasserbeseitigung in der Schweiz fruchtbar angeregt zu haben.

Schon in den ältesten Weltkulturzentren finden sich relativ hoch entwickelte städtehygienische Einrichtungen. Bekannt sind die unterirdischen Abzugskanäle für Abwässer der Häuser von Ninive, Babylon und im alten Aegypten sowie die Entwässerungsanlagen etruskischer Städte. Die alten Griechen und Römer konnten sich diese Errungenschaften zufolge ihrer hoch entwickelten Technik nutzbar machen. Viel weniger hingegen scheint der Sinn für Sauberkeit der Häuser und Strassen bei der Bevölkerung der mittelalterlichen Städte entwickelt gewesen zu sein. Hier herrschten meistens Zustände, von denen wir uns heute kaum noch eine richtige Vorstellung machen können. Hauswässer und Kehrriech ergossen sich auf die Strassen, wo sie oft unbegrenzt lange liegen blieben und üble Gerüche verbreiteten. Dass solche Zustände das Aufkommen der verschiedensten ansteckenden Krankheiten begünstigten und für die Reinhaltung der natürlichen Wasservorräte (Fluss-, Grund- und Quellwasser) nicht förderlich waren, ist begreiflich. Wie in den grösseren Siedelungen Englands, Frankreichs und Deutschlands, so waren auch in unseren grösseren schweizerischen Städten wie Zürich, Basel und Bern die Entwässerungsverhältnisse teilweise bedenklich.

Die Geschichte lehrt, dass dort, wo die Unzulänglichkeiten am grössten waren, auch zuerst durchgreifende und wirksame technische Sanierungsmassnahmen getroffen worden sind. Es waren daher vor allem die grössten Wohn- und Industriesiedelungen Englands, welche um die Mitte des 19. Jahrhunderts das Wasserklosett und später zwangsläufig die Schwemmkanalisation einführten (1).

Auch für die Schweiz können wir diesbezüglich ähnliche Entwicklungsverhältnisse beobachten. Es zeigte sich, dass in den verschiedenen Gemeinden mit zur Zeit mehr als 5000 Einwohnern eine Abwasserkanalisation zu ganz verschiedenen Zeiten zur Einführung gelangt ist.

In der folgenden Uebersicht haben wir die entsprechenden Angaben zusammengestellt, soweit wir solche auf Grund einer Enquête über die abwasserhygienischen Verhältnisse der Schweiz im Jahre 1933 von den einzelnen Gemeinden erhielten.

Zahlentafel No. 1

Einführung der Abwasserkanalisation in schweizerischen Siedelungen mit mehr als 5000 Einwohnern.

Gemeinde	Abwasserkanalisation besteht seit dem Jahre	Prozentualer Anteil der heute an die Kanalisation angeschlossenen Einwohner	Gemeinde	Abwasserkanalisation besteht seit dem Jahre	Prozentualer Anteil der heute an die Kanalisation angeschlossenen Einwohner
Zürich	1866	100	Biel	1892	unbekannt
Basel	1866	100	La Chaux-de-Fonds	1805	100
Genf	frühzeitig	100	Neuchâtel	unbekannt	100
Bern	1865	95	Fribourg	1700	93
Lausanne	Ende d. 19. Jahrh.	100	Schaffhausen	1899	85
St. Gallen	1905	90	Baden	—	—
Winterthur	1889	75	Thun	1905	60
Luzern	Mitte d. 19. Jahrh.	—	Chur	1905	95

Gemeinde	Abwasserkanalisation besteht seit dem Jahre	Prozentualer Anteil der heute an die Kanalisation angeschlossenen Einwohner	Gemeinde	Abwasserkanalisation besteht seit dem Jahre	Prozentualer Anteil der heute an die Kanalisation angeschlossenen Einwohner
Lugano	1912	65	Allschwil	1931	16
Solothurn	um 1850	70	Wald	1912	15
Herisau	unbekannt	60	Wetzikon	1918	43
Olten	1904	95	Binningen	1903	100
Vevey	1880	100	Steffisburg	1904	75
Oerlikon	1895	100	Liestal	1860	92
Châtelard Montreux	unbekannt	90	Locarno	1922	100
Planches Montreux	1870	100	St. Imier	1906	—
Le Locle	unbekannt	90	Dietikon	1910	—
Aarau	1860	90	Riehen	1907	50
Davos	1882	85	Delémont	1900	—
Rorschach	1890	50	Amriswil	1911	60
Zug	unbekannt	80	Neuhausen	1924	95
Köniz	unbekannt	—	Ste. Croix	1870	—
Bellinzona	1921	—	Wattwil	1910	30
Grenchen	1900	80	Birsfelden	1921	95
Burgdorf	1914	80	Henau	1930	—
Yverdon	1900	100	Chiasso	—	—
Uster	1890	65	Romanshorn	1910	77
Wädenswil	1890	73	Küsnacht	1896	95
Horgen	1918	unbekannt	Baar	1927	42
Altstetten (Zch.)	1900	90	Wohlen	1930	73
Frauenfeld	1886	74	Pruntrut	1896	100
Arbon	1912	90	Flawil	unbekannt	40
Kreuzlingen	1890	70	Rüti (Zch.)	1922	56
Wettingen	1929	30	Kirchberg (St. Gall.)	1895	40
Altstätten (St. Gall.)	1919	unbekannt	Seebach	1902	80
Langnau	1906	42	Zofingen	1900	55
Schwyz	1890	40	Sumiswald	—	—
Einsiedeln	2)	2)	Adliswil	1895	75
Carouge	1856	100	Höngg	1894	95
Sion	—	—	Sarnen	1910	—
Thalwil	unbekannt	75	Glarus	1904	95
Emmen	1908	80	Nyon	1870	unbekannt
Gossau	1914	50	Pully	1900	100
Wil (St. Gall.)	1911	62	Arth	—	—
Kriens	1922	62	Morges	—	—
Langenthal	1894	60	Littau	1896	—
Sirnach	1911	—			

Wir sehen aus dieser Zusammenstellung, dass die verschiedenen schweizerischen Siedlungen mit mehr als 5000 Einwohnern ein Kanalsystem zur Entwässerung haben, das vereinzelt schon zu Anfang des vergangenen Jahrhunderts erstellt worden ist. Es gibt aber auch Gemeinden mit beträchtlicher Einwohnerzahl, die erst mit Beginn dieses Jahrhunderts in den Besitz einer Abwasserkanalisation gelangt sind; und endlich gibt es heute noch Gemeinden mit mehr als 5000 Einwohnern, deren Wohnungen nicht an eine Abwasserkanalisation angeschlossen sind.

Was den Anteil der an eine Abwasserkanalisation angeschlossenen Einwohner betrifft, so ist dieser sehr verschieden. Wir können sehr alte Siedelungen erkennen, welche zur Zeit mit 100 Prozent angeschlossen sind. Dies trifft vor allem dann zu, wenn es sich um die grösseren Ortschaften handelt. Mittlere und kleine Ortschaften sind im allgemeinen mit nicht über 50—80 Prozent angeschlossen.

2) Besitzt keine Abwasserkanalisation.

DAS ENTWÄSSERUNGSNETZ

1. Geschichtliches.

Bevor auf die eigentliche Betriebskontrolle des Entwässerungsnetzes der Stadt Zürich, sowie auf diejenige der Abwasserreinigungsanlage eingetreten wird, mag es angezeigt erscheinen, kurz ihre historische Entwicklung zu skizzieren, deren Kenntnis zu einem allseitigen Verständnis mit beitragen wird. Wir glauben damit erstmals in einheitlicher Darstellung den vorliegenden Fragenkomplex unter Berücksichtigung der grossen Schweizerstädte Basel, Bern und Genf behandelt und damit einem von verschiedenen Seiten geäusserten Wunsch entsprochen zu haben.

a) Die Abwasserbeseitigung bis zur Einführung der Schwemmkanalisation.

Bis zur Mitte der sechziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts gestaltete sich die Behandlung und Abfuhr der Abtrittstoffe in Zürich äusserst primitiv. Neben den offenen Abtrittgruben, die meistens zwei oder mehreren Häusern gemeinschaftlich gehörten, fanden sich im ältesten Teile der Stadt die sogenannten Ehgräben vor.

Der Ehgraben ist ein zirka 1 Meter breiter, gepflasterter und mit Stroh belegter Graben, eine Art Gässchen, an welches auf beiden Seiten die hinteren Gebäudefronten angrenzen. Die meisten dieser Gräben fanden sich auf der rechten Limmatseite, im rechten Winkel zur Limmat gerichtet und ursprünglich mit wenigen Ausnahmen direkt in die Limmat ausmündend. Sie dienten als offene Kloaken zur Aufnahme der Abtrittstoffe und sämtlicher übriger Haus- und Küchenabfälle. Die Aborte waren in diese Gräben hinausgebaut, zum Teil mit hölzernen Abfallrohren, zum Teil ohne solche. Die Faeces gelangten dabei häufig an den Mauern der Häuser entlang, sogar über die Küchen- und Schlafzimmerfenster hinunter in den Graben. Die Haus- und Küchenabfälle wurden einfach aus den Fenstern geworfen. Im Graben blieben diese Stoffe zum grössten Teil liegen, boten ganzen Heeren von Ratten Nahrung oder gingen in Zersetzung über und verbreiteten einen abscheulichen Gestank. Nur ein Teil der flüssigen Stoffe fand seinen Weg direkt in die Limmat. Von Zeit zu Zeit wurden die Gräben ausgeräumt und wieder mit frischem Stroh belegt.

Die Beseitigung dieser gesundheitlich höchst gefährlichen und überaus lästigen Einrichtung wurde schon früh versucht. Aber erst im Jahre 1866 und den folgenden wurde eine Kloakenreform in Verbindung mit einer rationellen Kanalisation und Wasserversorgung durchgeführt, was eine gründliche Verbesserung aller dieser Verhältnisse bedeutete. Zur Einführung gelangte das *Kübelsystem* mit Ablauf, eine Kopie der Pariser «*tinette filtrante*», also eine Kombination des Heidelberger und Grazer Tonnensystems mit der Schwemmkanalisation.

Zur reinen Abschwemmung wollte man nicht greifen, weil man erstens der Landwirtschaft so viel als möglich entgegenkommen und die wertvollsten Stoffe erhalten wollte, zweitens die Limmat nicht zu stark verunreinigen durfte und drittens die Wasserklosetts, mit denen allein man einen vollständigen Abschluss der Luft zwischen dem Kanalnetz und den Abtritten, bzw. dem Innern der Häuser zu erreichen glaubte und die man daher als eine *conditio sine qua non* der Schwemmkanalisation betrachtete, nicht für alle Häuser vorzuschreiben wagte. Das reine Schwemmsystem wurde zunächst für die Verhältnisse der Stadt Zürich als unanwendbar, dagegen das Kübelsystem mit Ablauf der flüssigen Stoffe als den bestehenden Verhältnissen am besten entsprechend betrachtet. Es scheint allerdings, dass schon damals die Absicht bestanden hat, allmählich zur reinen Schwemmkanalisation mit Verrieselung im Limmattal überzugehen. Diese Absicht ist, wie bekannt, nie zur

Ausführung gelangt und zwar anscheinend deshalb, weil das zu diesem Zwecke in den Siebziger Jahren angekaufte Land sich für eine Berieselung nicht geeignet erwies.

Ein Beschluss der Gemeindeversammlung vom 3. März 1867 bestimmte nunmehr folgendes:

1. Alle neu zu erbauenden oder einem durchgreifenden Umbau unterliegenden Häuser,
2. alle Häuser an Ehgräben,
3. alle Häuser mit gemeinschaftlichen Abtrittgruben,
4. alle Häuser, welche ihre Abtrittflüssigkeiten in öffentliche Gewässer oder städtische Abzugskanäle leiten, sind mit dem neuen Kübelssystem auszurüsten.

Schon damals hatte der Stadtrat das Recht, für alle jene Häuser, in denen die bestehenden Einrichtungen für die Hausbewohner und Nachbarn gesundheitliche Nachteile zur Folge hatten, einen entsprechenden Umbau nach dem neuen Entwässerungssystem zu verlangen und durchführen zu lassen.

Die Folge dieser mit Energie und Geschick durchgeführten Kloakenreform war, dass im Jahre 1870 in der Stadt Zürich keine Ehgräben mehr als Kloaken dienten, keine mehreren Häusern gemeinsame Abtrittgruben mehr existierten, bis zum Jahre 1891 im Weichbild der Stadt sämtliche offenen Abtrittgruben verschwunden und alle diese Anlagen durch das einheitliche System des beweglichen Abtrittkübels ersetzt waren.

Die auf diese Weise zurückgehaltenen Fäkalien, Papier und ähnliche Stoffe wurden aus den Kübeln direkt in Fässer verfrachtet, an Landwirte abgegeben oder auf städtisches Land gefahren und dort in grossen Gruben gesammelt.

Mit der Eingemeindung der Vororte der Stadt Zürich im Jahre 1893 ging diese Einheit des Kübel-systems wieder verloren, da sich in den Aussengemeinden noch teilweise offene Abtrittgruben vor-fanden. Bereits wurden aber auch versuchsweise an verschiedenen Orten (Hauptbahnhof, Schul-häuser) sog. Kläranlagen, d. h. Nachbildungen der Fosses Mouras eingerichtet.

Die Stadt Zürich verfügte damit zwecks Entlastung der Vorflut von den *festen Anteilen* im häuslichen Abwasser über folgende Einrichtungen:

1. Normalkübel
2. offene Gruben
3. Klärtonnen.

Der *flüssige Anteil* der häuslichen Abwässer, gelöste und halbgelöste Bestandteile, wurden je nach den Quartieren und ihrer Lage zur Vorflut (Bäche, Limmat, See, Sihl) durch Kanalsysteme mehr oder weniger direkt abgeleitet. So entwickelte sich nach Einführung des Kübel-systems im Laufe der folgenden Jahre zwangsläufig das Kanalnetz. Dabei wurde darauf Bedacht genommen, dass dasselbe später zur vollständigen Abschwemmung Verwendung finden konnte. Bis 1873 war das Kanalnetz der Altstadt ausgebaut, und es reihten sich allmählich die anstossenden Gebiete an (2).

Es mag nicht uninteressant sein, in diesem Zusammenhang kurz auf die Verhältnisse einzu-treten, wie sie in den grössten Städten unseres Landes, nämlich in Basel, Genf und Bern bestanden haben. Für *Basel* (3) darf angenommen werden, dass schon früh und möglicherweise nach römischem Vorbild geschlossene Kanäle, sogenannte Dohlen existierten zur Aufnahme der Strassen-, Küchen- und Badewasser und ausnahmsweise für Abtrittwasser. Diese wurden direkt dem Rhein und dem Birsig zugeführt. Solange eine landwirtschaftliche Verwertung, vor allem der festen Abfallstoffe, im Innern der Stadt erfolgte, waren zwecks Rückhaltung dieser, speziell der Fäkalien und dergleichen, sogenannte Senkgruben im Gebrauch. Bis zur Einführung der vollständigen Abschwemmung waren in Basel diese Senkgruben das weitaus am meisten verbreitete System. Ehgräben gab es nur ver-einzelt. Diese Senkgruben und die teilweise undichten Dohlen bedeuten naturgemäss eine starke hygienische Belastung, sowohl zufolge Geruchsbelästigung, als auch durch Verseuchung des Bodens. Dies hat sich speziell in der grossen Typhusepidemie der Jahre 1865/1866 durch Infektion des Trink-wassers (Grundwasser) bemerkbar gemacht. Dementsprechend wurde auch in Basel in diesem Zeit-punkt das bisherige System grundsätzlich verlassen, d. h. den heutigen Bedürfnissen angepasst. Die baufälligen und mehr oder weniger planlos angelegten Dohlen wurden durch moderne Abwasser-kanäle ersetzt, welche die einzelnen Quartiere nach dem Rhein und dem Birsig entwässerten. Der Anschluss an dieses Kanalisationssystem wurde 1876 gesetzlich formuliert. In den folgenden Jahren

gelangte die Stadt Basel sukzessive in den Besitz einer *Vollschwemmkanalisation*, indem die Abtrittgruben gleichzeitig grundsätzlich verboten wurden.

Vergleichen wir die entsprechenden Verhältnisse in Bern (4) mit denen in den bereits besprochenen Städten, so glauben wir folgende Besonderheiten feststellen zu können: Bern hat, wie Zürich und wie im allgemeinen städtische Siedelungen im Mittelalter überhaupt, als Entwässerungseinrichtung seinen Ehgraben aufzuweisen. In Zürich musste dieser den gesundheitstechnisch verbesserten Einrichtungen im Laufe der Zeit weichen. Anders in Bern. Hier wurde der Ehgraben, nachdem auch er sowohl in geruchlicher als auch in epidemiologischer Beziehung zu unhaltbaren Zuständen geführt hatte, grundsätzlich nicht ausgemerzt, sondern technisch entwickelt, d. h. den gesteigerten Anforderungen angepasst. Dabei darf nicht ausser acht gelassen werden, dass die Ehgräben in Bern, im Gegensatz zu Zürich, relativ häufig und kräftig durchgespült wurden und später sogar als dauernder Abflusskanal des Stadtbaches funktionierten. Die so geschaffenen Abzugsdohlen dürften in ältester Zeit offen gewesen, später aber mit Holzbrettern abgedeckt worden sein. Heute bestehen sie entweder als Bruchsteinmauerwerk mit Sohlen, aus gehauenen Sandsteinplatten oder aus verschiedenen andern Materialien. Diese einzelnen Kanäle führen das gesamte häusliche Abwasser zur Abschwemmung in die Aare. Die Entwicklung von Bern brachte auch hier die bekannten Abort- und Stallgruben und in deren Gefolge die entsprechenden Misstände mit sich. In den Jahren 1865 bis 1885 wurde diesen Misständen dadurch begegnet, dass man, unter Ausschaltung der verschiedenen Gruben, die Ehgräben bzw. die Abzugskanäle zahlenmässig vermehrte und so auf Ende des Jahres 1885 im Innern des Stadtgebietes sämtliche Quartierabwässer zur Abschwemmung brachte. Diese vollständige Abschwemmung wurde dann auch in den übrigen, neuen Quartieren, selbstredend unter Anwendung der modernen Kanalanlagen, eingerichtet. Dies führte zur Erstellung sehr vieler, von einander unabhängiger Kanäle.

Es lässt sich also erkennen, dass die Entwässerungsverhältnisse in Bern sich von denen in Basel insofern unterscheiden, als Bern über die Entwicklung des Ehgrabens als gesundheitstechnische Einrichtung zu der gleichen modernen Beseitigungsart der Abfallstoffe gelangte. In Basel gelangte man im Prinzip dazu durch den Ausbau des als Vorbild dienenden römischen Entwässerungskanals.

Für Genf (5) standen uns leider nur wenige Angaben zur Verfügung, welche den nötigen Aufschluss über die in Frage stehenden Verhältnisse vermittelt haben würden. Die Abzugskanäle für Abwasser sind hier zum Teil sehr alten Ursprunges. Sie wurden wahrscheinlich erstmals durch die Hausbesitzer selbst für die persönlichen Bedürfnisse der Bewohner errichtet und sind dann später sukzessive zu einem öffentlichen Entwässerungsnetz ausgebaut und erweitert worden.

Entsprechend der Entwicklung, welche Gewerbe und Industrie und in deren Gefolge die Siedlungsdichte der Bevölkerung in den fünfziger und sechziger Jahren des 19. Jahrhunderts genommen haben, sehen wir, dass auch in der Schweiz, speziell in den von uns angeführten grossen Siedlungszentren, wie Zürich, Basel und Bern, die entsprechenden Einrichtungen unter dem Druck dieser Entwicklung zweckmässigere und den gesteigerten Anforderungen besser dienende Formen angenommen haben. Es ist interessant, festzustellen, dass für unsere schweizerischen Städte, trotz Verschiedenheit hinsichtlich ihrer Eigenart (Tradition), ihrer Zweckbestimmung und Entwicklungstendenz die Sanierungsbedürfnisse durch Beseitigung der Abfallstoffe in der gleichen geschichtlichen Periode zur Geltung kamen. Der äussere Anlass zur endgültigen Umstellung der veralteten Anlagen und Einrichtungen, sowohl in technischer als in administrativer Hinsicht, dürfte im Auftreten grösserer oder kleinerer Epidemien zu suchen sein. Diese Tatsache, die selbstredend eine logische Folge der unhaltbar gewordenen *gesundheitstechnischen Lebensbedingungen* war, beweist, dass wir auch für unsere heutigen Verhältnisse aus dem Studium der wirtschaftlichen und der übrigen Lebensbedingungen in der Lage sind, die gesundheitstechnischen Bedürfnisse unserer Zeit zu erkennen.

Aufgabe der angewandten hygienischen Wissenschaft und der Technik muss es daher sein, rechtzeitig und den lokalen Bedürfnissen angepasst, diese Erkenntnisse praktisch durch ein grosszügiges und nach den Landesverhältnissen orientiertes Vorgehen in einer hygienisch einwandfreien Beseitigung und Verwertung der Abfallstoffe zu verwirklichen.

b) Die Einführung der Schwemmkanalisation.

Dank dem Wasserreichtum der Vorflut, durch welchen die Abwässer der Städte Basel, Genf und Bern eine grosse Verdünnung³⁾ erfahren, war es möglich, eine vollständige Abschwemmung ohne vorausgehende Reinigung einzuführen. Anders lagen die Verhältnisse in Zürich, wo man bereits im Jahre 1867 zur Entlastung der Limmat zum Kübelsystem griff, um damit wenigstens die festen Abtrittstoffe zurückzuhalten. Untersuchungen, die in den Jahren 1889 und 1898 durchgeführt wurden, um den Einfluss der Abwässer auf die Limmat klarzulegen⁴⁾ ergaben, dass bei Verwendung des Kübelsystems die Schmutzwässer ohne ernste Bedenken in die Limmat eingeleitet werden konnten. Immerhin machte Bertschinger (6) darauf aufmerksam, dass binnen zehn Jahren eine zentrale Reinigung der gesamten Abwässer erforderlich werden könnte. Es war dann Stadtgenieur Wenner (7), der im Jahre 1908 diesen Gedanken aufgriff und auf die Wünschbarkeit der Einführung des vollkommenen Schwemmsystems hinwies. Eine Kommission zur Beratung dieser Fragen kam am 13. Juli 1909 zu dem Beschluss, dass die Einführung einer Abschwemmung mit Klärung grundsätzlich für das ganze Gebiet der Stadtgemeinde Zürich ins Auge zu fassen sei.

Das System der Schwemmkanalisation bedeutet gegenüber dem Kübelsystem, das zu seiner Zeit sicherlich gute Dienste geleistet hat, einen grossen Fortschritt in der Abwasserreinigungstechnik. Man verliess das Kübelsystem aus hygienischen und besonders aus wirtschaftlichen Gründen. Die Erstellung des Kübelraumes in jedem Neubau, das Abholen und der Transport der Kübel, Entleerung und Reinigung derselben kam wesentlich teurer zu stehen als das Abschwemmen der Stoffe in den Kanälen.⁵⁾ Mit der Einführung der Schwemmkanalisation musste ohne weiteres eine zentrale Reinigung der Abwässer vorgesehen werden, worauf von Prof. Roth und Stadtchemiker Rieter auf Grund ihrer Untersuchungen der Limmat ausdrücklich hingewiesen wurde.⁶⁾ Damit war es möglich geworden, nicht nur die festen Abtrittstoffe zurückzuhalten, sondern eine Klärung der gesamten Abwässer vorzunehmen. Ausser dem Spülwasser, das die Kübel verlässt und oft nicht unbeträchtliche Mengen Fäkalstoffe in den Kanal abschwemmte, wurden die im städtischen Abwasser dazu noch vorhandenen Schmutzstoffe aus gewerblichen Betrieben, Küchen, Strassen usw, welche alle ungereinigt der Limmat übergeben worden waren, nunmehr ebenfalls zurückgehalten, soweit sie absetzbar waren.

Mit der Gemeindeabstimmung vom 21. Oktober 1923 wurde der Kredit erteilt zur Schaffung einer Kläranlage sowie für die zur Einführung der Schwemmkanalisation erforderlichen Ergänzungen im städtischen Kanalnetz. Der Anschluss an die Schwemmkanalisation wurde dabei noch nicht als Obligatorium erklärt.

2. Betriebskontrolle des Entwässerungsnetzes.

a) Allgemeine Anlage der Kanalisation.

Die Kanalisation der Stadt Zürich ist mit Ausnahme der Seeuferzone, wo das Trennsystem besteht, nach dem Mischsystem angelegt.

Auf der beiliegenden Tafel ist das städtische Kanalnetz in seinen Hauptsträngen dargestellt. (Siehe Abb. 1, «Uebersichtsplan über die Kanalsysteme der Stadt Zürich».)

Das ganze Kanalnetz kann naturgemäss in drei Systeme geteilt werden. Als erstes und zweites sind die Kanalsysteme links und rechts der Limmat zu nennen, welche sich beim Stadion zum Hauptsammelkanal vereinigen und ihre Wässer mit natürlichem Gefälle abfliessen lassen. Das dritte System findet sich in der Seeuferzone. Hier müssen die Abwässer mittels Pumpen gehoben werden, um hernach mit natürlichem Ablauf ebenfalls durch die erstgenannten Systeme abzufließen. Das dritte System nimmt überdies gegenüber den beiden andern Systemen insofern eine Sonder-

³⁾ Vergleiche später.

⁴⁾ Siehe Seite 65.

⁵⁾ Ein Antrag betreffend Schaffung einer Kläranlage und Vorbereitung des Uebergangs zur Schwemmkanalisation.

⁶⁾ Siehe später.

stellung ein, als hier die abzuleitenden Wässer in zwei getrennten Kanalsystemen gefasst werden; dem einen für das Meteorwasser mit freiem Ablauf in den See und dem andern für das eigentliche Abwasser mit Ableitung in das Kanalnetz (im Uebersichtsplan schraffiert).

Zürich, welches am Abfluss des Zürichsees zwischen den Abhängen des Uetliberges und des Zürichberges eingebettet ist, wird von einer Reihe von kleinern und grössern Bachläufen durchzogen. Diese sind teilweise kanalisiert, da sie speziell in dichter bewohnten Quartieren zu gedeckten, aber relativ hochliegenden Ablaufkanälen für verschiedene Abwasser ausgebaut worden sind und

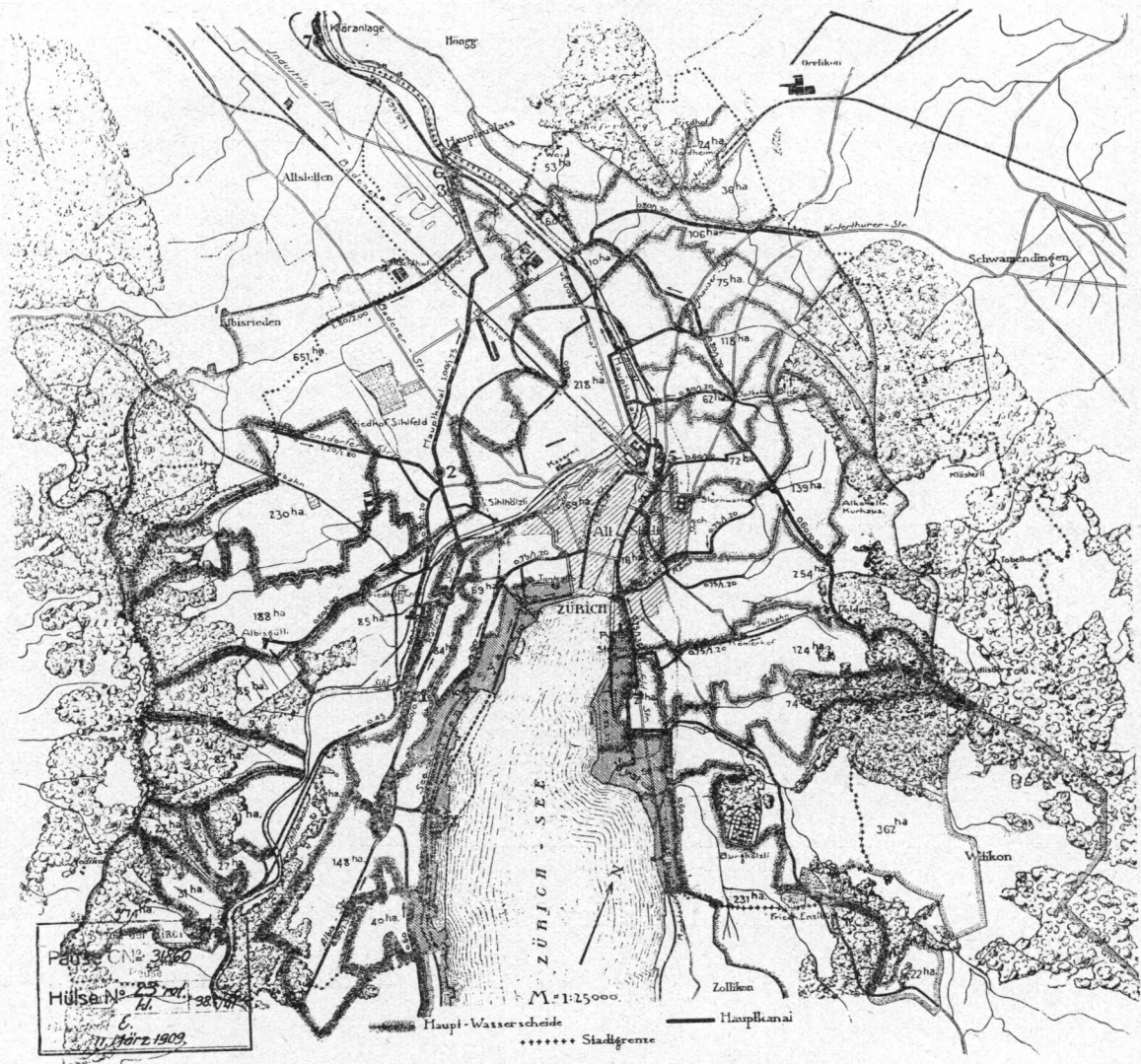


Abb. 1. Uebersichtsplan über die Kanalsysteme der Stadt Zürich.

in die Hauptkanalisation einmünden. Die meisten dieser Ablaufkanäle sind mit Hochwasserentlastungen versehen (im Uebersichtsplan mit Pfeil gekennzeichnet). Auf diese Weise liessen sich die Ausmasse der Kanäle reduzieren und die Kläranlage konnte dementsprechend dimensioniert werden. Es wird sich zeigen, dass ein gewisser Abwasseranteil, z. B. Kühlwasser aus den gewerblich-industriellen Betrieben, als auch Tageswässer aus den oben erwähnten Abwasserkanälen, sowie endlich Grundwasser mit Vorteil für einen bessern Kläreffekt der «Werdhölzli»-Anlage beträchtlich vermindert werden muss.

Es sei hier gleich noch bemerkt, dass eine sorgfältige Ueberprüfung des Kanalnetzes, insbesondere der Anschlussleitungen an die Häuser in Bezug auf Undichtigkeiten und Rohrbrüche nicht nur wegen des in das Kanalnetz eindringenden Grundwassers angezeigt ist, sondern ebenso sehr aus hygienischen Gründen. May (8) hat gezeigt, dass durch solche Undichtigkeiten bisweilen dem Boden

grosse Mengen an organischen Substanzen zugeführt werden, welche die verschiedenen bekannten Unzulänglichkeiten im Gefolge haben können; besonders sei hier auf die Verunreinigung des Grundwassers hingewiesen.

Um diejenigen Kanäle, in welche offene Bäche einmünden, vor Verschlammung und Verstopfung durch Sand und Kies zu schützen, sind am Einlauf dieser Kanäle grössere oder kleinere *Geschiebesammler* oder *Schlammfänger* eingebaut.

Das natürliche Entwässerungsgebiet der Stadt Zürich lässt sich wie folgt aufteilen:

Linkes Ufer, einschliesslich Gebiete von Kilchberg. Gesamtes Einzugsgebiet	2623 ha
Davon sind: Wald- und Grünflächen etc.	684 ha
Baugebiet	1939 ha
Total	2623 ha
Vom eigentlichen Baugebiet sind kanalisiert: a) nach dem Mischsystem . .	1640 ha
b) nach dem Trennsystem	299 ha
Total	1939 ha
Rechtes Ufer, einschl. Gebiete von Höngg, Witikon, und Zollikon. Gesamtes Einzugsgebiet	2500 ha
Davon sind: Wald- und Grünflächen	805 ha
Baugebiet	1695 ha
Total	2500 ha
Vom eigentlichen Baugebiet sind kanalisiert: a) nach dem Mischsystem . .	1610 ha
b) nach dem Trennsystem	85 ha
Total	1695 ha

Es liegt nicht im Rahmen dieser Arbeit, auf die Konstruktionen und Berechnungen des Kanalisationsnetzes von Zürich näher einzugehen. Hierüber finden sich Angaben bei V. Wenner (9) und (10), sowie bei Müller (11), (12), (13), (14) und (15).

b) Zweck der durchgeführten Untersuchungen und Vorgehen.

Der Wirkungsbereich einer Betriebskontrolle des Entwässerungsnetzes erstreckt sich grundsätzlich auf den Zustand und das Funktionieren der Zuleitungs- und Sammelkanäle bzw. Sammel-schächte und die Eigenschaften des Abwassers. Dabei ist den Konstruktionen, welche der Rückhaltung der Schlamm-, Oel- und Fettstoffe (Schlamm-sammler und Benzinabscheider) zu dienen haben, besondere Aufmerksamkeit zu schenken zwecks Verhütung von Schlammablagerungen, Stauungen und Explosionsgefahr im Kanalnetz, sowie um Gewissheit darüber zu haben, ob das anfallende Abwasser auf seinem Laufe zur Kläranlage keine für die Reinigung unerwünschten Veränderungen erfährt (Frischhaltung des Abwassers). Spezielle Ueberprüfung ist auch erforderlich für die industriellen Abwässer zur Abklärung der Fragen, ob und wie weit eine Vorreinigung dieser Wässer verlangt werden muss, damit weder die Klärung der übrigen Abwässer noch die Vorflut in chemischer, biologischer oder ästhetischer Hinsicht ungünstig beeinflusst werden.

Die im Entwässerungsnetz durchgeführten Untersuchungen erstreckten sich auf Beobachtungen und Probenahmen, welche teils in der kalten, teils in der warmen Jahreszeit des Jahres 1932 vorgenommen wurden.

Bei der Auswahl der Fassungsstellen wurde Rücksicht genommen auf die in der «Allgemeinen Anlage der Kanalisation» gekennzeichneten Kanalsysteme. In dem System links und rechts der Limmat wurden Proben entnommen an der *äusseren Peripherie* des Einzugsgebietes, im *Zentrum* desselben, am *Ende der beiden Hauptsammelkanäle* und vor dem *Einlauf in die Kläranlage*. Dementsprechend wurden die Proben an folgenden Punkten entnommen:

Einzugsgebiet des linken Ufers:

1. Hochwasserentlastungskammer Mutschel-lenstrasse-Brunaustrasse;
2. Schmiede Wiedikon (Zurlindenkanal);
3. Letzigrabenkanal.

Einzugsgebiet des rechten Ufers:

4. Sammelkanal Mainau-Dufourstrasse;
5. Hochwasserentlastung Walehe;
6. Kanal Hardturmstrasse.

7. Kläranlage im «Werdhölzli» (Sammelkanal).

Im allgemeinen kamen an den verschiedenen Probenahmestellen bzw. an den daselbst gefassten Abwasserproben folgende physikalische und chemische Bestimmungen zur Ausführung:⁷⁾

1. Temperaturmessung:
 - a) der Luft,
 - b) im Kanalschacht,
 - c) des Kanalwassers,
2. Geruch im Kanalschacht und im Abwasser;
3. Aussehen;
4. Reaktion (pH-Wert);
5. Gehalt an absetzbaren Stoffen, nach 2 Stunden im Absitzglas bestimmt;
6. Gehalt an nicht absetzbaren Schwebestoffen und an gelösten Stoffen;
7. Nitroeffekt vor und nach dem Absetzen im Absitzglas;⁸⁾
8. Gehalt an fettigen, öligen und ähnlichen Stoffen, durch Extraktion bestimmt.

Die unter 1, 2 und 8 angeführten Untersuchungen geben Anhaltspunkte über den Grad der Ventilation, über das Vorkommen der in den Zürcher Abwasserkanälen möglichen Vergasungsarten, insbesondere über das Vorhandensein von Leichtölen (Benzin und Benzol). Genauere Untersuchungen der Luft in den Kanalschächten wurden nicht durchgeführt.

Die Bestimmungen 2 bis 7 geben Aufschluss über die ursprüngliche Zusammensetzung und den Zustand des Abwassers und seine Veränderungen, die es auf dem Wege zur Kläranlage erfährt.

Neben den erwähnten Untersuchungen wurden Beobachtungen gemacht über das Funktionieren der *Hochwasserentlastungen*, vor allem derjenigen für die beiden Hauptsammelkanäle beim heutigen Stadion in die Limmat und derjenigen oberhalb der Kläranlage «Werdhölzli».

Was die Abwässer industrieller Herkunft anbetrifft, so haben wir uns von den verschiedenen gewerblich-industriellen Betrieben über die Abwassermenge, die Natur der Verunreinigung und eventuelle Vorreinigung unterrichten lassen. Es sind Untersuchungen im Gange, welche abklären werden, ob und wie weit eine Vorreinigung möglich und zweckentsprechend ist, ob es vielleicht sogar möglich sein wird, jene Abwässer, welche einen genügenden Reinheitsgrad aufweisen, einem benachbarten öffentlichen Gewässer zuzuleiten zwecks Entlastung der Kanäle bzw. der Kläranlage im «Werdhölzli».

Schwierigkeiten bietet im allgemeinen die Behandlung der gewerblichen Abwässer gemeinsam mit dem häuslichen Abwasser nur dann, wenn erstere im Verhältnis zum häuslichen Abwasser überwiegen. Hingegen wird es oft zweckmässig sein, gewisse Stoffe, je nach dem bestehenden Reinigungssystem und der Vorflut, wie z. B. Öle, Fette, Benzin, Farbstoffe usw. vor der Uebergabe in das Kanalnetz zurückzuhalten. Durch persönliche Umfrage bei den Betrieben in der Stadt Zürich, welche grössere Mengen gewerblich-industrieller Abwässer in die städtische Kanalisation ableiten, haben wir uns über die entsprechenden Verhältnisse auf Grund der im Folgenden formulierten Fragen unterrichten lassen:

«1. Welches Quantum Wasser wird insgesamt im Betriebe bezogen und zwar, geht solches in die städtische Kanalisation und gleichzeitig anderswohin?

a) Wenn letzteres der Fall ist, wohin?

b) Welches Quantum geht erstens in die Kanalisation der Stadt Zürich? Zweitens schätzungsweise anderswohin?

2. Besteht neben dem Wasserbezug aus dem städtischen Leitungsnetz eine *eigene Wasserversorgung*?

a) Wie gross ist der Bezug aus dem städtischen Leitungsnetz?

b) Wie gross ist derselbe aus der eigenen Wasserversorgung?

⁷⁾ Die Probefassungen wurden so durchgeführt, dass sämtliche Probestellen etwa im Laufe einer Stunde bedient wurden. Diese Zeit entspricht ungefähr der Laufzeit des am weitesten entfernten Abwassers in die Kläranlage.

⁸⁾ Wir werden auf diese neue Untersuchungsmethode noch zurückkommen.

c) Zu welchen Teilen findet ungefähr die Ableitung des gesamt anfallenden Abwassers, erstens während der Betriebszeit (Tag) und zweitens während der Nichtbetriebszeit (Nacht) in die städtische Kanalisation statt?

d) Findet das Eigenwasser in einem gesonderten Leitungsnetz und eventuell einer gesonderten Ableitung (nicht städtische Kanalisation) im Betriebe Verwendung?

3. Welches sind die von der Stadt erhobenen Kanalisationsgebühren, die alljährlich bezahlt werden müssen?»

Soweit die Ergebnisse dieser Umfrage die in die städtische Kanalisation abgegebenen Wassermengen betreffen, sind erstere auf Seite 46 dieser Arbeit zusammengestellt.⁹⁾

Durch die umfassende Mechanisierung der meisten Betriebe und besonders durch die Zunahme der Kraftwagen muss im Zusammenhang mit den gewerblich-industriellen Abwässern, besonders den Leichtölen (Kraft- und Betriebsstoffe) erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Die grossen Siedelungszentren in der Schweiz ergeben beispielsweise in Bezug auf die bestehenden Motorfahrzeuge auf Ende 1931 folgendes Bild (16):

Stadt	Total der Motorfahrzeuge	pro km ²
Genf	10'521	680
Zürich	10'365	231
Basel	5'760	240
Bern	4'316	84

Neben den Benzin- und Benzoldämpfen, welche als Folge der Zunahme des Autoverkehrs sich in den Kanälen finden und vor allem schwere Unfall- und Explosionsgefahren bilden können, werden von H. Güntzel (17) und Kehr und Müller (18) die weitem Gase erwähnt, die entweder durch Einführung in die Kanäle von aussen her, wie das Leuchtgas, oder durch Selbstbildung auftreten können, wie Methan, Acetylen, Schwefelwasserstoff, Chlor, Wasserstoff, Kohlendioxyd, Kohlenoxyd und Ammoniak. Diese Stoffe können im Kanalisationsbetrieb Gefahren verschiedener Art mit sich bringen, wie Explosionen, Brände, sowie Unfälle und Vergiftungen der Kanalarbeiter. Zur Entfernung speziell der leichteren Gase genügen nach den genannten Autoren die Entlüftungseinrichtungen, wie Regenrohr aus Anschlussleitungen, Schachtabdeckungen, Fallrohre usw. Für die Schwergase, die sich dicht über dem Wasserspiegel ansammeln, wird das Absaugeverfahren beschrieben. Bekannt sind die Kanalentgaser von Wild und Gerlach.

Da selbst bei allen vorbeugenden Massnahmen nicht verhindert werden kann, dass hin und wieder Gase in den Kanälen auftreten, so sind für das Betriebspersonal Schutzeinrichtungen zu schaffen, welche so weit wie möglich eine Unfallverhütung gewährleisten.

c) Untersuchungsergebnisse.

Das Entwässerungsnetz wurde während der Untersuchungsperiode 1932 an den genannten sieben Probestellen sechsmal kontrolliert; die eine Hälfte der durchgeführten Untersuchungen entfiel auf die kalte Jahreszeit, die andere Hälfte auf die warme Jahreszeit. Wir berichten im Folgenden über die diesbezüglichen Ergebnisse und werden dieselben, soweit sie Schlüsse zulassen, kurz diskutieren.

A. Temperaturmessungen.

Von den vier Faktoren, Wasserströmung, Windrichtung, Druckunterschiede, Temperaturunterschiede zwischen Kanal und Aussenluft, welche nach Genzmer (19) die Lüftung in den Kanälen beeinflussen, erfolgt bei weitem der stärkste Antrieb zur Belüftung durch die Temperaturunterschiede zwischen Kanalluft und Aussenluft. Es ergeben sich aus unseren Untersuchungen diesbezüglich folgende Temperaturen:

⁹⁾ Siehe Zahlentafel No. 17.

Zahlentafel No. 2

Temperaturen von Kanalluft und Aussentemperaturen.¹⁰⁾

Probestelle		Temperaturen (° C)					
		8. II. 32	23. II. 32	9. III. 32	12. VII. 32	25. VII. 32	29. VII. 32
1	Aussen	2	3,0	8,3	—	22,1	—
	Kanal	7	7,8	8,5	—	22,8	—
2	Aussen	—	—	8,0	—	24,0	—
	Kanal	—	—	7,0	—	25,6	—
3	Aussen	1,5	0,5	3,0	—	25,0	—
	Kanal	0,5	6,5	6,0	—	25,3	—
4	Aussen	1,5	3,0	—	23,2	—	19,5
	Kanal	7,0	7,0	—	22,4	—	19,8
5	Aussen	—	—	—	22,5	—	20,0
	Kanal	—	—	—	23,0	—	19,5
6	Aussen	—3	1,0	3,0	26,5	—	22,6
	Kanal	5,4	6,2	5,5	29,0	—	22,4

Aus der Zahlentafel No. 2 geht hervor, dass bei dem Grossteil der Probenahmen die Kanalluft wärmer ist als die Aussenluft, wobei in den Wintermonaten grössere Temperaturdifferenzen auftreten als im Sommer.

Nach Kehr und Müller (18), welche in der Stadt Hamburg dieselben Temperaturverhältnisse beobachteten, findet je nach den Temperaturunterschieden zwischen Kanalluft und Aussenluft eine mehr oder weniger starke Luftströmung in den Kanälen und Steigleitungen der Hausanschlüsse statt, welche zum Absaugen der Gase geeignet sind. Diese Luftströmung geht so, dass in der weitaus längeren Zeit des Jahres die kältere Aussenluft in die Oeffnungen der Sinkkästen und Schachtdeckungen einfällt und die wärmere Kanalluft durch die warmgehaltenen Steigleitungen der Hausanschlüsse aufsteigt. Wenn an besonders heissen Sommertagen die Aussenluft wärmer ist als die Luft in den Kanälen und Steigleitungen, tritt das Umgekehrte ein, d. h. es kann zu Geruchsbelästigungen auf den Strassen kommen. Solche sind in Zürich auch beobachtet worden, und zwar z. B. bei der Schmelzbergstrasse und andernorts, wo die Kanäle in der betreffenden Strasse so steil ansteigen, dass die Entlüftung nicht durch die Dachwasserableitung der Häuser vor sich gehen kann.

Die Ventilation der Kanäle erfolgt in Zürich einerseits durch die durchbrochenen Schachtdeckel und die speziell auf den Kanalverbindungen (Trompeten) aufgesetzten Ventilationsröhren mit durchbrochener Abdeckung, andererseits durch die nach städtischer Verordnung direkt an den Kanal angeschlossenen Dachwasserableitungen der Häuser.

Die Temperatur des Kanalwassers war an ein und demselben Tage an den verschiedenen Probenahmestellen nur geringen Schwankungen unterworfen. Im übrigen verweise ich hier auf die Abwassertemperaturen, wie sie in der Kläranlage beobachtet wurden.

B. Geruch im Kanalschacht.

Die Kanalluft derjenigen Probestellen, die sich an der Peripherie des Einzugsgebietes (1 und 4) befinden, war zumeist beinahe geruchlos oder dann wies sie den bekannten, etwas *faden* Geruch auf. Anders verhielten sich die Probestellen im Zentrum der Stadt (2 und 5) und noch in erhöhtem Masse die in den beiden Hauptsammelkanälen (3 und 6), welche stets einen mehr oder weniger *starken Geruch nach Leichtölen* (Benzin und Benzol) wahrnehmen liessen. Die Anwesenheit dieser Stoffe bestätigen uns ferner die Aether-Extraktionen des Abwassers (s. später) an den verschiedenen Probestellen, sowie die Beobachtung, dass sich an der Oberfläche der Absitzbecken in der Kläranlage stets die bekannten fluoreszierenden Schlieren von Leichtöl bemerkbar machten, welche teilweise, vielleicht sogar grösstenteils, mit dem geklärten Abwasser in die Limmat abfliessen.

Zufolge der Gefahren, welche diese Stoffe in sich bergen, sowohl für das Kanalnetz als auch für die Limmat, muss auch in Zürich der Beseitigung der Leichtöle vor Abgabe in das Entwässerungsnetz erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet werden.

¹⁰⁾ Probestelle 7 befindet sich nicht mehr im geschlossenen Kanal.

Eine begrüssenswerte Grundlage zu einem diesbezüglichen Vorgehen wurde unseres Erachtens geschaffen durch die bereits erwähnte Arbeit «Zur Benzinabscheiderfrage».

Ueber eine Verölung bzw. über den Fettgehalt des Abwassers können die Bestimmungen des Aetherextrakts Aufschluss geben. Die Ergebnisse dieser Bestimmungen (siehe Zahlentafeln 3a und 3b) lassen erkennen, dass von der Peripherie bis zur Kläranlage sowohl direkt (mg/L) als auch bezogen auf den Trockenrückstand (mg/g Trockensubstanz) von einer Anreicherung an derartigen Stoffen im abfliessenden Wasser gesprochen werden kann.

Auf Grund unserer Beobachtungen und Untersuchungen im Entwässerungsnetz, sowie gestützt auf die oben erwähnte Arbeit kommen wir, was die «Leichtölfrage» betrifft, zu dem Schluss, dass zum Schutz des Entwässerungsnetzes bzw. der Limmat ein *Ueberwachungsdienst* zu organisieren ist, welcher regelmässig Kontrolle führt über die Wartung und Reinigung der Mineralölabscheider.

Es muss in diesem Zusammenhang aber darauf hingewiesen werden, dass vor allem die Ermittlung der fettigen und öligen Stoffe keinen Anspruch auf Vollständigkeit machen kann, d. h. dass die vorliegenden Analysenbefunde keine genügende Grundlage zu einer endgültigen Beurteilung über den Verölungszustand des Abwassers auf seinem Wege zur Kläranlage abgeben. Dieser Umstand ist sowohl methodisch bedingt, als auch durch die relativ geringe Zahl der erhobenen Proben. Gleichzeitig ist zu berücksichtigen, dass die Verteilung der Oel- und Fettstoffe auch zeitlich relativ grossen Schwankungen unterworfen ist, was auch die Homogenität der gefassten Proben und damit deren Auswertbarkeit beeinflusst.

Schwefelwasserstoff sowie die *übrigen Vergasungsarten* konnten an den untersuchten Probestellen mit der Geruchsprobe nicht nachgewiesen werden. — Daraus dürfen wir natürlich nicht den Schluss ziehen, dass im Zürcher Kanalnetz solche Gase überhaupt nicht auftreten. Um darüber ein Urteil abgeben zu können, wäre eine grössere Zahl von Probestellen und Probenahmen notwendig, welche zuvor gemeinsam mit dem Betriebspersonal, das meist solche verdächtige Stellen kennt, auszuwählen wären.

Zufolge der grossen Bedeutung, welche den Kanalgasen und besonders den Leichtöldämpfen zukommt, sind in neuerer Zeit verschiedentlich Untersuchungen angestellt worden, welche dazu dienen, die Kanalgase nachzuweisen und ihre Konzentration zu bestimmen. In Los Angeles (20) wurde die Kanalluft mit Hilfe von Gasindikatoren, die genau den Prozentgehalt an brennbaren Gasen bis zu 20% der untern Explosionsgrenze anzeigen, untersucht. Es zeigte sich, dass 21% der 1500 untersuchten Schächte über dem Gefahrpunkt lagen. Zum Nachweis von Gasen in den Kanalisationsleitungen dienen neben der Sicherheitslampe Diffusionsanzeiger, welche in der Literatur verschiedentlich beschrieben sind (21, 22, 23, 24).

C. Chemische Analyse des Abwassers.

Ueber die Veränderungen, welche der ursprüngliche Zustand des Abwassers auf dem Wege zur Kläranlage erfährt, geben bis zu einem gewissen Grad die Analysenbefunde in den Zahlentafeln 3a und 3b Aufschluss. Wir erkennen, dass *in der kalten Jahreszeit* der Gehalt an nach zwei Stunden nicht absetzbaren und an ungelösten Stoffen in den beidseitig der Limmat verlaufenden Kanalsystemen stetig zunimmt. Die Zunahme kann allerdings nicht gerade als beträchtlich bezeichnet werden. Was den prozentualen Anteil der im abfliessenden Abwasser in den verschiedenen Durchlaufsetappen (Peripherie, Zentrum, Ende der Hauptsammelkanäle bzw. Einlauf zur Kläranlage) vorhandenen absetzbaren Stoffe anbetrifft, welche wir hier als Anteil in Prozenten erfassen, so ergibt es sich, dass dieser am Ende der Sammelkanäle im allgemeinen kein wesentlich geringerer ist, als an der Peripherie. Was den Zustand des Abwassers in Bezug auf seinen Gehalt an fäulnisfähigen bzw. abbaufähigen Stoffen anbetrifft, so zeigt es sich, dass dieser, gemessen am Nitroeffekt des jeweiligen Rohwassers, im Verhältnis zum abgesetzten Wasser sich nicht verschlechtert, sondern im Gegenteil um so günstiger gestaltet, je näher der Kläranlage das Abwasser entnommen wird.

Aus diesen Untersuchungen geht somit hervor, dass die Klärfähigkeit des Abwassers sich auf dem Wege zur Kläranlage nicht, wie man hätte erwarten können, verschlechtert, sondern eher verbessert. Es ist weder ein Anfaulen noch ein Sauerwerden des ursprünglichen, sogenannten «frischen» Abwassers zu erkennen. Immerhin ist ersichtlich, dass für das Zentrum, bei der Schmiede Wiedikon,

Zahlentafel No. 3a

Untersuchungsergebnisse der Abwasserproben im Entwässerungsnetz. — Kalte Jahreszeit.

Probestelle	nach 2 Stunden absetzbare Stoffe		nicht abge- setzte und gelöste Stoffe mg/L	absetz- barer Anteil %	Roh- wasser mg/L	Nitroeffekt		pH	Aetherextrakt im abgesetzten Wasser	
	cm ³ /L	mg/L				abges. Wasser mg/L	Klär- fähigkeit %		mg/L	mg/g Trock.
1. Hochwasserentlastung Mut- schellen-Brunastrasse	3,8	93	719	11	64	40	38	7,6	39	54
2. Schmiede Wiedikon Zurlin- denkanal	2,8	83	805	9	62	55	11	6,8	28	35
3. Letzigrabenkanal	10,4	265	821	24	131	43	65	7,2	93	82
4. Sammelkanal Mainau-Dufour- strasse	2,9	123	908	12	110	102	7	7,0	58	64
5. Hochwasserentlastung Walche	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
6. Kanal Hardturmstrasse	4,3	126	964	11	95	63	35	7,2	120	110
7. Kläranlage Sammelkanal . . .	3,8	90	1130	7	128	78	39	7,1	94	83

Zahlentafel No. 3b

Untersuchungsergebnisse der Abwasserproben im Entwässerungsnetz. — Warme Jahreszeit.

Probestelle	nach 2 Stunden absetzbare Stoffe		Nicht abge- setzte und gelöste Stoffe mg/L	absetz- barer Anteil %	Roh- wasser mg/L	Nitroeffekt		pH	Aetherextrakt im abgesetzten Wasser	
	cm ³ /L	mg/L				abges. Wasser mg/L	Klär- fähigkeit %		mg/L	mg/g Trock.
1. Hochwasserentlastung Mut- schellen-Brunastrasse	1,0	44	680	6	30	15	50	7,6	25	37
2. Schmiede Wiedikon Zurlin- denkanal	1,5	82	547	13	125	98	22	6,7	23	42
3. Letzigrabenkanal	3,8	119	605	16	60	28	54	7,1	32	52
4. Sammelkanal Mainau-Dufour- strasse	1,2	92	653	12	37	30	19	7,1	24	37
5. Hochwasserentlastung Walche	0,8	93	612	13	59	42	29	7,0	71	100
6. Kanal Hardturmstrasse	1,7	129	757	14	51	40	22	7,2	15,6 (?)	21 (?)
7. Kläranlage Sammelkanal . . .	1,9	105	627	14	52	30	42	7,1	74,0	113

die Klärfähigkeit nicht nur ganz beträchtlich geringer ist als an der Peripherie, sondern ebenfalls am Ende des entsprechenden Hauptsammelkanals bzw. der Kläranlage. Die Verschlechterung dürfte im Zusammenhang stehen mit dem reichlichen Anfall an Abwasser aus der Fett- und Seifenindustrie in diesem Quartier.

Für die *warme Jahreszeit* ergeben die vorliegenden Befunde im wesentlichen kein anderes Resultat als in der kalten Periode. Es ist durchaus verständlich, dass infolge der grossen Wasserführung im Sommer die absoluten Gehaltszahlen niedriger sind als bei geringerer Wasserführung im Winter.

D. Hochwasserentlastungen.

Besondere Erwähnung bei der Kontrolle des Entwässerungsnetzes verdienen die Hochwasserentlastungen oder Regenabscheider, welche sich im Zürcher Kanalnetz zahlreich vorfinden. Wie schon früher bemerkt, wird das Hochwasser zurzeit auf dem kürzesten Wege der Vorflut zugeleitet. Auf diese Weise kommt es vor, dass gewisse Hochwasserentlastungen im Weichbild der Stadt, wie z. B. die Entlastung des Bahnhofquartiers am linken Limmatufer sowie diejenige *bei der Walche und beim «Drahtschmiedli»* am rechten Ufer bei Regenfall in ihrer nähern Umgebung den bekannten widerlichen Kanalgeruch verbreiten und beträchtliche Mengen Unrat und Fäkalstoffe dem Ufer entlang abführen. Einige hundert Meter limmatawärts befindet sich die Badeanstalt im Letten, und es dürfte ein solcher Zustand wohl kaum als hygienisch einwandfrei zu betrachten sein; dazu kommt noch der unschöne Anblick, den diese Ausläufe bieten.

Mit dem Anwachsen der Einwohnerzahl und der Zunahme der Schmutzwassermenge in den letzten Jahren wurde die Ueberfallmauer der *Regenwasserentlastung im Letzigraben und Hardturmkanal* zu niedrig, sodass es häufig vorkam, dass die genannten Entlastungen selbst ohne Regenfall in Funktion traten. Eine Erhöhung der Ueberfallkante brachte einen gewissen Erfolg und einen entsprechend grossen Wasseranfall in die Kläranlage.

Als unterster Regenwasserabscheider im Kanalnetz von Zürich ist *derjenige oberhalb des Einlaufes in die Kläranlage zu nennen*; er besteht aus einem 12,5 m langen, in fünf Einzelfelder von 2,5 m Länge unterteilten Ueberfallwehr. Wenn die Schmutzwassermenge 2400 l/Sec. übersteigt, so tritt die Abscheidung in Funktion. Dieses Abwasserquantum entspricht ungefähr dem dreifach verdünnten Trockenwetterabfluss, wie er bei dem Projekt von Heyd angenommen wurde. Da sich aber inzwischen der Trockenwetterabfluss mit 1800 l/Sec. mehr als verdoppelt hat ohne Erhöhung der Ueberfallmauer, so ist das Wasser, welches der Limmat bei Regenfällen ungereinigt übergeben wird, verhältnismässig konzentriert, wie aus Zahlentafel No. 4 hervorgeht.

Zahlentafel No. 4

Untersuchung des Kläranlage-Einlauf- und Auslaufwassers und des Regenauslass-Ueberfallwassers vom 11. Mai und 29. Mai 1933. — Witterung: Starker Regenfall.

Herkunft des Wassers	Zeit	Absetzbare Stoffe nach 2 Stunden		Abwassermenge in Kläranlage l/sec.	Permanganat- verbrauch mg/l.	Nitroeffekt mg/F/Tag
		cm ³ /l.	mg/l.			
11. Mai 1933						
Kläranlage Einlauf	8,45— 9,15	2,7	—	2800	—	—
" " " " " " " " " " " "	10,30—11,30	1,5	—	2600	—	—
Regenüberfall	8,45— 9,15	7,0	202	—	1240	56,1
" " " " " " " " " " " "	10,30—11,30	1,7	104	—	—	—
Kläranlage Auslauf	10,30—11,30	0,6	—	—	—	—
29. Mai 1933						
Regenüberfall	10—12	13,30	430	2900	240	10,0

Es ist bekannt, dass bei starkem Regenguss mit den ersten niedergehenden Wassermengen zunächst eine starke Abschwemmung des Strassenunrates in die Kanäle erfolgt und im Zusammenhang mit diesem Vorgang die Kanäle gründlich durchgespült werden. Ein derartig hochverschmutztes Abwasser soll normalerweise von einer Kläranlage aufgenommen werden, wobei vorausgesetzt ist, dass die Hochwasserentlastungen entsprechend gebaut sind und dass die Kläranlage die nötige Aufenthaltszeit gewährt.

Wie aus den oben angeführten Untersuchungen hervorgeht, wurden aber bei einer Wasserführung von 2600—2800 l/Sec. im Einlaufwasser (Rohwasser) 2,7 cm³ pro Liter absetzbare Stoffe festgestellt, während sich anfänglich im Regenwasserüberfallwasser 7,0 cm³ pro Liter vorfinden. Etwa Fünftelstunden später weist das Einlaufwasser noch einen Gehalt von 1,5 cm³/l absetzbare Stoffe auf, während das den Regenauslauf verlassende Abwasser noch mit 1,7 cm³/l belastet ist.

Daraus wird evident, dass das hochverschmutzte Kanalwasser, das sich zu Beginn von Regenschauern geltend macht, *nicht* durch die Kläranlage, sondern zu einem grossen Teil durch die Regenüberfälle oberhalb der Kläranlage und beim Stadion ungereinigt abfließt. Dieser Zustand bedeutet für die Limmat eine erheblich Belastung.

Die Ursachen für diese Verhältnisse sind durchaus verständlich, wenn man bedenkt, dass heute ein Trockenwetteranfall von 1800 l/Sec. in Rechnung gesetzt werden muss, der dreifache Betrag daher 5400 l/Sec. beträgt. Eine so grosse Wassermenge kann jedoch durch den heutigen Zulaufkanal mit 3000 l/Sec. maximaler Wasserführung gar nicht abgeleitet werden.

Bei der Inbetriebnahme des neuen, bereits vorgesehenen Zulaufkanals, der sowohl Schmutz- als Regenwasser ohne Entlastung im Stadion direkt abführen soll, muss daher die Regenwasserentlastung oberhalb der Kläranlage auf eine Ueberfallquote für 5400 l/Sec. eingestellt werden. Bei dieser Konstellation hat der die Kläranlage durchfliessende dreifache Trockenwetteranfall theoretisch

eine Aufenthaltszeit von rund zehn Minuten, und dementsprechend kann das die Anlage verlassende Abwasser einen Kläreffekt von etwa 40% aufweisen.

Im Hinblick auf die grösstmögliche Reinhaltung der Limmat ist es zu empfehlen, das den Regenüberfall verlassende, mehr als dreifach verdünnte Abwasser von seinen absetzbaren Stoffen zu befreien. Als wirtschaftlich und betriebstechnisch einfach dürfte dazu ein *Schlackenbecken* oder eine andere Absiebanlage in Frage kommen.

d) Zusammenfassung.

Auf Grund der Beobachtungen und Untersuchungen, die am Entwässerungsnetz durchgeführt wurden, kommen wir zu folgenden Feststellungen und Vorschlägen:

Die ausgeführten Temperaturmessungen, die Beobachtungen über die geruchlichen Verhältnisse in Verbindung mit den Ergebnissen der chemischen Analyse des Abwassers lassen erkennen, dass die Durchlüftung der Kanäle, soweit unsere Untersuchungen reichen, als eine gute zu bezeichnen ist. Immerhin ist mit Rücksicht auf das für das stadtzürcherische Abwasser charakteristische Leichtöl und im Interesse einer Unfallverhütung ganz allgemein zu wünschen, dass beim Besteigen des Kanalnetzes bzw. der Kanäle und beim Arbeiten daselbst entsprechende Vorsichtsmassnahmen beobachtet werden, welche zweckmässig in einer *Betriebsvorschrift* zusammengefasst und bekannt gegeben werden.

Gestützt auf die Beobachtung und die chemischen Untersuchungen des Abwassers im Kanalnetz in der kalten und in der warmen Jahreszeit darf geschlossen werden, dass das Abwasser auf seinem Wege von der Peripherie des Einzugsgebietes bis zur Kläranlage keine wesentlichen Veränderungen erleidet, in dem Sinne, dass zufolge der langen Laufzeit eine Anfaulung oder, durch den Zufluss eines industriellen Abwassers, eine Verschlechterung der Klärfähigkeit eintreten könnte. Es konnte weder Schwefelwasserstoff noch eine abnorme Reaktion im Abwasser, noch eine der möglichen Vergasungsarten daselbst festgestellt werden. Das im Kanalnetz vorhandene gute Gefälle und damit der rasche Abfluss dürften für die relativ günstigen Verhältnisse die Ursachen sein.

Ueber die Natur der im Kanalnetz abfliessenden gewerblich-industriellen Abwässer und über ihre Bedeutung für das Kanalnetz wird im Sinne der hier angeführten Rundfrage später Mitteilung gemacht werden. Hier soll nur darauf hingewiesen werden, dass die Bestimmungen des Aetherextraktes darauf hindeuten, dass eine Zunahme der fettigen und öligen Stoffe von der Peripherie zur Kläranlage im abfliessenden Abwasser stattfindet. Es sind unseres Erachtens die Abgänge aus den Garagen, aus der Oel- und Seifenindustrie sowie aus den Färbereien und Appreturen, welche sowohl für den Klärbetrieb als auch für die Limmat als Vorfluter wahrscheinlich nachteilig wirken und daher in erster Linie saniert werden müssen.

Die Beobachtungen und Untersuchungen an den Hochwasserentlastungen im Gebiete der Limmat vom Bahnhof bis zum «Werdhölzli» weisen darauf hin, dass diese sowohl in ästhetischer als auch in wasserhygienischer Hinsicht nicht befriedigend arbeiten.

DIE ABWASSERREINIGUNGSANLAGE

I. Zur Einführung.

Nachdem mit der Einführung der Schwemmkanalisation, unter Preisgabe des Kübelsystems, eine zentrale Reinigung des zürcherischen Abwassers gegeben war, stellte sich die Frage: Wie weit soll das Schmutzwasser gereinigt werden und was für ein System ist unter den gegebenen Verhältnissen anzuwenden? — Die Beantwortung dieser Frage hängt bekanntlich einerseits von den Vorfluterverhältnissen, wie Belastungsfähigkeit, verschiedene Verwendung des Wassers, und andererseits von der Menge und dem Verschmutzungsgrad des Abwassers ab. Im Hinblick auf die relativ günstigen Wasserverhältnisse der Limmat hielt man die Zurückhaltung der ungelösten Stoffe, also eine *mechanische Reinigung*, für ausreichend (25).

Der von der Stadt Zürich als Sachverständiger zu Rate gezogene Ingenieur Heyd aus Darmstadt hatte einen Entwurf aufgestellt für eine mechanische Kläranlage mit getrennter Schlammausfällung, der mit einigen Vorbehalten Zustimmung fand. Das Areal, das zur Erstellung der Anlage in Aussicht genommen wurde, befindet sich auf dem zur Gemeinde Altstetten gehörenden «Werdhölzli». Bei der Platzwahl musste logischerweise ein Gebiet in Betracht gezogen werden, das die Zuleitung des Abwassers mit natürlichem Gefälle gestattet, möglichst in der Nähe des Vorfluters liegt und einen eventuell als Folge einer Vergrößerung der Stadt nötig werdenden weiteren Ausbau der Anlage zulässt.

Der Bau der Kläranlage und die Erstellung des Zulaufkanals wurden im Herbst 1923 begonnen und vom Sommer 1925 bis Frühjahr 1926, je nach der Fertigstellung, nach und nach in Betrieb genommen.

Es soll hier ein kurzer Ueberblick über die Anordnung der Hauptteile und ihre Grössenverhältnisse gegeben werden, wobei wir vorerst die Kläranlage beschreiben in ihrem ersten Ausbau (Abb. 2) und hierauf diejenige, wie sie Zürich zurzeit aufweist (Abb. 3, zweiter Ausbau).

a) I. Ausbau.

Vor der Einführung einer zentralen Reinigung der zürcherischen Abwässer befand sich der gemeinsame Abwasserauslauf in die Limmat unterhalb der Stadt auf dem linken Limmatufer, an der Stelle der früheren Einmündung des Letziggrabens. Der Bau der Kläranlage machte einen ca. 1800 m langen *Hauptzuflusskanal* bis ins «Werdhölzli» nötig. Der frühere Limmatauslauf wurde umgewandelt in eine *Hochwasserentlastung*.

Nachdem das Abwasser den Hauptzuflusskanal durchflossen hatte, trat es in einen *dreiteiligen Sandfang* ein. Ein Rechen von 5 cm lichter Weite, welcher die Aufgabe hat, die gröberen Sperrstoffe, wie Papier, Lumpen und dergleichen zurückzuhalten, war demselben vorgeschaltet. Ein sich gegen das Ende verschmälerndes Zulaufgerinne führte das Wasser der *Absitzanlage* zu. Diese bestand aus zwölf zweiteiligen Absitzräumen «System Travis» und verfügte über einen Klärraum von 1300 m³. Der Schlamm selber wurde in besondern, unter den Rinnen angebrachten Schlammräumen aufgenommen, wo er nicht ausgefällt, sondern später in die Faulkammern gepumpt wurde. Es lag also eine mechanische Reinigungsanlage vor mit getrennter Schlammfällung.

Der in den Schlammräumen gesammelte Frischschlamm wurde mittels einer *pneumatischen Schlammkesselanlage* in die höher gelegenen *Faulkammern* transportiert, welche insgesamt über einen Faulraum von 3480 m³ verfügten.

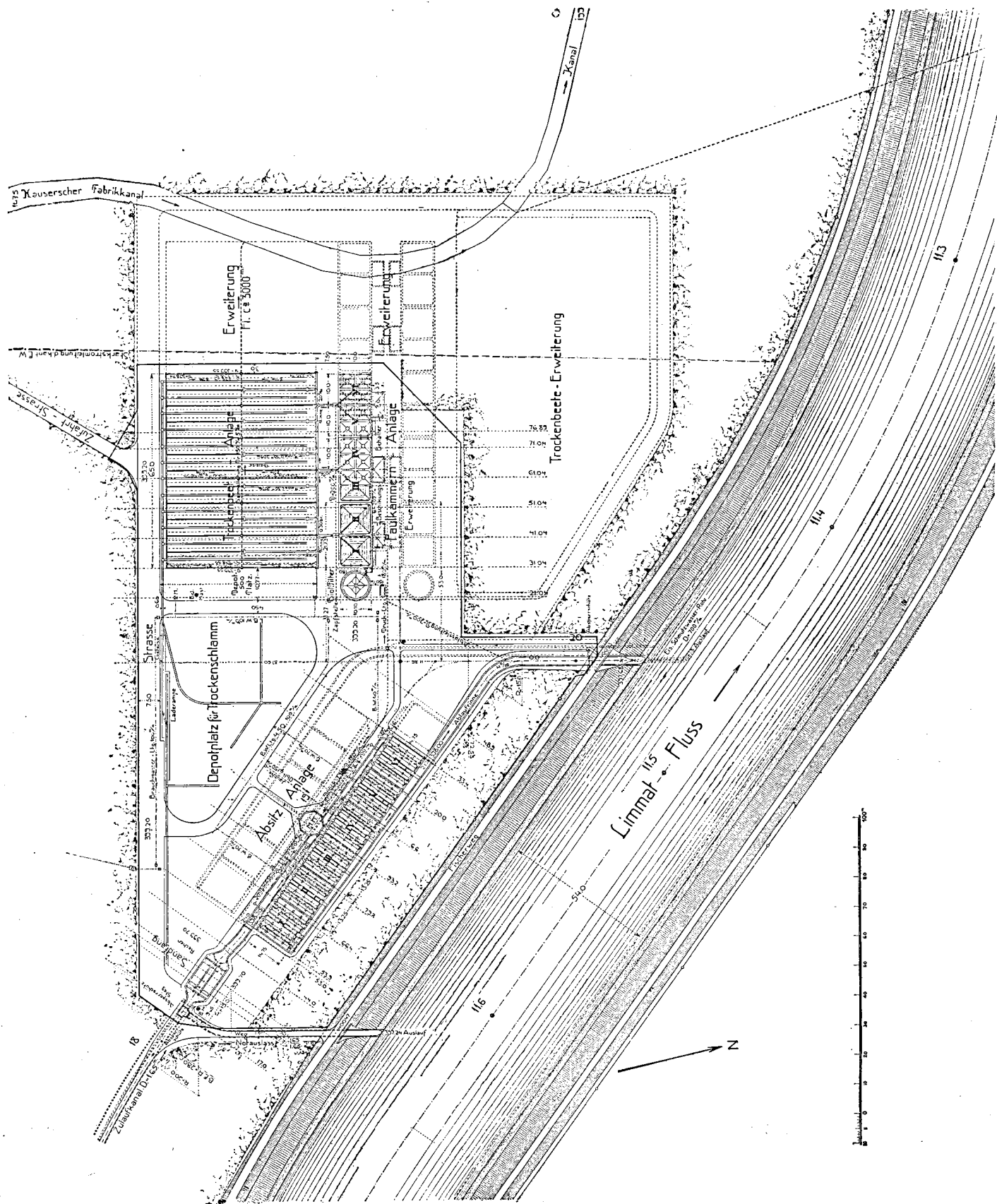


Abb. 2. Kläranlage der Stadt Zürich im ersten Ausbau (1926).

Zum Trocknen des ausgefaulten Schlammes waren zwölf *Trockenbeete* von 5 m Breite und 50 m Länge sowie vier *Schlammteiche* von rund 3000 m³ Inhalt vorhanden. Der getrocknete Schlamm wurde von Gemüsegärtnern und Landwirten zu Düngzwecken abgeholt, womit die Stadtverwaltung der Sorge um die Beseitigung des anfallenden Schlammes enthoben war.

Viel früher als vorgesehen war, wurde eine beträchtliche Erweiterung der Kläranlage notwendig. Es war dies in erster Linie der unvorhergesehenen raschen Zunahme der Schwemmkanalisationsanschlüsse zuzuschreiben. Ein Anschlusszwang bestand nicht. Die städtische Schmutzwassermenge und damit die Belastung der Anlage haben sich in den wenigen Jahren des Betriebes stark vergrößert infolge der anhaltend regen Bautätigkeit, die eine Ausdehnung des Kanalisationsnetzes und damit eine Vergrößerung des Einzugsgebietes mit sich brachte. Die neu angeschlossenen Gebiete

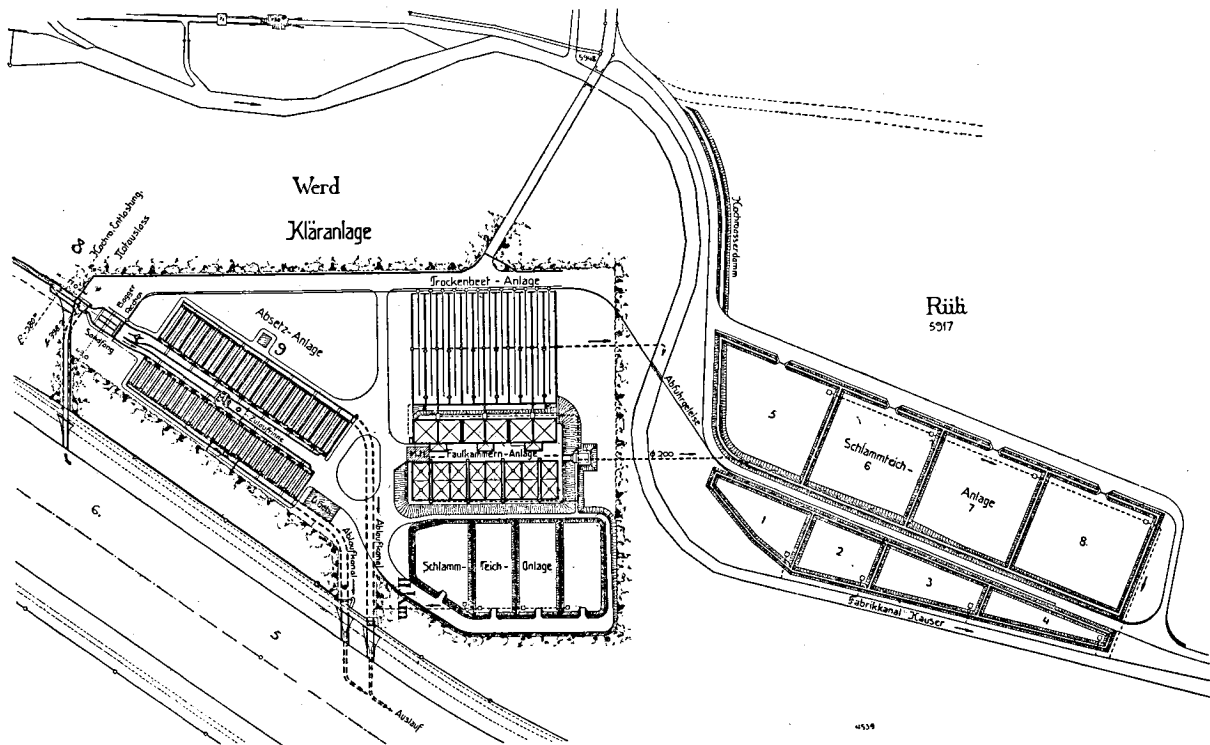


Abb. 3. Kläranlage der Stadt Zürich im zweiten Ausbau (1931).

von Zollikon, Kilchberg und Witikon brachten vermehrte Wassermengen. Ausser diesen Gründen muss vor allem erwähnt werden, dass Ingenieur Heyd bei der Berechnung der Kläranlage den durchschnittlichen Wasserverbrauch von 245 l pro Kopf und Tag zu Grunde legte, ohne dabei das in die Kanäle eindringende Wasser verschiedener Herkunft (gewerbliche Betriebe mit eigener Wasserversorgung und Grundwasser) zu berücksichtigen. Das erste Betriebsjahr zeigte denn auch schon einen gemessenen Abwasseranfall von 980 Sek./l, während die Berechnungen von Ingenieur Heyd nur 720 Sek./l vorsahen. (Siehe graphische Tafel No. 1.) Im Jahre 1927 war die Abwassermenge aus den bereits erwähnten Gründen 100% höher als diejenige Menge, welche bei der Projektierung der Anlage Berücksichtigung fand. Dementsprechend machte sich natürlich auch eine Verschlechterung des Kläreffektes geltend. Das Tiefbauamt sowie die Kommission für die Einführung der Schwemmkanalisation waren schon in diesem Zeitpunkt für eine baldige Erweiterung der Kläranlage, wünschten jedoch zuvor eine Ueberprüfung der bestehenden Anlage durch einen Fachmann (26). Oberingenieur Blunk aus Essen, der zu diesem Zwecke beigezogen wurde, empfiehlt in einem Gutachten vom 31. August 1927 (27) neben einigen Abänderungen der bestehenden Anlage bei einer Erweiterung grundsätzlich das gleiche System beizubehalten wie beim ersten Ausbau. Am 26. Januar 1930 wurde von den Stimmberechtigten der Gemeinde der Kredit für die Erweiterung der Kläranlage bewilligt; diese konnte von Mitte bis Ende 1931 in ihren Hauptteilen dem Betrieb über-

geben werden. Die Leistung dieser erweiterten Anlage war so gewählt, dass sie das Abwasser von 300 000 Einwohnern in genügender Masse klären und den anfallenden Schlamm einwandfrei beseitigen sollte.

b) II. Ausbau.

Oberhalb des Sandfanges wurde ein *Regenauslassbauwerk* angeordnet, welches bei Hochwasser die Anlage entlastet und somit einen Teil des Abwassers direkt der Limmat zuführt. Der *Sandfang* blieb als solcher unverändert bestehen, hingegen wurde er, um eine mechanische Ausräumung zu ermöglichen, mit einem Greifbagger ausgerüstet.¹¹⁾ Dieser übergibt das Sandfanggut einem Kippwagen, welcher es auf den Depotplatz befördert. Der Rechen, welcher im ersten Ausbau dem Sandfang vorgeschaltet wurde, befindet sich nun am Auslauf desselben. Seine lichte Stabweite beträgt 3 cm. Die Reinigung wird besorgt durch eine automatische Rechenputzmaschine, welche Tag und Nacht im Betrieb steht. Ein Verteilungsbauwerk verteilt das zufließende Abwasser auf die frühere und auf die neue Anlage im Verhältnis 1 : 2. Symmetrisch zur alten Absitzanlage, die noch durch den Anbau eines Beckens von 471 m³ erweitert wurde, entstand die neue *Beckengruppe*, bestehend aus sieben Travis-Doppelbecken mit einem Klärraum von 3465 m³. Die ganze Anlage verfügt nun über einen Klärraum von 5236 m³. Für die Ableitung des geklärten Abwassers aus der neuen Beckengruppe ist ein besonderer *Ablaufkanal* mit Einlauf in die Limmat erstellt worden.

Den Transport des Frischschlammes auf die Faulkammern besorgt ein für die neue Beckengruppe besonders erstelltes *Hebwerk*, bestehend aus einer Zentrifugalpumpenanlage mit einer stündlichen Leistung von 100—120 m³. Die vorhandenen Faulkammern wurden erweitert durch Erstellen von vier neuen, grösseren Faulräumen mit einem Gesamtlinhalt von 6060 m³. Diese neue Anlage wurde mit Umwälz- und Gasabfangvorrichtung sowie mit einer Heizung für das Faulraumwasser ausgerüstet. Zur Aufnahme des vermehrten Anfalles an ausgefaultem Schlamm wurden zwischen der neuen Faulkammeranlage und der Limmat vier Schlammteiche mit einem Fassungsraum von ca. 3000 m³ und vier weitere Teiche unterhalb des Hauserschen Fabrikkanals erstellt.

II. Betriebsergebnisse des I. Ausbaues.

Bevor wir auf die Betriebskontrolle der erweiterten Anlage (zweiter Ausbau) und deren Ergebnisse eintreten, erscheint es angezeigt, auch den Betriebszustand der ersten Anlage etwas näher zu betrachten, wenigstens soweit er für die betreffenden Aggregate charakteristisch oder für unsere spätere Beurteilung von Bedeutung ist.

Die hier verwendeten Unterlagen entnehmen wir den Geschäftsberichten des Stadtrates von Zürich vom Jahre 1925 bis 1931, dem Bericht über die Untersuchung des Betriebes der Kläranlage der Stadt Zürich von der Städtehygiene- und Wasserbaugesellschaft in Wiesbaden (vom 5. Mai 1926), dem Gutachten über die Kläranlage der Stadt Zürich, erstattet von Oberingenieur H. Blunk (31. August 1927) sowie dem Aufsatz «Die Kläranlage der Stadt Zürich» von Ingenieur J. Müller, Zürich. Die Untersuchungen am Sandfang sind dagegen in der Periode von 1932 ausgeführt worden. Soweit noch weitere Angaben verwertet wurden, wird jeweils unter Quellenangabe darauf hingewiesen. Was den konstruktiven Aufbau der einzelnen Aggregate anbetrifft, so wurde dieser, soweit er zum Verständnis der Anlage nötig ist, bei den Betriebsergebnissen des zweiten Ausbaues berücksichtigt.

1. Abwassermenge.

Die graphische Darstellung No. 1 gibt die durchschnittliche Abwassermenge der einzelnen Betriebsjahre in Sekundenlitern seit Inbetriebnahme der Kläranlage wieder. Es wurde bereits in einem frühern Zusammenhange auf die Ursachen hingewiesen, welche der überaus raschen Zunahme der zu behandelnden Abwassermenge zu Grunde gelegen haben. Schon im Jahre 1927 überstieg die Abwassermenge dasjenige Quantum, welches im Entwurf von Heyd vorgesehen war, um 100% und

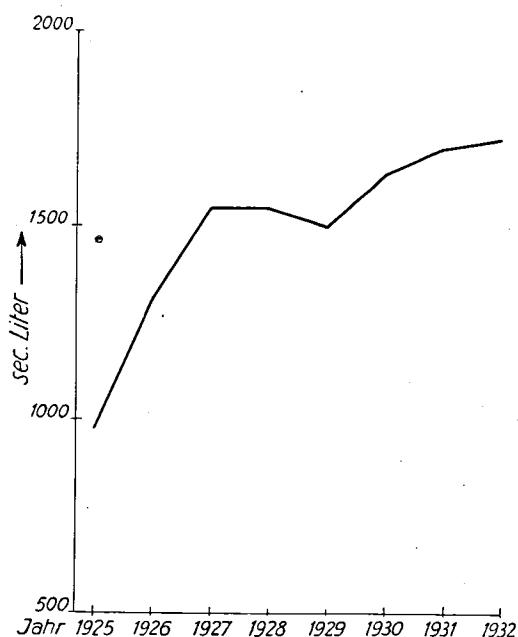
¹¹⁾ Rechen und Greifbagger wurden erst Ende 1932 erstellt.

im Jahre 1931 sogar um 150 %. Im Jahre 1929 ist die mittlere Abwassermenge gegenüber dem Vorjahre infolge der herrschenden Trockenheit etwas zurückgegangen.

2. Der Sandfang.

Während unserer Betriebskontrolle haben sich für den Sandfang die Verhältnisse insofern geändert, als Ende 1932 an Stelle des bisherigen Rechens vor dem Sandfang ein neuer, engspaltiger nach dem Sandfang eingebaut wurde. Wir behandeln deshalb unsere Untersuchungen, welche die Sandabscheidung betreffen, soweit sie vor dem stattgehabten Umbau ausgeführt wurden, an dieser Stelle.

Die Beobachtung, dass während des Betriebsjahres bisweilen in der Absitzanlage kleinere oder grössere Sandmengen sich bemerkbar machten, gaben Anlass, das Funktionieren des Sandfanges zu untersuchen.



Graph. Darstellung No. 1.
Abwassermenge seit Inbetriebnahme der Kläranlage (1925—1932).

Am 7. Juli 1932 war z. B. der Schlammraum von Becken No. X (neue Beckenseite) derart mit Sand angefüllt, dass infolge einer Rohrverstopfung das Ablassen von Frischschlamm unmöglich wurde. Das Becken musste abgesenkt und der Sand in der Menge von etwa $2\frac{1}{2}$ — 3 m³ von Hand ausgeräumt werden. Der mineralische Anteil des geförderten Materials betrug 90%. — Am 13. Oktober 1932 machte sich am Einlauf des untersten Beckens (alte Beckenseite) eine grössere Sandabscheidung bemerkbar, welche im Zulaufgerinne einen Wasserrückstau und damit eine ungleichmässige Belastung der benachbarten Becken zur Folge hatte.

Der Sandfang besteht aus drei nebeneinander angeordneten, 6 m langen Rinnen, wovon die mittlere während des Betriebsjahres 1932 bei normalem Wasseranfall meistens ausser Betrieb gesetzt war und nur bei Regenfall geöffnet wurde.

a) Wassergeschwindigkeit im Sandfang.

Um eine genügende Sandabscheidung zu erreichen, ist für Abwassersandfänge im allgemeinen eine Wassergeschwindigkeit von 30—40 cm/Sek. erforderlich. Im besondern ergibt sich aus Versuchen von Prof. Meyer-Peter (38), dass die Wassergeschwindigkeit, in der sich der Sand ablagert, je nach der Korngrösse des Sandes verschieden gewählt werden muss. Zur Kontrolle der effektiv vorhandenen Wassergeschwindigkeit im Sandfang bedienen wir uns eines Schwimmers.

In Zahlentafel No. 5 finden sich die Ergebnisse einer solchen Schwimmermessung zusammengestellt. Während der Wasserzulauf der mittleren Sandfangrinne abgesperrt war, wurden im linken und rechten Teil Messungen vorgenommen in Tiefen von 50 cm, 75 cm und 1,5 m, und zwar je einmal in der Mitte (M), einmal zwischen Mitte und rechter Seite (R) und einmal zwischen Mitte und linker Seite (L). Jede Messung wurde dreimal ausgeführt und davon der Mittelwert eingesetzt.

Aus Zahlentafel No. 5 ist ersichtlich, dass sich die Wassergeschwindigkeit bei einem normalen Trockenwetterabfluss (1600—1800 l/Sec.) und bei geschlossener mittlerer Sandfangrinne im Mittel innerhalb des Erfahrungswertes bewegt. Bei näherer Betrachtung der Zahlenwerte ist jedoch auffallend, wie ungleich sich die Geschwindigkeiten verhalten in ein und derselben Sandfangrinne, je nachdem die Messung in der Mitte, zwischen Mitte und rechter oder zwischen Mitte und linker Seite ausgeführt wurde. Besonders ausgeprägte Verhältnisse finden sich in der linken Sandfangrinne, wo zwischen Mitte und linker Seite (L) die Wassergeschwindigkeit das Dreifache beträgt von derjenigen zwischen Mitte und rechter Seite (R). Bemerkenswert sind kleinere und grössere Wirbelbildungen speziell in der linken Sandfangrinne.

Zahlentafel No. 5

Ergebnisse der Schwimmermessung vom 27. Oktober 1932.¹²⁾

Zeit der Messung: 14—17 Uhr.

Abwassermenge: im Mittel 1700 sek./L.

Witterung: bewölkt, geringe Niederschläge.

	Tiefe der Messung Meter	Die 5 m Strecke wurde zurückgelegt in Sekunden				Wassergeschwindigkeit cm/sec.			
		R	M	L	Mittel	R	M	L	Mittel
Sandfangrinne links	0,5	20	13,7	8,2	14,1	25	38,3	61	36
	0,75	30,1	12,5	9,9	17,5	16,6	40	50	30
	1,5	24	18	10,5	17,3	20,8	27,7	47,5	30
Sandfangrinne rechts	0,5	15	18	16	16,3	33	28	31	30,6
	0,75	17,3	18	13	13	29	28	38,5	38
	1,5	23	30	¹³⁾		22	16	—	—

Auf diese Weise lässt sich erklären, dass einerseits grössere Mengen von Sand den Sandfang passieren können, ohne Gelegenheit zu finden, sich abzusetzen (linker Sandfang L), und andererseits können sich Schlammstoffe ausscheiden (rechter Sandfang R). Bei Ausräumung des Sandfanges wurde ganz speziell an dieser Stelle stets eine Anhäufung von Schlammstoffen bemerkt.

Die Ursache der ungleichen Fliessgeschwindigkeit innerhalb einer Sandfangrinne bei gleichbleibender Wassermenge ist bedingt durch die konstruktive Ausbildung des Zulaufes in den Sandfang.

b) Ausräumung des Sandfanges.

Die Ausräumung des Sandfanges war bis Ende 1932 nicht möglich, ohne den Betrieb zu unterbrechen. Jeder Teil musste zu diesem Zweck einzeln zirka einen Tag lang ausgeschaltet werden. Neben den hygienischen Unzulänglichkeiten, welche die Ausräumung des widerlich riechenden Materials mit sich brachte, bestand in den beiden übrigen Teilen des Sandfanges eine erhöhte Fliessgeschwindigkeit. Am 19. September 1932 konnte z. B. während der Entleerung des linken Sandfanges in der mittleren Rinne eine Fliessgeschwindigkeit von 65—70 cm/sek. und in der rechten Rinne eine solche von 55—65 cm/sek., bei einem mittleren Abwasseranfall von 1860 sek./L beobachtet werden. Dass bei einer solchen Wassergeschwindigkeit nur eine ungenügende Sandabscheidung stattfinden kann, ist nicht zu bezweifeln.

Die Ausräumung des Sandfanges wurde in den ersten Betriebsjahren und in der ersten Hälfte 1932 zirka alle 3—4 Wochen vorgenommen. Verschiedene Beobachtungen haben jedoch gezeigt, dass dieses Intervall durchaus ungenügend ist. Fast bei jeder Ausräumung war der Sandfangraum angefüllt und darüber hinaus war eine 10—20 cm dicke Sandschicht regelmässig bemerkbar.

¹²⁾ Diese wurde stets bei gereinigtem Sandfang ausgeführt.

¹³⁾ Ausschliesslich Kreisbewegung.

Ein weiterer Beweis dafür, dass eine häufige Entleerung des Sandfanges nötig ist, erhellt aus der Tatsache, dass z. B. am 19. September 1932 der Sandfang im linken Abteil vollständig gefüllt war, obwohl derselbe erst 10 Tage zuvor entleert worden war. Zudem herrschte eine ausschliessliche Trockenperiode.

Aus diesen Ausführungen geht hervor, dass normalerweise der Sandfang zirka alle acht Tage einmal ausgeräumt werden muss; nach heftigen Niederschlägen vielleicht noch häufiger. Da dies jedoch nicht ohne beträchtliche Betriebsstörung und beträchtlichen Arbeitsaufwand geschehen kann, wurde auf Ende 1932 die bereits seit langem vorgesehene maschinelle Reinigung (Greifbagger) eingebaut.

c) Das Sandfanggut.

Zufolge der geographisch-geologischen Lage Zürichs und bedingt durch das Mischsystem führt das Zürcher Abwasser verhältnismässig viel Sand in die Kläranlage.

Das abgesetzte Material besteht zur Hauptsache aus feinkörnigem Sand, vermischt mit Kaffeesatz, Eierschalen, kleinen Steinen etc. Zu gewissen Zeiten sind besonders reichlich Kirschensteine, Traubenkerne und dergleichen vertreten. Reichlich Schlammstoffe und besonders Fäkalien finden sich fast stets bei geringer Wassergeschwindigkeit vor. Die folgende Zahlentafel No. 6 gibt Aufschluss über die Zusammensetzung des Sandfanggutes.

Zahlentafel No. 6

Trockensubstanz, Glühverlust bzw. Glührückstand des Sandfanggutes im I. Ausbau.

Tag der Probenahme	1932				
	23. März	26. April	12. Juli	1. November	18. November
Trockenrückstand	87,3 %	84,5 %	86 %	86,8 %	83 %
Glührückstand	91,6 %	89,7 %	93 %	90,3 %	72 %
Glühverlust	8,4 %	10,3 %	7 %	9,7 %	28 %

In den untersuchten Proben schwankte der Glühverlust zwischen 8,4 % und 28 % und beträgt im Mittel 12,7 %. Trotzdem dieser Wert nicht gerade ein hoher ist, so eignet sich das Material doch weder zu Düng- noch zu Streuzwecken; nach stattgehabter Ausfäulung, womöglich unter Kalkzusatz, kann es zu Geländeausfüllungen, eventuell zur *Vererdung von Kehricht* verwendet werden.

3. Die Rechenanlage.

In den ersten Betriebsjahren fand sich am untern Ende des Sandfanges, später am Einlauf zu demselben ein einfacher, fester Rechen (Spaltweite 5 cm) mit einem Sammelkasten für das Rechengut. Der Rechen wurde je nach Bedarf alle 2—3 Stunden einmal von Hand ausgeräumt. Das geförderte Material besteht zur Hauptsache aus Papier, Lumpen und Holz. Auch Blechbüchsen finden sich hier reichlich ein, welche der Kanalisation allerdings fern gehalten werden sollten. Ausserdem finden sich gelegentlich im Rechen Rückstände, fettige Stoffe, die aus den gewerblich-industriellen Abgängen (Seifenindustrie und Schlachthof) stammen.

Das Rechengut, welches im Jahre 1932 pro Tag 2,5—3 m³ betrug, wurde während mehrerer Jahre im Areal der Kläranlage neben dem Sandfang kompostiert. Zufolge geruchlicher Belästigungen und gelegentlicher Fliegenplage musste diese Art der Versorgung als hygienisch unzulässig verlassen werden. Heute werden die Rechenrückstände zusammen mit dem Sandfangmaterial unterhalb des Hauser'schen Fabrikkanals in einem besondern Teiche kompostiert. Um dieses Material hinsichtlich des ihm anhaftenden Geruchs und etwaiger Krankheitskeime unschädlich zu machen, wird es mit einer Kalklösung begossen. Bei dieser Art der Unterbringung des Rechengutes sollte dafür gesorgt werden, dass angeschwemmte Holzstücke und unbrauchbare Blechwaren gesondert geschichtet werden. Erstere können nach der Trocknung mit Vorteil verbrannt werden, letztere können an die Müllabfuhr abgegeben werden. Bach (28) z. B. empfiehlt Korke, soweit sie nicht durch den Rechen gegangen sind, zu sammeln, mit reinem Wasser gut durchzuspülen und als wertvolles Material an Linoleumfabrikanten zu verkaufen.

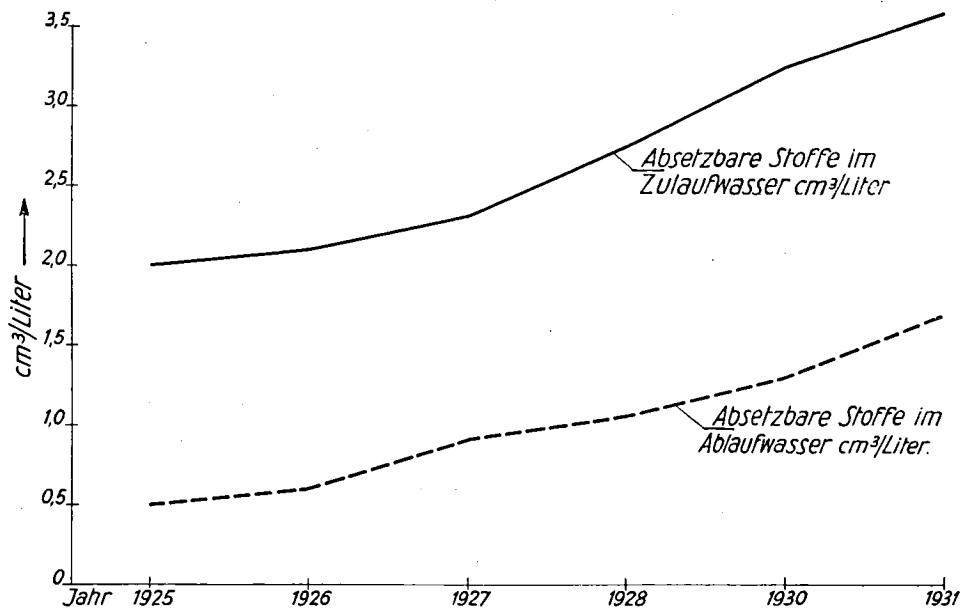
Es sind Untersuchungen im Gange, welche Abklärung schaffen werden über die Verwendungsmöglichkeiten des auf den Trockenteichen abgelagerten Rechen- und Sandfangmaterials.

4. Die Absitzanlage.

a) Klärwirkung.

Die rasche Zunahme der zu klärenden Abwassermenge sowie der vermehrte Schlammgehalt des Abwassers, welcher bedingt war durch zahlreiche neue Kanalisationsanschlüsse, hatten von Jahr zu Jahr eine ungünstigere Klärwirkung zur Folge.

In der graphischen Tafel No. 2 sind die absetzbaren Stoffe im Zulauf- und Auslaufwasser der Kläranlage dargestellt und nach den einzelnen Betriebsjahren geordnet. Es ist daraus zu ersehen, dass Zulauf- wie Auslaufwasser bis zum Jahre 1930, wo der Kläreffekt mit 53 % sein Minimum erreichte, eine stetige Zunahme der absetzbaren Schlammstoffe aufwies. Bei dem im Jahre 1931 erfolgten zweiten Ausbau wurde zunächst die neue Absitzanlage dem Betrieb übergeben und gleichzeitig die bisherige Absitzanlage (erster Ausbau) während einiger Zeit ausgeschaltet. Aus diesem Grund sind in der graphischen Tafel 2 die Werte über die absetzbaren Stoffe im Zu- und Ablaufwasser für das Jahr 1931 nicht aufgeführt. Sie betragen bis zum 15. August für das Einlaufwasser



Graph. Darstellung No. 2.

Absetzbare Stoffe im Zulauf- und Ablaufwasser zur Zeit des I. Ausbaues der Kläranlage (1925—1930).

4,0 cm³/L, für das geklärte Wasser 1,7 cm³/L. Am 17. August wurde die neue Absitzanlage in Betrieb genommen, und sie zeigte einen mittleren Gehalt an absetzbaren Stoffen im Einlaufwasser von 4,1 cm³/L und im Auslaufwasser einen solchen von 0,9 cm³/L.

Die Aufenthaltszeit des Abwassers in der Absitzanlage bildet bekanntermassen den ausschlaggebenden Faktor für den Reinigungsgrad des Abwassers. Trotzdem diese nur ausserordentlich gering war, machte sich dennoch ein verhältnismässig nicht gerade unvorteilhafter Kläreffekt geltend, wie aus der nachstehenden Aufstellung zu ersehen ist. Immerhin war der erzielte Effekt angesichts der verlangten Leistung völlig ungenügend.

Zahlentafel No. 7

Abwassermenge, Klärzeit und Kläreffekt im Betrieb der alten Anlage.

Betriebsjahr	Abwassermenge l/Sec.	Aufenthaltszeit im Absitzraum ¹⁴ Minuten	Ermittelter Kläreffekt %
1925	980	21	75
1926	1310	16	71
1927	1565	14	61
1928	1570	14	62
1929	1500	15	61
1930	1640	13	53

¹⁴) Die Aufenthaltszeit wurde berechnet aus Abwassermenge und Grösse des Absitzraumes, ohne Abzug für den «nicht ausnutzbaren Absitzraum».

Diese Zusammenstellung zeigt das zwischen Aufenthaltszeit und Kläreffekt bestehende Abhängigkeitsverhältnis gut auf, gleichzeitig aber auch die Dringlichkeit einer Erweiterung der bestehenden Absitzanlage.

Was die Wirkung der in den einzelnen Becken eingebauten Kolloidoren anbetrifft, so wird diesen, wie in dem Gutachten der Städtehygiene- und Wasserbaugesellschaft in Wiesbaden ¹⁵⁾ ausgeführt ist, eine um rund 18 % erhöhte Schlammabscheidung zugeschrieben gegenüber jenen Beckengruppen, welche ohne diese Einrichtung sind. Der Grund dieser besseren Klärwirkung wird neben einer physikalischen zur Hauptsache auf eine biologische Wirkung zurückgeführt. Etwas anderer Ansicht scheint Blunk zu sein, wenn er in seinem Gutachten sagt: «Die Untersuchung hat ergeben, dass die Kolloidore hier nicht als solche wirken; dazu ist offenbar die Geschwindigkeit im Absitzraum zu gross, sondern sie haben unverkennbar einen gewissen günstigen Einfluss auf die gleichmässige Verteilung des Abwassers und auf die bessere Ausnutzung des Klär-raumes ausgeübt und dadurch eine geringfügige bessere Klärwirkung erzielt.»

b) Schlammabscheidung.

Aus den verschiedenen Gutachten, welche über den Betriebszustand während des ersten Ausbaues der Kläranlage eingezogen worden sind, sowie aus der Diskussion mit dem Betriebspersonal ging hervor, dass die Abscheidung bzw. das Ablassen des Frischschlammes nicht ganz nach Wunsch vonstatten gegangen war. Natürlicherweise setzt sich im vordern Teil der Absitzbecken der schwere, gröbere Schlamm ab, während in den hintern Schlammtrichtern sich der leichtere und feinere Flockenschlamm ansammelt. Beim Oeffnen der mit Spindelschiebern verschliessbaren Ablassrohre kam es daher leicht vor, dass der in den beiden ersten Trichtern befindliche, träge fliessende Frischschlamm nicht in dem Masse nachsinken konnte, wie er durch das Rohr abgeführt wurde. Die Folge davon war, dass das Wasser, welches oberhalb des Schlammes stand, sehr bald durchbrach und der schwere Schlamm im Absitzraume liegen blieb. Es wurde versucht, die entstandenen Schwierigkeiten dadurch zu beheben, dass die Schieber nur zu einem kleinen Teil geöffnet wurden, um dadurch geringere Geschwindigkeiten zu erzielen. Dieser Vorschlag bewährte sich jedoch praktisch nicht, weil sehr bald eine Verstopfung des kleinen Querschnittes der Ablassrohre eintrat. Es hatte sich daher die Praxis herausgebildet, während des Ablassens des Frischschlammes gleichzeitig durch 2—3 Mann mit langen Stangen den Schlamm nach der Spitze des Schlammtrichters schieben zu lassen, um so ein Durchbrechen des Wassers zu verhindern. Dieses nicht sehr hygienische und für die Arbeiter äusserst mühsame und zum Teil gefährliche Vorgehen wurde später dadurch ersetzt, dass die Rutschflächen mit einem an einer langen Stange befindlichen Hydranten abgespritzt wurden. Der zähflüssige Frischschlamm konnte so in nützlicher Frist in die Trichterschale gebracht werden.

Die Menge des täglich anfallenden Frischschlammes wird im Jahre 1929 von Ing. Müller mit 80—100 m³ angegeben, was 0,45—0,5 Liter pro Kopf und Tag entspricht. Heute hat sich das Quantum, auf den Einwohner berechnet, um mehr als das doppelte vergrössert.

Ueber die *Zusammensetzung des Frischschlammes* waren uns zwei Analysen zugänglich, welche im Jahre 1925 vom chemischen Laboratorium der Stadt Zürich ausgeführt wurden. Wir führen die Analysenzahlen, soweit sie zur Charakterisierung des Frischschlammes dienen, in Zahlentafel No. 8 an.

Zahlentafel No. 8

Zusammensetzung des Frischschlammes im I. Ausbau.

	Frischschlammprobe	
	15. Juli 1925	11. Aug. 1925
Wassergehalt	80,9	67,7
Trockensubstanz	19,1	32,3
In der Trockensubstanz:		
Mineralischer Anteil	61,1	63,1
Organischer Anteil	38,9	36,1

¹⁵⁾ l. c.

Ein Vergleich dieser Analysenzahlen — soweit hier ein solcher zulässig ist — mit den entsprechenden Werten, wie sie aus der Abwasserpraxis und aus der Literatur bekannt sind, zeigt ihre grosse Verschiedenheit hinsichtlich der Zusammensetzung der Trockensubstanz. Während der Frischschlamm eines normalen Abwassers 60—70 % organische Stoffe aufweist, finden wir hier nur 35—40 %. Die Ursache dieser Erscheinung dürfte neben dem mangelhaften Funktionieren des Sandfanges zur Hauptsache auf den geringen Gehalt an abgeschwemmten Fäkalstoffen zurückzuführen sein. Solche wurden speziell in den ersten Betriebsjahren in den damals noch zahlreichen Abortkübeln und Klosettgruben zurückgehalten. Nachdem heute bereits der grösste Teil der Häuser direkt an die Kanalisation angeschlossen ist, hat sich auch die Natur des Frischschlammes im Sinne eines vermehrten Gehaltes an organischen Stoffen verändert.

5. Die Schlammbehandlungsanlage.

Der Frischschlamm wird durch die Schlammförderanlage in die getrennte Schlammfäulanlage gedrückt. Diese hat den Zweck, den frischen Schlamm, der im wesentlichen aus organischen Stoffen bestehen soll, durch den Zersetzungsprozess in seiner Menge einzuschränken und in eine Form zu bringen, in der er die Fähigkeit hat, leicht zu trocknen und bei weiterer Behandlung keine Belästigungen speziell geruchlicher Natur mehr hervorzurufen.

Wie weit die Schlammbehandlungsanlage des I. Ausbaues eine Ausfäulung des Schlammes erreichen liess, wird je nach den verschiedenen Gutachten ganz verschieden beurteilt.

Leider stehen uns keine zuverlässigen Analysenresultate zur Verfügung, welche Aufschluss geben würden, wie weit eine Mineralisierung des Schlammes im I. Ausbau stattgefunden hat.

Ein biologischer Tropfkörper, welcher zur Reinigung des Faulraumüberlaufwassers in Betrieb genommen wurde, hat sich nicht bewährt, weil das zu behandelnde Wasser allzusehr mit Schlammstoffen durchsetzt und überdies ungenügend ausgefäult war. Ing. Blunk hatte deshalb vorgeschlagen, das Ueberlaufwasser aus den Faulräumen anstatt in den Limmatablauf, zusammen mit dem übrigen Abwasser in die Absitzanlage zurückzuleiten und dort zu behandeln, d. h. die absetzbaren Schlammstoffe ausscheiden zu lassen.

III. Betriebsergebnisse des II. Ausbaues.

1. Gesichtspunkte.

Im Hinblick auf die Betriebserfahrungen, welche der erste Ausbau der Kläranlage zeitigte, und nachdem die entsprechenden Erweiterungen im zweiten Ausbau im wesentlichen zu der heutigen Anlage geführt hatten, fanden die zuständigen Behörden mit Recht den Zeitpunkt für gekommen, sich über die Wirkungsweise und den Wirkungsgrad der heutigen Kläranlage der Stadt Zürich auf Grund eingehender fachwissenschaftlicher Untersuchungen unterrichten zu lassen. Die Untersuchungen, welche die Abwasserreinigungsanlage betreffen, haben wir nach folgenden Gesichtspunkten als Betriebskontrolle in Angriff genommen:

Die Betriebskontrolle der Abwasserreinigungsanlage einer Siedelung erstreckt sich über folgende technische Anlagen bzw. Aggregate:

a) Auf die *Abwasserreinigungsanlage* (mechanische Kläranlage), und zwar mit Bezug auf eine vorteilhafte Wirkung des Sandfanges und der Rechenanlage sowie eine hygienisch einwandfreie Beseitigung und Verwertung des Sandfang- bzw. Rechengutes; ferner mit Bezug auf den Betrieb und die Wirkung der Absetzbecken. Hier ist vor allem auf diejenigen Massnahmen Bedacht zu nehmen, welche geeignet sind, in möglichst kurzer Zeit ein mechanisch weitgehend gereinigtes Abwasser unter Wahrung seiner ursprünglichen «Frische» in den Vorfluter abgeben zu können. Dabei muss eine den Umständen entsprechende Sauberkeit des Betriebes unbedingt eingehalten werden, und zwar sowohl wegen des allgemein vorteilhaften Eindrucks, welchen eine Kläranlage machen muss, vor allem aber auch, um eine nennenswerte Geruchs- und Fliegenplage sowie eine gesundheitliche Beeinträchtigung des Bedienungspersonals zu vermeiden.

b) Auf die *Schlammfauanlage* (Faulkammern) mit Bezug auf den hygienisch einwandfreien Betrieb und technisch-wirtschaftlich vorteilhaft geleiteten Ausfau- und Entwässerungsvorgang bei der Behandlung des aus den Absetzbecken anfallenden Frischschlammes. Die Art des Vorgehens darf dabei nicht an ein Schema gebunden sein, sondern hat sich weitgehend nach den örtlichen Verhältnissen zu richten. Die Natur des anfallenden Frischschlammes, die abhängt von der Natur und dem Wechsel der auf der Kläranlage anfallenden Abwässer (gewerblich-industrielle Abwässer, Regen- und Trockenperiode, Länge und Zustand des Kanalnetzes) bestimmt im Verein mit der Temperatur in den Faulkammern die *Zeit der Ausfauung* und die *Eigenschaften des ausgefaulten Schlammes* hinsichtlich Stichtfestigkeit, Geruch, Gebrauchs- und Verkaufswert sowie vor allem auch die Eigenschaften und die *Menge des dabei gebildeten Faulgases*. Die Eigenschaften des Faulschlammes lassen in Verbindung mit Rührwerk und Umwälzvorrichtungen (Schraubenschaufler) die Bildung einer *Schwimmdecke*, eventuell das Schäumen und Steigen in den Faulkammern vermeiden.

c) Auf die *Schlamm-Entwässerungseinrichtungen und -Verwertungsmassnahmen* mit Bezug auf eine genügende und stetige Aufnahmebereitschaft und einen raschen Wirkungsgrad bei kleinster Platzbeanspruchung die geringsten Anlage- und Betriebskosten bei genügender Wirkung. Ausserdem ist danach zu trachten, den ausgefaulten Nass- und Trockenschlamm möglichst vorteilhaft abzusetzen.

d) Auf die zweckmässige gärtnerische Herrichtung der gesamten Anlage.

e) Auf die Vorflut im Hinblick auf den Umfang, in welchem sich das Abwasser aus der Kläranlage auf dieselbe auswirkt. Es ist dies ein wichtiger Teil der Betriebskontrolle. Die Grösse des Wirkungsgrades, den die Kläranlage letzten Endes aufzuweisen hat, ist an der zulässigen Belastungsgrösse des Vorfluters zu messen und nicht umgekehrt. Da in unserem Falle neben stadtzürcherischen auch andere Belastungsquellen für die Limmat in Betracht kommen, so vor allem auf der Strecke unterhalb des Klosters Fahr und der Gebiete im Wettinger Stau, sind bezügliche *Limmatuntersuchungen* so durchzuführen, dass sie über den effektiven Anteil der verschiedenen Belastungsquellen Aufschluss geben bzw. den Umfang der Verantwortung der einzelnen Belastungsquellen nach Möglichkeit angeben lassen.

Der Begriff Betriebskontrolle ist hier nicht ganz identisch mit der von Imhoff (29) bezeichneten Wirkungskontrolle, welche sich mit der Wirkung der Anlage auf den Vorfluter beschäftigt und Aufgabe des Bakteriologen, Biologen und Chemikers ist. Wir haben unsere Kontrolle der Kläranlage vielmehr im Sinne einer nach Imhoff bezeichneten Arbeits- und gleichzeitigen Wirkungskontrolle durchgeführt. Nach diesem Autor hat man unter Arbeitskontrolle die Kontrolle der technischen Aggregate, speziell mechanischer Kläranlagen zu verstehen, und zwar mit der Fragestellung, ob diese ihre Pflicht tun ihrer Art und Grösse nach und ob sie richtig betrieben werden. Für diese Kontrolle ist vor allem der Ingenieur zuständig.

Als Nicht-Technikern könnte uns daher der Vorwurf der Nichtzuständigkeit für einen Teil unserer Untersuchungen gemacht werden. Wir glauben aber, dass dies zu Unrecht geschehen würde, indem sich unsere Beurteilung nicht auf die Kontrolle der richtigen konstruktiven Durchbildung an sich und deren Auswirkungsmöglichkeiten auf den Betrieb erstreckt, sondern lediglich auf die Auswirkungen in Bezug auf eine zufriedenstellende Leistung der Anlage als solche, sowie auf den Vorfluter. Es liegt unseres Erachtens vielmehr in der Natur der Sache, dass eine schärfere Trennung der Zuständigkeiten als die, welche sich nach obigen Ausführungen ergibt, für die Konstruktion und den Betrieb der Abwasserreinigungsanlagen kaum förderlich ist. Wir glauben im Gegenteil, dass entsprechend den vielseitigen und tiefgreifenden Wechselbeziehungen, die zwischen der Konstruktionsart und der Wirkungsweise bzw. dem Wirkungsgrad und den zu stellenden Anforderungen bestehen, eine möglichst weitgehende Zusammenarbeit zwischen Konstrukteur einerseits und Biologen, Bakteriologen und Chemiker in einer Person andererseits angestrebt werden muss.

Bei Inangriffnahme der praktischen Arbeiten befanden sich naturgemäss verschiedene Aggregate im vollen Betriebszustand (Sandfang, Rechen, Absetzbecken, alte Faulkammern), während andere, speziell die neuen Faulkammern und deren Heizungseinrichtung, teilweise eben dem Betrieb übergeben wurden, teilweise noch ihrer baulichen Vollendung harrten. Wir haben uns daher in diesem

Punkte den Besonderheiten der Anlage weitgehend angepasst und speziell im ersten halben Jahr danach getrachtet, vor allem bei der Inbetriebnahme der neuen Faulkammern und der Faulkammern überhaupt möglichst rasch gute Betriebsverhältnisse zu schaffen. Wir werden im folgenden über unsere Arbeiten und deren Erfolge berichten, welche uns mit der Inbetriebnahme der Faulkammern beschäftigten und daran anschliessend über die mehr oder weniger programmgemässe Durchführung unserer Betriebskontrolle und deren Ergebnisse in den einzelnen Aggregaten.

2. Inbetriebnahme der Faulkammern.

Zum nötigen Verständnis der Vorgänge in den Faulkammern und deren Konstruktion diene vorerst eine kurze Schilderung der technischen Anlage und Einrichtung der Faulkammeranlage. Die *alte Faulkammeranlage* besteht aus sechs Kammern mit quadratischem Grundriss, deren Faulraum insgesamt 3480 m³ beträgt. Die Sohle ist als Trichter ausgebildet mit einer Neigung von 3 : 4. Je zwei Kammern sind durch Oeffnungen in der Zwischenwand miteinander verbunden. Ein zwei Kammern gemeinsamer, hochliegender Beschickungsbehälter war zum Entwässern des Frischschlammes bestimmt. Der frische Schlamm wird von oben in der Mitte in die Kammern eingeleitet; Die Trübwasserablaufstellen befinden sich an den Umfassungswänden. Der ausgefaulte Schlamm wird in der üblichen Weise durch ein Rohr mit Wasserüberdruck abgelassen.

Die *neuen Faulkammern* sind in der Formgebung den bestehenden angeglichen. Beide Behältergruppen bilden einen einheitlichen Komplex, welcher zum Schutz gegen Kälte mit einer Erdanschüttung umgeben ist. Die neue Anlage, aus wirtschaftlichen Gründen in grössere Kammern unterteilt, besteht aus vier Räumen mit quadratischem Grundriss mit einem Inhalt von je 1670 m³, total 6680 m³. Auch hier sind je zwei Kammern durch Oeffnungen in der Zwischenwand miteinander verbunden. Die Sohle jeder dieser Kammern ist in vier Schlammtrichter aufgelöst mit einer Neigung von 1 : 1. An den Stirnflächen sind Behälter angeordnet, welche zur Abscheidung des Trübwassers dienen. Die Zuleitung des Frischschlammes geschieht durch entlüftbare Einlassrohre, welche bis unterhalb der Sohlenschlitze der genannten Behälter in die Kammern geführt sind. Von der gemeinsamen, von der Absitzanlage kommenden Druckrohrleitung wird der Frischschlamm durch die verschiedenen, mit Schiebern verschliessbaren Zweigleitungen den einzelnen Beschickungsrohren zugeführt. Das Ablassen des ausgefaulten Schlammes erfolgt mittels Wasserüberdruck nach einem Schlammkanal, von wo er teils direkt mit natürlichem Gefälle, teils mittels einer *Druckluftanlage* den Schlammteichen zugeführt wird. Die Schlammablassrohre reichen bis in die Sohlenspitze der Schlammtrichter hinab. Die neue Faulkammeranlage ist versehen mit einer Heizung der Faulräume, mit Gasabgang, Umwälzung und Rührwerk mit Zeitschalter zur Schwimmdeckenbeseitigung.

Zwischen den beiden Faulkammergruppen befindet sich ein begehrbarer Leitungskanal, in welchem sämtliche Leitungen untergebracht sind. Ein Maschinenhaus, in dem die Heizung sowie die Schaltapparate für die Rührwerke eingebaut sind, befindet sich an einem Ende des Leitungskanals.

Vor Beginn unserer Arbeit wurden die alten Faulkammern (Inhalt 3480 m³) während einiger Monate (August bis November 1931) nicht nur mit dem Frischschlamm der alten, sondern auch mit dem der neuen Absitzanlage beschickt, weil die neue Anlage damals baulich noch nicht so weit gefördert war, dass man sie dem Betrieb hätte übergeben können. Es mussten während dieser Zeit einem Faulraum von 3480 m³ Inhalt täglich rund 300 m³ Frischschlamm zugeführt werden. Dies hat sich mit der Inbetriebnahme der neuen Faulkammern insofern verändert, als solche in der Folge zur Aufnahme des gesamten Frischschlammes benutzt wurden, während die alten, nunmehr gefüllten Kammern sich selbst überlassen blieben.

Weil ungefähr in diesem Zeitpunkt unsere Kontrolle begann, so ist es nach den eben geschilderten Verhältnissen durchaus verständlich, dass damals unsere dringendste und erste Aufgabe darin bestand, Massnahmen zu treffen zur unverzüglichen Behebung dieses Zustandes. Wir waren uns dabei von Anfang an im klaren darüber, dass die Umstellung des in saurer Gärung befindlichen Kammerinhaltes in den alkalischen Zustand, wie die Erfahrung bei andern Anlagen gezeigt hat, stets mit viel Mühe und Schwierigkeiten verbunden ist. Das trifft im vorliegenden Falle umso mehr

zu, als die Kläranlage in der ungünstigsten Jahreszeit (Januar 1932) in Betrieb genommen werden musste, wo wir Faulraumtemperaturen von nur 9° registrierten.

a) Vorgehen bei den neuen Faulkammern.

Wir waren gezwungen, das ganze Schlammquantum (rund 3000 m³) mit Kalk zu neutralisieren, da es uns damals nicht möglich war, die Menge des Kammerschlammes durch Ablassen von Schlamm wesentlich zu vermindern. Die Trockenbeete und Schlammteiche waren teils gefüllt, teils noch nicht betriebsfertig. Eine zum Ziele führende Beimpfung der Faulräume mit gutem Faulschlamm, welche zuvor das Ablassen mindestens eines Teiles des sauren Schlammes nötig gemacht hätte, konnte damals neben dem bereits erwähnten Grunde deshalb nicht in Frage kommen, weil das nötige Impfmateriale auf der Anlage nicht zur Verfügung stand und dessen Herbeischaffung unverhältnismässig hohe Kosten verursacht hätte.

Auf Grund von Schlammtitrationen wurde somit die Menge Kalk berechnet, die notwendig war, um einen alkalischen Schlamm zu erhalten. Die entsprechende Menge wurde im Verlauf von sechs Tagen zu gleichen Teilen in die Kammern eingeführt. Gleichzeitig mit der Kalkung des Kammerschlammes fand auch eine solche des Frischschlammes statt, dessen Tagesanfall zur Beschickung dieser Kammern benutzt werden musste, weil die übrigen Kammern schon mit Schlamm gefüllt waren. Eine nennenswerte Alkalisierung gelang in der von uns vorgesehenen Frist von sechs Tagen nicht. Als Hauptursache mag die Ueberlastung der Kammern mit Frischschlamm anzusprechen sein, zumal die tägliche Frischschlammmenge eine weit grössere war als diejenige, welche bei der Kalkzugabe in Rechnung gesetzt wurde. Auf Grund dieses Misserfolges dürfen wir annehmen, dass eine vollständige Neutralisation bei gleichzeitiger Beschickung der neuen Faulräume mit dem gesamten Frischschlamm anfall der Anlage auf die Dauer und ohne ständige Kalkung kaum hätte eintreten können. Dies bestätigen u. a. auch die Laboratoriumsversuche von Keefer und Kratz (30), welche unter günstigeren Temperaturbedingungen als wir — bei einer täglichen Frischschlammzufuhr von nur 6% zu einem ebenfalls noch jungen, unausgefauten Impfschlamm — keinen ausgefauten Schlamm erhalten konnten.

Wir nahmen einige Wochen später die Kalkung der Kammern IX und X wieder auf, ohne täglich mit Frischschlamm zu beschicken. Die Ergebnisse dieser Kalkung sind folgende:

Zahlentafel No. 9

pH-Wert vor und nach der Kalkzugabe.

Entnahmestelle im Faulraum, unterkant Proberohr (m Tiefe)	pH-Werte	
	vor der Kalkung	nach der Kalkung
2	6,0 bis 6,1	6,6
6	6,1	6,5
9	6,2	6,2

Der Schlamm stand damals in einer Tiefe von 5—5½ m. In einer Tiefe von 9 m kam die Kalkzugabe nicht mehr zur Auswirkung, weil die Umwälzvorrichtung nur bis zu einer Tiefe von 6,5 m reicht und somit hier keine Durchmischung möglich war. Wir können aus diesen Resultaten erkennen, dass eine Alkalisierung des Faulkammerinhaltes auf die vorgezeichnete Art grundsätzlich zum Ziele geführt haben würde, wenn wir unsere Massnahmen weiter geführt hätten.

Da die bei der Einarbeitung von Faulräumen auftretende Erscheinung des Schäumens oder Spuckens in Verbindung mit einer zähen, fast lederartigen Schwimmdecke auch hier nicht fehlte, wurde vorläufig von einer weiteren Behandlung in der eingeschlagenen Richtung Umgang genommen.

Als aber während Umänderungsarbeiten an den Beschickungsbehältern der neuen Faulkammern eine Kammergruppe nach der andern gewisse Zeit ausser Betrieb gesetzt werden musste, hielten wir gerade diese Zeitspanne für geeignet, unsere Versuche wieder aufzunehmen. Während wir bei der einen Kammergruppe durch Kalkung zum Ziel gelangen wollten, beabsichtigten wir bei der andern die alkalische Beimpfung durchzuführen, da wir auf der Anlage selbst ein genügendes Quantum Impfschlamm (Schwimmdeckenmaterial) zur Verfügung hatten. Dabei waren wir uns bewusst, dass

nur die *dosierte Frischschlammbeschickung* den alkalischen Zustand des Kammerschlammes aufrecht erhalten konnte.

Durch das genannte Vorgehen hofften wir, zusammen mit dem Laboratoriumsversuche abzuklären, ob sich Schwimmdeckenmaterial eignet zur Beimpfung von Faulräumen, dann wollten wir aber auch feststellen, ob die in der Abwasserpraxis üblichen Verfahren zur Ueberwindung der sauren Gährung (Kalkung und alkalische Beimpfung) auch für unsere Verhältnisse anwendbar sind.

Die Beimpfung fand in den Kammern IX und X statt. Der darin noch vorhandene saure Schlamm wurde weitgehend entfernt. Dank der günstigen Lage der Schlammteiche jenseits des Hauserkanals konnten wir uns erlauben, diesen Schlamm trotz seines noch hohen Wassergehaltes sowie seines hohen Gehaltes an organischen Stoffen und trotz seines fäkalartigen, säuerlich penetranten Geruches auf den Schlammteichen, die inzwischen fertig gestellt waren, zu deponieren. Die Lagerung und Dekomposition dieses nahezu noch frischen Materials gab dann auch weder in einem weitem Umkreis, noch auf der Anlage selbst Anlass zu nennenswerter Belästigung, auch nicht im Hinblick auf das abdrainierte Wasser, welches dem Hauserkanal übergeben wurde. Als Impfschlamm für die nunmehr weitgehend entschlammten Kammern wurde Schwimmdeckenmaterial aus den alten Schlammfaulräumen verwendet. Die Schwimmdecke zeigte eine Dicke von 2—2½ m. Während die untern Lagen einen sauren (pH-Wert 6,0), schlecht mineralisierten und mit sehr viel Fasern durchsetzten Schlamm aufwiesen, fand sich in den obern Lagen der Schwimmdecke ein Material vor, das uns zufolge seiner Eigenschaften als Impfschlamm geeignet schien.

Die Beschaffenheit und die Zusammensetzung des zur Beimpfung verwendeten Schwimmdeckenmaterials sind folgende:

Alter der Schwimmdecke:	½—¾ Jahre
Aeußere Beschaffenheit:	gräulich schwarzer, dicker Brei, nur mit wenigen faserigen Stoffen durchsetzt, mit leicht teerigem Geruch
pH-Wert:	7,3—7,4
Wassergehalt:	75,2 %
Trockensubstanz:	24,8 %
In der Trockensubstanz:	
Mineralischer Anteil:	56,7 %
Organischer Anteil:	43,3 %

Die Proben wurden an denjenigen Stellen der Schwimmdecke entnommen, welche für die Beimpfung in Frage kamen. Die einzelnen Teilproben wurden in einem Eimer miteinander zu einer Durchschnittsprobe vermengt.

Ungefähr 250 m³ dieses Schwimmdeckenmaterials wurden abgeschöpft und mittels Karretten durch die Klappen der Gasdecke den beiden Kammern IX und X zugeführt. Nachdem die Kammern mit Abwasser aus der Absitzanlage gefüllt waren, wurde der pH-Wert in den verschiedenen Kammer-tiefen bestimmt.

Die folgende Zahlentafel zeigt den pH-Wert in der mit Schwimmdeckenmaterial beimpften Kammergruppe. Vergleichshalber führen wir auch die entsprechenden Zahlen aus derjenigen Kammergruppe (VII und VIII) an, die zur Zeit zur undosierten Aufnahme des Frischschlammes verwendet wurden.

Zahlentafel No. 10

pH-Wert des mit und ohne Schwimmdeckenmaterial beimpften Faulkammerinhaltes.

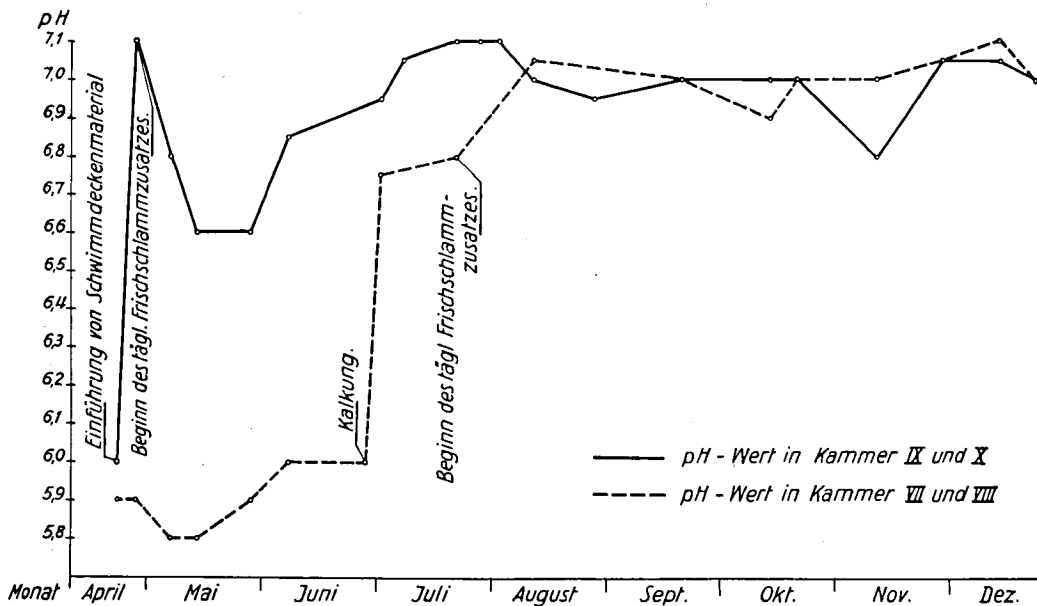
Entnahmestelle im Faulraum	pH-Werte	
	alkalisch beimpfte Kammern	nicht beimpfte Kammern
3 m tief	7,2	5,9
6 m »	7,1	5,9
7 m »	7,1	6,0
9 m »	6,0	6,1 bis 6,2

Aus obiger Zahlentafel ist ersichtlich, dass der pH-Wert in der mit Schwimmdeckenmaterial beimpften Kammer sich ungefähr auf gleicher Höhe befindet, wie er an der Schwimmdecke selber festgestellt wurde. In einer Tiefe von 9 m dagegen beträgt der pH-Wert nur 6,0 zufolge der Schlamm-

reste, die beim Ablassen des Kammerinhaltes nicht herausbefördert werden konnten. Dass die unbeimpfte Kammergruppe einen sauern Schlamm aufwies, ist natürlich nicht verwunderlich, wenn man bedenkt, dass sämtlicher Frischschlamm vorübergehend hier abgelagert wurde. Befürchtungen, die von verschiedenen Seiten geäußert wurden: das eingebrachte Material könnte als Schwimmdecke wieder hochsteigen, sind nicht zur Tatsache geworden.

Die nach der vorgezeichneten Art behandelten Kammergruppen IX und X wurden in der Folge täglich mit einer dosierten Menge von Frischschlamm (etwa 2%) beschickt. Gleichzeitig wurden zirka alle 14 Tage Wasser- und Schlammproben aus verschiedenen Tiefen der Faulräume mittels des Blunk'schen Schlammhebers entnommen und darin die entsprechenden pH-Werte bestimmt.

In der graphischen Darstellung No. 3 sind die pH-Werte dargestellt, wie sie in den verschiedenen Monaten des Betriebsjahres, sowohl in den mit Schwimmdeckenmaterial beimpften Kammern IX und X als auch in den Kammern VII und VIII vorgängig der noch zu bestimmenden Kalkung, und später festgestellt werden konnten. In der graphischen Darstellung sind diejenigen Werte auf-



Graphische Darstellung No. 3.
Verlauf des pH-Wertes in den Schlammfaulräumen (1932).

genommen, die aus einer Faulraumtiefe von 6 m stammen. Es ist daraus ersichtlich, dass nach Beginn der täglichen Frischschlammzufuhr in die mit Schwimmdeckenmaterial in den ersten Wochen beimpften Kammern der pH-Wert sank, obwohl das Beschickungsverhältnis von Frischschlamm zu Faulschlamm 2% nicht überstieg; er erreichte aber im Verlauf von einigen Wochen wieder den Neutralpunkt. Trotzdem im Laufe dieser Zeit ein Temperaturanstieg von 2—3° in den Faulkammern sich einstellte, können wir diese Beobachtung nicht ausschliesslich den bestehenden Temperaturverhältnissen zuschreiben. Wenn wir nämlich die Bedingungen unseres Laboratoriumsversuches (siehe später) mit dem betreffenden Vorgang in den Faulkammern vergleichen, so dürften wir eine Erklärung finden.

Für den Laboratoriumsversuch ist hier ergänzungsweise zu vermerken, dass während der vierzehntägigen regelmässigen Zufuhr jener kleinen Mengen Frischschlammes für das entsprechende System (2% Beschickung bei 10°) der pH-Wert von anfänglich 7,2 am siebenten Tage auf pH 7,0 und nach weiteren acht Tagen bereits auf pH 6,8 absank. Nach einer beschickungslosen Ruheperiode von zirka einem Monat hatte die pH-Zahl des dort späterhin als Impfschlamm dienenden Materials naturgemäss den erwähnten Wert von pH 7,3 erreicht. Da im Laboratoriumsversuch in diesem Zeitpunkt das betreffende Material als Impfschlamm verwendet wurde, trat im Verlauf der Beschickung des Systems das anfänglich typische Absinken des pH-Wertes nicht mehr auf. — In den Faul-

kammern dagegen beginnt die Frischschlammzugabe in jenem Zeitpunkt, wo sich der Impfschlamm noch in seinem Anfangsstadium befindet, wo er also die im Versuch beobachtete anfängliche Säuerungsperiode noch durchzumachen hatte.

Aus der Tatsache, dass in den folgenden Wochen und Monaten des Betriebsjahres der pH-Wert, abgesehen von kleineren Schwankungen, dauernd um den Neutralpunkt herum sich bewegte, schliessen wir, dass das zu einer normalen alkalischen Schlammgärung nötige Verhältnis zwischen dem gebildeten Impf- bzw. Faulschlamm und dem zugesetzten Frischschlamm ständig vorhanden war.

Zur Orientierung über die *Zusammensetzung*, die *Verwendungsmöglichkeit* und den *Kaufpreis des bei der Schlammzersetzung gebildeten Klärgases* wurden vom Laboratorium des Gaswerkes der Stadt Zürich regelmässige Gasanalysen ausgeführt. Ausserdem war von Interesse, wie sich die Zusammensetzung des Gases bei verschiedener Wasserstoffionenkonzentration verhält. Kammern VII und VIII waren sauer (pH-Wert 6,0), Kammern IX und X waren alkalisch (pH-Wert 6,8 bis 7,0).

Wir lassen in der Zahlentafel No. 11 die Durchschnittswerte von vier Gasanalysen folgen, deren Proben im Laufe von 10 Tagen an den eigens für diesen Zweck an den Gashauben angebrachten Proberhähnchen entnommen wurden.

Obschon Vergleiche zwischen den verschiedenen Zahlen in den beiden Kammern nur bedingt zulässig sind, weil sowohl Schlammstand wie das Beschickungsverhältnis verschieden waren, so dürfen wir dennoch feststellen, dass ein wesentlicher Unterschied besteht in der Zusammensetzung des Gases aus einer alkalisch und aus einer sauer arbeitenden Kammer.

Zahlentafel No. 11

Zusammensetzung von Klärgas aus einer Faulkammer mit saurer bzw. alkalischer Gärung.

	Kammer VII (sauer) (pH-Wert 6,0)	Kammer IX (alkalisch) (pH-Wert 6,8—7,0)
Kohlensäure	43,4 %	26,4 %
Methan	51,9 %	70,4 %
Stickstoff	4,5 %	2,55 %
Schwefelwasserstoff	0,120 %	0,058 %
Spezifisches Gewicht	0,996	0,819
Oberer Heizwert ¹⁶⁾	4949	6724
Unterer Heizwert	4449	6041

Als weiteres Verfahren zur Ueberwindung der sauren Gärung in den Faulkammern wurde versucht, in Kammer VII und VIII durch Kalkung zum Ziele zu gelangen. Wir hielten uns bei der Kalkzugabe, die in Form von Kalkmilch erfolgte, an die von Rudolfs (31) ausgearbeitete und von Bach (32) umgerechnete Tabelle, welche die Kalkmenge angibt, die unter Berücksichtigung der organischen Trockensubstanz und der Wasserstoffionenkonzentration notwendig ist, um in der Faulkammer einen pH-Wert von 7,3 zu erhalten (siehe graphische Darstellung No. 4).

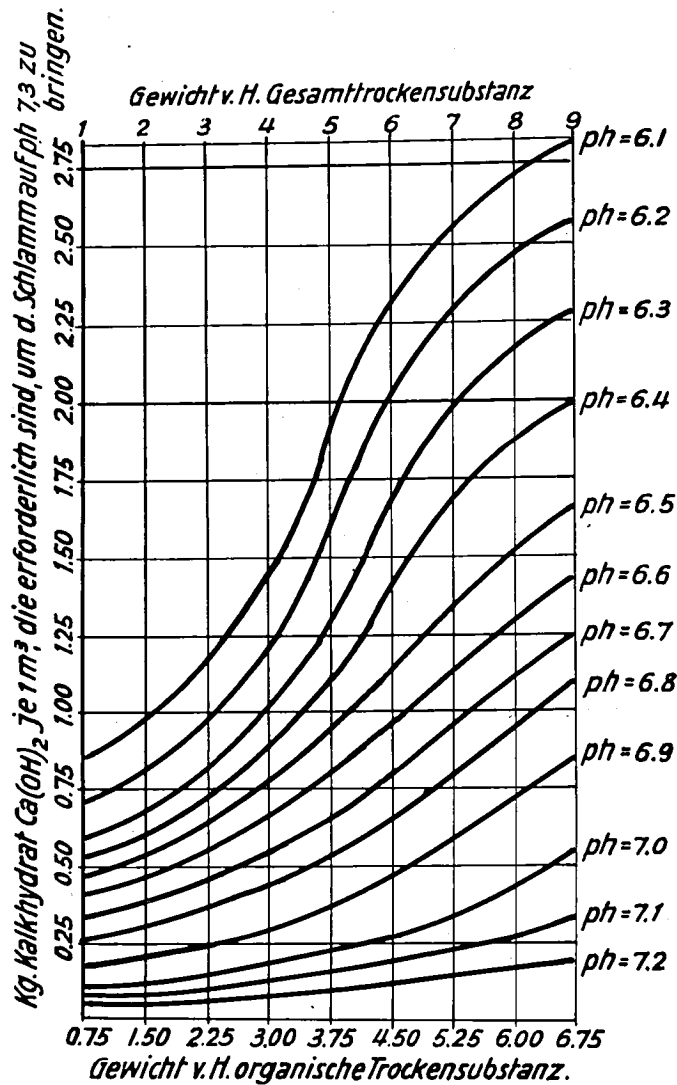
Nachdem die entsprechende Menge gelöschten Kalkes (4800 kg), die allerdings nur geschätzt werden konnte, weil die Rudolfs'sche Tabelle pH-Werte von 5,8 bis 6,0 nicht mehr berücksichtigt, im Laufe von vier Wochen in drei Malen in die Kammern eingeführt worden war, stellte sich daselbst ein pH-Wert von 6,7 ein. Die alkalische Phase hat sich erst im Laufe von weitem acht Tagen nach der letzten Kalkzugabe eingestellt. In diesem Zeitpunkt wurde mit der dosierten Frischschlammzufuhr begonnen. Es hat sich in der Folge gezeigt, dass die alkalische Gärung sich behaupten konnte, ohne dass ein erneuter Kalkzusatz nötig geworden wäre.

Die graphische Darstellung No. 3 veranschaulicht die pH-Werte, wie sie sich in den beiden Kammern VII und VIII vor der Kalkung und im Laufe des Betriebsjahres vorfanden. Es geht daraus eindeutig hervor, dass der vorgezeichnete Weg der Kalkung zum Ziele geführt hat, während die schon früher erwähnten Versuche aus verschiedenen Gründen keinen dauernden positiven Erfolg zeitigten.

Bachmann (33), welcher an zahlreiche Kläranlagen eine Umfrage betreffend die Wirkung des Kalkzusatzes auf die Zersetzung von Abwasserschlamm richtete, erklärt, dass die Wirkung des Kalk-

¹⁶⁾ Als Grundlage zur Berechnung des Heizwertes ist die Verbrennungswärme des Methans zu 9520 Kal. angenommen.

zusatzes fast in allen Fällen eine günstige war. Dabei ist der Art dieses Zusatzes besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Sie erfolgt am besten in Form von Kalkmilch, um eine möglichst gleichmässige Verteilung zu erhalten. Nach Untersuchungen von Pearson und Buswell (34) bringt der Zusatz von Kalk zu in Säuerung befindlichem Schlamm keinen durchgreifenden Erfolg, auch wenn das Alkalisierungsmittel sehr gut mit dem Schlamm vermischt wurde.



Graphische Darstellung No. 4.
Rudolf'sche Tafel für die Neutralisierung von saurem Klärschlamm.

b) Vorgehen bei den alten Faulkammern.

Nachdem sich das Schlammquantum in den neuen Faulkammern sukzessive vergrössert hatte und in den Schlammtrichtern sich ein Schlamm vorfand, der zufolge seiner weitgehenden Zersetzung und seines pH-Wertes als guter Impfschlamm dienen konnte, wurden etwa alle vier Wochen je zwei alte Faulkammern mit einem Teile dieses Schlammes beimpft; der saure Kammerinhalt wurde jeweils vorher auf die Schlammteiche abgelassen.

So gelang es, bis zum Ende des Betriebsjahres auch in den alten Faulkammern eine alkalische Schlammgärung einzuleiten (siehe Zahlentafel No. 12).

Dieses Vorgehen brachte es mit sich, dass während längerer Zeit in sämtlichen Faulkammern verhältnismässig nur geringe Schlammengen vorhanden waren. Bei einer täglichen Frischschlammzufuhr, die 2. bzw. 2,5 % (siehe Laboratoriumsversuch) nicht übersteigen durfte, ergab sich stets ein

Ueberschuss an Frischschlamm, der nicht mehr in den Kammern untergebracht werden konnte ohne Gefahr einer erneuten Ansäuerung des Kammerschlammes. Nachdem die Lagerung von nahezu frischem Schlamm auf den abseits gelegenen Schlammteichen zu keinen nennenswerten Unannehmlichkeiten geführt hatte, wurde dieser Frischschlammüberschuss daher vorübergehend ebenfalls auf die Schlammteiche geleitet.

Zahlentafel No. 12

pH-Wert in den alten Faulkammern.

Probenahme: 22. Dezember 1932.

Entnahmestellen von der Kammeroberfläche an gerechnet (m Tiefe)	Kammer I und II	pH-Werte Kammer III und IV	Kammer V und VI
3	6,9	7,0	7,0
6	6,9	7,0	7,0

c) Laboratoriumsversuch.

Bei der Inbetriebnahme der Faulkammern, insbesondere aber bei der notwendig gewordenen Einleitung einer alkalischen Gärung daselbst, empfanden wir das Bedürfnis, die durchzuführenden Massnahmen und deren mutmassliche Ergebnisse nicht nur von einem rein praktischen, sondern auch von einem allgemeinen Gesichtspunkt aus und möglichst unabhängig vom eigentlichen Betrieb in der Kläranlage, zu überprüfen. Wir entschlossen uns in diesem Zusammenhang gleichzeitig mit den Untersuchungen in den Faulkammern einen Laboratoriumsversuch durchzuführen, der im folgenden beschrieben ist.

Unter den gegebenen Verhältnissen interessierte es, einmal zu wissen, ob sich Schwimmdeckenmaterial zur Beimpfung von Faulkammern eignet und wie sich bei verschiedenen Temperaturen die Reaktion (pH-Wert) des Faulsystems, als Kriterium einer guten Ausfäulung, unter verschiedenen Beschickungsverhältnissen zwischen Faul- und Frischschlamm (bezogen auf die Trockensubstanz) verhält.

Versuchsbedingungen.

Es wurden bei Temperaturen von 10—15° und von zirka 18° je drei Glasgefässe von zirka 10 Liter Inhalt aufgestellt. Diese wurden mit bestimmten Mengen von Schwimmdeckenmaterial¹⁷⁾ belegt, die Gefässe mit Brunnenwasser aufgefüllt und daraufhin während zirka 14 Tagen regelmässig kleine Mengen Frischschlamm zugegeben. Nunmehr wurden die verschiedenen Impfsysteme bei den angegebenen Temperaturen während zirka einem Monat sich selbst überlassen. Wir erhielten auf diese Weise Systeme von folgenden Eigenschaften:

	System 2%	System 5%	System 10%
a) für die Temperatur von 10—15°			
Wassertemperatur:	11,2	11,2	11,2
pH-Wert des Faulwassers:	7,4	7,3—7,4	7,3
pH-Wert des Impfschlammes:	7,3	7,2	7,2
Schwimmdecke des Impfsystems:	+	++	+
Menge des Impfschlammes:	1,2 kg	1,5 kg	2,1 kg
b) für die Temperatur von etwa 18°			
Wassertemperatur:	18	18	18
pH-Wert des Faulwassers:	7,6	7,4	7,3
pH-Wert des Impfschlammes:	7,5	7,2	7,2
Schwimmdecke des Impfsystems:	0	+	+
Menge des Impfschlammes:	1,2 kg	1,5 kg	2,1 kg

¹⁷⁾ Zusammensetzung und Beschaffenheit siehe früher, Seite 34.

In diese Impfsysteme wurden täglich 2 % bzw. 5 % bzw. 10 % Frischschlamm von einem pH-Wert von 5,6—6,0 und einer durchschnittlichen Trockensubstanz von 6 % zugesetzt und dann regelmässig während zirka 1½ Monaten darin die Temperatur des Faulwassers und der pH-Wert im Schlamm bestimmt; gleichzeitig wurde die Schwimmdecke kontrolliert. Jedes Glasgefäss wurde einmal pro Woche mit einem Holzstab leicht umgerührt, um den Inhalt gleichmässig gemischt zu erhalten. Der Versuch wurde abgebrochen, als der pH-Wert des 5%-Impfsystems auf 6,1—6,3 gesunken war. Nach Beendigung des Versuches wurden in jedem System der Glührückstand und der Nitroeffekt bestimmt.

Untersuchungsergebnisse.

Die Ergebnisse des Versuches finden sich in den untenstehenden Zahlentafeln No. 13—14 zusammengestellt. In diesen Zahlentafeln wurde ausserdem das Beschickungsverhältnis aufgenommen, das im Laufe der Versuchszeiten zwischen Impfschlamm (Faulschlamm) und Frischschlamm, jeweils bezogen auf die Trockensubstanz der beiden Schlammarten, bestanden hat.

Zahlentafel No. 13

p-H-Wert und Schwimmdeckenbildung bei verschiedenen Faulzeiten und verschiedenen Beschickungsverhältnissen.

a) für die Temperaturen von 10—15°

Faulzeit in Tagen	2 %iges Impfsystem			5 %iges Impfsystem			10 %iges Impfsystem		
	Beschickgs- Verhältnis ‰	pH-Wert des Schlammes	Schwimm- decke	Beschickgs- Verhältnis ‰	pH-Wert des Schlammes	Schwimm- decke	Beschickgs- Verhältnis ‰	pH-Wert des Schlammes	Schwimm- decke
0	0,57	7,3	+*)	1,8	7,2	++	3,7	7,2	+
12	0,64	7,2	+	2,0	7,0	++	5,0	6,4	+++
20	0,72	7,0	+	2,2	6,8	++	6,1	6,2—6,3	+++
28	0,78	6,9—7,0	+	2,5	6,6—6,7	++	7,2	6,1	+++
40	0,83	6,9	+	2,9	6,1	+++	—	—	—

b) für die Temperatur von zirka 18°

Faulzeit in Tagen	2 %iges Impfsystem			5 %iges Impfsystem			10 %iges Impfsystem		
	Beschickgs- Verhältnis ‰	pH-Wert des Schlammes	Schwimm- decke	Beschickgs- Verhältnis ‰	pH-Wert des Schlammes	Schwimm- decke	Beschickgs- Verhältnis ‰	pH-Wert des Schlammes	Schwimm- decke
0	0,57	7,5	0	1,8	7,2	+	3,7	7,2	+
12	0,64	7,3	+	2,0	7,0	+	5,0	6,3	+++
20	0,70	7,2	++	2,2	6,9	+	6,1	6,3	+++
28	0,78	7,1	+	2,5	6,9	+++	7,2	6,1	+++
40	0,83	7,1	+	2,9	6,2	+++	—	—	--

*) Eigenschaften der Schwimmdecke: + lockeres Häutchen < als 0,5 cm Dicke
++ locker, bis 3 cm Dicke
+++ kompakt und dicker als 3 cm

Zahlentafel No. 14

Beschaffenheit und Zusammensetzung des Schlammes aus den verschiedenen Systemen nach Beendigung des Versuches am 40. Tag.

a) für die Temperaturen von 10—15°

	2 %iges Impfsystem	5 %iges Impfsystem	10 %iges Impfsystem
äussere Beschaffenheit	schwarz, homogen	braungrau	gelblichbraun
Geruch	erdig bis geruchlos	nicht geruchlos	frischschlammähnlich
Schwimmdecke	locker, kleines Häutchen	ca. 10 cm dick	zäh, ca. 10 cm dick
pH-Wert	6,9 bis 7,0	6,1 bis 6,2	6,1
Trockensubstanz:			
mineralischer Anteil	55,8 %	50,4 %	45,5 %
organischer Anteil	44,2 %	49,6 %	55,5 %
Nitrowert pro g Trockensubstanz am 5. Tag	25—30 mg	95,8 mg	116—122 mg

b) für die Temperaturen von zirka 18 °

	2 %iges Impfsystem	5 %iges Impfsystem	10 %iges Impfsystem
äußere Beschaffenheit	schwarz, homogen	braungrau	gelblichbraun
Geruch	erdig	nicht geruchlos	frischschlammähnlich
Schwimmdecke	locker, kleines Häutchen	ca. 10 cm dick	zäh, ca. 10 cm dick
pH-Wert	7,1	6,2	6,1
Trockensubstanz:			
mineralischer Anteil	56,6 %	49,7 %	46,1 %
organischer Anteil	43,4 %	50,3 %	53,9 %
Nitrowert pro g Trockensubstanz am			
5. Tag	29—32 mg	93,4 mg	109—118 mg

Schlussfolgerungen.

Unsere Versuche lassen zwei grundsätzlich wichtige Feststellungen zu:

1. Zur Beimpfung von Faulkammern lässt sich Schwimmdeckenmaterial, wie es unter den früher beschriebenen Bedingungen und entsprechenden Zusammensetzung vorlag, mit gutem Erfolg verwenden. Dieses Resultat kann nicht überraschen, wenn man sich daran erinnert, dass das hier ursprünglich vorhandene Material vorwiegend eine Anreicherung der Schwimm- und Schwebestoffe aus dem Frischschlamm darstellt. Durch die räumliche Trennung (Lagerung) vom übrigen damaligen sauren Kammerinhalt konnten die organischen Stoffe im Verlaufe der monatelangen Lagerung den bekannten Ausfall- und bis zu einem gewissen Grade Trocknungsprozess eines ausgefaulten Frischschlammes mitmachen. Das Schwimmdeckenmaterial besitzt somit die Eigenschaften eines gut ausgefaulten Schlammes, der sich im Laboratoriumsversuch, wie besonders auch beim diesbezüglichen Vorgehen in den Faulkammern selber, als guter Impfschlamm bewährte.

In der Literatur finden sich keine weiteren Angaben über die Verwendung von Schwimmdeckenmaterial zur Beimpfung von Faulräumen, dagegen sind bereits zahlreiche Versuche angestellt worden über die Eigenschaften und das Alter, das ein guter Impfschlamm besitzen soll. Heukelekian (35) kommt in Uebereinstimmung mit den hier gemachten Erfahrungen zum Schlusse, dass am günstigsten ein Schlamm wirkt, in dem die Zersetzung der vergasungsfähigen Stoffe möglichst weit fortgeschritten ist, während ein zu alter Schlamm als weniger geeignet bezeichnet wird.

Nach den Laboratoriumsversuchen von Keefer und Kratz ergeben sich bei Temperaturen von 28 ° wesentlich andere Resultate. Dort konnte ein viele Jahre alter Schlamm zum Impfen ebenso gut verwendet werden wie ein solcher, der sich gerade in frischer Zersetzung befand.

Es dürfte sich bei Verwendung von ausgefaultem Schwimmdeckenmaterial zu Impfzwecken empfehlen, dieses vor Gebrauch gewissermassen zu aktivieren. Wir verstehen darunter das Anreichern von geeignetem Nährsubstrat durch Zusatz von kleinen Mengen Frischschlamm während einiger Zeit. Darauf ist eine beschickungslose Ruhezeit einzuschalten, während welcher das für die Massentwicklung der Zellulosevergärer vorteilhafte Nährsubstrat gebildet wird. Vermutlich können sich in dieser Zeit die Lebewesen in der Biozönose des Schwimmdeckenmaterials so beträchtlich vermehren, dass dieses dabei zu einem vollwertigen Impfgut wird.

2. Das Beschickungsverhältnis zwischen Faulschlamm und Frischschlamm mit einem pH-Wert von 5,6—6,0 darf bei einer Temperatur von 11—14 ° 2 % nicht überschreiten (bezogen auf die Trockensubstanz), wenn wir als Kriterium für eine gute Schlammzersetzung den pH-Wert von etwa 7,0 annehmen. Dabei können wir die allgemein bekannten Angaben bezüglich des Beschickungsverhältnisses bestätigen (36). Wir glauben aus unsern Versuchen feststellen zu können, dass bei einer Temperatur von 18 ° und sicherlich noch eher bei höherer Temperatur und einem weniger sauren Frischschlamm dieses Verhältnis ein grösseres werden kann, z. B. bis zu 2,5 % und mehr, ohne dass auf die Dauer ein nennenswertes Absinken des pH-Wertes auf die saure Seite hin zu erwarten wäre, wodurch sich eine gleichzeitige Kalkung erübrigen würde.

3. Eigentliche Betriebskontrolle.

a) Ermittlung der im Betriebsjahr 1932 an die Kläranlage angeschlossenen Einwohner.

Bei der Ermittlung der an die Kanalisation bzw. an die Kläranlage angeschlossenen Einwohnerzahl ist zu unterscheiden zwischen jenen Einwohnern, welche das Abwasser ungeklärt abgeben (Vollabschwemmung) und denjenigen, welche nur den wässrigen Anteil ihrer Abfallstoffe zur Abschwemmung bringen (Gebäude mit Abortkübeln und Kleinkläranlagen, die mit ihrem Ab- bzw. Ueberlauf an das Kanalnetz angeschlossen sind). Diese Unterscheidung ist notwendig, um die Zahl der Einwohner zu erfassen, welche einerseits Abwasser + Schlammstoffe und andererseits mehr oder weniger entschlammtes Abwasser liefern. Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Kläranlage im «Werdhölzli» ausser den Abwässern der politischen Gemeinde Zürich auch solche angrenzender Gemeinden oder Gemeindeteile wie Kilchberg, Albisrieden, Zollikerberg, Witikon und Höngg zugeleitet werden. Diesen Verhältnissen wird in der folgenden Darstellung Rechnung getragen.

Auf Grund der Angaben vom statistischen Amt der Stadt Zürich einerseits, und zwar bezüglich Anzahl der Gebäude, Anzahl der Gebäude mit Wohnungen, Anzahl der Gebäude mit Wasserversorgung und der Einwohnerzahl der Stadt Zürich auf Ende 1932 und andererseits auf Grund der Angaben des Strasseninspektorates und des Landwirtschaftsamtes der Stadt Zürich bezüglich der an die Kläranlage angeschlossenen Gebäude mit vollständiger Abschwemmung und der Zahl der noch im Betriebe stehenden Kleinkläranlagen und Abortkübel ergeben sich folgende Ermittlungen.¹⁸⁾

A. Für die politische Gemeinde Zürich.

1. Anzahl der Gebäude	23,300
2. Anzahl der Gebäude mit Wohnungen	18'480
3. Anzahl der Gebäude ohne Wohnungen	4'820
4. Anzahl der Gebäude ohne Wohnungen, jedoch mit Wasseranschluss	1'000
5. Somit Anzahl der Gebäude mit Wasserversorgung (2 plus 4)	19'480
6. Anzahl der Gebäude, welche nicht in die Kläranlage entwässern (Glatt, Limmat, See) ¹⁹⁾	300
7. Anzahl der Gebäude, welche in die Kläranlage entwässern (5 abzüglich 6)	19'180
a) Gebäude mit Vollabschwemmung	16'400
a) Gebäude mit Abschwemmung des wässrigen Anteils	2'780 ²⁰⁾
8. Mittlere Einwohnerzahl pro Gebäude mit Wasserversorgung (Einwohnerzahl 1932: 259'660)	13,32
9. Anzahl der Einwohner, welche an die Kläranlage entwässern: $19'180 \times 13,32$ =	255'477
a) Anzahl der Einwohner, welche voll abschwemmen: $16'400 \times 13,32$ =	218'448
b) Anzahl der Einwohner mit Abschwemmung des wässrigen Anteils $2'780 \times 13,32$ =	37'030

B. Für die angrenzenden Gemeinden.

Anzahl der Einwohner, welche in die Kläranlage entwässern ²¹⁾	
a) mit Vollabschwemmung (Albisrieden)	1'200
b) mit Abschwemmung des wässrigen Anteils (Kilchberg)	3'800

C. Gesamtzahl der an die Kläranlage angeschlossenen Einwohner.

a) Mit Vollabschwemmung: $1'200 + 218'448$ =	rd. 220'000
b) Mit Abschwemmung des wässrigen Anteils: $3'800 + 37'030$ =	rd. 41'000
c) Gesamtzahl	rd. 261'000

¹⁸⁾ Die Zahlen sind sinngemäss auf- oder abgerundet.

¹⁹⁾ Die Reihenfolge der Vorfluter entspricht der Bedeutung, welche diese für die Aufnahme der nicht angeschlossenen Liegenschaften haben.

²⁰⁾ Diese Zahlen finden wir bestätigt durch die Angaben des Landwirtschaftsamtes, wonach im Jahre 1924 auf eine Wohnung 1,138 Abortkübel zu rechnen sind. Dieses Verhältnis dürfte nach den erhaltenen Angaben heute noch bestehen. Wir kommen somit für die bis zum Oktober 1932 noch im Betrieb befindlichen 2631 Kübel zu der entsprechenden Gebäudezahl von 2631 = rund 2300. Nach den Betriebserfahrungen des Landwirtschaftsamtes (Sammeldienst) kann mit rund 200 Kleinkläranlagen gerechnet werden, welche durchschnittlich 2—3 Häuser entwässern dürften.

²¹⁾ Die Einwohnerzahl, welche auf die Gemeindeteile Zollikerberg (3—400), Witikon (150), Höngg (2—300) in Rechnung zu setzen wären, wurden vernachlässigt.

Aus diesen Darlegungen ergibt sich, dass von der Gesamtzahl von 261'000 im Jahre 1932 an die Kläranlage angeschlossenen Einwohnern rund 85 % voll abschwemmen, während der Rest mit 15 % nur den wässrigen Anteil abgibt; der feste Anteil wird anderweitig untergebracht (Kübel, Kleinkläranlagen usw.).

Wenn der vorgesehene allgemeine Anschlusszwang die noch bestehenden Kübel beseitigt, so haben wir für die nächsten Jahre mit einem entsprechend grösseren Schlammanfall zu rechnen.

Sandfang und Rechenanlage.

Im Anschluss an die Untersuchungsergebnisse am Sandfang und an der Rechenanlage, wie sie auf Seite 25 und ff. für die Verhältnisse *vor* der Errichtung der neuen Rechenanlage und der maschinellen Sandfangreinigungsvorrichtung dargelegt wurden, werden im folgenden die entsprechenden Verhältnisse *nach* den inzwischen erfolgten Umänderungen behandelt.

Die Erweiterung der einzelnen Teile der Kläranlage (II. Ausbau) hat den Sandfang nur im Sinne der bereits erwähnten Ergänzung betroffen; Grösse und Anlage sind im übrigen dieselben geblieben.

Die Betriebskontrolle des Sandfanges erstreckt sich hier wiederum auf die Wassergeschwindigkeit im Sandfang, auf seine Ausräumung und auf Menge und Zusammensetzung des Sandfangmaterials hinsichtlich seiner mineralischen und organischen Bestandteile. Die Beseitigung des Sandfang- und Rechengutes wurde schon früher besprochen.

A. Wassergeschwindigkeit im Sandfang.

Die Messung der Wassergeschwindigkeit im Sandfang zeigt uns im Zusammenhang mit den bereits dargelegten Strömungsverhältnissen den Einfluss, den die neue, heute hinter dem Sandfang angeordnete Rechenanlage auf die Durchflusszeit im Sandfang ausübt.

In Zahlentafel No. 15 finden sich die Ergebnisse einer Schwimmermessung zusammengestellt. Diese wurde in einer Tiefe von einem Meter in der linken und rechten Sandfangrinne vorgenommen und zwar je einmal in der Mitte (M), einmal zwischen Mitte und rechter (R) und einmal zwischen Mitte und linker Seite (L); der Zulauf zu der mittleren Sandfangrinne war abgesperrt. Die angeführten Zahlen sind Mittelwerte von 3—4 Einzelmessungen.

Zahlentafel No. 15

Ergebnisse der Schwimmermessung vom 6. Juni 1933.

Wassermenge: 2280 L.-Sek.

	Die 5 m Strecke wurde zurückgelegt in Sec.				Wassergeschwindigkeit cm/Sec.			
	R	M	L	Mittel	R	M	L	Mittel
Sandfangrinne links	17	17	15	16,3	29,4	29,4	33,3	30,6
Sandfangrinne rechts	25	23	33	27	20	21,7	15,1	18,9

Aus Zahlentafel No. 15 ist ersichtlich, dass die Wassergeschwindigkeit in der gleichen Sandfangrinne ziemlich gleichmässig über den Querschnitt verteilt ist. Dagegen weist das rechte Sandfanggerinne eine wesentlich geringere Wassergeschwindigkeit auf als das linke, was rechts Schlammabscheidungen zur Folge haben kann. Immerhin scheint die lokale Veränderung des Rechens unter Verkleinerung der Spaltweite sich gegenüber den vormaligen Verhältnissen im Sinne eines gleichmässigeren Durchflusses über den Querschnitt vorteilhaft ausgewirkt zu haben (vergleiche Zahlentafel No. 5 mit Zahlentafel No. 15).

Die Geschwindigkeitsmessungen, welche unter Ausschaltung der mittleren Sandfangrinne vorgenommen wurden, haben gezeigt, dass es bei Trockenwetter genügt, nur die beiden seitlichen Rinnen in Betrieb zu halten. Bei Regenwetter empfiehlt es sich, auch den mittleren Sandfang einzuschalten.

B. Die Ausräumung des Sandfanges.

Besonders vorteilhaft hat sich im Betrieb des Sandfanges die Einführung der maschinellen Sandfangentleerungsvorrichtung ausgewirkt. Diese besteht aus einem Greifbagger, welcher an einem über

den Sandfang reichenden Eisengerüst fahrbar aufgehängt ist. Da das Eisengerüst ebenfalls fahrbar ist, so kann mit dem Greifer der ganze Sandfang bestrichen und ausgeräumt werden. Der Greifer, welcher ein Fassungsvermögen von etwa 600 l hat, ist gelocht, damit das überschüssige Wasser ablaufen kann. Er entleert das Sandfanggut in Kippwagen, mittels deren es zum Depotplatz abgeführt wird. Der Bagger wird elektrisch betrieben.

Mit der Inbetriebnahme dieser Ausräumungsvorrichtung ist eine wesentliche Besserung der auf Seiten 25—27 angeführten Unzulänglichkeiten eingetreten. Die Ausräumungsarbeiten lassen sich befriedigend durchführen. Der Sandfang kann je nach Bedürfnis einmal oder mehrmals pro Woche entleert werden ohne Unterbrechung des Betriebes. So ist es z. B. möglich, den bei Trockenwetter angefüllten Sandfang bei plötzlichem Eintritt von Regenwetter sogleich zu entleeren, während bis anhin der Sand ohne abzusitzen in die Kläranlage abfloss.

C. Menge und Zusammensetzung des Sandfanggutes.

Die Menge des im Sandfang der Zürcher Kläranlage anfallenden Materials betrug in der ersten Hälfte des Jahres 1933 auf den Tag berechnet im Durchschnitt 2 m³. Geissler gibt für einen richtig gebauten und gut arbeitenden Sandfang im Mischsystem für 10'000 Einwohner eine durchschnittliche Menge von 0,15—0,25 m³ je Tag an. Für 260'000 an die Kläranlage angeschlossene Einwohner ergäbe sich demnach eine Menge von 4,0—6,5 m³ pro Tag.

Ueber die Zusammensetzung des im Sandfang abgesetzten Materiales unterrichten uns die in Zahlentafel No. 16 niedergelegten Analysenzahlen.

Zahlentafel No. 16

Trockensubstanz, Glühverlust bzw. Glührückstand des Sandfangmaterials im II. Ausbau der Kläranlage.

No. der Analyse	1	2	3
Trockenrückstand	44,5 %	39,6 %	48,3 %
Glühverlust	31,0	21,8	27,3
Glührückstand	69,0	78,2	72,7

Ein Vergleich der früher angeführten Werte mit denjenigen aus Zahlentafel No. 16 zeigt verschiedene Unterschiede. Der Wassergehalt des geförderten Materials hat zufolge der maschinellen Ausräumung, die ein Ablassen des Wassers im Sandfang vor dessen Ausräumung nicht mehr notwendig machte, sowie zufolge des vermehrten Schlammgehaltes bedeutend zugenommen. Der rund um das Dreifache erhöhte organische Anteil ist zurückzuführen auf die verlangsamten Durchflusgeschwindigkeiten im Sandfang.

D. Die Rechenanlage.

Der hinter dem Sandfang angeordnete Rechen mit einer Stabweite von 3 cm verfügt über eine automatische Reinigungsvorrichtung, welche in regelmässigen Zeitabständen die Beseitigung des Rechengutes und die Freihaltung des Rechens bewirkt. Das Rechengut wird nach oben geschoben und von dort durch eine Abstreifvorrichtung in einen Kippwagen entlassen. Der Betrieb ist vollkommen unabhängig von der Handarbeit, was sich besonders zur Nachtzeit als sehr vorteilhaft erweist. Zuzufolge des ununterbrochenen Betriebes der Rechenreinigungsmaschine ist im Sandfang wie im Zulaufkanal eine schädliche Rückstaugefahr nicht vorhanden.

Die Menge des Rechengutes betrug in der ersten Hälfte 1933: 1,5—4,5 m³ pro Tag.

c) Die Abwasserklärung.

A. Beschreibung der Absitzanlage.

Die zürcherischen Abwässer werden gereinigt nach dem Frischwasserverfahren auf der Grundlage des Travissystems mit selbsttätiger Abscheidung der Sinkstoffe nach einem Frischschlammraume. Die Grundidee dieser Art von Becken stammt von dem Engländer Travis, welcher 1901 über einen von ihm konstruierten Versuchsapparat berichtet. Das Prinzip solcher Anlagen, wie sie in

England, z. B. in Hampton und Norwich, verschiedentlich ausgeführt wurden, hat im Jahre 1905 auch in Deutschland Eingang gefunden. Genannt seien die beiden in der Literatur beschriebenen Anlagen von Troisdorf (39) und Detmold (40). Nach Dunbar (1) stellen die Travis'schen Konstruktionen den Ausgangspunkt für die Konstruktion des Emscherbrunnens dar, der inzwischen eine ungleich grössere Verbreitung als die Travisklärbecken gefunden hat.

Abb. 4 veranschaulicht in einem Querschnitt und einem Längsschnitt die Beckenkonstruktion, wie sie die zürcherische Anlage besitzt.

Anordnung und Konstruktion sind in der alten und der neuen Anlage dieselben; verschieden sind nur die Grössenverhältnisse. Die heutige Anlage besteht aus 14 Absatzbecken (Doppelbecken 1—7) von 5,5 m Breite, 13,5 m Länge und 4,85 m Tiefe sowie aus 14 Becken mit einer Breite von 5,7 m, einer Länge von 18,2 m und einer Tiefe von 6,85 m.

Konstruktiv sind die Becken so durchgebildet, dass in jedes Becken zwei sogenannte Absitzrinnen von 2,46 m Breite bei der neuen und 2,2 m bei der alten Anlage eingebaut sind, deren Wände längstrichterartig zusammenstreben und einen entsprechenden Schlitz offen lassen. Die Sohle des Frischschlammraumes ist durch Querwände in vier V-förmige Trichter ausgebildet. Das Ablassen

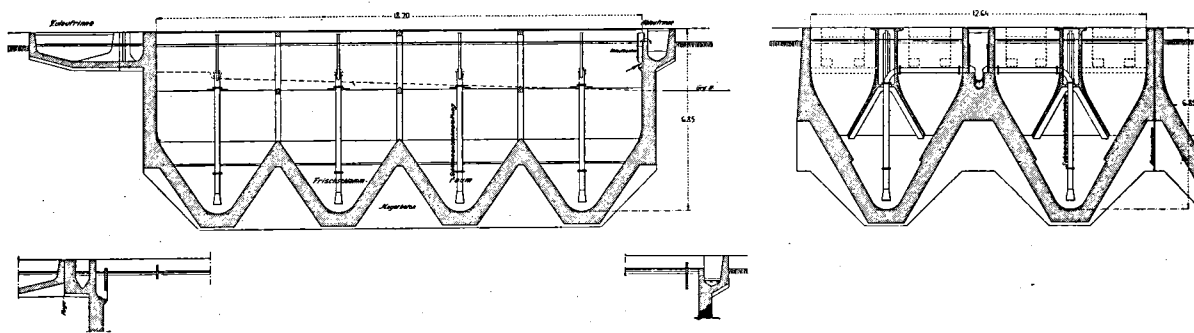


Abb. 4. Längs- und Querschnitt eines Absatzbeckens der Zürcher Kläranlage.

des Schlammes aus den Schlammtrichtern geschieht durch Öffnen des mit Spindelschiebern verschliessbaren Ablassrohres, wobei der frische Schlamm durch Wasserüberdruck von 1,3 m in den Schlammkanal herausbefördert wird und von hier der Pumpstation zufließt.

B. Die Abwassermenge.

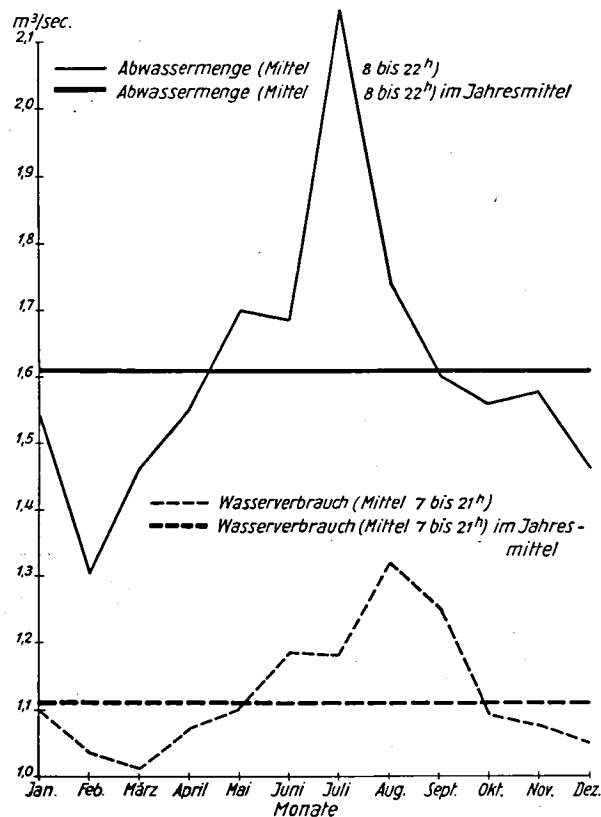
Eine genaue Kenntnis der zu behandelnden Abwassermenge ist für eine Grosskläranlage nicht nur dann notwendig, wenn es sich um die Projektierung der Anlage oder deren Betriebskontrolle handelt, sondern auch im täglichen Klärbetriebe.

Zur Orientierung über den Wasserstandswechsel bzw. die zu behandelnde Abwassermenge ist im Zulaufgerinne zur Absitzanlage ein Pegelapparat mit Uhrwerk und selbsttätiger Aufzeichnungsvorrichtung eingebaut. Die in der vorliegenden Arbeit genannten Zahlen über die Abwassermenge sind den Aufzeichnungen dieser Limnigraphenstation entnommen.

Auf den Verlauf bzw. die Zunahme der Abwassermenge seit Inbetriebnahme der Kläranlage wurde bereits in einem andern Zusammenhang hingewiesen. In der graphischen Tafel 5 werden die Abwassermengen, welche auf der Kläranlage im Jahre 1932 behandelt wurden, und der Wasserverbrauch des Verbrauchsnetzes von Zürich ohne Vorortgemeinden für das Jahr 1932 zusammengestellt, wobei die entsprechenden Mengen in L.-Sek. angegeben sind. Da ein Mittelwert der zu reinigenden Abwassermenge, welcher sich über 24 Stunden erstreckt, zu grossen Fehlschlüssen führen kann hinsichtlich Belastung der Anlage und Grössenberechnung, so wird ein mittlerer Wert jener Menge angegeben, welche während des Tages, d. h. von 8 bis 22 Uhr, also während 14 Stunden zum Abfluss gelangt. Die Wahl dieser Zeit hat ihre Berechtigung darin, dass im allgemeinen die Abwassermenge zwischen 7 und 8 Uhr vormittags zu steigen beginnt, während dieselbe nach 22 Uhr wieder niedrigere Werte aufzuweisen pflegt.

Wenn wir die Abwassermenge zu dem Reinwasserverbrauch innerhalb der einzelnen Monate in Beziehung bringen, ist es möglich, ungefähr jenen Abwasseranteil zu erfassen, welcher dem Reinwasserverbrauch entsprechend als häusliches Abwasser in Rechnung gesetzt werden muss. Die Differenz zwischen der Menge des aus dem städtischen Versorgungsnetz gelieferten Abwassers und der Gesamtabwassermenge besteht aus Abwässern aus gewerblichen Betrieben mit Eigenwasser, aus Niederschlagswasser und aus Grund- und Bachwasser. Letzteres gelangt bei hohen See- und Grundwasserständen durch Notauslässe, Spülverbindungen eventuell undichte Stellen und durch Einleiten kleinerer Bäche in das Kanalnetz.

Was den in Tafel No. 5 aufgetragenen Wasserverbrauch anbetrifft, so wurde uns derselbe in Kubikmetern für die einzelnen Monate des Jahres 1932 von der Wasserversorgung der Stadt Zürich



Graphische Darstellung No. 5.

Abwassermenge der Kläranlage und Wasserverbrauch des Verbrauchsnetzes von Zürich (1932), soweit Anschluss an das städtische Kanalnetz vorliegt.

(Assistent Schaltegger) mitgeteilt. Um den Wasserverbrauch mit den entsprechenden Abwassermengen vergleichen zu können, wurde ersterer in Litersekunden umgerechnet, wobei gestützt auf eine von der Wasserversorgung durchgeführte Aufzeichnung²²⁾ des Wasserverbrauchs über 24 Stunden berücksichtigt wurde, dass rund 75% des Gesamtwasserkonsums tagsüber (7 bis 21 Uhr) verbraucht werden, während die übrigen 25% zur Nachtzeit abfliessen. Aus einer Aufstellung von Lehr (41), in welcher die Wasserverbrauchsmengen in den einzelnen Tagesstunden in Prozenten des täglichen Gesamtbedarfes für ländliche und städtische Versorgungen angeführt sind, lässt sich für städtische Verhältnisse zur Nachtzeit, d. h. von 21 bis 7 Uhr, ein Wasserverbrauch von 18–20% errechnen. Mit der oben gemachten Annahme, dass zur Nachtzeit 25% abfliessen, stimmen die Befunde von Lehr recht gut überein.

Die graphische Darstellung der in die Kläranlage abfliessenden Abwassermenge zeigt, dass diese in den einzelnen Monaten des Jahres 1932 sehr grossen Schwankungen unterworfen war. Der

²²⁾ Stündlicher Wasserkonsum der Höchstverbrauchstage in Prozent des Tageskonsums. Dienstag, 23. Juli 1929 (ausgeführt von der Wasserversorgung).

geringste Abwasserzufluss war im Monat Februar mit 1300 L.-Sek., die höchste Menge im Monat Juli mit 2150 L.-Sek. Als Mittelwert ergibt sich für das Jahr 1932 in der Zeit von 8—22 Uhr eine Abflussmenge von 1610 L.-Sek.

Viel konstantere Werte als bei der Abwassermenge finden sich beim Versorgungswasser, dessen höchste Schwankung nur 300 L.-Sek. beträgt (März 1010, August 1320 L.-Sek.).

Wenn wir die Gesamtabwassermenge mit derjenigen des Versorgungswassers vergleichen, so geht eindeutig daraus hervor, dass die hauptsächlichsten Schwankungen hervorgerufen werden durch Niederschlagswasser und durch das in die Kanäle eindringende See-, Fluss-, Grund- und Bachwasser, welche zu gewissen Jahreszeiten besonders hohe Werte aufweisen (z. B. Juli 1932).

Bei einer mittleren Tagesabflussmenge von rund 1800 L.-Sek. Gesamtabwasser bestehen ²³⁾ rund 1100 L.-Sek. aus eigentlichem Schmutzwasser.²⁴⁾

280 L.-Sek. aus gewerblichen Abwässern, sodass

420 L.-Sek. aus Reinwasser (Niederschlags- und «Drangwasser») und Bachwasser verbleiben.

Die 280 L.-Sek., welche für *gewerbliches Abwasser* eingesetzt wurden, lassen sich errechnen auf Grund der Angaben, welche uns die gewerblich-industriellen Betriebe in der Stadt mit eigener Wasserversorgung auf unsere Anfrage übermittelt haben. Wir führen in Zahlentafel No. 17 die Werte auf, soweit sich solche auf die ins Kanalnetz entwässerte Abwassermenge beziehen. Für jene Betriebe, die wohl die maximale Leistung der Grundwasserpumpen vermitteln konnten, jedoch über den effektiven Anteil an gefördertem Wasser keine genauen Angaben machten oder machen konnten, haben wir uns erlaubt, den maximalen Wert einzusetzen, da es sich hier lediglich darum handelt, den Anteil an gewerblichem Abwasser im Gesamtabwasser zu erfassen und nicht um irgendwelche Kanalgebühr festzulegen. Bei Angabe der pro Jahr geförderten Grundwassermenge haben wir zur Umrechnung in Sekundenliter, wenn nichts anderes bemerkt wurde, angenommen, dass die Abwassermengen während 310 Arbeitstagen über acht Stunden gleichmässig verteilt zum Abfluss kommen.

Zahlentafel No. 17

Abwassermenge, welche aus eigener Wasserversorgung der gewerblich-industriellen Betriebe in das Kanalnetz abgegeben wird (1932).

Betrieb No.	Abwassermenge ²⁵⁾ Lit./Sek.	Betrieb No.	Abwassermenge ²⁵⁾ Lit./Sek.
1	12	10	24
2	1	11	4
3	65	12	5
4	0 ²⁶⁾	13	13
5	8	14	0 ²⁷⁾
6	16	15	6
7	sehr gering	16	44
8	10	17	1
9	48	18	21
			Insgesamt 278

Wenn die durchschnittlichen Abwassermengen des Jahres 1932 nach den einzelnen Tagesstunden geordnet werden, so erkennt man, dass sie zur Nachtzeit, d. h. von 0—6 Uhr morgens, ziemlich konstant bleiben. Die absolute Menge ist verhältnismässig gering und bewegt sich je nach der Jahreszeit zwischen 500 und 1000 L.-Sek. Nach 7 Uhr morgens steigt die Abwassermenge rapid an, bis sie zwischen 11 und 12 Uhr einen maximalen Wert von durchschnittlich 1760 L.-Sek. erreicht. In einzelnen Fällen tritt diese Hauptwassermenge etwas früher ein, bisweilen auch erst nach 12 Uhr. Nach einem geringen Abfall zwischen 12 und 13 Uhr steigt die Abwassermenge wieder an, bis sie

²³⁾ Durch die Erhöhung der Ueberlaufschwelle in der Hochwasserentlastung beim Stadion dürfte zukünftig und schätzungsweise eine mittlere Tagesabflussmenge von 1800 L.-Sek. in Rechnung zu setzen sein.

²⁴⁾ Dabei sind auch jene gewerblichen Abwässer inbegriffen, welche aus Betrieben stammen, die ihr Wasser von der Wasserversorgung beziehen.

²⁵⁾ Die Zahlen werden nur rund angegeben.

²⁶⁾ Ablauf in die Sihl.

²⁷⁾ Eigene Grundwasserversorgung ausser Betrieb.

zwischen 15 und 16 Uhr das zweite Maximum mit 1750 L.-Sek. erreicht. Von dieser Zeit an macht sich bis Mitternacht ein langsamer Abfall geltend.

Aus dieser Betrachtung des durchschnittlichen Tagesverlaufes der in die Kläranlage einflussenden Abwassermengen geht ohne weiteres hervor, dass es unrichtig wäre, bei der Grössenbemessung der Absitzanlage den mittleren Tagesabwasserzufluss von 1600 L.-Sek. zu Grunde zu legen. Auch die Berücksichtigung der durchschnittlichen Hauptwassermenge wäre ungenügend für unsere Verhältnisse, weil es sich gezeigt hat, dass dieselbe während vier Monaten des Jahres bedeutend überschritten werden kann. Im Mai 1932 bewegte sich die Abwassermenge von 11—12 Uhr im Durchschnitt zwischen 1820—1850 L.-Sek., im Juli sogar zwischen 2230—2365 L.-Sek. Dazu kommt noch, dass zufolge der bereits erwähnten Erhöhung der Ueberfallschwelle der beiden Hochwasserentlastungen im Letzigraben und im Hardturmkanal in Zukunft mit einer durchschnittlich erhöhten Wassermenge zu rechnen ist.

Im ganzen genommen muss die auf der Kläranlage zu behandelnde Abwassermenge als eine grosse angesehen werden. Das ist bedingt erstens durch den grossen Wasserverbrauch der Stadt Zürich, der im Jahre 1932 im Mittel 285 l je Kopf und Tag betrug (Maximum 445 l, Minimum 179 l), zweitens durch die verhältnismässig zahlreichen gewerblich-industriellen Betriebe mit eigener Wasserversorgung, und drittens durch die Zuleitung von Bächen in das städtische Kanalnetz sowie durch im Kanalnetz vorhandene Undichtigkeiten.

Diese Verhältnisse sollen bei der Beurteilung der bestehenden Absitzanlage bzw. deren Klärwirkung und vor allem bei einer eventuellen Verbesserung derselben gebührend berücksichtigt werden.

C. Die Klärzeit.

Blunk kommt in seinem bereits mehrfach erwähnten Gutachten über die Kläranlage der Stadt Zürich zum Schluss, dass man für die vorliegenden Verhältnisse mit der Klärzeit nicht unter 45 Minuten heruntergehen könne. Unter der Annahme von Blunk, dass die zu behandelnde Abwassermenge 2000 L.-Sek. kaum unterschreiten würde, wird bei einer Klärzeit von 45 Minuten ein Absitzraum von $\frac{2000 \times 45 \times 60}{1000} = 5400 \text{ m}^3$ verlangt.

Der nach Erweiterung der Anlage vorhandene Klärraum beträgt 5236 m³. Was die Abwassermenge anbetrifft, so haben wir bereits gesehen, dass diese im Jahre 1932 im Mittel 1600 L.-Sek. betrug. Wenn Blunk 2000 L.-Sek. angenommen hat, so ist diese Annahme durchaus richtig, wenn man bedenkt, dass die mittlere Abwassermenge sowohl zu gewissen Tageszeiten (Hauptwassermengen) wie auch zu gewissen Jahreszeiten (Juli 1932) wesentlich überschritten wird.

Für die verschiedenen Abwassermengen, wie sie auf der Kläranlage anfallen können, ergeben sich theoretisch folgende Klärzeiten:

Zahlentafel No. 18

Abwassermenge und theoretische Klärzeit auf der Kläranlage in Zürich.

Abwassermenge in Lit.Sek.	Aufenthalt im Absitzraum in Minuten
1600	54,5
1700	50
1800	48
1900	46
2000	43

Aus dieser Tabelle geht deutlich hervor, dass die von Blunk geforderte Klärzeit von 45 Minuten theoretisch fast immer innegehalten wird. In praxi ist dem jedoch nicht so, da bekanntermassen bei mechanischen Kläranlagen stets ein bestimmter Prozentsatz als *nicht ausnutzbarer Raum* in Rechnung gesetzt werden muss.²⁸⁾

Zur Orientierung über die heute effektiv vorhandene Klärzeit gaben uns Beobachtungen, welche sich auf die Durchlaufzeit von Farbwässern durch die Absitzräume erstreckten, wertvolle Anhalts-

²⁸⁾ Ing. Blunk als gutachtlicher Berater des Tiefbauamtes im II. Ausbau der Kläranlage hat es aber unterlassen, bei seiner Berechnung des Klärraumes dieser Forderung Rechnung zu tragen.

punkte. Beobachtungen, welche am Auslauf der einzelnen Absitzräume gemacht wurden, haben gezeigt, dass bei der neuen Beckenseite das gefärbte Wasser sich nach ca. 20 Minuten im Ueberlauf bemerkbar machte. In den alten Becken war die Aufenthaltszeit um 3—5 Minuten kleiner. Der Pegelapparat zeigte zu dieser Zeit 1700—1800 L.-Sek.²⁹⁾. Da dieser Abwassermenge theoretisch eine Klärzeit von 49 Minuten entspricht, so müsste der unausgenützte Raum auf Grund dieser Beobachtung bis zu 50 % und mehr des insgesamt vorhandenen Klärtraumes angenommen werden.

Schwimmertmessungen haben gezeigt, dass zwischen den beiden Tauchwänden eines Absitzgerinnes keine oder nur eine ausserordentlich geringe Fliessgeschwindigkeit besteht, während sie in den tiefern Wasserschichten um so grösser ist.

Neben den ausgeführten Schwimmertmessungen und den Beobachtungen mit Farbwasser, das häufig die Anlage durchfliesst, wurden noch in den Klärbecken sogenannte *Färbeversuche* mit dem für diesen Zweck bekannten hochempfindlichen Farbstoff Uranin ausgeführt.

In zuvor ausgeprüfter Konzentration wurden je 30 g des Farbstoffes pro Becken und Versuch in wässriger Lösung in das dem Absitzbecken zugehörige Zulaufgerinne gebracht. Das Gerinne wurde so aufgeteilt, dass in 4, 9, 13,5 m Entfernung vom Einlauf und vor der Ueberfallschwelle Proben entnommen werden konnten. Die Probenahme fand an den bezeichneten Stellen je in der Mitte des Gerinnes und zwar in Tiefen von 2 und 3,5 m, und auf der linken und rechten Seite des Gerinnes in Tiefen von 1 m statt. Mittels Spezialfassungsapparates wurden an den verschiedenen Stellen und zwar nach verschiedenen, ganz kurzen Zeiten Proben entnommen, welche vergleichend auf ihren Farbstoffgehalt geprüft wurden. Zum Ausgangspunkt für die *Feststellung der minimalen Aufenthaltszeit* wurde das zeitlich erstmalige Auftreten des Farbstoffes an der Ueberfallschwelle genommen, während die *maximale Aufenthaltszeit* aus der Beobachtung des erstmaligen Abflauens der maximalen Farbstoffkonzentration ermittelt wurde.

Das Ergebnis der Untersuchungen bestätigte im wesentlichen die früheren Feststellungen über die Aufenthaltszeit in den Absitzbecken. Im besondern ergeben die Versuche folgendes Resultat:

1. Es wurden minimale Aufenthaltszeiten von 11—16 Min. und maximale von 17—32 Min. für die neuen Becken festgestellt, was einem Mittel von 22 Min. entspricht. Für die alten Becken ergaben sich minimale Aufenthaltszeiten von 6—7 Min., während maximale Werte von 13—19 Min. beobachtet werden konnten, was einen Mittelwert von 12 Min. ergibt.

Bei der Beurteilung dieser Untersuchungsergebnisse sind die vielfach grossen Schwankungen in der Wasserführung der Klärbecken gebührend zu berücksichtigen.

2. Vor allem aber haben die Versuche ergeben, dass die Verteilung des Farbstoffes an den einzelnen Probenahmestellen im Beckenquerschnitt eine überaus ungleichmässige war; es wurden beispielsweise beidseitig der Becken in einer Tiefe von 1 m eine gleichmässig starke Farbstoffkonzentration beobachtet, während diese in der Tiefe des Gerinnes (Mitte) kaum mehr zu erkennen war. Aber auch das umgekehrte Verhältnis wurde festgestellt.

3. Im hintern Querschnitt des Absitzgerinnes war mehr oder weniger regelmässig beidseitig in 1 m Tiefe der Farbstoff noch zu erkennen, während er in der Tiefe des Gerinnes fehlte.

Es sei hier bemerkt, dass die Tauchwand, welche sich hinter dem Einlauf der Absitzrinne befindet (erste Tauchwand) ihren Zweck nur teilweise erfüllt. Zuzufolge des starken Zustromes des Abwassers zu den Becken können sich vor der ersten Tauchwand nur ganz grobe Schwimmstoffe ansammeln, während die feinem Schwimmstoffe sich auf der ganzen Beckenoberfläche verteilen. Ueber die Bedeutung, welche den Tauchwänden für die Klärzeit zukommt, sagt Steuer (42) folgendes: «Zwischen den Tauchwänden befindet sich ein grosser, für die Durchströmung verlorener Raum, dessen Inhalt sich kaum erneuert und für sich allein dauernd und nutzlos in einem etwa elliptischen Wirbel umgewälzt wird. Für die Durchströmung nutzbar bleibt nur der gedrückte Querschnitt unter der toten Zone, und nur dieser Raum darf als Klärraum in Betracht gezogen werden.»

Wenn wir für die Zürcher Absitzanlage jenen Raum, der sich bei den einzelnen Absitzbecken zwischen der vordern Stirnwand und der hintern Tauchwand bis oberkant Abwassereinlauf bzw. unterhalb Tauchwand als unausnutzbar vom vorhandenen Klärraum in Abzug bringt, so verfügt

²⁹⁾ Der Pegelapparat ist dabei nach den Angaben des Tiefbauamtes als zuverlässig zu bewerten.

die Absitzanlage noch über einen Klärraum von $5236 - 1300 = 3936 \text{ m}^3$. Diesem Klärraum von 3936 m^3 entspricht bei einer Abwassermenge von 1800 L.-Sek. eine Aufenthaltszeit von 35 Minuten.

Wir vermuten, dass der grosse unausnutzbare Klärraum dadurch entsteht, dass darin sogenannte Walzenbewegungen in dem Sinne auftreten, dass sich das Wasser daselbst nicht in der zu erwartenden Aufenthaltszeit von 48—50 Minuten in Richtung des Beckenüberlaufes bewegt, sondern dass die Bewegung eine rückläufige ist (vgl. Steuer). Auf diese Weise lassen sich, wie die obigen Ausführungen zeigen, die gelegentlich beobachteten mittleren Aufenthaltszeiten von 20—25 Minuten erklären.

D. Abwassertemperatur.

Den Temperaturen des Abwassers ist für die Zürcher Kläranlage, wo auch solche der Faulräume bekannt sind, nicht dieselbe Bedeutung zuzumessen, die ihnen beispielsweise zukommt, wenn es sich um die Projektierung bzw. die Grössenberechnung von Faulräumen handelt.

Was die Sinkgeschwindigkeit der Abwasserstoffe bei verschiedenen Temperaturen anbetrifft, so hat Ridenour (43) an zahlreichen Abwasserproben gezeigt, dass die Temperatur innerhalb der Grenzen der bei Abwasser vorkommenden Werte praktisch von keiner Bedeutung ist.

In Zahlentafel No. 19 werden die verschiedenen Monatsmittel, welche für das Jahr 1932 beobachtet wurden, angegeben.

Zahlentafel No. 19

Abwassertemperaturen für das Jahr 1932 im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage.

1932 Monat	Abwassertemperaturen		1932 Monat	Abwassertemperaturen	
	Zulauf °C	Ablauf °C		Zulauf °C	Ablauf °C
Januar	10,1	9,7	Juli	15,6	15,8
Februar	9,9	9,6	August	16,0	16,0
März	9,6	9,1	September	16,2	16,2
April	10,0	10,0	Oktober	14,4	14,4
Mai	12,6	12,6	November	12,0	12,0
Juni	14,4	14,8	Dezember	11,2	11,2

Im Mittel: Zulauf $12,65^\circ$; Ablauf $12,6^\circ$

Die Temperatur des Abwassers sank vom Januar bis zum März, wo sie mit $9,1^\circ \text{ C}$ im Ablauf ihren tiefsten Stand erreicht hatte; von hier machte sich ein Ansteigen bemerkbar bis zum September, welcher mit $16,2^\circ \text{ C}$ den höchsten Wert zeigt. Zwischen der Temperatur des Zulaufes und derjenigen des Ablaufes konnten nur geringe Unterschiede beobachtet werden, welche im Jahresmittel nicht mehr zum Ausdruck kommen.

E. Klärwirkung der mechanischen Reinigungsanlage.

a. Probenahmen und Vorgehen bei den durchgeführten Untersuchungen.

Zur Ermittlung der Klärwirkung einer mechanischen Abwasserreinigungsanlage sind bei der Verschiedenheit, die ein städtisches Abwasser hinsichtlich seiner ungelösten Stoffe wie seiner Menge und Beschaffenheit aufzuweisen pflegt, eine grosse Anzahl von Probenahmen bzw. Bestimmungen erforderlich, welche sich über eine längere Zeitperiode zu erstrecken haben.

Aus arbeitstechnischen Gründen konnte die Kontrolle der Klärwirkung der Gesamtanlage in der ersten Hälfte des Betriebsjahres 1932 nicht gleichmässig verteilt durchgeführt werden; die grösste Zahl der diesbezüglichen Untersuchungen entfiel auf die Monate Oktober bis Dezember 1932 und auf das darauffolgende Betriebsjahr.

Von den im Zeitraum Mitte Februar 1932 bis Anfang August 1933 ausgeführten 53 Untersuchungen in Bezug auf die Klärwirkung der Gesamtanlage erstreckten sich 23 Probenahmen über 10—11 Stunden (Dauerprobenahmen), die übrigen 30 nur über 1—2 Stunden (Einzelprobenahmen). Auch während der Nacht wurde die Kontrolle mehrmals ausgeführt.

Auf die einzelnen *Wochentage* entfallen folgende Proben:

	Proben während 10—11 Std.	Einzelproben
Montag	3	9
Dienstag	3	3
Mittwoch	3	6
Donnerstag	4	6
Freitag	4	5
Samstag	3	1
Sonntag	3	0

Innerhalb der *Wochentage* wurde bei der Auswahl der Einzelprobenahmen auf die verschiedenen Tageszeiten Rücksicht genommen.

An den bestimmten Tagen oder Tageszeiten wurde alle 15 Minuten im Zulaufkanal vor Einfluss des Abwassers in die Kläranlage bzw. in den Sandfang und in den beiden Abläufen vor Einfluss des Ablaufwassers in die Limmat in einen ca. 10 l fassenden Eimer eine Probe geschöpft. Aus je vier im Verlaufe einer Stunde im Eimer vereinigten Einzelproben wurde unter Umrühren des Inhaltes eine Durchschnittsprobe entnommen. Diese Proben kamen im Laboratorium der Kläranlage und in wenigen Fällen in den Laboratorien des Hygiene-Instituts der Eidgenössischen Technischen Hochschule zur Verarbeitung. Dabei haben wir besondern Wert darauf gelegt, dass die Bestimmung der absetzbaren Stoffe an Ort und Stelle, d. h. unmittelbar nach erfolgter Probenahme durchgeführt wurde, weil wir die bekannte Beobachtung bestätigt fanden, dass Abwasserproben, welche erst nach längerer Zeit verarbeitet oder gar geschüttelt werden (Transport) keine richtigen Absetzwerte geben, selbst dann nicht, wenn die Proben konserviert sind.

Durch die zahlreichen Probenahmen, durch ihre Verteilung auf die einzelnen *Wochentage* und Tageszeiten sowie endlich durch die einwandfreie Art der Probenahme selber wurden Werte erhalten, welche ein richtiges Bild von der Klärwirkung der zürcherischen Abwasserreinigungsanlage abgeben.

Bei der Untersuchung der Proben beschränkten wir uns zur Hauptsache auf jene Bestimmungen, welche zur Beurteilung des Kläreffektes einer mechanischen Reinigungsanlage ausschlaggebend sind, und zwar:

Die Bestimmung der pro Liter im Zulauf und Ablauf nach zwei Stunden absetzbaren Stoffe (raum- und gewichtsmässig).

Neben dieser Hauptuntersuchung wurden gelegentlich ermittelt im Zulauf und Ablauf der Kläranlage:

Farbe des Abwassers
Geruch des Abwassers
pH-Wert
Nitroreduktion
Permanganatverbrauch
Colititer.

β. Untersuchungsergebnisse.

Aussehen des Abwassers.

Das Aussehen des Abwassers war in den einzelnen Untersuchungen sehr grossen Schwankungen unterworfen. Die Farbe wurde insbesondere durch die im Abwasser vorhandenen Farbstoffe aus den verschiedenen industriellen Betrieben bestimmt. Diese erschienen bisweilen auf der Anlage so intensiv, dass sie während 10—30 Minuten sämtliches Abwasser zu färben vermochten. Dabei konnten die verschiedensten Farben, wie gelb, grün, rot, violett und blau beobachtet werden. Normalerweise, d. h. wenn kein Farbwasser die Anlage passiert, war die Farbe des Abwassers gelblich bis bräunlich-grau.

Wir verzichten hier auf eine Schilderung des Aussehens des Abwassers in ästhetischer Hinsicht, in der Meinung, dass Abwasser eo ipso nicht ästhetisch wirken kann.

Geruch des Abwassers.

Der Gesamteindruck ist hier der des sogenannten «frischen» Abwassers häuslicher Herkunft. Im besondern wird das zürcherische Abwasser durch einen zu den verschiedenen Zeiten verschieden starken Geruch nach Leichtölen (Benzin, Benzol) charakterisiert.

pH-Wert des Abwassers.

Die Reaktion des ankommenden wie des abfließenden Abwassers war in den untersuchten Proben normal, d. h. sie war stets neutral bis schwach alkalisch. Der pH-Wert bewegte sich zwischen 7,0 bis 8,5.

Bestimmung der absetzbaren Stoffe im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage.

Der Schlammgehalt des Abwassers im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage wurde in den von Imhoff vorgeschlagenen trichterförmigen Absetzgläsern von 1 l Inhalt vorgenommen und der nach zwei Stunden abgesetzte Anteil in Kubikcentimetern abgelesen. Vergleichsweise geschah die Bestimmung des abgesetzten Anteils gelegentlich auch gewichtsanalytisch, indem der Bodensatz durch ein mit Hahn versehenes Absetzglas abgelassen, getrocknet und gewogen wurde.

In der folgenden Zahlentafel No. 20 finden sich die absetzbaren Stoffe im Zulauf- und Ablaufwasser übersichtlich zusammengestellt.

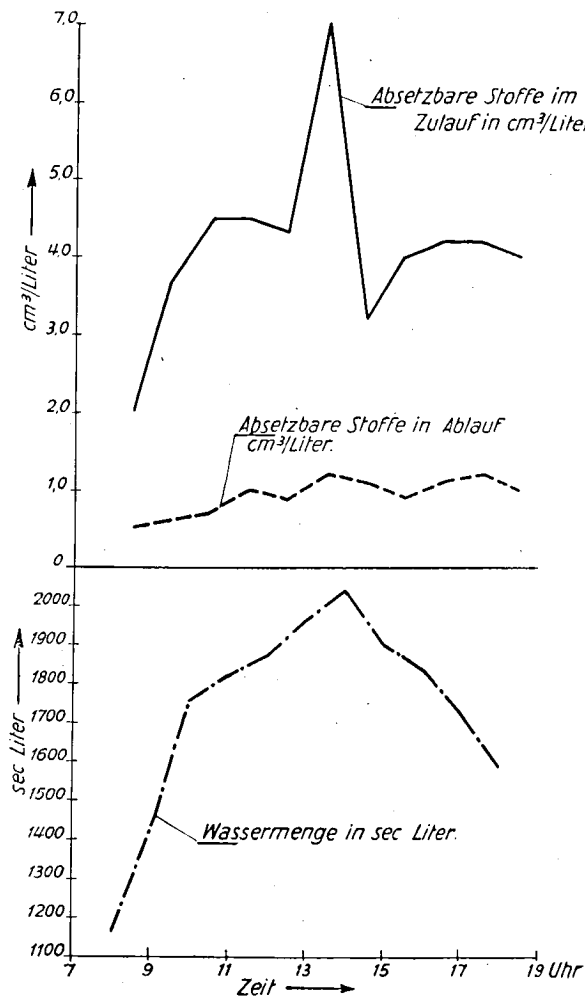
Für die 23 während zehn bis elf Stunden ausgeführten Proben wird hier nur ein mittlerer Tageswert angegeben, da die Aufzählung sämtlicher Resultate der einzelnen Stundenproben zu weit führen würde. Um den Verschmutzungsgrad und seine Schwankungen innerhalb eines Tages dennoch kennen zu lernen, wurden in den graphischen Tafeln 6 bis 12 die absetzbaren Stoffe im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage, wie sie sich aus sieben solchen Probenahmen ergaben, zusammengestellt.

Zahlentafel No. 20

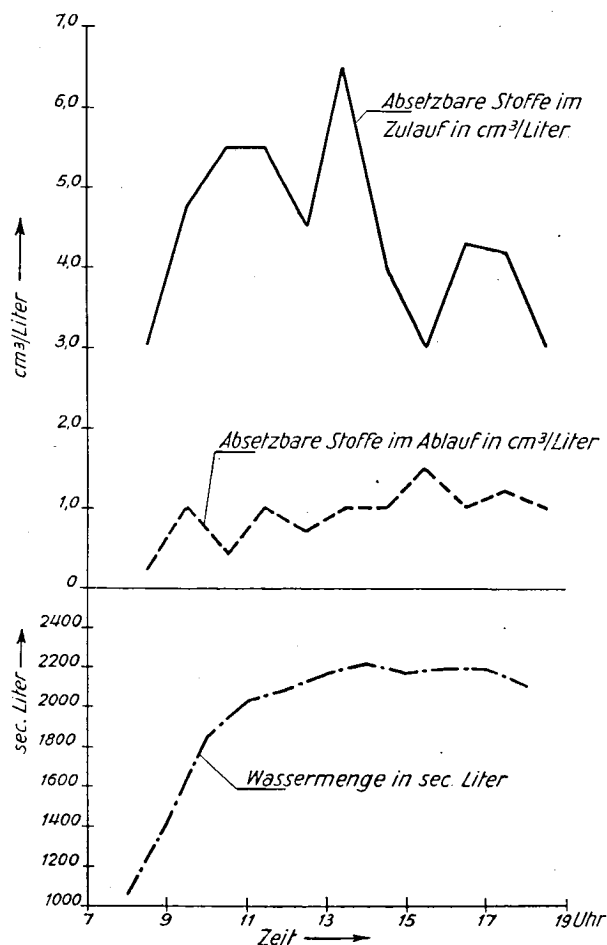
Absetzbare Stoffe im Zulauf und Ablauf der Kläranlage.

Datum der Probenahme	Tageszeit der Probenahme	Absetzbare Stoffe		Datum der Probenahme	Tageszeit der Probenahme	Absetzbare Stoffe	
		im Zulauf cm ³ /Liter	im Ablauf cm ³ /Liter			im Zulauf cm ³ /Liter	im Ablauf cm ³ /Liter
<i>1932</i>							
16. Februar	13 —15.30	5,5	0,7	2. März	12 —13	3,2	0,9
29. Februar	13.30—15.30	4,5	0,6	2. März	14 —15	3,2	0,7
14. März	14 —15.30	4,5	0,6	2. März	15 —16	2,7	0,6
25. Juli	15.30—16	2,0	0,4	3. März	10 —13	3,5	1,7
29. Juli	14.30—15.30	2,2	1,5	3. März	14 —16	3,7	0,8
19. September	15 —16	3,5	1,0	8. März	10 —12	2,3	0,7
26. September	8,45— 9,45	6,0	1,2	8. März	12 —14	3,0	0,75
12. Oktober	10 —12	3,7	0,7	8. März	14 —16	3,0	0,65
20. Oktober	8 —10	3,8	0,6	9. März	7 —19	2,9	0,57
26. Oktober	11 —12	3,5	0,9	17. März	7 —19	4,35	0,75
3. November	10 —11.30	3,5	0,8	25. März	7 —18	3,7	0,70
3. November	8 —10	3,0	0,7	2. April	7 —18	2,4	0,30
7. November	9 —11	3,4	0,7	3. April	7 —18	4,1	0,62
9. November	8.30—10	3,3	0,6	4. April	7 —18	4,6	0,77
9. November	10 —12	4,0	0,6	28. Mai	7 —18	2,5	0,58
10. November	7.30— 8.30	1,2	0,6	29. Mai	7 —18	2,2	0,45
14. November	9 —11	4,0	0,7	31. Mai	7 —18	2,0	0,5
14. November	14 —16	3,5	0,5	2. Juni	7 —18	1,6	0,5
18. November	7 —19	4,2	0,65	6. Juni	7 —18	3,8	0,72
24. November	7 —18	3,5	0,7	10. Juni	7 —18	3,5	0,52
2. Dezember	10 —12	4,8	0,9	15. Juni	7 —18	4,1	0,9
9. Dezember	14 —16	5,0	0,8	2. August	7 —18	3,07	0,74
17. Dezember	9 —10	2,8	0,4	3. August	7 —18	3,3	0,77
<i>1933</i>							
1. März	8 —19	3,9	0,85	4. August	7 —18	4,0	0,7
2. März	11 —12	3,7	0,9	5. August	7 —18	3,4	0,35
				6. August	7 —18	2,3	0,1
				7. August	7 —18	6,2	1,1
				Im Mittel		3,50	0,7

Abwassermengen und absetzbare Stoffe im Zulauf- und Ablaufwasser der Kläranlage.



Graphische Darstellung No. 6.
Montag den 15. Juni 1933.



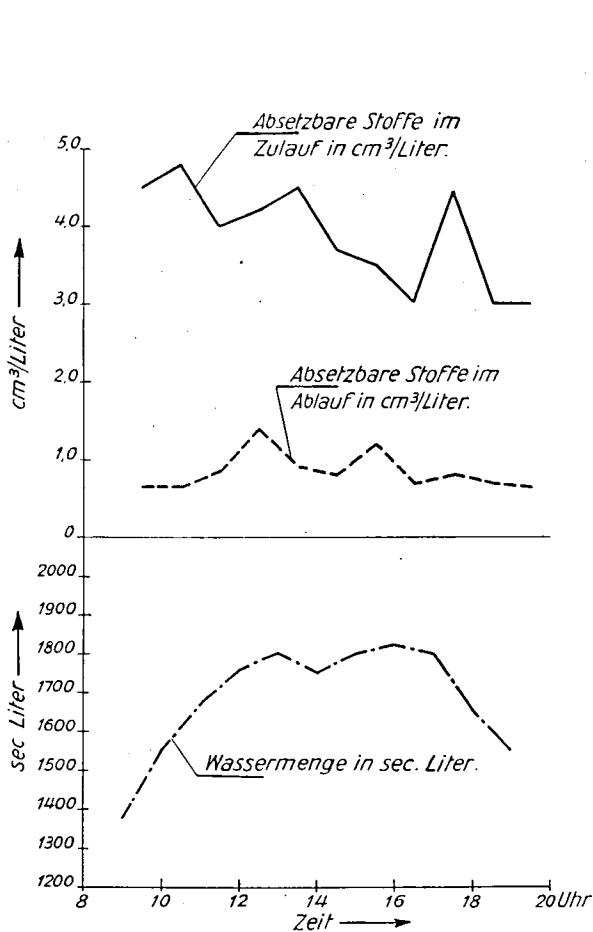
Graphische Darstellung No. 7.
Dienstag den 8. August 1933.

Im Verlauf der Untersuchungsperiode weist das Zulaufwasser im Mittel 3,5 cm³/l absetzbare Stoffe auf. Dabei sind Schwankungen zu verzeichnen von 1,2 bis 6,2 cm³/l. Bei den zehn- bis zwölfstündigen Probenahmen finden sich Werte von 1,0 bis 12 cm³/l. Aus dem Tagesverlauf der absetzbaren Stoffe im Zulauf geht hervor, dass diese nach 7 Uhr vormittags rapid zu steigen beginnen, um dann zwischen 11 und 13 Uhr ihren Höchstwert zu erreichen. Damit fällt die Hauptverschmutzungszeit zusammen mit der grössten Wassermenge. Nachmittags sinkt der Verschmutzungsgrad etwas und bewegt sich ungefähr in den gleichen Grenzen wie in den Vormittagsstunden.

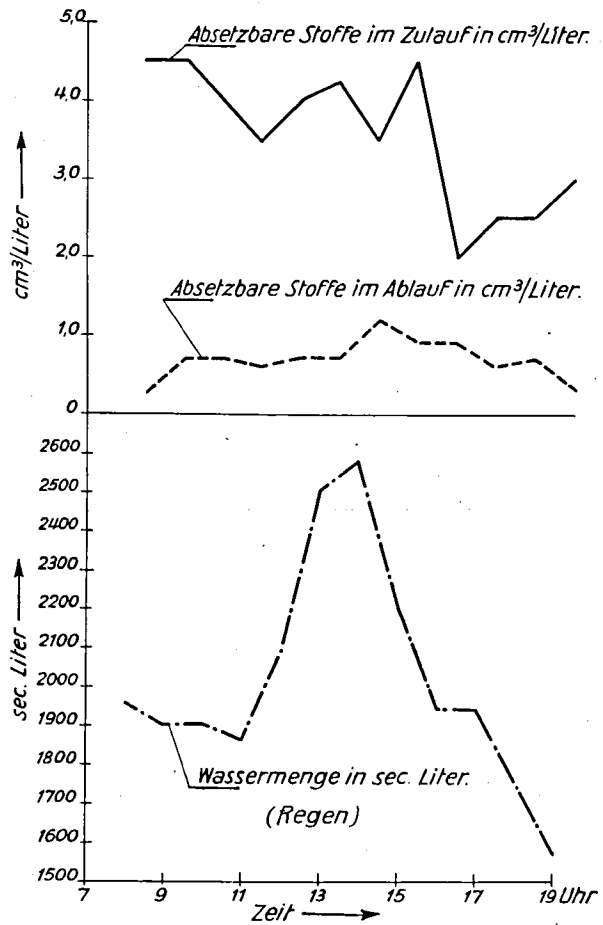
Während 24 Stunden ausgeführte Kontrollen haben gezeigt, dass das Zulaufwasser je nach der Menge des anfallenden Abwassers bis gegen Mitternacht 2—4 cm³/l absetzbare Stoffe aufweist. Von 1 Uhr an macht sich dann gewöhnlich bis morgens 6 Uhr eine stetige Abnahme der absetzbaren Stoffe bemerkbar, jedoch so, dass diese sich selten unter 1,0 cm³/l bewegen. Zur Regenzeit ausgeführte Untersuchungen ergaben zufolge der starken Verdünnung, welche der Trockenwetteranfall erfährt, einen verminderten Schlammgehalt. So konnten z. B. bei den zehn- bis zwölfstündigen Probenahmen vom 29. Mai, 31. Mai und 2. Juni 1933 nur ausnahmsweise mehr als 2,5 cm³/l absetzbare Stoffe im Zulaufwasser festgestellt werden. Die in die Kläranlage abfließende Wassermenge bewegte sich zwischen 2200 und 3000 Sek.-L.

Das aus der Kläranlage abfließende Wasser schwankt hinsichtlich seiner absetzbaren Stoffe im Mittel von 0,3 bis 1,7 cm³/l, die extremen Befunde sind 0,15 bis 2,3 cm³/l. Im Mittel betragen die Schlammstoffe des Auslaufwassers zur Tageszeit (7—18 Uhr) 0,7 cm³/l.

Abwassermengen und absetzbare Stoffe im Zulauf- und Ablaufwasser der Kläranlage.



Graphische Darstellung No. 8.
Mittwoch den 1. März 1933.



Graphische Darstellung No. 9.
Donnerstag den 24. September 1933.

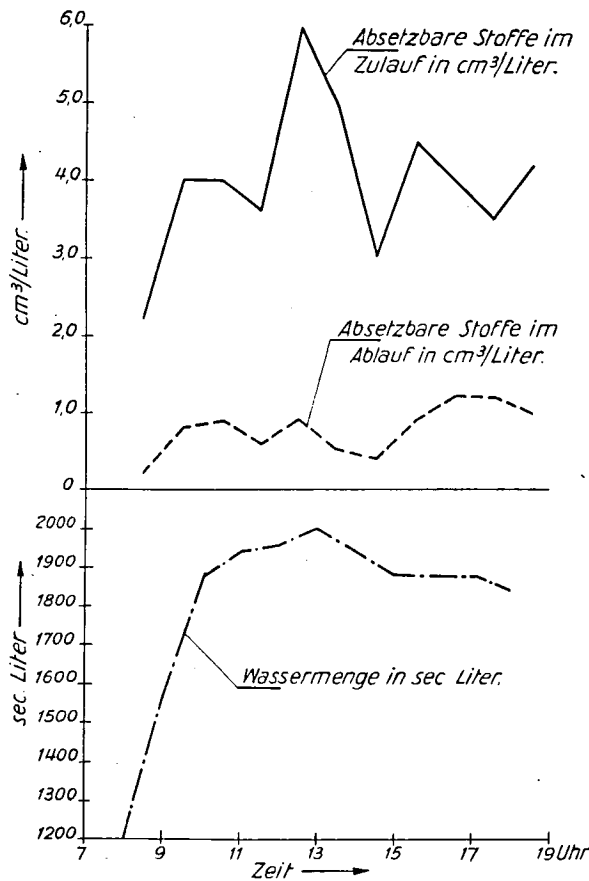
Wenn wir die in Zahlentafel No. 20 aufgeführten Werte näher betrachten, so fallen einige zufolge ihres hohen Schlammgehaltes im Ablaufwasser besonders auf. Die Faktoren, welche die Klärwirkung zu beeinflussen vermögen, werden in einem folgenden Kapitel näher betrachtet. Doch kann auch in diesem Zusammenhang kurz auf einiges hingewiesen werden.

Aus den zehn- bis zwölfstündigen Probenahmen ist zu ersehen, dass der Schlammgehalt des Auslaufwassers analog der Abwassermenge und dem Gehalt an absetzbaren Stoffen im Zulauf von morgens 7 Uhr an rapid zu steigen beginnt bis zu einem Maximum in den Mittagsstunden. Unregelmässigkeiten in diesem Verlauf können hervorgerufen werden durch Betriebsstörungen (Spritzen der Rutschflächen). Interessant ist auch die Beobachtung, dass in den späten Nachmittagsstunden trotz Abnahme der Abwassermenge die Schlammstoffe im Ablaufwasser bisweilen relativ hoch sind. Von abends 20 Uhr an macht sich bis gegen Mitternacht ein sukzessives Abnehmen der absetzbaren Stoffe im Ablauf bemerkbar. Von dieser Zeit bis morgens 6 Uhr enthält der Ablauf nur ca. 0,1 cm³/l Schlammstoffe.

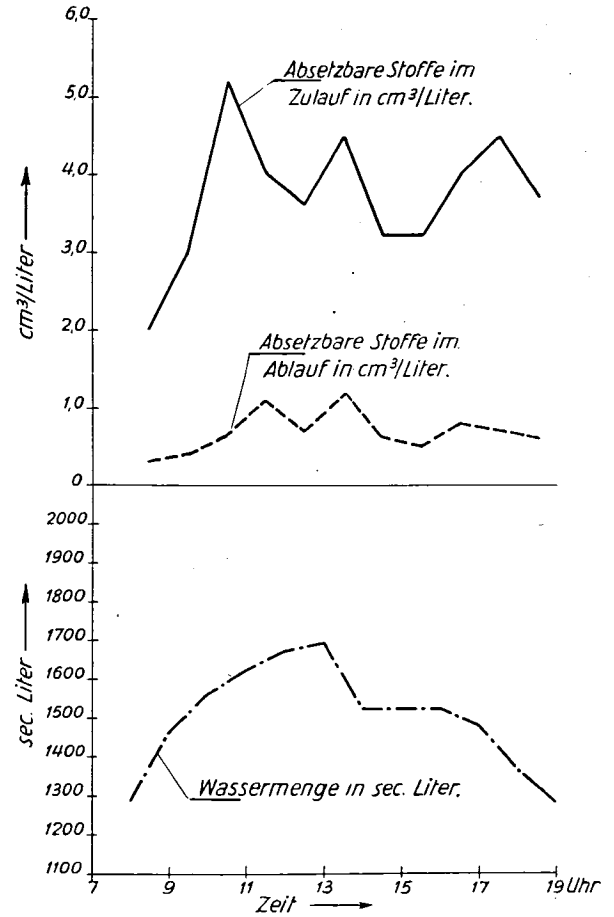
Aus den entsprechenden Zahlen für das Zulauf- und Ablaufwasser ergibt sich im Mittel ein Kläreffekt von 80 %.

Neben der raummässigen Bestimmung der absetzbaren Schwebestoffe, wie sie im allgemeinen bei Betriebskontrollen von Kläranlagen angewendet wird, wurde vergleichshalber die naturgemäss viel genauer arbeitende gewichtsanalytische Bestimmung ausgeführt. Dabei konnte es sich nur um eine zeitweilige Bestimmung handeln, da solche laufend auszuführen uns nicht möglich war.

Abwassermengen und absetzbare Stoffe im Zulauf- und Ablaufwasser der Kläranlage.



Graphische Darstellung No. 10.
Freitag den 4. August 1933.



Graphische Darstellung No. 11,
Samstag den 25. März 1933.

Zahlentafel No. 21

Gewicht der absetzbaren Schwebstoffe im Zulauf und Ablauf der Kläranlage nebst den entsprechenden Kläreffekten.

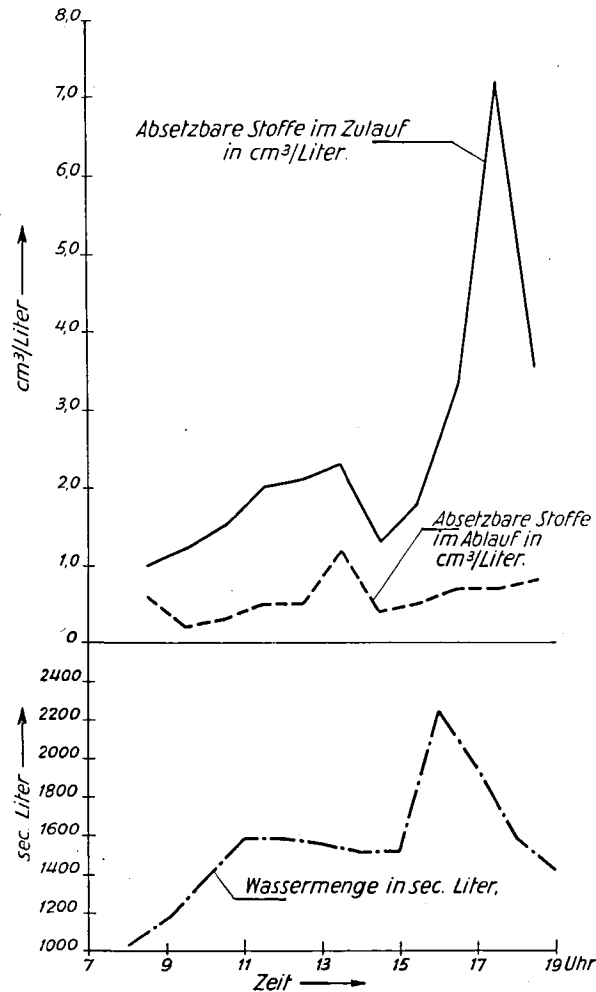
Tag der Probenahme	Tageszeit der Probenahme	Absetzbare Stoffe		Kläreffekt		Tag der Probenahme	Tageszeit der Probenahme	Absetzbare Stoffe		Kläreffekt	
		Zulauf mg/Liter	Ablauf mg/Liter	gravimetr. %	volumetr. %			Zulauf mg/Liter	Ablauf mg/Liter	gravimetr. %	volumetr. %
1932											
16. Februar	13.30—15	250	30	88	87	29. Mai	7 —18	352	93	73,5	79,6
14. März	14 —15.30	196	35	82,2	86,7	31. Mai	7 —18	50	10	79	75
3. Nov.	8 —10	87	18	79,4	76,7	2. Juni	7 —18	34	12	66,7	68
9. Nov.	8.30—10	46	15	67,4	82	6. Juni	7 —18	119	18	84	81
9. Nov.	10 —12	110	15	86,4	85	10. Juni	7 —18	144	27	81,1	85
18. Nov.	7 —18	126	20	84,1	84,6	15. Juni	7 —18	127	29	77	78,1
24. Nov.	7 —18	170	40	76,2	80	2. August	7 —18	87	23	73,5	79,2
14. Nov.	9 —11	111	17	84,7	82,5	3. August	7 —18	81	16	80,2	76,6
14. Nov.	14 —16	117	14	88,0	85,7	4. August	7 —18	100	20	80	82,5
1933											
3. April	7 —18	125	27	78	84,9	5. August	7 —18	116	15	86,2	89
4. April	7 —18	85	29	66	83,3	6. August	7 —18	28	4	85,7	99
28. Mai	7 —18	377	103	73	76,8	7. August	7 —18	114	34	61,4	82
						8. August	7 —18	103	19	82,3	—
						Im Mittel		130,2	26,7	79,4	82

In der Zahlentafel No. 21 findet sich der Trockenrückstand der absetzbaren Schwebstoffe pro Liter im Zulauf- und Ablaufwasser in mg angegeben. Zugleich werden einander die Kläreffekte gegenübergestellt, wie sie sich ergeben aus der raummässigen und der gewichtsmässigen Bestimmung.

Der Trockenrückstand der absetzbaren Stoffe beträgt im Mittel für das Zulaufwasser 130,2 mg pro Liter und für das Ablaufwasser 26,7 mg. Dabei sind bei den einzelnen Werten sehr grosse Schwankungen festgestellt worden.

Ein Vergleich des Kläreffektes, wie er nach den verschiedenen Bestimmungsarten ermittelt wurde, zeigt bisweilen nennenswerte Unterschiede. Am 4. April z. B. beträgt der Kläreffekt raummässig bestimmt 83,3 %, während die gewichtsmässige Bestimmung nur einen solchen von 66 % aufweist. Im ganzen genommen beträgt der Unterschied zwischen den beiden Bestimmungsarten nur

Abwassermengen und absetzbare Stoffe im Zulauf- und Ablaufwasser der Kläranlage.



Graphische Darstellung No. 12.
Sonntag den 28. Mai 1933.

rund 2,5 %. Der Mittelwert für die gewichtsanalytischen Bestimmungen beträgt 79,4 %, der entsprechende Kläreffekt raummässig bestimmt 82 %.

7. Zusammenfassende Betrachtung über die Klärwirkung.

Wenn wir im folgenden auf Grund der bisher ausgeführten und oben beschriebenen Untersuchungen die Klärwirkung der «Werdhölzli»-Anlage einer kritischen Betrachtung unterziehen, so haben wir zu berücksichtigen, dass für die Bewertung einer mechanischen Absitzanlage in erster Linie die zu behandelnde Abwassermenge, die Durchflusszeit sowie die daraus im einzelnen Falle sich ergebende Grösse des Absitzraumes massgebend sind. Im allgemeinen ist es üblich, dass eine befriedigend arbeitende mechanische Absitzanlage einen Kläreffekt von 90—95 % aufweist, d. h.

dass während der Entschlammung 90—95 % an absetzbaren Schwebestoffen auf der Anlage zurückgehalten werden.

Um zu entscheiden, ob und in welchem Umfange die Absitzanlage den allgemein üblichen Anforderungen entspricht, waren folgende Untersuchungen notwendig:

Der Zusammenhang zwischen der Aufenthaltszeit und dem Kläreffekt einer Absitzanlage wird üblicherweise durch Aufstellen einer sogenannten Absatzkurve zum Ausdruck gebracht. Diese Kurve stellt für ein bestimmtes Abwasser den Volumenanteil an absetzbaren Stoffen dar, die bezogen auf 100 als Gesamtmenge der nach zwei Stunden abgesetzten Stoffe sich zu den verschiedenen Zeiten aus dem Abwasser ausscheiden.

Die Ermittlung dieser Kurve erfolgt im allgemeinen im Absetzglas nach Imhoff (Höhe 40 cm). Für genauere Untersuchungen muss ausserdem die Absatzkurve entweder im Becken selbst aufgenommen werden, wie das z. B. Blunk angibt (44), oder aber die Aufnahme findet in einem Absitzglas statt, das der mittleren Tiefe der betreffenden Absatzbecken entspricht. Wir haben ein Absitzglas konstruiert, das der mittleren Beckentiefe (rund 2 m) der Absitzanlage im «Werdhölzli» entspricht und sowohl in diesem, als im 40 cm Absetzglas die Absatzkurve für das Zürcher Abwasser ermittelt (siehe Abbildung No. 5).

In der graphischen Darstellung No. 14 finden sich die Absatzkurven dargestellt, wie sie aus Abwasser, das zu verschiedenen Tageszeiten auf der Zürcher Anlage anfällt, im Imhoffglas ermittelt worden sind. Unter den gleichen Voraussetzungen wurden die Absatzkurven in einem Glas, das der mittleren Beckentiefe entspricht, ermittelt und unter No. 13 graphisch dargestellt.

Allgemein geht aus diesen Kurvenbildungen hervor, dass man es bei der sogenannten Absatzkurve kaum mit einer eindeutig fixierbaren und direkt vergleichbaren Beziehung zwischen Zeit und Menge an absetzbaren Stoffen bzw. Kläreffekt in einem Abwasser zu tun haben dürfte. Es kommt nicht nur auf die Tageszeit an, aus der das Abwasser stammt, sondern ebenso sehr auf den Ort und die Art der Probenahme im Zulaufgerinne sowie auf die Technik der Bestimmung.³⁰⁾ Jedenfalls ergibt sich aus unsern Untersuchungen, dass die üblicherweise ermittelte Absatzkurve sowohl im Vergleich zur Absatzkurve anderer Städte als auch zur Beurteilung des nötigen Absitzraumes mit allem Vorbehalt zu verwenden ist.

Ein Beweis dafür, dass die ermittelte Absitzkurve ungefähr die richtigen Verhältnisse wiedergibt, ist die Tatsache, dass der von uns ermittelte Kläreffekt von rund 80 % bei der experimentell festgestellten Aufenthaltszeit von 20—25 Minuten in den Klärbecken durch die Absitzkurve sehr gut zum Ausdruck gebracht wird. Wir möchten in diesem Zusammenhang nochmals darauf hinweisen, dass wir auf Grund unserer diesbezüglichen Untersuchungsergebnisse mit Absicht von einem Kläreffekt-Bereich sprechen und nicht einig gehen mit der Auffassung, dass die Absatzkurve auch in der Praxis eine streng mathematische Beziehung zum Ausdruck bringe.

F. Chemische und bakteriologische Eigenschaften des Abwassers.

Wenn wir zur Beurteilung der Klärwirkung der Absitzanlage im «Werdhölzli» auch chemische und bakteriologische Untersuchungen des Abwassers durchgeführt haben, geschah das lediglich, um die chemische und bakteriologische Natur des Abwassers vor und nach der Klärung etwas besser kennen zu lernen. Vor allem aber erfolgten die Bestimmungen im Hinblick auf die Eigenschaften, welche das geklärte Abwasser für die Belastung der Vorflut und in epidemiologischer Beziehung besitzt.

Die übliche Bewertung des Abwassers in chemischer Beziehung erfolgt durch die *Bestimmung des Permanganatverbrauchs*. Diese Bewertungsart lässt die Zusammensetzung des Abwassers in Bezug auf seinen Gehalt an rein chemisch, d. h. mittels Permanganat in saurer Lösung oxidierbaren organi-

³⁰⁾ Bei den dargestellten Kurven stammt das hinter dem Sandfang im Zulaufgerinne gefasste Abwasser, wie oben erwähnt, aus verschiedenen Tageszeiten (Morgen, Mittag, Abend); die Kurven wurden ohne rechnerische Berücksichtigung der Sackungsvorgänge nach Van der Zee (45) oder durch jeweiliges Ablassen der in der Zeiteinheit abgesetzten Schlammstoffe aufgestellt. Van der Zee berücksichtigt die Höhe der Schlammsschicht, die für die Sackung ausschlaggebend ist, nicht. Er berechnet die Sackung des vorausgegangenen grossen Schlammvolumens nach der gleichen Kurve wie die Sackung des jeweils frisch hinzugekommenen, viel kleineren Volumens.

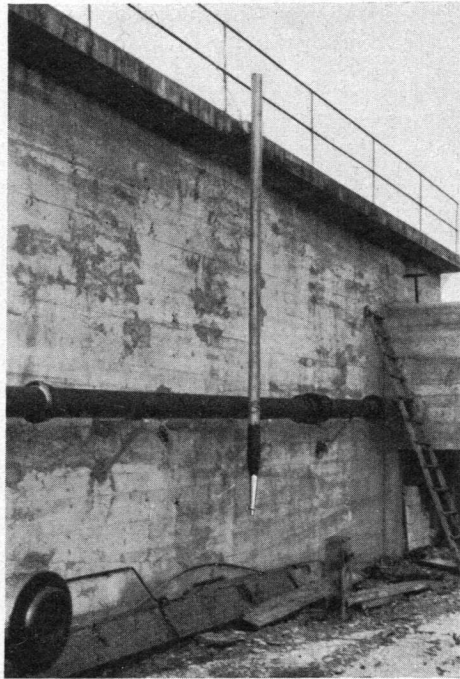
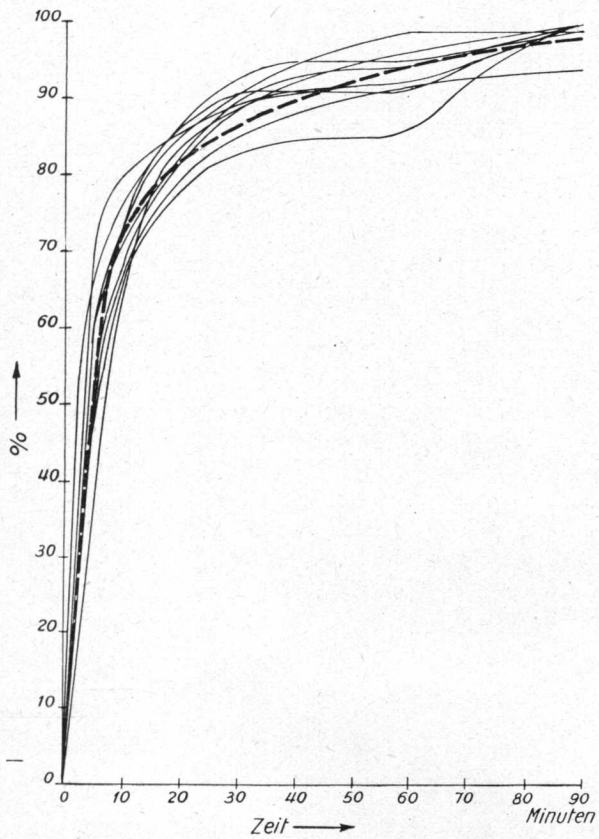
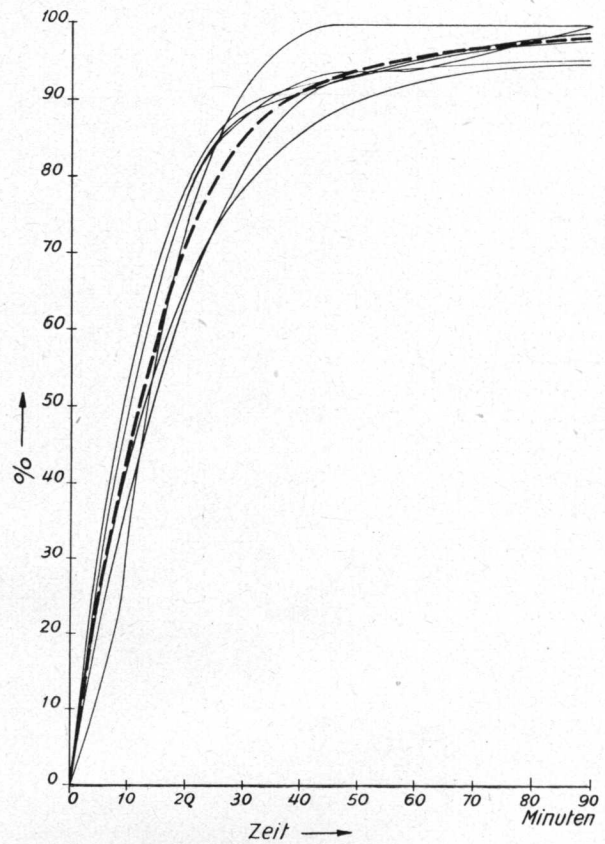


Abb. 5. Absetzglas von mittlerer Beckentiefe (2 m).



Graphische Darstellung No. 13.

Absetzkurve des Abwassers der Kläranlage «Werdhölzli»
(bestimmt in einem Glas mit mittlerer Beckentiefe).



Graphische Darstellung No. 14.

Absetzkurve des Abwassers der Kläranlage «Werdhölzli»
(bestimmt in einem Absetzglas von 40 cm Tiefe).

schen Stoffen vergleichsweise erkennen. Eine biologische Bewertung, d. h. eine Bewertung unter Bedingungen, wie sie vor allem in der Vorflut beim Abbau der Abwasserstoffe vorhanden sind, kommt nur bei der *Bestimmung des Nitro-Effektes* zur Geltung. Aus der unten beschriebenen Methodik dieser Bewertungsart dürfte dies ersichtlich sein. Analog wie in der Vorflut mit ihrem Tier- und Pflanzenleben wird der auf längere Zeit ausgedehnte und daher gelinde Abbau der organischen Stoffe durch die daselbst vorhandenen Bakterien besorgt, und die Bedingungen, unter denen das geschieht, sind nicht Schwefelsäure und ein stark wirkender, Sauerstoff liefernder Körper, sondern es liegt in diesem Messversuch eine gepufferte Alkalität von pH 7,2 und ein harmloser Farbstoff als Sauerstofflieferant vor. Der Nitro-Effekt muss daher eher als der Permanganatverbrauch ein Bild vermitteln, das die natürlichen Vorgänge und somit den biologisch bedeutungsvollen Belastungszustand nach Art und Menge der organischen Stoffe wiedergibt.

a) Bestimmung des Nitro-Effektes.

Nachdem bereits verschiedentlich vom Nitro-Effekt gesprochen wurde, ist es angezeigt, kurz auf das Prinzip dieser Bestimmung, welche für die Beurteilung von Wasser, Abwasser und Schlamm am Hygiene-Institut der E. T. H. Zürich ausgearbeitet wurde, einzugehen, ohne dabei näher auf diese Methode einzutreten.

Der organische farbstoffähnliche Körper nitroanthrachinonsulfosaures Natrium liefert dem zu untersuchenden biochemischen Abbausystem den nötigen Sauerstoff und bindet den Wasserstoff, welcher von den abbaubaren (dehydrierbaren) organischen Substanzen abgegeben wird. Dadurch entsteht ein roter Farbstoffkörper, das Aminoanthrachinon als Sulfosalz, welches unmittelbar ein

Zahlen tafel No. 22

Nitro-Effekt im Zulauf- und Ablaufwasser der Absitzanlage der Kläranlage von Zürich.

Tag der Probenahme	Tageszeit der Probenahme	Nitro-Effekt total		Tag der Probenahme	Tageszeit der Probenahme	Nitro-Effekt total	
		Zulauf mg/l	Ablauf mg/l			Zulauf mg/l	Ablauf mg/l
1932				6. Juni	7 —10	69	27
16. Februar	13 —15.30	110	102		10 —14	125	69
29. Februar	13 —15.30	119	119		14 —18	162	110
14. März	14 —15.30	106	125	10. Juni	7 —10	77	15
19. Juli	16 —17	40	23		10 —14	100	62
25. Juli	15.30—16	46	32		14 —18	93	68
29. Juli	14.30—15.30	87	72	2. August	7 —10	104	82
20. Oktober	8 —10	67	63		10 —14	138	162
9. November	10 —12	125	117		14 —18	162	138
14. November	9 —11	72	78	3. August	7 —10	52	15
1933					10 —14	69	62
4. April	6 —10	67	44		14 —18	76	62
	10 —14	80	80	5. August	7 —10	130	17
	14 —18	112	112		10 —14	150	65
28. Mai	7 —10	12	12		14 —18	103	62
	10 —14	62	50	6. August	7 —10	51	4
	14 —18	50	50		10 —14	105	53
29. Mai	7 —10	7	6		14 —18	58	66
	10 —14	10	7	7. August	7 —10	90	38
	14 —18	12	7		10 —14	112	95
31. Mai	7 —10	30	—		14 —18	137	125
	10 —14	87	81	8. August	7 —10	137	40
	14 —18	107	69		10 —14	132	90
2. Juni	7 —10	45	—		14 —18	112	156
	10 —14	80	55	9. August	7 —10	104	45
	14 —18	187	81		10 —14	110	81
					14 —18	137	137
					Im Mittel	90,2	69,6

Mass für den aufgenommenen Wasserstoff, d. h. also für die abgebauten organischen Substanzen abgibt, an welchen der Wasserstoff abgespalten wurde:



Es entsteht dabei allerdings nicht zu 100 % der reine Aminokörper, sondern neben diesem können sowohl die Azoxy- als vor allem die Hydroxylaminverbindung auftreten.

Der Abbau der organischen Stoffe wird wesentlich dadurch verursacht, dass die Bakterien durch die Tätigkeit der Enzyme aufspaltend wirken, sodass der dehydrierbare Wasserstoff der organischen Substanzen beweglich (aktiv) wird und entweder mit dem Sauerstoff der Luft oder mit dem in den organischen Stoffen gebundenen Sauerstoff reagiert. Der erstere Vorgang geht nur so lange und so weit vor sich, als der Luftsauerstoff nicht unter einen bestimmten Schwellenwert (Oxydations-Reduktionspotential) sinkt. Das ist in natura meist dann der Fall, wenn die Konzentration der abbaufähigen Stoffe relativ gross ist. Hier setzt dann der an zweiter Stelle geschilderte Vorgang ein, indem der benötigte Sauerstoff nicht mehr aus der Luft, sondern aus den organischen Stoffen genommen wird.

Da aber der farblose Nitrokörper sich nicht nur im bakteriellen Abbauvorgang allein, sondern auch unter der Wirkung von Wasserstoff bzw. Wasserstoffverbindungen von bestimmtem Potential, die aus diesem Abbau früher hervorgegangen sind und sich erhalten haben, ohne Bakterien in den roten Aminokörper umwandelt, so gelingt es nach dem bekanntgegebenen Prinzip, auch früher entstandene Fäulnisvorgänge bzw. deren Merkmal zu erkennen und zahlenmässig festzuhalten. Die Bestimmung der biochemisch abbaubaren organischen Stoffe benötigt etwa 5—10 Tage, d. h. je nachdem so lange, bis bei den gegebenen Versuchsbedingungen die Tätigkeit der abbauenden Bakterien ihr Maximum erreicht hat. Die Ermittlung der bereits früher gebildeten Fäulnisprodukte (Sulfide und dergleichen) ist nach 12—24 Stunden beendet, indem hier eine rein chemische Umsetzung vorliegt.

Nähere Angaben über Methode und Arbeitsweise finden sich bei Acklin (46).

In Zahlentafel No. 22 finden sich die Werte vor, wie sie für das Zulauf- und Ablaufwasser der Absitzanlage ermittelt wurden.

b) Bestimmung der Oxydierbarkeit.

Wie bereits früher angeführt, besitzt das Zürcher Abwasser einen Trockenrückstand von 500 bis 900 mg/l. Der mittlere Nitro-Effekt im Rohwasser ist zu 90 mg/l und der Permanganatverbrauch zu 245 mg/l gefunden worden. Im mechanisch geklärten Abwasser wurden 70 Nitro-Effekt bzw. 190 Permanganat mg/l festgestellt. Es geht aus diesen Zahlen hervor, dass sowohl gemessen am Nitro-Effekt als auch am Permanganatverbrauch die Wirkung der Klärung rund 20 % beträgt.

Der *Nitro-Effekt* von 90 bzw. 70 mg/l charakterisiert ein biologisch relativ leicht und rasch abbaubares Abwasser. Das ausgefäulte städtische Abwasser, also das biologisch natürlich mineralisierte Produkt, zeigt durchschnittlich einen Nitro-Effekt von 1—2 mg/l, während in einer Verdünnung von 1:15 bis 1:20 ein solcher praktisch ebenfalls nicht mehr vorhanden ist. Es ergibt sich daraus, dass das geklärte Zürcher Abwasser bereits bei einer Verdünnung von 1:20 sich im Fluss soweit verändert hat, dass es daselbst keinen unmittelbaren Anlass mehr zur Bildung von charakteristischen Fäulnisvorgängen abgibt. Der eigentliche und endgültige biologische Selbstreinigungsvorgang kann daher ausschliesslich unter Verbrauch von Luftsauerstoff vor sich gehen.

Der *Permanganatverbrauch* von 245 bzw. 190 mg/l charakterisiert ein Abwasser von einer bestimmten Konzentration an organischen Stoffen, über deren biologisches Verhalten sich aber nichts aussagen lässt. Dagegen können wir feststellen, dass z. B. das Rohwasser, wie es auf den Berliner Rieselfeldern in Charlottenburg zur Behandlung kommt (47) bei einem Trockenrückstand von rund 2000 mg/l einen Permanganatverbrauch von 380 mg/l aufweist, während das gechlorte Abwasser noch 250 mg/l Permanganat verbraucht. Ziehen wir hier noch das Abwasser auf der Belebtschlammanlage Essen-Rellinghausen (48) zum Vergleich heran, so zeigt sich, dass hier bei einem Trockenrückstand von rund 1000 mg/l ein Permanganatverbrauch von 532 mg/l vorhanden ist, während das geklärte Abwasser noch einen solchen von 350 mg/l aufzuweisen hat.

Permanganatverbrauch im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage.*)

Tag	Tageszeit	Permanganatverbrauch		Tag	Tageszeit	Permanganatverbrauch	
		Zulauf mg/l	Ablauf mg/l			Zulauf mg/l	Ablauf mg/l
1933							
2. April	7—8	—	91	10. Juni	14—18	560	480
	8—10	—	132		7—10	461	284
	10—12	—	227		10—14	348	348
	12—14	—	245		14—18	304	240
	14—16	—	274		15. Juni	7—10	511
16—18	—	267	10—14	538		406	
3. April	8—10	276	213	14—18		543	491
	10—14	264	264	18—22	354	330	
	14—18	280	135	16. Juni	22—2	316	266
4. April	2—6	116	188		2—6	102	108
	6—10	273	230	4. August	7—10	168	120
	10—14	347	370		10—14	170	148
	14—18	374	340	14—18	170	154	
28. Mai	7—10	107	76	5. August	7—10	160	150
	10—14	176	132		10—14	136	116
	14—18	233	176		14—18	140	132
29. Mai	7—10	107	44	6. August	7—10	152	140
	10—14	240	176		10—14	108	140
	14—18	290	240		14—18	126	118
31. Mai	7—10	203	126	7. August	7—10	172	108
	10—14	284	227		10—14	168	140
	14—18	367	335		14—18	162	146
2. Juni	7—10	316	208	8. August	7—10	176	118
	11—14	355	303		10—14	174	152
	14—18	367	335		14—18	156	114
6. Juni	7—10	380	296	Im Mittel		244	188
	10—14	505	455				

*) Sämtliche Bestimmungen wurden im unfiltrierten Wasser vorgenommen.

Aus diesen Beispielen darf geschlossen werden, dass das geklärte Zürcher Abwasser, gemessen am Permanganatverbrauch, beträchtlich weniger organische Stoffe pro Liter enthält als ähnliche andere Wasser. Es dürfte sich also um ein wenig konzentriertes Abwasser handeln. Es sei noch darauf hingewiesen, dass sowohl die Nitro-Effekt- als auch die Permanganatwerte zeigen, dass der Gehalt an organischen Stoffen im Roh- und entsprechend im geklärten Abwasser der «Werdhölzli»-Anlage im Laufe der Wochentage sowie zu einzelnen Tagesstunden ganz beträchtlichen Schwankungen unterworfen ist. Solche sind zumeist durch die wöchentlich und täglich verschiedene Lebensweise der Bevölkerung bedingt, was sowohl die Konzentration des gelieferten Abwassers als auch dessen chemische Zusammensetzung bestimmt.

e) Nachweis von Bakterium Coli im Abwasser.

Neben den bereits besprochenen physikalischen, chemischen und biochemischen Untersuchungen des Abwassers, welche Aufschluss geben über die Klärwirkung und die Konzentration des Abwassers in der Absitzanlage, wurde gelegentlich der Colititer im Zulauf- und im Ablaufwasser ermittelt. Diese Bestimmung verfolgte den Zweck, darüber zu orientieren, in welchem Masse spezifische Darmbewohner, insbesondere jene aus dem menschlichen Darm, sich im Abwasser vorfinden bzw. in die Limmat abgeschwemmt werden. Daneben wird der Coligehalt, wie er sich an den verschiedenen Probenahmestellen limmatabwärts (siehe später) vorfand, wertvollen Einblick in die Infektionsmöglichkeit abgeben.

Der Gehalt an lebenden Colibakterien wurde nach der von Acklin (49) beschriebenen und von Huggenberg (50) überprüften Methode zum Nachweis von Bakterium Coli commune als Fäkalindikator im Wasser bestimmt. Es wurde also das spezifisch menschliche Colibakterium nachgewiesen mit dieser Methode.

Für die Gehaltsbestimmung von nicht spezifisch menschlichen Coliarten kam eine Milchzuckerbouillon zur Verwendung, in welcher Wachstum und Gasbildung bei einer Bebrütungstemperatur von 37° beobachtet wurden.

Für die verschiedenen Probenahmen ergaben sich folgende Werte:

Zahlentafel No. 24

Colititer im Abwasser der Zürcher Kläranlage.

Datum	Zulaufwasser		Ablaufwasser	
	Menschen-colititer cm ³	Milchzuckervergärende Colititer cm ³	Menschen-colititer cm ³	Milchzuckervergärende Colititer cm ³
11. IV. 32, 10—12	1/1000	1/50000	1/10000	1/50000
3. V. 32, 9—11	1/5000	1/10000	1/1000	1/10000
7. IX. 32, 14—16	1/10000	1/50000	1/5000	1/50000
22. IX. 32, 16—18	1/3000	1/50000	1/5000	1/10000
21. V. 33, 8—10	1/10000	1/100000	1/10000	1/100000

Die in Zahlentafel No. 24 angeführten Befunde lassen erkennen, dass sowohl im Zulauf- wie im Ablaufwasser der Absitzanlage die spezifisch menschlichen Colibakterien in Bezug auf ihre Zahl keine Unterschiede aufweisen. Der Titer für den Menschencoli wurde zu 1/1000—1/10000 festgestellt. Die bei 37° bebrüteten milchzuckervergärenden Bakterien sind zahlreicher als die menschlichen Coli. Aber auch hier ist zwischen Zulauf- und Ablaufwasser kein Unterschied zu bemerken. Bei einer Bebrütungstemperatur von 37° beträgt der Titer der Milchzuckervergärenden 1/10000 bis 1/100000, also die zehnfache Menge als sie für den echten Coli ermittelt wurde.

Trotzdem der festgestellte Coligehalt für das Zulauf- wie für das Ablaufwasser in derselben Grössenordnung liegt, ist es sicher, dass die Infektionsmöglichkeit im Ablaufwasser eine geringere ist als im Zulaufwasser, weil mit jedem Kilogramm Abwasserschlamm, der in der Anlage zurückgehalten wird, ebenfalls eine entsprechende und zudem sehr grosse Menge an echten Colibakterien dem Vorfluter vorenthalten wird. Dieser Befund ist aber nur probetechnisch bedingt.

d) Das Ablassen des Frischschlammes.

Besondere Aufmerksamkeit verdient im Klärbetrieb einer mechanischen Reinigungsanlage mit getrennter Schlammfäulung die Ausbildung der Räumungsvorrichtung bzw. die Entschlammung der Absitzbecken. Geissler (47) fasst die Anordnungen, die bei der Ausräumung von Flachbecken zu beachten sind, wie folgt zusammen:

1. Das Ausräumen des Schlammes muss ohne jede Handarbeit allein mit mechanischen Hilfsmitteln in einfachster Weise möglich sein.
2. Das Beseitigen des Schlammes muss unter Wasser ohne Unterbrechung des Betriebes erfolgen können, so dass ein Ablassen des Beckens nicht erforderlich ist.
3. Beim Ausräumen des Beckens muss ein Aufwirbeln des Schlammes vermieden werden.
4. Der Schlamm soll möglichst dickflüssig gewonnen werden.
5. Der Klärvorgang soll wenn möglich durch Einbauten nicht gestört werden.
6. Die Betriebskosten sollen niedrig gehalten werden.

Sämtliche Punkte dürften unseres Erachtens auch für jedes andere Absitzbecken und somit auch für die Anlage im «Werdhölzli» massgebend sein.

Das Ablassen des Frischschlammes erfolgt auf der Zürcher Kläranlage täglich, und zwar so, dass an einem Tage die Becken des ersten Ausbaues und am darauffolgenden diejenigen des zweiten Ausbaues entschlammt werden. Beim Ablassen des Frischschlammes, das hier bekanntlich mit Wasserüberdruck geschieht, zeigten sich im Betriebe der erweiterten Anlage ähnliche Schwierigkeiten, wie wir sie bereits früher kennen gelernt haben. Der Frischschlamm vermag nämlich im vordersten Absetztrichter weder von den geneigten Rutschflächen der Frischwasserrinne noch von denjenigen der beiden vordern Schlammtrichter ohne weiteres, d. h. ohne manuelle Hilfe in die

Trichterspitze, wo die Schlammablassrohre anschliessen, abzurutschen. Im hintern Teil der Becken geht die Entschlammung reibungslos vonstatten.

Beim Studium der Ursachen, die für das genannte Verhalten des Frischschlammes in Frage kommen können, haben wir folgende Möglichkeiten ins Auge gefasst:

1. Ist es die besondere Konstruktion der vorhandenen Travisbecken, insbesondere eine zu geringe Neigung der Rutschflächen, welche den Frischschlamm nicht in den Frischschlammbehälter abrutschen lässt?
2. Liegt es in der Natur des in Zürich anfallenden Frischschlammes, dass derselbe infolge seines Gehaltes an sperrigen und sandigen Stoffen keine normale rutschfähige Konsistenz aufzuweisen vermag?

ad 1. Die Neigung der Abrutschflächen beträgt 60° . Dieser Neigungswinkel, entsprechend einem Verhältnis der Neigungsflächen von $1,7 : 1,0$ wird als sehr gut bezeichnet (52). Das Verhältnis $1,5 : 1,0$, entsprechend einem Winkel von $56^\circ 20'$ ist als gerade genügend anzusehen. — Schon früher ist das Tiefbauamt der Stadt Zürich an das Stadtbauamt von Hoechst a. M. gelangt mit der Frage, ob das dort gleich konstruierte Becken, wie dasjenige auf der Anlage «Werdhölzli», beim Abrutschen des Frischschlammes dieselben Schwierigkeiten zeigt. Die Antwort aus Hoechst hat folgenden Wortlaut: «Es hat sich beim Betrieb bisher kein Niederschlag auf den schrägen Rutschflächen der Frischwasserräume gezeigt. Der Schlamm gleitet ohne Schwierigkeit auf den geneigten Flächen selbsttätig ab. Gummischieber oder sonstige ähnliche Vorrichtungen zum Abbürsten der schrägen Flächen sind nie erforderlich gewesen. Wir besitzen derartige Geräte überhaupt nicht.» — Endlich ist hier zu erwähnen, dass wir versucht haben, das Abrutschen des Frischschlammes im Schlammtrichter mittels stationärer Wasserspülung zu erreichen. Im Becken No. 11 wurde zu diesem Zwecke im ersten Absitztrichter, und zwar bei der Ueberdachung, die unterhalb des Schlitzes im Absitzgerinne dadurch gebildet wird, dass die Rutschflächen im Frischschlammbehälter beidseitig etwa 15 cm zurücktreten, eine Spülleitung eingebaut. Die genannte Ueberdachung wurde konstruiert, um ein Abreissen des sich an den Rutschflächen absetzenden Frischschlammes zu befördern, wodurch man hoffte, ihn leichter und sicherer in den Behälter zu bekommen. Die Wirkung dieser Abrisskante ist ausgeblieben und dürfte unseres Erachtens auch nur dann zu erwarten sein, wenn die nach aussen verschobenen Abrutschflächen des Frischschlammbehälters gleichzeitig steiler gebaut worden wären. — Die eingebaute Spülleitung erlaubte es, mittels Druckwasser die Abrutschfläche im ersten Trichter abzuspitzen. Man glaubte, damit den gleichen Erfolg erzielen zu können, den man mit dem üblichen Spritzen erreicht. Leider war der Erfolg nur ein ungenügender im Vergleich zum üblichen Vorgehen, sodass vom Einbau einer Spülleitung im vorerwähnten Sinne für die übrigen Becken Umgang genommen wurde. Ausserdem hat sich gezeigt, dass durch diese Einrichtung das erhoffte Nachrutschen des an den Rutschflächen des Absitzgerinnes haftenden Schlammes nicht erfolgte.

ad 2. Man glaubte annehmen zu dürfen, dass der hohe Gehalt des in die Becken einfliessenden Abwassers an sperrigen Stoffen, zusammen mit einem relativ hohen Sandgehalt, den Frischschlamm besonders zähe und trögflüssig mache. Dass dem aber nicht so ist, beweist die Tatsache, dass sich die Konsistenz des Frischschlammes seit Einführung des engspaltigen Rechens und einer weitgehenden Entsandung des Abwassers nicht wesentlich geändert hat.

Nach den durchgeführten und oben beschriebenen Untersuchungen über die Ursachen des unbefriedigenden Abrutschens des Frischschlammes kommen wir zu dem Schlusse, dass diese Erscheinung wohl kaum in einer ungenügenden Neigung der Rutschflächen zu suchen ist. Dagegen glauben wir annehmen zu dürfen, dass es besondere Eigenschaften des Frischschlammes sind, welche für die beobachtete Erscheinung verantwortlich gemacht werden müssen. Es kann unseres Erachtens nur eine abnormale Sperrigkeit oder etwas ähnliches in Frage kommen. Die Abklärung dieser Verhältnisse bietet grosse Schwierigkeiten.

Beobachtungen und Untersuchungen haben verschiedentlich gezeigt, dass durch das sogenannte tägliche Abspritzen der Rutschflächen mittels eines an einer Stange befindlichen Hydranten Schlamm aufwirbelungen entstehen, welche die Beeinträchtigung der Klärwirkung zur Folge haben.

Durch diese Massnahme wird also der ohnehin ungenügende Kläreffekt noch verschlechtert. Dieselbe Beeinträchtigung der Klärwirkung zeitigt noch in erhöhtem Masse die von Zeit zu Zeit zu Reinigungszwecken erfolgte Abspritzung der Rutschflächen im hintern Teil der Absitzbecken. Diese Aufwirbelung der Schlammstoffe war beispielsweise bei einer Probenahme so beträchtlich, dass im Auslaufwasser des betreffenden Beckens ein Schlammgehalt von 3,8 cm³/l (!) festgestellt werden konnte. Wir erachten es als notwendig, bei diesen Reinigungsarbeiten inskünftig den Wasserzulauf zu dem zu reinigenden Becken für eine gewisse Zeit abzusperren, um den aufgewirbelten Schlammteilen Gelegenheit zu geben, sich im Becken wieder abzusetzen.

Der anfallende Frischschlamm wird, wie bekannt, mit Hebwerken (Druckluft und Zentrifugalpumpe) täglich in die getrennt liegenden Faulkammern befördert. Damit kommen wir zur Frage der Schlammbehandlung. Dieser Fragenkomplex wird in der vorliegenden Arbeit nicht mehr behandelt. Unsere diesbezüglichen umfangreichen Untersuchungen und Studien, welche sich über zwei Jahre erstrecken, werden Gegenstand einer weitem wissenschaftlichen Arbeit sein, welche sobald als möglich zum Abschluss und zur Veröffentlichung kommen wird.

DER EINFLUSS DER ABWÄSSER VON ZÜRICH AUF DIE LIMMAT

Der für eine Kläranlage erforderliche Reinigungsgrad wird endgültig bestimmt durch die Leistungsfähigkeit des Vorfluters. Diese ist in erster Linie abhängig von der Wassermenge bzw. von der Verdünnung, welche das Abwasser im Vorfluter erfährt, von der Selbstreinigungskraft des Flusses sowie von seiner Benutzungsart zu Badezwecken, Fischereiwirtschaft, Wasserkraftanlagen, Schifffahrt usw. Daraus geht hervor, dass sich keine allgemeinen Grundsätze aufstellen lassen bezüglich der Reinigungswirkung einer Kläranlage. Vielmehr muss jeder Fall für sich behandelt werden, unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse. Auch kann es aus wirtschaftlichen Gründen kaum als zweckmässig betrachtet werden, ein Abwasser so weit zu reinigen, als es technisch möglich ist, sondern das Mass der Reinigung hat sich nach der Leistungsfähigkeit des Vorfluters zu richten.

Die vorliegende Untersuchung und Beurteilung der Limmat als Vorflut verfolgt daher lediglich den Zweck, einen allgemeinen Ueberblick über den Belastungszustand und die Belastungszulässigkeit der Limmat zu geben, an Hand deren der Reinigungsgrad der Abwässer und die Reinhaltung des Flusses festgelegt und innegehalten werden sollte.

Dieses Vorgehen war für uns gegeben, weil die systematischen Limmatuntersuchungen, speziell im Hinblick auf die Bedeutung des Staus bei Wettingen, von anderer Seite (chemisches Laboratorium des Kantons Zürich) ausgeführt werden. Unsere Untersuchungen sind somit nur zwecks mittelbarer Wirkungskontrolle der stadtzürcherischen Kläranlage durchgeführt worden. Immerhin haben wir versucht, die heute möglichen, allgemein gültigen Schlussfolgerungen zu ziehen. Wir bedienten uns dazu des folgenden Arbeitsvorganges:

Auf Grund eines eingehenden Studiums der uns zugänglichen Literatur und Akten über die früheren Limmatuntersuchungen und deren Ergebnisse suchten wir in Verbindung mit den uns heute zur Verfügung stehenden Untersuchungsbefunden und Beobachtungen ein Bild über den Umfang und die Art der im Laufe der Zeit vor sich gegangenen Veränderungen zu gewinnen und letztere zu bewerten. Dabei hat sich aber gezeigt, dass nicht nur die Anschauungen über das Wesen einer Flussbelastung bzw. die zulässigen Normen keine einheitlichen und keine abgeklärten sind, sondern dass dementsprechend die angewendeten Untersuchungsmethoden wesentlich anders geworden sind als früher. Es ist hier gleich darauf hinzuweisen, dass auch heute die Methodik der Gewässeruntersuchung im Hinblick auf die abwassertechnische bzw. hygienische Beurteilung einer Vorflut noch keineswegs als abgeklärt und allgemein anerkannt bezeichnet werden kann. Diese Verhältnisse sind daher bei der Bewertung der frühern und der gegenwärtigen Befunde gebührend zu berücksichtigen, ebenso wie der Umstand, dass heute ein überaus vielseitiges und zum Teil kompliziertes Zusammenwirken einzelner Faktoren und lokaler Zustände zu beachten ist.

A. Frühere Untersuchungen der Limmat.

Bereits in den Jahren 1882 und 1886 sind vom Kantonschemiker des Kantons Zürich, Dr. Weber, einige chemische Untersuchungen über die Limmatverunreinigung der damals bei der Wipkingerbrücke ausmündenden Schmutzwasserkanäle der Stadt ausgeführt worden.

Im Jahre 1889 hatte Schlatter (53) zum erstenmal in zusammenhängender Darstellung mit rein bakteriologischen Methoden den Einfluss der Abwässer der Stadt Zürich limmatabwärts untersucht und beurteilt. Er fand, dass der Keimgehalt des Limmatwassers zumeist nach einer Strecke von 10 km, d. h. in Dietikon, wieder auf jene Zahl zurückgegangen war, die oberhalb des Schmutzwassereinlaufes angetroffen wurde. Schlatter schloss daraus, dass an dieser Stelle die Selbstreinigung der Limmat häufig schon vollzogen sei.

Aus dem Jahre 1898 liegen von Stadtchemiker Bertschinger und Prof. Roth (54) weitere Untersuchungen vor mit der besondern Fragestellung, wie stark die Verschmutzung der Limmat sei und in welchem Masse eine Selbstreinigung stattgefunden habe. Während die Resultate der chemischen Analyse wenig Einblick in die Selbstreinigung der Limmat vermitteln, sagt Thomann (55), der im Auftrag von Prof. Roth bakteriologische Untersuchungen ausführte, folgendes: «Die Verhältnisse gestalten sich nicht mehr so günstig, als sie von Schlatter gefunden wurden, immerhin hat sich die Verunreinigung der Limmat nicht in dem Masse gesteigert, dass sie zu wesentlich vermehrten Bedenken gegen die Einleitung der Schmutzwasser der Stadt Zürich Veranlassung gäbe.»

Im Zusammenhang mit der Frage über die Einführung der vollständigen Abschwemmung der Zürcher Abwässer wurde die Limmat in den Jahren 1909 bis 1916 weiter untersucht, wobei Prof. Roth (56) (bakteriologisch-hygienischer Teil), G. Huber-Pestalozzi (57) (biologischer Teil) und Stadtchemiker Rieter (chemischer Teil) daran beteiligt waren. Während die beiden letztern auf Grund ihrer Untersuchungen zum Schlusse kamen, dass die Limmat auf ihrem Laufe keinen wesentlich stärkeren Verschmutzungsgrad aufweist als früher, ergab der bakteriologische Befund, dass sich der Reinheitszustand des Flusses verschlechtert habe. Prof. Roth sagte damals in seinen Schlussfolgerungen: «Wenn wir die Limmat heute nicht als ein hochgradig verschmutztes Gewässer bezeichnen müssen, so gilt es doch für das sonst so gut sanierte Zürich, auch auf diesem Gebiete das Möglichste zu tun und den Anfängen einer überhandnehmenden Verunreinigung des Flusses zu wehren. Jedenfalls steht die Notwendigkeit der Erstellung einer modernen Kläranlage in Anbetracht der zu vermeidenden Mehrbelastung der Limmat ausser allem Zweifel.»

Steinmann (58) und Surbeck befassten sich in den Jahren 1916/1917 mit der Wirkung organischer Verunreinigungen auf die Fauna der schweizerischen fliessenden Gewässer, unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in der Limmat. Sie beschäftigten sich kritisch mit den erwähnten Arbeiten und schlossen sich der Beurteilung und der Forderung Roths an, dass die Erstellung einer modernen Kläranlage für die Stadt Zürich eine Notwendigkeit sei.

Ein Gutachten von Prof. Dr. Düggeli und Prof. Dr. Silberschmidt (59) (Januar 1920), welches ausschliesslich auf Grund von Beobachtungen über die Verunreinigung der Limmat von ihrem Austritt aus dem Zürichsee bis zur Mündung in die Aare handelt, verlangte, was die Abwässer der Stadt Zürich anbetrifft, die unverzügliche Einführung einer mechanischen Klärung der Abwässer sowie eine *zweckmässiger Einführung des Abwassers in die Limmat*.

B. Untersuchungen über die Verunreinigung der Limmat in den Jahren 1932/1933.

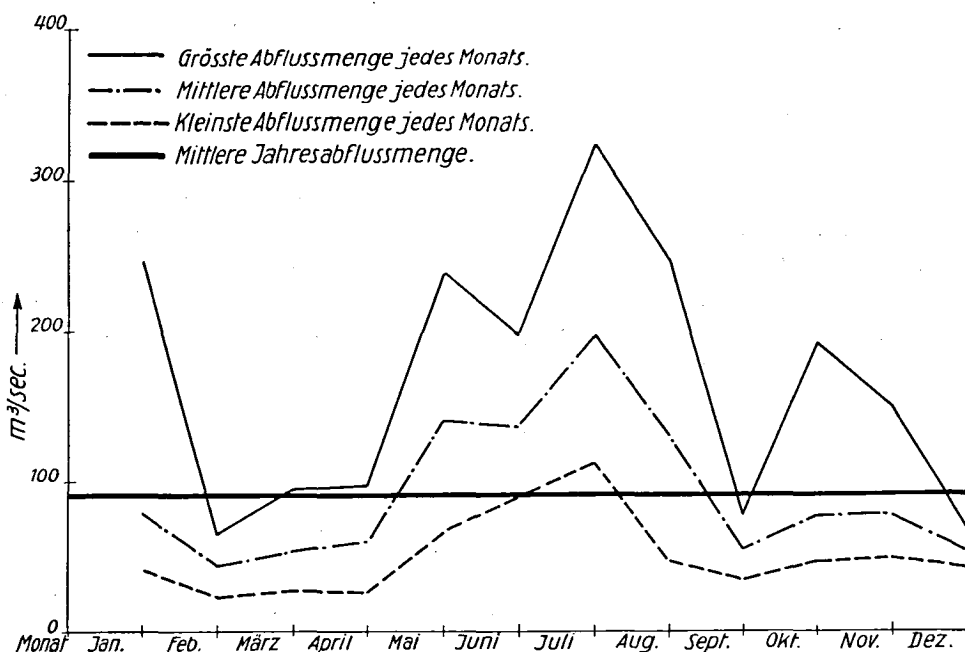
1. Oertliche Verhältnisse (geographisch-hydrographisches).

Bevor wir auf die eigentlichen Untersuchungsergebnisse eintreten, erscheint es angezeigt, sowohl das Untersuchungsgebiet als auch die Wasserführung der Limmat und deren Schmutzwasserzuflüsse kurz zu umschreiben.

In Bezug auf die hydrographischen Verhältnisse der Limmat folgen wir den Angaben im Geographischen Lexikon der Schweiz (60). Die verwendeten Zahlen über die Wasserführung der Limmat sind dem Statistischen Jahrbuch der Schweiz entnommen sowie den Angaben, die uns vom Eidgenössischen Amt für Wasserwirtschaft zur Verfügung gestellt wurden. Die in die Limmat mündenden Schmutzwasserkanäle und Bäche sind gemeinsam mit Herrn Ingenieur Müller vom Tiefbauamt der Stadt Zürich bearbeitet und mit Abbildungen kartographisch zur Darstellung gebracht worden.

Nachdem die am untern Ende des Zürichsees ausmündende Limmat die Stadt Zürich durchflossen hat, durchströmt sie in vielen Windungen das nach Nordwest sich erstreckende Limmattal, welches von beiden Seiten von breiten Hügeln eingefasst ist. Sie folgt zuerst dem Nordrand der Talebene, erhält jedoch beim Kloster Fahr eine starke Ausbiegung nach Süden. Auf die Nordseite des Tales zurückgekehrt, wird die Limmat bei Killwangen abermals gegen den Südwestrand gedrängt. Bei Baden durchfließt sie in einem klusartigen Einschnitt die äusserste Jurakette, die Lägern, um hernach den letzten Talabschnitt, das Siggental, in grossen Windungen zu durchqueren. Nördlich von Vogelsang, beim Dorfe Turgi, mündet die Limmat in die Aare.

Die Limmat hat eine Länge von 34 km vom Ausfluss aus dem Zürichsee bis zur Mündung in die Aare und ein Gefälle von 81 m. Auf dem zürcherischen Gebiet ist der Fluss fast durchwegs korrigiert, während er in seinem untersten Abschnitt einen unregelmässigen Lauf und teilweise steile Ufer aufweist. Im Oberlauf des Flusses ist die Sohlenbreite zirka 50 m (Normalprofil).



Graphische Darstellung No. 15. Abflussmengen der Limmat im Jahre 1932.

An natürlichen Wasserläufen, welche in die Limmat münden, sind am linken Ufer neben einigen kleineren, unbedeutenden Bächlein die Sihl und die Reppisch zu erwähnen, am rechten Ufer nur der bei Killwangen einfließende Furtbach. Die aus den Schwyzeralpen kommende Sihl fliesst im Gebiete der Stadt Zürich, etwas nördlich vom Hauptbahnhof, in die Limmat; die Reppisch entwässert das Gebiet zwischen der Sihl und der Reuss und mündet unterhalb Dietikon in die Limmat.

Die Wasserabflussmengen der Limmat sind starken Schwankungen unterworfen, wie das in der graphischen Tafel No. 15, welche die minimale, mittlere und maximale Abflussmenge³¹⁾ der Limmat für das Jahr 1932 darstellt, zum Ausdruck kommt. Für das Jahr 1932 ergeben sich in Bezug auf die Abflussmengen folgende Grenz- bzw. Mittelwerte:

Maximum 323 m³/Sek.
Mittel 91,8 m³/Sek.
Minimum 23,6 m³/Sek.

Aus der graphischen Tafel No. 15 geht ohne weiteres hervor, dass bei der Feststellung des für die Abwassermenge der Stadt Zürich notwendigen bzw. vorhandenen Verdünnungsverhältnisses nicht die mittlere Jahresabflussmenge eingesetzt werden darf, da die Abflussmenge im Mittel der Herbst- und Wintermonate, also während sechs Monaten, nur 62,4 m³/Sek. für das Jahr 1932 betragen hat.

³¹⁾ Gemessen in der Pegelstation Unterhard.

Ueberdies zeigt die Zahlentafel, welche die mittleren Jahresabflussmengen für die verschiedenen Jahre wiedergibt, dass auch Abflussmengen von 60—80 m³/Sek. im Jahresmittel vorkommen können.

Die folgende Zahlentafel zeigt die mittleren Jahresabflussmengen der Limmat seit 1920.

Zahlentafel No. 25

Mittlere Jahresabflussmengen der Limmat in den Jahren 1920—1932. (Pegelstation Unterhard.)

Jahr												
1920	1921	1922	1923	1924	1925	1926	1927	1928	1929	1930	1931	1932
Abflussmenge m ³ /Sek.												
98,4	61,8	129	98,7	118	76,6	105	127	92,2	81,7	117,1	111	91,8

Neben einer grösseren Anzahl von kleinern Kraftanlagen, welche die Wasserkräfte der Limmat ausnützen, wie z. B. die Anlagen am untern Mühlesteg in Zürich, diejenige unterhalb der Eisenbahnbrücke in der «Aue» bei Baden, sind vor allem das kürzlich erweiterte kantonale Kraftwerk bei Dietikon und das anfangs 1933 dem Betrieb übergebene Kraftwerk der Stadt Zürich bei Wettingen zu erwähnen. Der Stau des letzteren beginnt 800 m oberhalb der Einmündung der Reppisch, also beinahe bei Dietikon und hat bis zum Werk eine Länge von 9,8 km. Während die kleineren Werke nur eine geringe Aufstauung der Limmat zur Folge haben und damit die Fliessgeschwindigkeit des Wassers nicht wesentlich herabzusetzen vermögen, so geschieht dies schon durch den Stau in Dietikon, insbesondere aber durch denjenigen bei Wettingen in überaus beträchtlichem Masse.

Wir haben im folgenden die Fliessgeschwindigkeiten zusammengestellt, wie sie sich für die einzelnen Flussabschnitte unseres Untersuchungsgebietes bei einer Abflussmenge von 30, 60 und 100 m³/Sek. ergeben. Gleichzeitig sind die entsprechenden mittleren Tiefen des Flusses angegeben.³²⁾

1. Högger Brücke bis Stau Dietikon.

Q = 30 m ³ /Sek.	v = 0,6 m/Sek.	T = 0,9 m
Q = 60 m ³ /Sek.	v = 0,9 m/Sek.	T = 1,3 m
Q = 100 m ³ /Sek.	v = 1,3 m/Sek.	T = 1,5 m

2. Stau Dietikon (Mitte)

(Laufstrecke 1—2 = 7,2 km).

Q = 30 m ³ /Sek.	v = 0,37 m/Sek.	T = 1,53 m
Q = 60 m ³ /Sek.	v = 0,74 m/Sek.	T = 1,56 m
Q = 100 m ³ /Sek.	v = 1,13 m/Sek.	T = 1,61 m

3. Stauanfang des Stauwehres Wettingen (Reppischmündung)

(Laufstrecke 2—3 = 2,3 km).

Q = 30 m ³ /Sek.	v = 0,47 m/Sek.	T = 1,20 m
Q = 60 m ³ /Sek.	v = 0,83 m/Sek.	T = 1,40 m
Q = 100 m ³ /Sek.	v = 1,11 m/Sek.	T = 1,70 m

4. Staumitte, Brücke Killwangen

(Laufstrecke 3—4 = 5,0 km).

Q = 30 m ³ /Sek.	v = 0,059 m/Sek.	T = 9 m
Q = 60 m ³ /Sek.	v = 0,118 m/Sek.	T = 9 m
Q = 100 m ³ /Sek.	v = 0,197 m/Sek.	T = 9 m

5. Stauwehr Wettingen

(Laufstrecke 4—5 = 4,0 km).

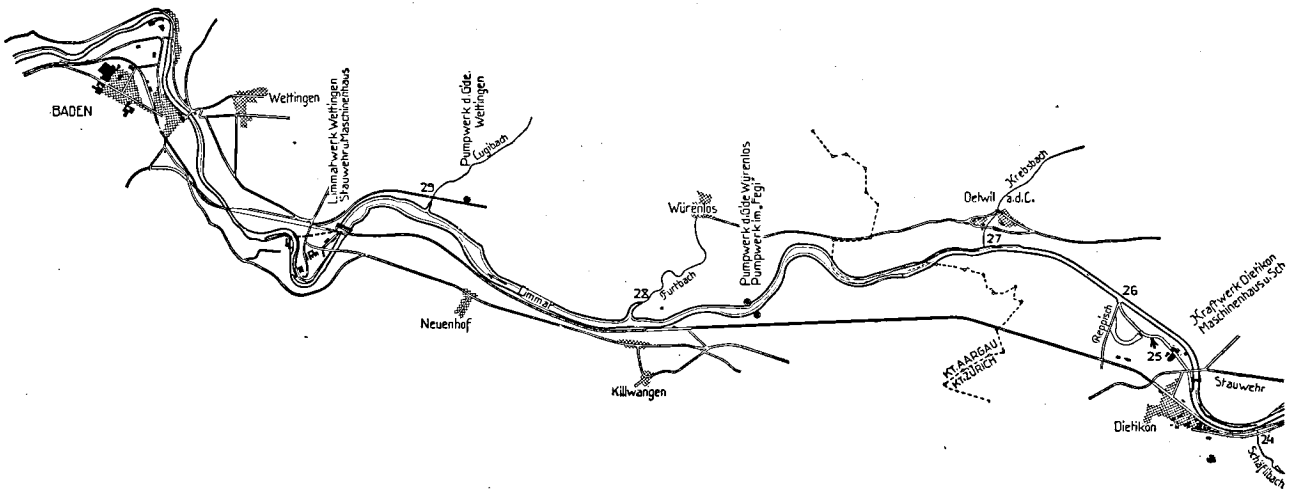
Q = 30 m ³ /Sek.	v = 0,015 m/Sek.	T = 19 m
Q = 60 m ³ /Sek.	v = 0,030 m/Sek.	T = 19 m
Q = 100 m ³ /Sek.	v = 0,051 m/Sek.	T = 19 m

³²⁾ Die Angaben verdanken wir dem städtischen Tiefbauamt, dem kantonalen Elektrizitätswerk Dietikon und der Bauleitung des Wettinger Werkes.

Mit Hilfe dieser Zahlen (Wassermenge, mittlere Fliessgeschwindigkeit und Laufstrecke) lässt sich die Zeit errechnen, welche das Abwasser der Kläranlage im «Werdhölzli» zum Durchfliessen der verschiedenen Strecken braucht. Bei einer Abflussmenge der Limmat von 100—60 m³/Sek. wird das Abwasser nach zirka 1 Std. 40 Min. bis 2 Std. 30 Min die Höhe Dietikon erreichen, um nach weiteren 11—17 Stunden das Wehr bei Wettingen zu passieren. Zuzufolge des Limmatstaues bei Wettingen erhöht sich die Durchflusszeit bei den genannten Abflussmengen um zirka das Siebenfache gegenüber dem Zustand vor dem Stau.

Im Gebiete des Limmatstaues bei Wettingen haben sich eine ganze Anzahl von kleineren und grössern Badeplätzen herausgebildet, wie z. B. das Strandbad Oetwil, «im Kellerloch», «in der Au», «Schniderhau», Strandbad Scheuermatt und endlich der Badeplatz links oberhalb des Stauwehrs selber. Das Hygiene-Institut der E. T. H. in Zürich führt seit 1. Juli 1933 regelmässig entsprechende Untersuchungen aus im Hinblick auf die Eignung des Staugebietes zu Badezwecken.

Zur Orientierung über die verschiedenen Zuflüsse, welche die Limmat auf ihrem Laufe von Zürich nach Wettingen aufnimmt, sind anhand des beigelegten Uebersichtsplanes (Abb. 6) die wichtigsten Bäche und ähnlichen Gewässer sowie die Kanalisationsmündungen einschliesslich der Hoch-



wasserentlastungen in der folgenden Zusammenstellung bekannt gegeben. Die Mündungsstellen der Abwasserkanalisation und Hochwasserentlastungen sind mit Pfeil gekennzeichnet. Jede Position im Uebersichtsplan trägt eine entsprechende Nummer.

- No. 1. Hochwasserentlastung des kanalisiertem Wolfbaches, Uraniabrücke, rechtes Ufer (Wolfbach).
2. Hochwasserentlastung zwischen Bahnhofbrücke und Walchebrücke, linkes Ufer (Bahnhofstrasse).
3. Hochwasserentlastung zwischen Bahnhofbrücke und Walchebrücke, rechtes Ufer (Haldenbach).
4. Hochwasserentlastung unterhalb der Walchebrücke, rechtes Ufer (Kanal Limmatquai).
5. Hochwasserentlastung oberhalb des Drahtschmidlisteges, rechtes Ufer (Waltersbach).
6. Die Sihl, linkes Ufer.
7. Hochwasserentlastung unmittelbar unterhalb der Kornhausbrücke, linkes Ufer (Langstrasse).
8. Hochwasserentlastung oberhalb des Lettensteges, rechtes Ufer.
9. Hochwasserentlastung unmittelbar unterhalb des Dammsteges, rechtes Ufer (Dammstrasse).
10. Hochwasserentlastung oberhalb der Wipkinger Strassenbrücke, linkes Ufer (früherer Kanalauslauf der Stadt Zürich).
11. Kanalisationsauslauf oberhalb der Wipkinger Strassenbrücke, rechtes Ufer (Hönggerstrasse).
12. Hochwasserentlastung unmittelbar unterhalb der Wipkinger Brücke, rechtes Ufer (Röschibach).
13. Hochwasserentlastung zirka 500 m unterhalb der Wipkinger Brücke, rechtes Ufer (Erlisbach).
14. Hochwasserentlastung unterhalb des Fabrikwehrs Baumann, linkes Ufer (früherer Hauptauslass der städtischen Kanalisation Letzigraben, Hardturmkanal).
15. Tobeleggbach Höngg mit angeschlossener Kanalisation, rechtes Ufer.
16. Dorfbach Höngg, unterhalb der Höngger Brücke, rechtes Ufer.
17. Hauptauslass der städtischen Kläranlage «Werdhölzli», linkes Ufer.
18. Waser'scher Fabrikkanal, rechtes Ufer.

19. Bombach, rechtes Ufer.
20. Hauser'scher Fabrikkanal, zirka 500 m unterhalb der Kläranlage «Werdhölzli», linkes Ufer.
21. Abwasserkanal aus dem Gaswerk Schlieren oberhalb des Fussteiges bei Oberengstrigen, linkes Ufer.
22. Kanalisierter Dorfbach von Oberengstrigen, rechtes Ufer.
23. Riedgraben unterhalb Schlieren, Kanalisationswasser von Albisrieden, Schlieren und Altstetten, sowie Abwasser industrieller Herkunft unterhalb der Brücke im Unterdorf, linkes Ufer.
24. Schäflibach mit Kanalisation von Dietikon und Urdorf, linkes Ufer.
25. Werkkanal des E. W. des Kantons Zürich mit Dorfkanalisation von Dietikon, linkes Ufer.
26. Reppisch mit Kanalisation von Dietikon, linkes Ufer.
27. Krebsbach, rechtes Ufer.
28. Furtbach, rechtes Ufer.
29. Lugibach, rechtes Ufer.

2. Die Untersuchungsergebnisse.

Zur Abklärung der Frage, wie weit sich der Einfluss der Abwässer der Stadt Zürich auf die Limmat geltend macht, bedienten wir uns Beobachtungen an Ort und Stelle sowie chemischer, biochemischer und bakteriologischer Untersuchungen. Die Beobachtungen betreffen besonders das

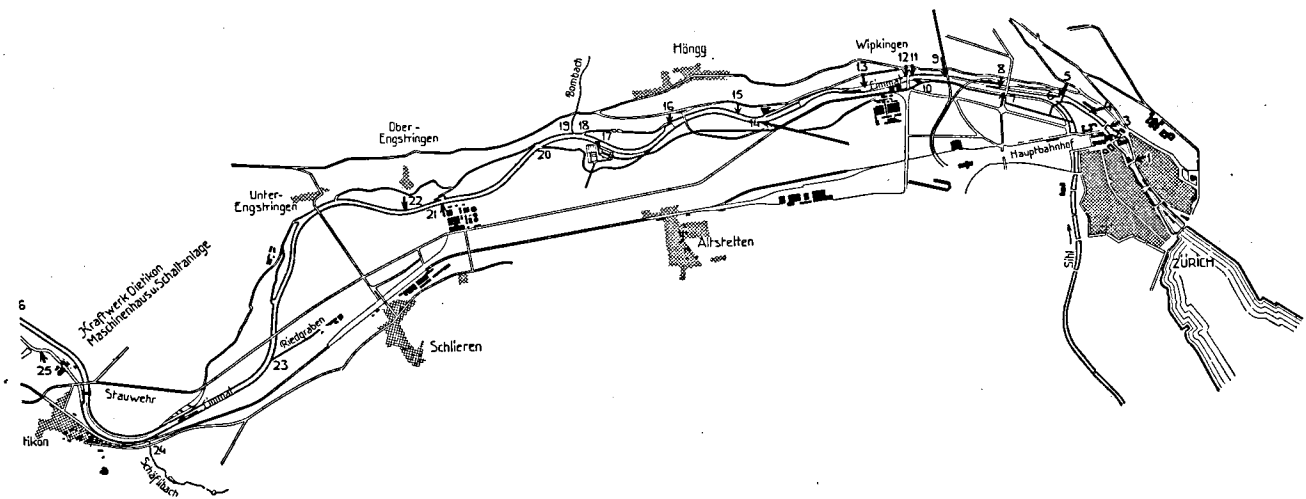


Abb. 6. Uebersichtsplan des Untersuchungsgebietes der Limmat.

Aussehen des Flusses und seiner Ufer unter besonderer Berücksichtigung der oben erwähnten verunreinigten Bäche und Schmutzwasserkanäle. Speziell wurde auch auf die Durchmischung des aus der Kläranlage abfließenden Abwassers mit dem Flusswasser sowie auf den Verdünnungsgrad des Abwassers in der Limmat geachtet.

a) Beobachtungen an Ort und Stelle.

Die Limmat erscheint bei *Trockenwetter* in dem die Stadt durchfließenden Teil bis zum «Werdhölzli», wo die Abwässer aus der Kläranlage einmünden, als ziemlich reines Gewässer.

Die geringe Anzahl von Häusern, welche am *linken Ufer* direkt in die Limmat entwässern, gibt keinen Anlass zu nennenswerten Beanstandungen. Die Hochwasserentlastungen zwischen Bahnhofbrücke und Walchebrücke sowie diejenigen unterhalb der Kornhausbrücke und oberhalb der Wipkingerbrücke (früherer Kanalauslauf der Stadt Zürich) führten bei unserer Besichtigung (*Trockenwetter*) keine Abwasser ab.

Die nördlich vom Hauptbahnhof in die Limmat mündende Sihl, in welche ebenfalls eine Anzahl von Hochwasserentlastungen aus dem Weichbild der Stadt einmünden, führt bei *Trockenwetter* klares Wasser.

Die unterhalb des Hardturms in die Limmat einmündende Hochwasserentlastung diente bis zur Inbetriebnahme der Kläranlage als Hauptschmutzwasserauslass der Stadt. Heute hat derselbe nur noch die beiden Sammelkanäle Hardturm und Letziggraben zu entlasten. Der von den beiden Hoch-

wasserentlastungen in die Limmat geführte, in seinem vordern Teil geschlossene, einige Meter vor der Ausmündungsstelle offene Kanal verbreitet zu gewissen Zeiten den bekannten widerlichen Kloaken-geruch. Ueberdies finden sich hier mangels genügenden Abflusses häufig Ansammlungen von Papier, Kotballen sowie Beimengungen von öligem und seifigem Charakter. Gelegentliches Abschwemmen mit dem Hydrant, speziell in den Sommermonaten, würde sich hier empfehlen.

Am rechten Ufer sind im Weichbild der Stadt zwei Kanäle zu erwähnen, welche zur Zeit unserer Besichtigungen geringe Mengen Abwasser ableiteten. Der eine ist der oberhalb der Wipkinger Strassenbrücke mündende Kanalisationsauslauf, welcher einige direkt angeschlossene Häuser entwässert und der andere ist der im Jahre 1918 erstellte Röschibachkanal, der, obwohl heute zu einer Hochwasserentlastung ausgebaut, dennoch bei unserer Besichtigung, und zwar bei Trockenwetter, in Tätigkeit war. Der Abfluss war stark getrübt und wies eine Menge von kleineren Papierfetzchen, Gemüseresten und Baumblättern auf. Fäkalien konnten nicht wahrgenommen werden. Bereits zirka 20 m unterhalb der genannten Kanäle konnten bisweilen wohl noch Abwasserstoffe wahrgenommen werden, aber ein eigentlicher Schmutzwasserstreifen war nicht vorhanden, wahrscheinlich zufolge der herrschenden beträchtlichen Strömung in der Limmat. Zwischen den Ufersteinen waren typische Abwasserpilze nicht zu beobachten. Eine geruchliche Belästigung der Umgebung soll nach den Aussagen der Anwohnerschaft nicht vorkommen.

Der gute Eindruck, den die Limmat, abgesehen von den wenigen erwähnten Schmutzwasserzuflüssen, bei Trockenwetter in ihrem obersten Teil erweckt, wird etwas verwischt bei Besichtigung des Flusses zur Zeit von *nennenswerten Niederschlägen*. Ausgehend von den bereits mehrfach erwähnten Hochwasserentlastungen machen sich innerhalb des Stromes mehr oder weniger deutliche Schmutzwasserstreifen bemerkbar. Wenn die Sihl zu Niederschlagszeiten getrübt erscheint und bisweilen sogar der ganzen Limmat jenes bekannte gelb- bis dunkelbraune Aussehen verleiht, so ist dies wohl zur Hauptsache auf erdige, lehmige Beimischungen zurückzuführen, die zufolge ihres anorganischen Charakters für die Belastung der Limmat direkt kaum in Frage kommen.

Vom Hardturm bis ins «Werdhölzli» stellt die Limmat unseres Erachtens ein reines Gewässer dar, das im Sommer reichlich zu Badezwecken benutzt wird.

Oberhalb der Höneggerbrücke mündet der Tobeleggbach mit einem Teil der Kanalisation von Höngg in die Limmat. Ein weiterer Strang fliesst unterhalb der Brücke in den Waser'schen Fabrikkanal und zwar einige hundert Meter unterhalb.

Mit der Erstellung der städtischen Kläranlage im «Werdhölzli» in den Jahren 1925/1926 ist, wie bereits erwähnt, das Auslaufbauwerk in die Limmat um zirka 1,8 km flussabwärts verschoben worden.

Der Abfluss des Abwassers erfolgt entsprechend dem I. und dem II. Ausbau der Absitzanlage durch zwei gesonderte Kanäle, welche am linken Ufer zirka 10 m in den Fluss hinausgeführt werden (Auslaufbauwerk). An der Einmündungsstelle macht sich deutlich ein Geruch nach frischem Abwasser bemerkbar, der aber ohne biologische Reinigung kaum zu beheben sein wird. Zudem ist der Abfluss, im Gegensatz zu früher, abseits von menschlichen Siedelungen gelegen.

Bereits bei normalem Wasserstand und noch in vermehrtem Masse bei Niederwasser lässt sich vom linken Ufer aus teilweise bis in die Mitte des Flusses reichend eine Trübung erkennen, die mehr oder weniger stark zu Tage tritt, je nach der Farbe, welche das Abwasser aufweist. Diese Trübung teilt den Fluss sozusagen in zwei Hälften, die von den verschiedenen Brücken aus «Werdhölzli» abwärts bis zum Wehr beim Kloster Fahr und teilweise darüber hinaus verfolgt werden können. Von hier aus scheint die getrübt linke Hälfte mit dem rechtsufrigen Flusswasser im wesentlichen vereinigt zu sein. Es war daher gegeben abzuklären, ob und in welchem Umfang tatsächlich die Limmat unterhalb der Zürcher Kläranlage zweigeteilt als stark verunreinigte und als normales Gewässer in ein und demselben Flussbett talabwärts fliesst.

Zu diesem Zwecke haben wir je beim Auslauf der Kläranlagen und 500 m flussabwärts auf Höhe der Mündung des Hauser'schen Fabrikkanals durch Messungen der Wassertrübung (Durchsichtigkeitsprüfung) die Ausdehnung der Schmutzwasserzone im Flusslauf festgestellt. In Abb. 7 (S. 71) sind die Ergebnisse dieser Messungen und somit die Verteilung des Schmutzwassers im reinen Fluss dargestellt.

Der Abwasserstrom verteilt sich sofort nach dem Einfließen in die Limmat auf eine Breite von zirka 4 m. Mit einem Abstand von zirka 10 m vom linken Ufer und damit zirka 36 m vom rechten Ufer ergiesst er sich limmatabwärts. Auf Höhe Hauserkanal, also zirka 500 m flussabwärts, hat der Abwasserstrom eine Breite von etwa 10 m erreicht und befindet sich dabei in einer Entfernung von 8–10 m vom linken und etwa 30 m vom rechten Ufer. Wie aus der Situation von *Abb. 7* deutlich hervorgeht, wird der Abwasserstrom aus seiner Bahn an das linke Ufer abgedrängt, weil etwa 200 m unterhalb des Auslaufes der Kläranlage der Waserkanal mit meist beträchtlicher Wasserführung in die Limmat mündet. Bei höherem Wasserstand machen sich diese Verhältnisse nicht so ausgesprochen geltend, wie sie hier beschrieben sind. Die später angeführten chemischen und bakteriologischen Untersuchungen bestätigen die vorliegenden Beobachtungen.

Einige hundert Meter oberhalb des Gaswerkes bei Schlieren dehnt sich der Schmutzwasserstreifen bis an das linke Ufer aus und kann zeitweise bis zur Engstringer Brücke verfolgt werden. Der linke Ufersaum ist auf dieser Strecke speziell bei Niederwasser bisweilen ziemlich stark verschmutzt. Unter den Abwasserpilzen, die auf der genannten Strecke einen mehr oder weniger starken gräulichen bis

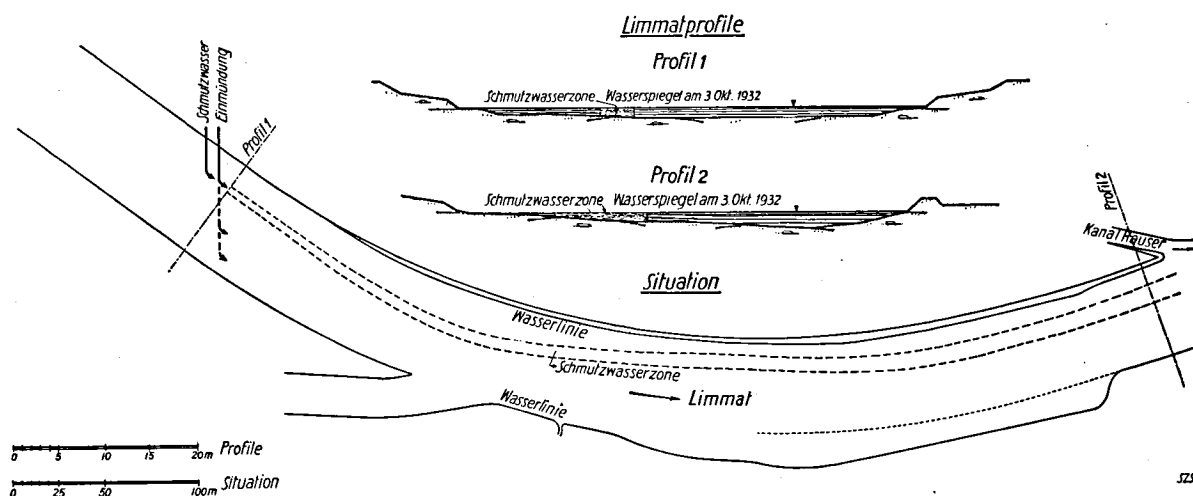


Abb. 7.

Die Verteilung des Abwassers in der Limmat unterhalb dem «Werdhölzli», sowie die vorgesehene Anordnung der Verteilungsöffnungen des Auslaufbauwerkes in den Fluss.

gräulich-roten Belag bilden, ist vorab der bekannte Sphärotilus zu erwähnen. In den Winter- und ersten Frühlingsmonaten bilden dessen Kolonien oft ganze Zöpfe, die an der linken Flusseite, an den Brückenpfeilern usw. hängen, sich losreissen und flussabwärts treiben (Pilztreiben). In dieser Zeit können auf der ganzen Linie Limmat abwärts die schwimmenden Pilzflocken beobachtet werden.

Wesentlich günstiger stellt sich das rechte Ufer bis unterhalb des Klosters Fahr, was zurückzuführen ist auf die geringe und unvollkommene Durchmischung, die das Abwasser am linken Ufer mit dem Flusswasser bis auf Höhe Kloster Fahr erfährt.

Etwa 1,3 km unterhalb der Kläranlage «Werdhölzli» münden am linken Ufer die beiden Abwasserkanäle des städtischen Gaswerkes aus. Da die Abwässer eines derartigen Betriebes Phenole, teerartige und ölige Substanzen enthalten, welche, wenn sie in gewissen Konzentrationen vorhanden sind, das Pflanzen- und Tierleben in einem Flusse zu beeinträchtigen vermögen oder gar zu Fischvergiftungen Anlass geben können, so müssen wir von derartigen Betrieben grundsätzlich eine spezifische Behandlung verlangen. Da es nicht zu unserer Aufgabe gehört, diesen gewerblichen Betrieb in Bezug auf seine Abwasserreinigung und die Zusammensetzung seiner Abwässer zu studieren, so können wir uns in dieser Sache hier nicht weiter äussern.

Besondere Erwähnung verdient der zirka 2,7 km unterhalb des Gaswerkes an der linken Uferseite im Gemeindegebiet von Schlieren bei der Brücke im Unterrohr in die Limmat mündende Riedgraben. Der ziemlich wasserreiche und stetig fliessende Abwasserstrom führt einen Teil der Abwässer aus den Gemeinden Albisrieden und Altstetten sowie die häuslichen Abwässer von Schlieren ab.

Ausserdem werden dem Kanal Abwässer gewerblicher Herkunft zugeführt, wie z. B. aus der Dünger- und Leimfabrik Geistlich Söhne, aus der Seidenfärberei A.-G. und der Waggonfabrik Schlieren.

Der Riedgraben hat bei den zu verschiedenen Tages- und Jahreszeiten vorgenommenen Beobachtungen ein stark verschmutztes, trübes Aussehen. Das Wasser erscheint häufig gefärbt und wechselt bisweilen seine Farbe innerhalb weniger Minuten (Färbereibetrieb!). Unterhalb der Einmündungsstelle können wiederum die bekannten Abwasserpilze beobachtet werden.

Die Abwässer des Riedgrabens dürften unseres Erachtens für die Limmat von Zürich bis Wettingen nach den Abwässern der Stadt Zürich die stärkste Verunreinigungsquelle darstellen..

Die Abwässer der Gemeinde Dietikon werden der Limmat an drei verschiedenen Stellen zugeführt. Der innerhalb des Staugebietes von Dietikon auf der linken Uferseite in die Limmat mündende Schäfli bach führt einen Teil der Abwässer von Dietikon und Urdorf ab. Der Bach hatte zur Zeit unserer Besichtigung ein ziemlich klares Aussehen; er führte jedoch bedeutende Mengen von Schwimmstoffen, wie Korke, Obstreste, Papier und dergleichen mit sich. Der Hauptstrang ist seit dem Stau umgeleitet und mündet in den Unterwasserkanal des E. W. Dietikon. Ein dritter Kanalstrang von Dietikon entwässert in die Reppisch. Der Werkkanal des E. W. des Kantons Zürich sowie die Reppisch münden an der gleichen Stelle in die Limmat. Oertlich war nichts Abnormales zu beobachten.

Unterhalb der Reppischmündung bis zum Stauwerk bei Wettingen sind keine Zuflüsse mehr zu erwähnen, welche zur Zeit eine nennenswerte Belastung der Limmat abgeben würden. Der ungefähr 1 km unterhalb der Brücke bei Killwangen am rechten Ufer in die Limmat mündende Furtbach darf wohl als ziemlich reines Gewässer betrachtet werden. Sein Entwässerungsgebiet ist das grosse Ried bei Würenlos einschliesslich dieser Gemeinde.

Im Bereich des Staugebietes macht sich auf der Wasseroberfläche zu gewissen Zeiten mehr oder weniger stark ein rötlicher bis rötlichbrauner Belag³³⁾ von schmieriger Konsistenz bemerkbar. Dieser findet sich hauptsächlich in den verschiedenen Buchten des gestauten Flusses teils allein, teils zusammen mit anderem angeschwemmtem Material wie Laub, Holz und ähnlichen Stoffen, die sich gleichsam in einer Strasse flussabwärts bewegen. Es liegt hier ein besonderer Fall von Flussverunreinigung vor. Wie unsere Beobachtungen gezeigt und wie wir uns diesbezüglich an zuständiger Stelle informiert haben, wird bei den verschiedenen Wehren des Flusses das anfallende Rechengut im Oberwasserkanal gesammelt und in den meisten Fällen durch den Unterwasserkanal bzw. unterhalb des betreffenden Werkes wieder dem Fluss übergeben. Das tiefer gelegene Werk hat somit meist regelmässig das Schwemmgut, das das obere Werk abgelassen hat, aufzufangen. Hier sollte nicht nur aus wasserhygienischen, sondern auch aus wirtschaftlichen und Vernunftgründen eine Vereinbarung und Aenderung der Gepflogenheiten betr. Schwemmgutbeseitigung getroffen werden.

Aber auch in der Mitte des Flusses lassen sich Verunreinigungen schlierenartig oder in Form einer Haut, die gleichsam über die Wasseroberfläche gespannt ist, erblicken, besonders bei Trockenwetter. Auch im Stau von Dietikon sind gelegentlich typische sogenannte Kalkseifenbildungen zu beobachten.

Abgesehen von dem unästhetischen Anblick, den diese Schwemmstoffe bieten, bilden sie für die Badenden eine unwillkommene Erscheinung.

Es handelt sich bei dieser Art von Schwemmmaterial um Kalkseifen, die auf grosse Mengen von Fettsäuren zurückzuführen sind, vorwiegend gewerblich-industrieller Herkunft, welche durch die Kanalisation der Stadt Zürich und von den entsprechenden Betrieben der Limmatgemeinden (Altstetten, Schlieren und Dietikon) abgeführt werden. Die chemische Abbindung dieser Fettsäuren mit den im Limmatwasser vorhandenen gelösten Kalksalzen führt zur Ausscheidung der Kalkseifen als schmutzige Schwimmstoffe.

Die Bildung dieser Kalkseife findet gegenüber früher lediglich darum statt, weil den in das Limmatwasser gelangenden fettsauren Salzen durch den Aufstau die nötige Zeit zur chemischen Reaktion gegeben wird, während das Wasser früher abfloss, bevor es zur Ausscheidung der Kalkseifen kommen konnte.

Neben den Kalkseifen machen sich im Staugebiet unterhalb Dietikon die *Abwasserpilze* unangenehm bemerkbar. Graue, übelriechende Massen flottieren, meist in Flächen verschiedener Grösse,

³³⁾ Die Farbe wechselt je nach den Beimengungen (*Oscillatoria rubescens*).

nach Eintritt der kalten Jahreszeit flussabwärts. Es handelt sich zur Hauptsache um die Leichen des sogenannten Abwasserpilzes *Sphärotilus*, die zum Teil im obern Flussabschnitt sich vom Grunde ablösen und zusammen mit ähnlichem pflanzlichem Material, das vorwiegend im neu überstauten Gebiet auftritt, die Ursache zu dieser *rein sekundären* Flussverunreinigung abgeben.

Die *Behebung der Kalkseifenbildung*, die jedenfalls als Hauptquelle der Unzulänglichkeiten beim Baden und auch sonst in ästhetischer Hinsicht in Betracht kommt, kann, soweit wir bis heute über den Vorgang der Kalkseifenbildung und die Bedeutung dieser Erscheinung orientiert sind, nur durch Zurückhalten der Fette, Oele und Fettsäuren, kurz, der sogenannten Fettstoffe, zweckmässig und endgültig stattfinden.

Die Ufer des neu überstauten Flussbodens sind teils bewachsen mit Grünalgen, teils sind sie belegt mit stark entgasendem Schlamm.

Allem Anschein nach ist bis heute noch kein Zustand eingetreten, den wir als einen dauerhaften betrachten können, verglichen mit dem frühern Zustand der Flussohle.

Die blosse Beobachtung der überstauten Flussufer lässt erkennen, dass, wie zu erwarten war, nach einem kaum jährigen Ueberstau und speziell bei dem relativ häufigen Wasserwechsel im Staugebiet der biologische Abbau der «Wiesen unter Wasser» und des übrigen abbaufähigen Materials noch nicht erfolgt ist. Somit ist auch die endgültige Auspichtung der Flussohle bzw. die Struktur der neuen Flussufer noch nicht vorhanden. Das Flusswasser muss immer noch beträchtliche Mengen organischer Stoffe aufarbeiten bzw. abführen, bis die neuen biologischen Vorgänge mit den neuen Sedimentationsverhältnissen (Sihlhochwasser im Staubecken) mehr oder weniger dauerhafte Zustände ausgebildet haben.

In der folgenden Zahlentafel No. 26 sind einige chemische Daten zusammengestellt, welche bei Killwangen im nicht überstauten und im nämlichen überstauten Uferboden erhalten worden sind.

Zahlentafel No. 26

Ueberstauter Boden (Killwangen, rechtes Ufer, 20 m oberhalb Brücke).

	Trocken- rückstand %	Glühverlust in % d. T. R.	Nitroeffekt je 1 g T. R.		pH
			sofort	Total	
<i>31. März 1933</i>					
Boden nicht überstaut	81,3	10,7	0,3	7,1	6,6
Boden überstaut	52,5	11,9	0,1	2,4	6,6
<i>4. Juli 1933</i>					
Boden nicht überstaut	78,6	11,8	0,0	0,0	6,65
Boden überstaut	55,3	9,5	0,2	0,3	7,1

Es geht aus den beiden Beobachtungen vom März und vom Juli 1933 hervor, dass der an sich magere und leicht saure Boden (11—12% Glühverlust in Prozenten des T. R.) anscheinend nur langsam ausgelaugt wird. Es fanden sich nach viermonatigem Stau praktisch kaum geringere Mengen an Glühverlust in Prozenten des T. R. (9,5—12%) als vorher. Dagegen hat der überstaute Boden bereits alkalische Reaktion angenommen (pH-Wert = 7,1) und der totale Nitro-Effekt pro Gramm T. R., also die biologisch abbaufähigen Stoffe sind von anfänglich 7,1 auf 0,3 zurückgegangen, während der sofortige Nitro-Effekt, also die chemisch direkt reduzierenden Eigenschaften des überstauten Bodens eher zu- als abgenommen haben, speziell wenn man die Befunde im Juli berücksichtigt. Auch diese Beobachtung dürfte darauf hinweisen, dass die überstauten Flussufer noch nicht «ausgereift» sind.

Was die *Behebung der Sekundärverunreinigung* durch die sogenannten Abwasserpilze anbetrifft, so kann man unseres Erachtens nur dadurch zum Ziel gelangen, dass man die Abwasser der Stadt Zürich *biologisch* reinigt.

Im Hinblick auf die relativ nur kurze Zeit (vermutlich 2—3 Wintermonate), während der die *Sphärotilus*-Sekundärverunreinigung vorhanden sein kann, und da man zur Zeit noch zu wenig endgültige Kenntnisse über den Zustand und die Selbstreinigungsleistung des gestauten Flusses besitzt, erscheint uns eine biologische Reinigung der Abwässer der Stadt Zürich, auch in Anbetracht des nicht geringen Kostenaufwandes, vorläufig nicht spruchreif zu sein.

b) Ergebnisse der chemischen, biochemischen und bakteriologischen Untersuchungen.

Nachdem wir den wasserhygienischen Zustand der Limmat auf Grund der an Ort und Stelle gemachten Beobachtungen kurz charakterisiert haben, werden im folgenden die Resultate der chemischen, biochemischen und bakteriologischen Untersuchungen niedergelegt, welche im Zusammenhang mit den durchgeführten Beobachtungen eine wertvolle Grundlage zur Beantwortung des gestellten Fragenkomplexes bilden.

Die Limmat wurde auf ihrem Lauf von Zürich bis nach Wettingen vom Sommer 1932 bis Sommer 1933 viermal untersucht. Die ersten beiden Untersuchungen entfielen auf jene Zeit, wo die Limmat zwischen Dietikon (unterhalb der Reppisch) bis nach Wettingen noch nicht gestaut war, während die beiden andern Untersuchungen die entsprechenden Verhältnisse nach dem erfolgten Aufstau berücksichtigen. Ausserdem wurden die Proben bei den beiden Untersuchungsgruppen je einmal bei Nieder- und einmal bei Hochwasser gefasst.

Als Hauptstellen für die Wasser- und Schlammernahme wurden folgende Orte ausgewählt:

I. Zur Feststellung der Zusammensetzung des Limmatwassers und -schlammes oberhalb der Kläranlage «Werdhölzli»:

1. Wipkinger Brücke;
2. Höngger Brücke;
3. Zirka 50 m oberhalb der Kläranlage im «Werdhölzli».

II. Zur Feststellung der Verunreinigung der Limmat, vor allem durch das Auslaufwasser der Zürcher Kläranlage, und zur Beobachtung der Selbstreinigung:

1. Oberhalb des Hauserkanals;
2. Steg Oberengstringen;
3. Engstringer Brücke;
4. Auto-Strassenbrücke Schlieren—Dietikon;
5. Oetwil;
6. Brücke bei Killwangen;
7. Stau oberhalb Wettingen.

III. Zur Feststellung, in welchem Umfange die Limmat unterhalb der Kläranlage «Werdhölzli» zweiseitig als stark verunreinigtes und als relativ reines Gewässer in demselben Flussbett talabwärts fliesst, wurden Proben entnommen im Abwasser- und Reinwasserstrom, je:

20 m oberhalb «Werdhölzli»
 100 m 200 m 500 m 1000 m 3400 m unterhalb «Werdhölzli»

In der Zahlentafel No. 27—30 sind die Resultate der verschiedenen Probenahmen zusammengestellt.

Zahlentafel No. 27

Untersuchung der Limmat vom 29./30. Juni 1932.

Temperatur der Luft: 21,7—26,3 ° C. Abflussmenge der Limmat: 29. Juli: 136 m³/Sek.; 30. Juli: 149 m³/Sek.
 Temperatur des Wassers: 17,4—19 ° C. Witterung: sonnig, gewitterhaft.

Probenahmestellen	Limmatwasser			Aussehen	Limmatschlamm			
	pH	Trocken- rückstd. mg/l	Glüh- verlust mg/l		Geruch	Trocken- rückstd. %	Glühver- lust in % d. T. R.	Nitroeffekt je g T. Rückstd.
Wipkinger Brücke	7,6	160	35	sandig, graugelb	geruchlos	36,7	10,1	1,8—2,6
Höngger Brücke	7,6	165	35	sandig, graugelb	geruchlos	34,5	9,6	4,5—5,1
Oberengstringer Steg (in Trübungszone)	7,6	180	45	—	—	—	—	—
Engstringer Brücke, linkes Ufer	7,6	182	35	—	—	—	—	—
Dietikon, linkes Ufer	7,6	175	30	—	—	—	—	—
Killwanger Brücke, Mitte	7,6	180	17,5	sandig, grauschwarz	muffig	27,5	7,4	3,0—4,0
Wettinger Strassenbrücke	7,55	180	25	sandig, graugelb	muffig	22,2	8,8	2,6—3,4

Zahlentafel No. 28 a

Untersuchung der Limmat am 16. und 23. Oktober 1932.

Temperatur der Luft: 18,6—20,8 °C. Abflussmenge der Limmat: 16. Okt.: 67,6 m³/Sek.; 23. Okt.: 59,3 m³/Sek.
Temperatur des Wassers: 19—19,6 °C. Witterung: bedeckt, Regen.

A. Limmatwasser.

Probenahmestellen	pH	Trocken- rückstand mg/l	Glüh- verlust mg/l	% der O ₂ -Sätti- gung	O ₂ -Zehrung %	Colititer cm ³
Wipkinger Brücke	7,5	142,5	32,5	104	12,2	1,0
Höngger Brücke	7,7	135	35,0	104	32	1/10
Hauserkanal:						
linkes Ufer	7,6	—	—	55	100	1/1000
rechtes Ufer	7,6	—	—	100	35	1/10
Oberengstringer Steg, linkes Ufer	7,7	267,5	117,5	78	100	1/1000
Engstringer Brücke, linkes Ufer	7,5	190,0	55	74	100	1/1000
Dietikon im Stau, Flussmitte	7,7	182,5	50	74,5	94,5	1/100
Killwanger Brücke, rechtes Ufer	7,7	165	50	74,8	64,5	1/10
Wettinger Strassenbrücke	7,6	165	38	73	58	1/10

Zahlentafel No. 28 b

Untersuchung der Limmat am 16. und 23. Oktober 1932.

B. Limmatschlamm.

Probenahmestellen	Aussehen	Geruch	Trockenrück- stand %	Glühverlust %	Nitro-Effekt mg je g Trockenrückstd.
Wipkinger Brücke, linkes Ufer	sandig, graugelb	geruchlos	33,8	8,3	3,5
Höngger Brücke, linkes Ufer	sandig, graugelb	geruchlos	48,1	6,6	2,7
Oberengstringer Steg, linkes Ufer	schleimig, pilzig grauschwarz	faulig	14,8	21,0	90
rechtes Ufer	erdig, grau	geruchlos	38,1	8,9	3,1
Engstringer Brücke, linkes Ufer	schleimig, pilzig grauschwarz	faulig	18,1	16,6	—
Killwanger Brücke, rechtes Ufer	sandig, schwarz	moosig	39,2	10,5	—
Wettinger Brücke	sandig, grauschwarz graubgelb	moderig	41,4	7,5	6,5

Zahlentafel No. 29 a

Untersuchung der Limmat vom 23. und 31. März 1933.

Temperatur der Luft: 5,5—10,4 °C. Wasserabflussmenge: 23. März: 48 m³/Sek.; 31. März: 55 m³/Sek.
Temperatur des Wassers: 3,9—6,5 °C. Witterung: schön, starke Bise.

A. Limmatwasser.

Probenahmestellen	pH	Trocken- rückstand mg/l	Glühverlust mg/l	Sauerstoff- sättigung %	Sauerstoff- zehrung %	Colititer
Oberhalb Werdhölzli, linkes Ufer	7,6	155	20	104	16	1
Oberhalb Hauserkanal, linkes Ufer	7,7	365	115	74	100	1/1000
rechtes Ufer	7,6	—	—	102	7,4	1/10
Engstringer Brücke, linkes Ufer	7,8	250	35	93	98	1/100
rechtes Ufer	7,5	178	25	120	27	1/10
Autobrücke Schlieren, linkes Ufer	7,6	230	53	93	98	—
rechtes Ufer	7,5	—	23	115	30	1/10
Oberhalb Stauwehr Dietikon, linkes Ufer	7,5	210	35	83	29	1/100
Mitte	7,5	195	25	83	20,5	1/100
rechtes Ufer	7,6	205	45	84	26	1/10
Oetwil, linkes Ufer	7,5	217	40	83	23	1/10
rechtes Ufer	7,5	195	32	92	25	1/100
Steg bei Killwangen, Mitte Oberfläche	7,4	207	32	90	29	1/10
Mitte ob Grund	7,4	205	30	90	28,4	—
Oberhalb Kraftwerk						
Wettingen, linkes Ufer, Oberfläche	7,6	212	35	90	47	1
Mitte	7,45	208	35	82	54	—
Flussmitte, Oberfläche	7,5	203	23	94	56	—
Mitte	7,5	210	30	77	53	1
ob Grund	7,5	210	25	78	43	—
rechtes Ufer, Oberfläche	7,5	210	23	93	61	—
Mitte	7,5	205	25	83	64	1

Zahlentafel No. 29 b
Untersuchung der Limmat vom 23. und 31. März 1933.

B. L i m m a t s c h l a m m.

Probenahmestellen	Aussehen	Geruch	pH	Trocken- rückstand %	Glühverlust in % des Trockenrst.	Nitro-Effekt je g Trocken- rückstand
Oberhalb Werdhölzli, linkes Ufer	graugelb, sandig	muffig	7,1	54,6	4,0	15,0
Oberhalb Hauserkanal, linkes Ufer	gelbschwarz schleimig	faulig jauchig	7,1	30,6	8,6	36,0
Engstringer Brücke, rechtes Ufer	graugelb, sandig	muffig	7,0	53,1	3,7	7,0
Engstringer Brücke, linkes Ufer	schwarz schleimig, gasend	faulig	6,9	48,7	6,5	26,2
Autobrücke Schlieren, rechtes Ufer	grau, feinsandig	muffig	7,0	55,8	4,1	20,0
Autobrücke Schlieren, linkes Ufer	grauschwarz, schleimig, gasend	faulig	7,0	30,2	11,5	38,7
Dietikon	grau, sandig	muffig	7,2	43,4	14	+
Wettingen, Mitte	graurot, schleimig	stinkend	6,7	22,9	34	300
Wettingen, rechtes Ufer	graugelb, tonig	faulig stinkend	6,4	32,2	16	25

Zahlentafel No. 30 a

Untersuchung der Limmat vom 4./5. Juli 1933.
Temperatur der Luft: 15,6—23° C. Wasserabflussmenge: 4. Juli: 182 m³/Sek.; 5. Juli: 137 m³/Sek.
Temperatur des Wassers: 14,6—15,4° C. Witterung: schön.

A. L i m m a t w a s s e r.

Probenahmestellen	pH	Trocken- rückstand mg/l	Glühverlust mg/l	O ₂ -Sättigung %	O ₂ -Zehrung in 5 Tg. %	Colititer cm ³
Oberhalb Werdhölzli, linkes Ufer	7,8	180	60	108	17	1
Oberhalb Hauserkanal, linkes Ufer	7,85	212	72	100	68	1/10
Engstringer Brücke, linkes Ufer	7,8	205	75	117	59	1/100
Engstringer Brücke, rechtes Ufer	7,8	185	60	102	11	1/10
Autobrücke Schlieren,	7,8	185	55	116	22	1/10
Dietikon Stauwehr, linkes Ufer	7,8	185	60	102	18	1
Dietikon Stauwehr, Mitte		185	65	105	27	1
Dietikon Stauwehr, rechtes Ufer	7,8	185	62	101	23	—
Oetwil, linkes Ufer	7,6	180	68	110	29	1/10
Oetwil, rechtes Ufer	7,6	175	65	103	21	1/10
Steg bei Killwangen, Mitte Oberfläche	7,6	175	75	102	15	1/10
Steg bei Killwangen, ob Grund	7,6	225	60	111	29	1/10
Wettingen, linkes Ufer, Mitte	7,6	195	60	101	19	1/10
Wettingen, Mitte ob Grund	7,5	190	62	103	19	1/10
Wettingen, rechtes Ufer Oberfläche	7,6	173	58	102	17	1/10

Zahlentafel No. 30 b

Untersuchungen der Limmat vom 4./5. Juli 1933.

B. L i m m a t s c h l a m m.

Probenahmestellen	Aussehen	Geruch	pH	Trocken- rückstand %	Glühverlust in % des Trockenrückst.	Nitro-Effekt je g T. R.
Oberhalb Werdhölzli, linkes Ufer	grau	moderig	7,3	63	8,1	0,0
Oberhalb Hauserkanal, linkes Ufer	grau, sandig	faulig	7,3	71,2	8,15	0,5
Engstringer Brücke, linkes Ufer	graugelb	fäkalartig	7,3	60,3	12,2	0,0
Engstringer Brücke, rechtes Ufer	grau, kiesig	faulig	—	70,8	4,7	0,0
Dietikon, linkes Ufer	grauschwarz	moderig	7,25	59	9,8	0,3
Dietikon, rechtes Ufer	sandig, kiesig		7,1	82,7	0,86	0,0
J. Kessel, linkes Ufer	sandig, grauschwarz	moderig	6,9	81,7	5,35	0,7
Wettingen, linkes Ufer	grau, lehmig	muffig	6,9	48,6	11,8	1,2
Wettingen, Mitte	grau, lehmig	muffig	6,9	44,5	9,1	3,2
Wettingen, rechtes Ufer	grau, lehmig	moderig	7,0	39,3	9,1	2,3

Soweit die Zahl der Probenahmestellen und die Häufigkeit der Probenahmen bzw. deren zeitliche Verteilung es zulassen, charakterisieren wir im folgenden das Limmatwasser und den Limmatschlamm in seinen wasserhygienischen Eigenschaften.

I. Die Limmat oberhalb der Kläranlage «Werdhölzli».

α. Limmatwasser.

Als Ausdruck für den gesamten Gehalt an gelösten und ungelösten Stoffen fanden wir bei der Wipkinger Brücke, bei der Höngger Brücke und unmittelbar oberhalb der Kläranlage «Werdhölzli» einen Trockenrückstand von 135—180 mg/l. Der Glühverlust, d. h. der sogenannte verbrennbare Anteil an Trockenrückstand ergibt einen Wert von 20—35 bzw. 60 mg/l.

Diese Zahlen bewegen sich ungefähr in der gleichen Grössenordnung wie die Werte, die in den letzten Jahren für das Seewasser ermittelt wurden. Der Trockenrückstand für das Seewasser betrug in zahlreichen Untersuchungen, die am Hygieneinstitut der E. T. H. Zürich durchgeführt worden sind, 140—200 mg/l, sein Glühverlust 5—20 mg/l. Die Schwankungen, wie sie der Glühverlust im Seewasser im Laufe eines Jahreszyklus aufweist, kommen im Limmatwasser nicht in gleicher Weise zum Ausdruck; vor allem finden sich keine entsprechenden minimalen Werte. Dagegen zeigt sich, dass im Limmatwasser die für den See gefundenen maximalen Glühverlustwerte überschritten werden können, was wir auf die gelegentliche Wirkung der Hochwasserentlastungen und ähnlicher Verunreinigungsquellen aus dem Weichbild der Stadt zurückführen.

Im Jahre 1898 hat Thomann in diesem Flussabschnitt einen Trockenrückstand von 150—190 mg/l und im Jahre 1910 Stadtchemiker Rieter einen solchen von 160—185 mg/l gefunden. Diese Zahlen dürften im Vergleich zu den unsrigen heutigen Befunden also kaum für eine stattgehabte Stoffanreicherung (Eutrophierung) im Laufe der Jahrzehnte sprechen. Trotzdem halten wir dafür, dass gemäss unseren Ausführungen im Kapitel über die Hochwasserentlastungen im Weichbild der Stadt der Reinhaltung der Limmat auch in diesem Flussabschnitt die vorgemerkte Aufmerksamkeit gewidmet werden muss.

Der Grad der Sauerstoffsättigung im Wasser wurde zu 104—108 % gefunden, ein Zustand, der eine leichte Uebersättigung anzeigt. Die Sauerstoffzehrungswerte, d. h. das Verhältnis des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach fünf Tagen in Prozent des vorhandenen Sauerstoffgehaltes ausgedrückt, wurde zwischen 12,2 und 32 festgestellt.

Für das Seewasser beträgt der Sauerstoffsättigungswert bekanntlich in den oberen Schichten zumeist 100 %. In den Schichten von 0—10 m Tiefe liegt meist eine Zehrung von 0—4 mg/l, entsprechend 0—40 % des maximalen Sauerstoffgehaltes, vor.

Der pH-Wert wurde zu 7,5—7,8 gemessen.

Der Colititer als Ausdruck der spezifisch menschlichen fäkalen Verunreinigung des Wassers bewegte sich in dem genannten Flussabschnitt zwischen 1—1/10. Wenn Prof. Roth in den Jahren 1913 bis 1916 einen Coligehalt von 60—453 Colibakterien im cm³ feststellte, entsprechend einem Colititer von 1/50—1/500, so ist das jedenfalls darauf zurückzuführen, dass in jenen Jahren bedeutend mehr Abwasser direkt an den Ufern in den Fluss abgelassen wurde, als dies heute der Fall ist.

Folgende kurze Ausführung möge hier dazu dienen, die Bedeutung des Sättigungswertes und der Sauerstoffzehrung für die Beurteilung eines natürlichen Gewässers darzulegen.

Der *Sauerstoffsättigungszustand eines Gewässers* erreicht, wenn keine spezifische Lebenstätigkeit und somit keine Abbauvorgänge stattfinden, einen Wert, der für die jeweils herrschende Temperatur ein Maximum bedeutet, (maximale Löslichkeit). In dem Masse, als die spezifische Lebenstätigkeit in einem solchen Gewässer eine gesteigerte wird, und zwar bedingt durch einen vermehrten Zufluss an abbaufähigen organischen Stoffen, sinkt der Sättigungswert, sofern nicht im entsprechenden Tempo eine Nachlieferung des Sauerstoffs erfolgt. Die Grösse der Nachlieferung in der Zeiteinheit ist nun, abgesehen von gewissen Faktoren des betreffenden Wassers (Stoffkonzentration), von der Gestaltung der Oberfläche, durch welche der Sauerstoff aufgenommen wird, und von der Temperatur abhängig. Ein ruhendes Gewässer (See, Teich, Weiher) ergänzt seinen Sauerstoffbedarf viel langsamer als ein fließendes (Fluss, Bach), wo durch die Turbulenz der Strömung eine viel innigere und grössere Aufnahmemöglichkeit des Luftsauerstoffes besteht und somit der biochemische Sauerstoffbedarf entsprechend rascher gedeckt werden kann.

Ein niedriger Sättigungswert besagt aber, dass die Ergänzung des Sauerstoffes bei der gegebenen Temperatur gegenüber dem Sauerstoffbedürfnis nachhinkt. Daraus erklärt sich die

Bedeutung des Sättigungsdefizites. Je grösser dasselbe ist, desto eher ist es möglich, dass der absolut zur Verfügung stehende Sauerstoff zum restlosen und aeroben Abbau der organischen Stoffe ungenügend wird. Es kann nur ein aerober Abbau der organischen Stoffe wasserhygienisch zugelassen werden, da der anaerobe Vorgang, also jener Abbau, der bei einem geringen oder fehlenden Sauerstoffgehalt vor sich gehen muss, bekanntlich zu unmittelbaren Zustandsverschlechterungen des Gewässers sowie Geruchsbelästigung seiner Umgebung führt.

Der Begriff der Sauerstoffsättigung wie derjenige des Sauerstoffgehaltes bildet also nach dem Gesagten kein absolutes Kriterium für den Verschmutzungsgrad eines Gewässers. Um eine Vorstellung über den Grad der in einem Gewässer vorhandenen Verunreinigung zu erhalten, bedienen wir uns der *Sauerstoffzehrung*. Je nach der Grösse derselben in der Zeiteinheit ist ein Gewässer mehr oder weniger stark verunreinigt.

Unter Sauerstoffzehrung eines Gewässers verstehen wir jene Sauerstoffmenge, die beim aeroben Abbau der organischen Stoffe durch die Lebenstätigkeit der Kleinlebewesen benötigt wird. Dieser Bedarf an Sauerstoff gibt ein unmittelbares Mass ab über die Menge des Sauerstoffes, die zum Ausgleich eines bestimmten Belastungszustandes notwendig ist. Je grösser die Zehrung, desto mehr organische Stoffe sind vorhanden, also um so grösser ist auch die Belastung des Gewässers. Um über die wasserhygienische Bedeutung der Zehrung etwas aussagen zu können, müssen wir sie in Beziehung zum Sauerstoffvorrat setzen; und wir können sagen, je geringer der prozentuale Anteil der Sauerstoffzehrung am jeweiligen Sauerstoffgehalt ist, desto günstiger stellen sich die Belastungsverhältnisse für das betreffende Gewässer, und umgekehrt: je grösser der Zehrungsanteil am Vorrat, desto ungünstiger ist der Sauerstoffhaushalt und damit der hygienische Zustand des Gewässers zu bewerten.

Bewerten wir nunmehr den Flussabschnitt oberhalb der Kläranlage «Werdhölzli» auf Grund des Sauerstoffhaushaltes und des Colititers, so zeigt sich, dass sowohl der Sättigungswert als auch der prozentuale Zehrungswert innerhalb jener Werte bleiben, wie wir solche für die oberflächlichen Schichten des Seewassers kennen gelernt haben. Der Vergleich des Flusswassers mit dem Seewasser kann übrigens nur bedingt durchgeführt werden, weil die Aufenthaltszeit im See eine viel längere ist als im Fluss. Dadurch können die Abbauvorgänge viel tiefgreifender vor sich gehen. Dies geht auch aus den entsprechenden Zahlen hervor, indem wir im Seewasser, sowohl was den Gehalt an Trockenrückstand als auch Glühverlust und Sättigungswert anbetrifft, sowie bezüglich der Sauerstoffzehrung niedrigere minimale Werte vorfinden als im Fluss.

Der Colititer wurde im See bis zum Jahre 1932 zwischen 10 und 100 gefunden, so dass für den vorliegenden Limmatabschnitt der vorhandene Colibefund mit Werten zwischen 1/10 und 1 das einzige Anzeichen einer spezifisch hygienischen Veränderung des Limmatwassers gegenüber dem Seewasser darstellt (Hochwasserentlastungen).

β. Limmatschlamm.

Als Schlamm in einem natürlichen Gewässer haben wir diejenige Ablagerung zu verstehen, die aus Pflanzen- und Tierleichen zusammen mit mineralischen Verbindungen, vor allem von Kalk oder Lehm, sich entweder als Folge der Lebens- und Selbstreinigungsvorgänge aus dem Wasser ausgeschieden haben oder die eingeschwemmt worden sind. Je nach der Natur des Gewässers und der Herkunft der Einschwemmungen treffen wir in Bezug auf Aussehen, Farbe und Geruch, sowie im Hinblick auf verschiedene Eigenschaften einen verschieden gearteten Schlamm. Entsprechend diesen Eigenschaften verwenden wir daher den Schlammabsatz zur wasserhygienischen Beurteilung eines Gewässers.

Die Eigenschaften und die chemische und biologische Zusammensetzung eines Schlammes sind selbstverständlich nicht in so einheitlicher und vergleichbarer Art für die Beurteilung zu verwenden, wie das beim Wasser der Fall ist. Trotzdem lassen die vorliegenden Schlammuntersuchungen gewisse Schlussfolgerungen zu.

Der Schlamm war an den Probenahmestellen im Bereich oberhalb der Kläranlage «Werdhölzli» zumeist grau bis graugelb, sandig und geruchlos. Als Ausdruck für den Gehalt an organischen Stoffen

wurde ein Glühverlust von 5—10 %, bezogen auf den Trockenrückstand, gefunden. Was den Nitro-Effekt anbetrifft, so treffen wir hier einen Schlamm, der Werte zwischen 0—15 mg pro g Trockensubstanz aufweist.

Die gemachten Untersuchungen lassen insgesamt erkennen, dass wir es in diesem Gewässerabschnitt mit einem mineralreichen Flussboden zu tun haben, der keine oder nur wenig biologisch abbaubare Stoffe mehr in sich schliesst.

II. Die Limmat unterhalb der Kläranlage im «Werdhölzli».

α. Limmatwasser.

Das mechanisch gereinigte Abwasser der Kläranlage im «Werdhölzli» weist einen Trockenrückstand auf von rund 500—900 mg/l, je nach der Tages- oder Jahreszeit, in welcher es zum Abfluss gelangt. Dementsprechend erfährt das Limmatwasser mit der Aufnahme eines solchen Abwassers eine gewisse Konzentrationserhöhung, die wiederum am Trockenrückstand gemessen werden kann. Diese Konzentrationserhöhung macht sich unterhalb des Auslaufbauwerkes um so mehr bemerkbar, als sich der Abwasserstrom, wie bereits bei den Beobachtungen an Ort und Stelle vermerkt wurde, anfänglich nur auf etwa $\frac{1}{3}$ — $\frac{1}{4}$ der Flussbreite verteilt. Wie die Zahlentafel No. 30 zeigt, macht sich die Erhöhung des Trockenrückstandes bei einem grossen Wasserstand der Limmat nicht wesentlich geltend. Wir haben dagegen bei Mittel- und Niederwasser höhere Werte festgestellt. So betrug z. B. der Trockenrückstand des Limmatwassers am 23. Oktober 1932 beim Steg Oberengstringen 267 mg/l, am 23. März 1933 bei der Brücke Oberengstringen 250 mg/l, also bis zu 50 % mehr als oberhalb des Auslaufbauwerkes. Wenn wir das Verhalten der Trockenrückstände limmatabwärts berücksichtigen, so können wir feststellen, dass dieselben bei drei Probenahmen auch noch in Wettingen Werte aufweisen, die um 20—30 % höher sind als die Werte oberhalb der Kläranlage. Die am 4./5. Juli 1933 ausgeführte Probenahme ergab bei einer Abflussmenge von 180—200 m³/Sek. (kleines Hochwasser) bereits bei Dietikon einen Trockenrückstand wie oberhalb der Kläranlage.

Der *Glühverlust* erreicht vom «Werdhölzli» an abwärts bis nach Wettingen, gleich wie der Trockenrückstand, meist nicht gleiche oder niedrigere Werte wie im obern Flussabschnitt. Anders jedoch verhält sich der prozentuale Anteil des Glühverlustes zum Trockenrückstand an den verschiedenen Probenahmestellen. Bereits auf Höhe Dietikon finden wir zumeist wieder den frühern prozentualen Anteil, was dafür sprechen würde, dass die Selbstreinigung in Bezug auf den Mineralisierungszustand bereits an dieser Stelle vollzogen wäre, was natürlich im Allgemeinen nicht der Fall ist.

Zahlentafeln No. 29 und 30 geben Aufschluss über die Konzentration des Limmatwassers in den verschiedenen Tiefen im Stau bei Dietikon und insbesondere bei Wettingen. Es ist ersichtlich, dass ein mehr oder weniger homogenes Wasser vorliegt in Bezug auf den Gehalt an Trockenrückstand und Glühverlust. Eine durch den Aufstau erwartete wesentliche Erhöhung der Stoffkonzentration ist zurzeit nicht festzustellen. Wenn wir nunmehr den Sauerstoffhaushalt als feineres Kriterium für den Selbstreinigungsvorgang und den Selbstreinigungsgrad heranziehen, so müssen wir uns nach der jeweiligen Wasserführung an den verschiedenen Probenahmetagen orientieren.

Bei einer Abflussmenge der Limmat von 50—60 m³/Sek., was wir bei der Limmat als *mittleres Niederwasser* bezeichnen dürfen, konnten wir an den Probenahmetagen im März und im Oktober folgende Verhältnisse feststellen: Die Sauerstoffsättigungswerte sinken unmittelbar unterhalb des Auslaufbauwerkes im Wasser des linken Flussabschnittes (Schmutzwasserzone) auf 55—75 % Höhe Hauserkanal), während das rechte Ufer noch gesättigt ist. Bei der Engstringer Brücke waren die Sättigungszustände bereits etwas besser und zwar 74—93 % am linken Ufer und Sättigung am rechten Ufer. Nach einer weitem Laufzeit wurden im Stau bei Dietikon Sättigungswerte von 75—85 % gefunden und zwar für den ganzen Flussquerschnitt. Dieser Zustand deutet hier auf eine vollständige Durchmischung des Zürcher Abwassers mit dem Limmatwasser hin. Weiter flussabwärts, also unterhalb des Stauwehres auf Höhe Oetwil, sind die Sättigungsverhältnisse etwas besser geworden (80—90 %). Bei Killwangen wie bei Wettingen haben sich die Sättigungswerte nicht merklich verändert. Die im Frühjahr 1933, also in der Zeit, da der Stau bereits begonnen hatte, ermittelte Sättigung zeigt nicht niedrigere, sondern eher höhere Werte an, als die Untersuchung vom Herbst 1932.

Gemessen an dem Sättigungsgrad des Limmatwassers ergibt sich für die mittlere Niederwasserperiode unterhalb der Kläranlage im «Werdhölzli» ein maximales Sättigungsdefizit von 104 minus 55 = rund 50 %. Das bei der Engstringer Brücke vorgefundene maximale Sauerstoffdefizit beträgt noch rund 30 %. Auf der weitem Laufstrecke finden wir bis nach Wettingen dieses Defizit nur wenig vermindert, d. h. es beträgt zirka 20—25 %. Daraus geht hervor, dass die Sauerstofferneuerung bereits auf der Höhe der Engstringer Bücke ihr Maximum erreicht hat.

Die Sauerstoffzehrung lässt ein ganz ähnliches Verhalten erkennen. Wir haben am linken Ufer, also im eigentlichen Abwasserstrom, 100%ige Zehrungswerte in einem Falle sogar bis zum Stauewehr bei Dietikon zu verzeichnen, während im übrigen wenigstens auf dem rechten Ufer bei der Autostrassenbrücke Schlieren-Dietikon nur 30 % vorliegen und im Stau von Dietikon dieser Wert nicht mehr überschritten wird. Bis zum Staubeginn bei Oetwil lassen sich noch etwas günstigere Zehrungswerte beobachten (25 %), die aber bereits bei Killwangen nicht mehr vorhanden sind (30%) und in Wettingen sich wiederum verschlechtert haben (50—65 %).

In der Probenahme, die bei einer Wasserführung von rund 180 m³/Sek., also bei mittlerem Hochwasser ausgeführt wurde, waren sowohl die Sauerstoffsättigungswerte, als die Zehrungswerte günstiger als in der Niederwasserperiode. Ein Sauerstoffsättigungsdefizit ist praktisch überhaupt bei keiner Probenahmestelle festgestellt worden. Die Sauerstoffzehrung erreicht unterhalb des «Werdhölzli» ihren Höchstwert und sinkt bereits von der Autostrassenbrücke Schlieren bis nach Wettingen auf rund 20 %. Dieser Zehrungswert entspricht ungefähr demjenigen oberhalb des «Werdhölzli».

Der Menschencolilititer wurde bis zur Engstringer Brücke zu 1/1000 bis Dietikon zu 1/10 im Limmatwasser angetroffen. An den übrigen Probenahmestellen liess er sich regelmässig zu 1/10 finden.

β. Limmatschlamm.

Bei der Beurteilung des Schlammabsatzes macht sich in noch viel stärkerem Masse als beim Limmatwasser die jeweilige Wasserführung des Flusses geltend.

Bei einem *mittleren Niederwasser* (50—60 m³/Sek.) fanden wir auf der Strecke «Werdhölzli» bis Engstringer Brücke, linkes Ufer, einen schmierigen, meist grauschwarzen Schlamm, zumeist mit fauligem Geruch und durchsetzt mit charakteristischen Faulschlammorganismen. Die Reaktion des Sohlenbelages wurde neutral bis schwach sauer vorgefunden. Entsprechend liegt ein hoher prozentualer Glühverlust am Trockenrückstand des Schlammabsatzes vor (8—21%). Dass es sich hier aber um einen biologisch überaus abbaufähigen Schlammabsatz, d. h. um einen Faulschlamm handelt, wird vor allem durch dessen hohen Nitro-Effekt (bis 90 mg je Gramm Trockenrückstand) bewiesen. Im Gegensatz dazu weist das rechte Ufer einen Flusssohlenbelag auf, der sich praktisch nur unwesentlich von demjenigen oberhalb des «Werdhölzli» unterscheidet. Weiter flussabwärts bis nach Dietikon liegt ein weniger fäulnisfähiger Schlamm vor. Wenn auch Geruch und Aussehen für das linke Ufer zum Teil noch zu wünschen übrig lassen, so kann man doch nicht mehr von einer akuten Verunreinigung sprechen, wie im obern Flussabschnitt. Auf der Strecke Dietikon—Killwangen—Wettingen endlich verbessert sich der Schlammabsatz für die mittlere Niederwasserperiode nicht mehr viel. Immerhin gehen die spezifischen Faulschlammeigenschaften deutlich noch etwas zurück, ausgenommen für das Gebiet unmittelbar vor dem Wettinger Werk, nachdem erstmals die Limmat während der Wintermonate aufgestaut war. Sowohl der Schlamm auf dem überstauten Ufer als vor allem derjenige aus der grössten Flusstiefe sind von ekelhaftem Aussehen und Geruch. Die Reaktion ist deutlich sauer und der Gehalt an organischen Stoffen (Glühverlust) erreicht ähnliche Werte wie unterhalb des «Werdhölzli». Dabei zeichnen sich diese Stoffe durch einen abnorm hohen Nitro-Effekt aus (300 mg pro Gramm Trockensubstanz). Es geht aus den Beobachtungen deutlich hervor, dass der vorgefundene Schlammabsatz eine Folge des Limmatstaus ist.

Sowohl durch den Ueberstau der reich mit biologisch abbaubaren Stoffen (Holz, Gras und Humus) durchsetzten Flussufer als auch durch die in der Winterszeit sich ausbildenden Abwasserpilze (Pilztreiben) bedingt, macht sich eine Anreicherung von Schwebestoffen im Limmatwasser geltend, welche zufolge der verminderten Flussgeschwindigkeit im Stauegebiet massenhaft sich aus dem Wasser abscheiden und auf dem Flussgrund Anlass zu der Faulschlamm-Bildung geben.

Wie bereits angedeutet, ist diese Verunreinigung auf der Sohle des gestauten Flusses eine Auswirkung des Stauvorganges. Soweit sie als sekundäre Verunreinigung bedingt ist, beschränkt sich die Erscheinung auf die kalte Winterszeit. Dies wird durch die Beobachtungen und Untersuchungsergebnisse in der *mittleren Hochwasserperiode im Sommer* (140—160 m³/Sek.) bestätigt.

Auf der Laufstrecke unterhalb des «Werdhölzli» findet sich allerdings noch immer ein Schlammabsatz von wenig ästhetischem Aussehen und unangenehmem Geruch. Aber weder die Glühverlustwerte noch die des Nitro-Effektes lassen sich auch nur annähernd mit den Analysenbefunden während der winterlichen Niederwasserperiode auf gleiche Stufe stellen. Vor allem weist das teilweise Fehlen des Nitro-Effektes darauf hin, dass der Schlammabsatz vorwiegend mineralische Eigenschaften hat bzw. dass er überhaupt nicht vorhanden, sondern wahrscheinlich abgeschwemmt worden ist. Ein ähnlich günstiges Bild zeigt sich für die weiteren Flusstrecken, und vor allem ist es wichtig, feststellen zu können, dass weder im Stau von Dietikon noch in dem von Wettingen der für die Winterperiode nach erfolgtem Stau beobachtete akute Faulschlamm vorhanden ist. Die pH-Werte zeigen speziell im Wettinger Stau immer noch ganz leicht saure Reaktion an, und der Glühverlust beträgt maximal 9 % vom Trockenrückstand, während der Nitro-Effekt höchstens 3 mg pro Gramm Trockensubstanz erreicht. Zusammen mit dem Aussehen und dem Geruch wird durch diese Analysenbefunde ein Flussschlamm gekennzeichnet, wie er zum Teil auch oberhalb des «Werdhölzli» angetroffen worden ist. Es liegt hier allerdings Schlamm vor, der relativ reich an Schwefeleisen und reich mit lehmig-tonigen Bestandteilen durchsetzt ist.

Wir dürfen aus diesen Beobachtungen selbstverständlich zurzeit noch keine bindenden Schlüsse über den endgültigen Zustand des Schlammabsatzes im Staugebiet der Limmat, vor allem im Wettinger Stau, ziehen. Wie schon angedeutet, müssen vorerst die neuen Ufer ausgereift sein, d. h. sich zu stabilen Seeufern ausgebildet haben. Auf alle Fälle dürfte aber aus den Beobachtungen und Untersuchungen hervorgehen, dass die starke Belastung, welche die winterliche Niederwasserperiode vorläufig für die Flusssohle bedeutet (akute Faulschlamm-Bildung durch Sekundärverunreinigung), während der sommerlichen mittleren Hochwasserperiode in ganz beträchtlichem Ausmass wieder aufgehoben wird.

III. Die Durchmischungsverhältnisse des zürcherischen Abwassers mit dem Limmatwasser.

Nachdem sich in den an Ort und Stelle durchgeführten Beobachtungen gezeigt hatte, dass die Limmat besonders bei mittlerem und bei niederem Wasserstand unterhalb der Kläranlage zweiteilig, als stark verunreinigtes und als relativ reines Gewässer talabwärts fließt, haben wir versucht, die diesbezüglichen Verhältnisse mittels chemischer, biochemischer und bakteriologischer Untersuchungsmethoden zu bestätigen. Zu diesem Zwecke wurden im Oktober bei Niederwasser (Abflussmenge 70 m³/Sek.) an verschiedenen Stellen von der Kläranlage an limmatabwärts sowohl im Abwasserstrom als auch im Reinwasserstrom Proben entnommen. Die entsprechenden Ergebnisse finden sich in Zahlentafel No. 32 zusammengestellt.

Zahlentafel No. 32

	Abwasserstrom					Reinwasserstrom				
	0 ² -Sättigung	Glühverlust*)	0 ² -Zehrung %	Nitro-Effekt	Coli-titer	0 ² -Sättigung	Glühverlust*)	0 ² -Zehrung	Nitro-Effekt	Coli-titer
20 m oberhalb „Werdhölzli“-Einlauf	—	—	—	—	—	104	20	16	0,0	1,0
Abwassereinlauf von „Werdhölzli“-Kläranlage	20	52	100	22	10 ⁻⁴	—	—	—	—	—
100 m	40	36	100	19	10 ⁻³	104	20	—	0,0	1,0
200 m	40	47	100	19	10 ⁻³	—	—	—	—	—
500 m (Prof. II)	55	67	100	11	10 ⁻³	100	16	35	0,0	10 ⁻¹
1000 m	60	27	100	2	10 ⁻³	—	—	—	—	—
3400 m unterhalb Wehr beim Kloster Fahr	68	27	98	0,0	10 ⁻³	98	27	40	0,0	10 ⁻²

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die Limmat auf einer Laufstrecke von über 3 km von der Kläranlage abwärts auf demselben Querschnitt verschiedene Eigenschaften auf-

*) Glühverlust in Prozenten des Trockenrückstandes.

weist. Während das Limmatwasser dem rechten Ufer entlang bis zum Kloster Fahr Eigenschaften zeigt, die einem relativ reinen Gewässer zukommen, so lassen die Proben, die dem linken Ufer entlang gefasst wurden, deutlich den charakteristischen Abwasserstrom erkennen. Selbst unterhalb des Wehrs beim Kloster Fahr lag bei dieser Untersuchung noch keine vollständige Durchmischung vor. Wohl hat der Nitro-Effekt an der genannten Probestelle den Wert Null erreicht, aber sowohl Sauerstoffgehalt als Sauerstoffzehrung sind immer noch verschieden auf den beiden Flussufern.

In Uebereinstimmung mit den bereits in den Zahlentafeln No. 28 bis 31 angeführten Werten deuten die vorliegenden Befunde darauf hin, dass eine mehr oder weniger vollständige Durchmischung des Zürcher Abwassers mit dem Limmatwasser erst zwischen der Engstringer Brücke und der Autostrassenbrücke von Schlieren—Dietikon stattfindet. Bei Hochwasser kann diese Durchmischung bereits weiter oben stattfinden, aber sie ist nach den Ergebnissen vom 4./5. Juli 1933 bei der Engstringer Brücke noch nicht vorhanden. Sowohl die Sauerstoffsättigung als die Sauerstoffzehrung weisen bei der genannten Brücke am rechten Ufer immer noch vorteilhaftere Werte auf als am linken.

Ueber die Bedeutung einer guten Vermischung des zürcherischen Abwassers in der Limmat äussern sich in den bereits erwähnten Arbeiten Thomann, Prof. Roth, Prof. Silberschmidt und Prof. Düggeli sowie Oberingenieur Blunk. Die Autoren finden die bestehenden Verhältnisse entweder als unbefriedigend oder sie empfehlen direkt eine innige Durchmischung des Abwassers mit dem Flusswasser, um bessere Reinigungsbedingungen im Fluss zu erhalten. Speziell Thomann und Oberingenieur Blunk empfehlen zu diesem Zwecke die Abwässer bis in die Flussmitte einzuführen.

Nach unsern Untersuchungen kommen wir bei der zur Diskussion stehenden Frage zu gleichen Forderungen wie die erwähnten Gutachter. Auf Grund von Messungen mit Schwimmern über den wahrscheinlichen Strömungsverlauf auf Höhe des Auslaufbauwerkes limmataabwärts bis unterhalb des Wasser- bzw. Hauserkanals ergibt sich eine besondere Anordnung der Auslaufmündungen im Fluss, damit die gewünschte Verteilung und Vermischung gesichert ist (siehe Abb. 7). Diese soll nach Möglichkeit so vor sich gehen, dass zum Schutze des Uferwassers beidseitig eine 5 m breite Flusswasserzone vom Abwasser unberührt bleibt, also nur ein 40 m breiter Flussquerschnitt zur Vermischung herangezogen wird. Dies kann erreicht werden, wenn man die Auslaufmündungen des Zürcher Abwassers mit drei Mündungen in den Fluss austreten lässt.

Die bessere Vermischung des Abwassers mit dem Flusswasser wird die eigentliche Abwasserzone (polysaprobe Zone) auf die kürzeste Flussstrecke beschränken, wobei unter möglichstem Schutz der Ufer eine beträchtliche Verbesserung der Wassereigenschaften der Limmat im Gebiete unterhalb des Steges nach Engstringen zu erwarten ist. Eine bessere Durchmischung wird sich nicht nur im Wasser, sondern auch am Schlamm, d. h. auf dem Flussgrund, vorteilhaft auswirken.

Selbstredend können sowohl grundsätzliche als auch Einwände anderer Art gegen ein solches Vorgehen gemacht werden. Für den ersten Fall sind unseres Erachtens ausschliesslich wirtschaftliche Gesichtspunkte massgebend bzw. die Frage, ob eine bessere Durchmischung billiger zu stehen kommt als eine entsprechend weitergehende Reinigung des Abwassers.

Was die andern Einwände betrifft, so könnte man sagen, dass zum Schutze der Fischerei und im Interesse der Badenden es nicht erwünscht sei, vier Fünftel des Flussquerschnittes auf eine kürzere Strecke maximal zu belasten. Demgegenüber darf darauf hingewiesen werden, dass eo ipso unterhalb einer jeden Kläranlage das betreffende Gewässer als eine *für Badezwecke ungeeignete Zone* gekennzeichnet und eventuell verboten werden sollte. Die Ausdehnung dieser Zone ist auf Grund der hygienischen Untersuchungsergebnisse festzulegen. Ein solches Vorgehen liefert als Entgelt unterhalb der sogenannten Opferzone örtlich um so früher wiederum ein für Badezwecke geeignetes Flusswasser, je kürzer die «Opferstrecke» ist, vorausgesetzt, dass die notwendige Reinheit des Wassers vorliegt. Auch ein in der Opferzone entstehendes Piltreiben dürfte sich nach der Vermischung kaum stärker bemerkbar machen als vorher, soweit dies in derartigen Fällen überhaupt vorausgesagt werden kann.

Ueber eine mögliche spezifische Fischereischädlichkeit der Vermischungsmassnahme uns zu äussern, sind wir nicht kompetent, halten aber dafür, dass hier die fischereiwirtschaftlichen Interessen nicht ausschlaggebend sein können.

C. Die Beurteilung der Limmat nach Mahr.

Von den verschiedenen Faktoren, welche bei der Selbstreinigung eines Flusses von Bedeutung sind, spielt das *Verdünnungsverhältnis*, welches bei der Einleitung des Abwassers in das Flusswasser entsteht, wie schon ausgeführt, eine wichtige Rolle, ohne dass dabei jedoch die übrigen Faktoren ausser acht zu lassen wären. Eine Flussverunreinigung kann sich selbst bei gleicher Verdünnung verschieden auswirken, je nach den örtlichen Verhältnissen. Ueber das notwendige Mass der Verdünnung der Abwässer durch den Fluss bestehen sehr verschiedene Ansichten.

Mahr (61) hat den Versuch gemacht, die zulässige Belastung eines Gewässers durch städtisches Abwasser vom theoretischen Standpunkt aus zahlenmässig zu erfassen. Derselbe Autor (62) schenkt dieser Frage in Verbindung mit der Abwasserfachgruppe der deutschen Gesellschaft für Bauwesen neuerdings mehr von der praktischen Seite aus seine Aufmerksamkeit.

In den frühern Arbeiten wird eine Formel aufgestellt, welche auf Grund der Kenntnis der über 24 Stunden gleichmässig verteilten Abflussmenge unter Berücksichtigung des biochemischen Sauerstoffbedarfes des Abwassers sowie der Sauerstoffaufnahme des Flusses die Verdünnung errechnen lässt, die ein Abwasser in einem Fluss mindestens haben muss, damit die biologische Selbstreinigung stets bei genügendem Sauerstoffvorrat vor sich gehen kann. Da diese Formel nur gültig ist für die zulässige Belastung durch gelöste Stoffe, wird sie ergänzt, um auch die ungelösten Stoffe erfassen zu können.

In jener Arbeit von Mahr, welche die Frage von der praktischen Seite her behandelt, wird als roher Masstab, um die Belastung eines Flusses zu beurteilen, das Verdünnungsverhältnis von einer Reihe von deutschen Städten geprüft und zugleich diejenige Verdünnung angegeben, die Mahr bei einem bestimmten Reinigungsverfahren als hinreichend erscheint.

Wir versuchen daher im folgenden *auf Grund der Mahrschen Formel* ebenfalls jenes Verdünnungsverhältnis festzulegen, das für das zürcherische Abwasser mindestens erfüllt werden muss. Die Berechnung geschieht durchaus im Bewusstsein, dass die Formel keine endgültige und für alle Fälle brauchbare Lösung gibt und dass sie überdies gewisse Voraussetzungen macht, die zurzeit noch nicht genügend abgeklärt sind. Aus diesem Grunde wird in dieser Arbeit von einer Diskussion der Formel selbst noch Umgang genommen.

Des weitern wird geprüft, ob der Verdünnungsfaktor, wie ihn Mahr als notwendig erachtet für Städte, deren Abwässer mechanisch gereinigt werden, auch beim Abwasser aus der Kläranlage «Werdhölzli» vorhanden ist.

a) Theoretische Berechnung nach Mahr.

In der Formel

$$Q = q \cdot t \left(\frac{1/5 S}{a} + 60 b \right)$$

bedeutet Q = Flusswassermenge

q = über 24 Stunden gleichmässig verteilte Abwassermenge

t = durchschnittliche Tiefe des Flusses

S = biochemischer O^2 -Bedarf

a = Wiederbelüftung im Flusse

b = durchschnittlicher Schlammgehalt des Abwassers (cm^3/l).

Die Formel macht die Annahme, dass der ganze Schlamm sich nach einer Laufzeit des Flusses von zwei Stunden abgesetzt hat, was in unserem Fall praktisch ungefähr auf Höhe Dietikon stattgefunden haben dürfte. Ferner wird angenommen, dass der Schlamm sich auf der genannten Strecke gleichmässig verteile und zu seinem Abbau rund 100 Tage brauche.

Um eine übersichtliche Rechnungsgrundlage zu besitzen, benützen wir zur Charakterisierung des Belastungszustandes der Limmat folgende mittlere Zahlenwerte:

Ueber 24 Stunden gleichmässig verteilte Abwassermenge (q)	1,4 m ³ /Sek.
Durchschnittliche Tiefe des Flusses (von Hönegger Brücke bis Stau Dietikon bei 60 m ³ / Sek. Abflussmenge) (t)	1,3 m
Biochemischer Sauerstoffbedarf (S)	150 mg/l
Wiederbelüftung im Fluss (a)	1,6 g/m ³ /Tag
Durchschnittlicher Schlammgehalt des Abwassers (b)	0,7 cm ³ /l

Unter Berücksichtigung dieser Werte ist

$$\begin{aligned}
 Q &= 1,4 \times 1,3 \left(\frac{30}{1,6} + 60 \times 0,7 \right) \\
 &= 1,8 \times 60,8 \\
 &= 109,45 \text{ m}^3/\text{Sek.}
 \end{aligned}$$

Unter der Voraussetzung, dass eine vollständige Durchmischung von Abwasser und Limmatwasser stattfindet, müsste die Limmat über eine mittlere Abflussmenge von rund 110 m³/Sek. verfügen. Diese Berechnung ist insofern unbefriedigend, als bei einem durchschnittlichen Schlammgehalt von 0,7 cm³/l der Wert, wie er zu Tageszeiten ermittelt wurde, in Rechnung gesetzt ist und nicht der mittlere Gehalt über 24 Stunden, der rund 0,4 cm³/l beträgt.

Während die Flusswassermenge Q durch praktisch mögliche Schwankungen der gelösten Stoffe wenig beeinflusst wird, so machen sich Unterschiede im Schlammgehalt deutlich bemerkbar.

Für die verschiedenen Schlammgehalte (b) würden sich folgende Abflussmengen (Q) für die Limmat ergeben:

Für b 0,6 cm ³ /l erhält man	Q = 99 m ³ /Sek.
» b 0,5 cm ³ /l » »	Q = 88 m ³ /Sek.
» b 0,4 cm ³ /l » »	Q = 77 m ³ /Sek.
» b 0,3 cm ³ /l » »	Q = 66 m ³ /Sek.
» b 0,2 cm ³ /l » »	Q = 56 m ³ /Sek.

Aus diesen Zahlen geht hervor, dass die Abflussmenge der Limmat bei einer mittleren Abwassermenge von 1,4 m³/Sek. und einem Gehalt an absetzbaren Stoffen von 0,4 cm³/l rund 77 m³/Sek. betragen müsste, sofern das Abwasser mit dem Limmatwasser eine vollständige Durchmischung erfährt. Das würde ungefähr einem Verdünnungsverhältnis von 1 : 50 entsprechen.

Wie liegen nun die Verhältnisse in Wirklichkeit? Wie aus der graphischen Tafel No. 15 hervorgeht, ist die Abflussmenge der Limmat innerhalb eines Jahres sehr grossen Schwankungen unterworfen. Wohl beträgt die mittlere Jahresabflussmenge zirka 100 m³/Sek., aber während fünf bis sechs Monaten des Jahres beträgt sie nur 50—60 m³/Sek. im Mittel. Auf Grund dieser Tatsache dürfen unseres Erachtens der Limmat nicht mehr Schlammstoffe zugeführt werden, als solche für 50—60 m³/Sek. ertragen werden können. Nach der durchgeführten Berechnung nach Mahr können einer Wassermenge von 56 m³/Sek. über 24 Stunden gleichmässig verteilt 1400 L.-Sek. Abwasser mit 0,2 cm³/l Schlammstoffen zugeführt werden, mit andern Worten: *ungefähr die Hälfte* der von uns effektiv *im stadtzürcherischen Abwasser ermittelten Schlammmenge*. Wenn das Abwasser im Mittel zirka 0,2 cm³/l absetzbare Stoffe in 24 Stunden aufweist, so werden zur Tageszeit zirka 0,4 cm³/l Schlammstoffe in Rechnung zu setzen sein.

Wird demnach das «Werdhölzli»-Abwasser bis auf einen Tagesgehalt von 0,4 cm³/l, entsprechend einem Stundenmittel von 0,2 cm³/l, an absetzbaren Stoffen entschlammt, so ergibt die Mahr'sche Berechnung eine zulässige Verdünnung von 1 : 35.

Wie wir gezeigt haben, besteht dieses Verdünnungsverhältnis praktisch während $\frac{9}{10}$ des Jahres und zwar bei einer Wasserführung von 50—60 m³/Sek., und eine vollständige Durchmischung direkt unterhalb des Auslaufbauwerkes im «Werdhölzli» vorausgesetzt.

b) Die Mahr'schen Angaben aus der Praxis.

Mahr hat in seiner schon oben erwähnten Arbeit das Verdünnungsverhältnis einer Reihe von Städten, welche er nach der Art ihrer Abwasserbehandlung in drei Gruppen zusammenfasst, geprüft. Er unterscheidet ferner, ob das Abwasser in ein fließendes oder ein stehendes Gewässer mündet.

Die erste Gruppe enthält diejenigen Städte, deren Abwasser nicht oder nur durch Siebe gereinigt wird, wie z. B. Düsseldorf, Dresden, Osnabrück und Kassel. Mahr sagt von dieser Gruppe: Unter mittleren Verhältnissen, an fließenden Gewässern scheint sich eine Verdünnung von 1 : 200 im allgemeinen zu bewähren, wenn die groben Stoffe durch Siebe zurückgehalten werden und die Ansprüche an den Vorfluter auf der ersten Strecke unterhalb gering sind.

Die zweite Gruppe enthält jene Städte, deren Abwasser zunächst in Absitzbecken entschlammmt und dann in fließende Gewässer eingeleitet wird. Hierher gehören auch die Abwässer von Zürich. Mahr sagt von dieser Gruppe: Unter günstigen Verhältnissen wird offenbar bei gut entschlammtem Abwasser eine Verdünnung von mindestens 1 : 20 für ausreichend gehalten. Diese Verdünnung entspricht nicht der minimalen Verdünnung, wie sie in der Limmat auftreten kann, da dieselbe bisweilen nur 1 : 15 beträgt. Ueberdies kann das die Kläranlage verlassende Abwasser nicht als gut gereinigt taxiert werden. Wir ersehen also aus diesem rohen Masstab, dass die Abwässer der Stadt Zürich nach Mahr'scher Berechnung ungenügend entschlammmt sind.

Wir führen hier noch einige Verdünnungsverhältnisse anderer Städte dieser Gruppe an.

Städte mit Entschlammung.

	Angeschlossene Einwohner	Abwassermenge m ³ /Tag	Verdünnung bei	
			NW	MW
Frankfurt a. M.	472'000	126'000	1:50	1:100
Fulda	27'000	—	1:20	1:40
Giessen	34'000	—	1:80	1:400
Görlitz	87'000	10'000	1:40	1:150
Hannover	415'000	60'000	1:15	1:50
Kassel	165'000	25'000	1:75	1:120
Köslin	30'000	—	1:15	1:50
Leipzig	680'000	110'000	1:4	1:10
Nürnberg (Nord)	200'000	34'000	1:20	1:27
Schweidnitz	32'000	2'600	1:20	—
Stuttgart	360'000	65'000	1:20	1:40*)
Treuburg, Ostpreussen	6'000	800	1:12	1:15
Wuppertal	350'000	100'000	1:3	1:5

*) Zwei Drittel der Abwassermenge wird biologisch gereinigt. Der Neckar ist bereits stark verschmutzt unterhalb mehrerer Staustufen.

Die dritte Gruppe endlich enthält die Städte, deren Abwasser biologisch gereinigt wird, ehe es in ein fließendes Gewässer kommt. Bei diesen dürfte nach Mahr bei Niederwasser eine Verdünnung von 1 : 3 genügen. Für die Schweiz sind die diesbezüglichen Zustände zurzeit noch nicht bekannt geworden.

ZUSAMMENFASSUNG

Einleitend wird ein Ueberblick über das Problem «Abwasserbeseitigung» mit Angaben über den Stand der Kanalisationsverhältnisse in den Ortschaften der Schweiz mit mehr als 5000 Einwohnern gegeben.

Im I. Kapitel «Das Entwässerungsnetz» behandelt die Arbeit zuerst die geschichtlichen Zustände bei der Abwasserbeseitigung bis zur Einführung der Schwemmkanalisation in einigen grossen Schweizerstädten und die letztere selbst in der Stadt Zürich. Dann wird über die ausgeführte Betriebskontrolle des stadtzürcherischen Entwässerungsnetzes berichtet, und zwar auf Grund einer kurzen Schilderung über die Situation und die Einzugsgebiete der bestehenden Kanalisation und auf Grund von Untersuchungen über die Temperaturverhältnisse, den Geruch und die chemische Zusammensetzung des Abwassers in den verschiedenen Kanalabschnitten bis zur Kläranlage. Ueber die Hochwasserentlastungen und deren Wirkung werden gesonderte Ausführungen gemacht. Das Ergebnis der Untersuchungen über das Entwässerungsnetz wird am Schluss des Abschnittes kurz zusammengefasst.

Das II. Kapitel «Die Abwasserreinigungsanlage» behandelt in drei Hauptabschnitten: Zur Einführung, Betriebsergebnisse des I. Ausbaues und Betriebsergebnisse des II. Ausbaues (heutiger Zustand) die baulichen Verhältnisse, deren Entwicklung sowie die vorgefundenen Betriebsverhältnisse. Es wurden für den I. Ausbau die Abwassermengen festgestellt und deren Bedeutung für den Betrieb abgeklärt. Daran anschliessend werden die Verhältnisse im Sandfang, in der Rechenanlage, in der Absitzanlage und in der Schlammbehandlungsanlage dargestellt. Die Betriebsergebnisse des II. Ausbaues beschäftigen sich mit der Inbetriebnahme der alten und der neuen Faulkammern in Verbindung mit entsprechenden Laboratoriumsversuchen. Die eigentliche Betriebskontrolle des II. Ausbaues umfasst die Ermittlung der im Betriebsjahr 1932 an die Kläranlage angeschlossenen Einwohner, behandelt den Sandfang und die Rechenanlage unter Berücksichtigung der Wassergeschwindigkeit und der Ausräumung des Sandfanges. In einem weitem Unterabschnitt kommt die eigentliche Abwasserklärung zur Behandlung. Es werden die Absitzanlage beschrieben, die Abwassermenge und deren Schwankungen festgestellt, die Klärzeit und die Abwassertemperatur ermittelt. Auf Grund eingehender Probenahmen wird die Klärwirkung der Absitzanlage festgestellt unter Berücksichtigung des Aussehens, des Geruches, der pH-Werte und der absetzbaren Stoffe im Zulauf und Ablauf der Kläranlage. Anschliessend an die Untersuchungsergebnisse wird eine zusammenfassende Betrachtung über die vorhandene Klärwirkung gemacht. Zur Ergänzung dieses Kapitels werden weitere chemische und bakteriologische Eigenschaften des Abwassers festgestellt (Bestimmung des Nitro-Effektes, der Oxydierbarkeit und des Bact. coli). Ein kurzer Abschnitt über das Ablassen des Frischschlammes und dessen Bedeutung für den Klärbetrieb beschliesst das zweite Kapitel.

Das III. Kapitel «Der Einfluss der Abwässer von Zürich auf die Limmat», beschäftigt sich in drei Hauptabschnitten mit den frühern Untersuchungen der Limmat, mit den Untersuchungen über die Verunreinigung der Limmat in den Jahren 1932/1933 und endlich mit der Beurteilung der Limmat nach Mahr. Die «Untersuchungen über die Verunreinigung der Limmat in den Jahren 1932/1933» behandeln die geographisch-hydrographischen Verhältnisse sowie die eigentlichen Untersuchungsergebnisse am Limmatwasser selbst. Die «Beurteilung der Limmat nach Mahr» endlich versucht auf Grund der von Mahr aufgestellten Beziehung zwischen dem 24stündigen Abwasserabfluss, unter Berücksichtigung des biochemischen Sauerstoffbedarfes dieses Abwassers, und der Sauerstoffaufnahme des Flusses die Verdünnung zu errechnen, die das zürcherische Abwasser in der Limmat erfahren muss, damit die biologische Selbstreinigung daselbst befriedigend vor sich gehen kann.

LITERATUR-VERZEICHNIS

1. *Dunbar*, «Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage», 1912, Oldenburg, München und Berlin.
2. *Fluck J.*, «Das Abfuhrwesen» (1903) und *Wenner*, «Kanalisation», enthalten in den «Fortschritte der Ingenieurwissenschaften», 2. Gruppe, 10. Heft, herausgegeben von Th. Weyl in «Die Assanierung von Zürich». Leipzig, Verlag W. Engelmann, 1903. Wir haben uns hier im wesentlichen an die genannten Arbeiten gehalten.
3. *Gutherz*, «Geschichtlicher Ueberblick der Abfallbeseitigung der Stadt Basel». Dissertation Basel, 1928. Verlag Buchdruckerei G. Maurer, Frauenfeld.
4. *Durheim*, Bern, «Strassenbau und -reinigung, Kehricht- und Kanalisationswesen im alten und neuen Bern». Schweiz. Technische Zeitschriften, No. 32/33, 1931.
5. Die Angaben über die Stadt Genf sind uns durch den Ingenieur-Chef des Etudes II, M. L. Archinard, in einem Aufsatz «Les égouts de la ville de Genève» vom 23. Mai 1933 in verdankenswerter Weise übermittelt worden.
6. *Bertschinger*, «Die Abwässer der Stadt Zürich und deren Einfluss auf die Limmat», enthalten in den «Fortschritte der Ingenieurwissenschaften», 2. Gruppe, 10. Heft, herausgegeben von Th. Weyl in «Die Assanierung von Zürich». Leipzig 1903, Verlag W. Engelmann.
7. *Wenner*, Berichte zu der Vorlage über die Ergänzungen und Verbesserung der Kanalisation des Stadtgebietes rechts der Limmat vom 31. Dezember 1908.
8. *May P.*, «Die hygienische Bedeutung der Grundstückentwässerung in der Stadtkanalisation». Zeitschrift für Gesundheitstechnik und Städtehygiene, 1932, Jahrgang 1924, No. 1, Seite 17—32.
9. *Wenner*: Siehe No. 2.
10. *Wenner*, «Die Kanalisation der Stadt Zürich». Revidierter und ergänzter Sonderdruck aus der Festschrift von 1909: «Die Gesundheits- und Wohlfahrtspflege der Stadt Zürich, 1914.»
11. *Müller*, «Die Einführung der Schwemmkanalisation der Stadt Zürich». Schweiz. Zeitschrift für Strassenwesen, 1926, No. 16 und 17.
12. *Müller*, «Hochwasserentlastungen bei der Mischkanalisation». Schweiz. Zeitschrift für Strassenwesen, 1927, No. 6.
13. *Müller*, «Dückeranlage unter Limmat der Kanalisation der Stadt Zürich». Schweiz. Zeitschrift für Strassenwesen, 1927, No. 17 und 18.
14. *Müller*, «Der Umbau von Abwasserpumpwerken der Stadt Zürich». Schweiz. Zeitschrift für Strassenwesen, 1930, No. 22.
15. *Müller*, «Vorschriften für die Entwässerung von Grundstücken». Schweiz. Zeitschrift für Strassenwesen, 1931, 20/21.
16. *Kuisel, Lüthi und Müller J.*, «Zur Benzinabscheiderfrage». Technische Hygiene, 1932, Einleitung der Schriftleitung, Seiten 25, 33.
17. *Güntzel H.*, «Kanalvergasung und ihre Beseitigung». Technisches Gemeindeblatt, 35. Jahrgang, Seiten 229—233, 1932.
18. *Kehr und Müller*, «Beiträge zur Vergasung städtischer Kanalisationsleitungen». Technisches Gemeindeblatt, Seiten 303—309, 1930.
19. *Genzmer*, »Die Entwässerung der Städte«. Handbuch der Ingenieurwissenschaften, 1924.
20. *Knowlton W. T.*, «Explosions in sewers and sewer maintenance». (Explosionen in Kanälen und Kanalerhaltung). Sewage Works Journal, 1932, Band 4, No. 1, Seiten 114—118.
21. *Ringel*, Gesundheits-Ingenieur, 1929, Seite 759.
22. *Rodde*, Gas- und Wasserfach, 1929, Seite 1037.
23. *Kehr*, «Sielgasbestimmungsgeräte in Kanalisationsbetrieben». Gesundheits-Ingenieur, 1932, Seiten 454—457.
24. *Krawinkel*, Gesundheits-Ingenieur, 1931, Seite 136.
25. *Wenner V.*, «Die Einführung der vollständigen Abschwemmung im Anschluss an die Schwemmkanalisation der Stadt Zürich», 1916, Seite 26.
26. Geschäftsbericht des Stadtrates von Zürich 1924, Bauwesen, Abteilung L.
27. *Blunk H.*, Gutachten über die Kläranlage der Stadt Zürich, 31. August 1927.
28. *Bach H.*, «Die Abwasserreinigung». Verlag von R. Oldenburg, München und Berlin, 1927.

29. *Imhof*, «Die Arbeitskontrolle bei mechanischen Kläranlagen». Gesundheits-Ingenieur, 1910, Seite 627.
30. *Keefer C. E. and Kratz H.*, «Influence of Seeding Material on Sludge digestion» («Einfluss von Impfschlamm auf die Faulung»). Engl. News Res., 1931, Seite 474.
31. Public Works, Januar 1927, Seite 19.
32. *Bach*, «Regelung der Klärschlammfäulung mittels Kalk». Aus «Vom Jahrbuch für Wasserchemie und Wasserreinigungstechnik des Vereins deutscher Chemiker», Seiten 242–260.
33. *Bachmann Fr.*, «Hydrogen-Ion control in the digestion of Sewage sludge on a practical plant scale» («Die Bestimmung der Wasserstoffionenkonzentration als Masstab der Abwasserschlammerzersetzung nach Erfahrungen der Praxis»). Sewage Works Journ., 1929, Bd. L, No. 2, Seite 218.
34. *Pearson and Buswell*, «Acid sludge digestion» («Die saure Schlammgärung»). Industr. and Eng. Chem., 1931, Bd. 23, No. 10, Seite 1144.
35. «Studies on the function of ripe sludge» («Untersuchungen über die Bedeutung des reifen Schlammes»). Sewage Work Journal, 1930, Bd. 2, Seite 313.
36. «Influence of Seeding Material on sludge digestion» («Einfluss von Impfschlamm auf die Faulung»). Engl. News Res., 1931, Seite 474.
37. *Blunk*, «Beitrag zur Berechnung von Sandfängern». Sewage Works Journal, Vol. No. 5, 1933.
38. «Wasserführung, Sinkstofführung und Schlammablagerung des Alten Rheins.» Ein Beitrag zur Frage der Regulierung zwischen Rheintal und Bodensee. Versuche über die Bedingungen des Schlammtransportes und der Schlammablagerungen im Alten Rhein, ausgeführt von der Versuchsanstalt für Wasserbau an der Eidgenössischen Technischen Hochschule unter der Leitung von Prof. E. Meyer-Peter. Zusammenfassender Bericht, aufgestellt unter Verwendung der Einzelberichte der Versuchsanstalt. 1932.
39. *Rademacher*, «Die Abwasserreinigungsanlage zu Troisdorf». Gesundheits-Ingenieur, 1925, No. 35, Seite 433.
40. *Delkeskamp*, «Der Umbau der Abwasserreinigungsanlage Detmold». Techn. Gemeindeblatt, 1919, 5. Nov.
41. *Lehr G. J.*, «Fluktuierende Tagesmenge. Anfang des Pumpbetriebes, Pumpdauer und minimale Wasserbehältergrösse». Gesundheits-Ingenieur, 1932, No. 11, Seiten 121–125.
42. *Steuer*, «Wirkung mit einfachen Mitteln». Technisches Gemeindeblatt, 1931, Seite 196.
43. *Ridenour G. M.*, «Effect of temperature on the rate of settling of sewage solids» («Einfluss der Temperatur auf die Sinkgeschwindigkeit von Abwasserstoffen»). Sewage Works Journal, Bd. 2, No. 2, S. 245–250.
44. *Blunk*, «Beitrag zur Erforschung der Vorgänge in zweistöckigen Kläranlagen im Emschergebiet». Gesundheits-Ingenieur, 1926, No. 26, Seiten 389–409.
45. *Van der Zee*, «Zur Bestimmung der Abwasserabsatzbrunnen». Gesundheits-Ing. 1929, No. 16, Seiten 243–246.
46. *Acklin*, «Beiträge zur Wasserhygiene». Technische Hygiene, 1933.
47. *Geissler W.*, «Kanalisation und Abwasserreinigung». Springer, Berlin, 1933.
48. Zentralblatt für die gesamte Hygiene, Bd. 23, Heft 4/5, Seite 182.
49. *Acklin*. 1927. Zbl. Bakter. I. Orig. 101.178. — Zbl. Bakter. I. Orig. 114.179.
50. *Huggenberg*, «Zum Nachweis des Bacterium coli commune als Fäkalindikator im Wasser». Zbl. Bakter. I. Orig. 128.81.
51. *Geissler*, «Kanalisation und Abwasserreinigung». Verlag J. Springer, Berlin, 1933.
52. *Teschner*, «Abwasserhauskläranlagen». Berlin, 1931. Verlag von W. Ernst & Sohn.
53. *Schlatter*, «Der Einfluss der Abwasser der Stadt Zürich auf den Bakteriengehalt der Limmat». 1890. Zeitschrift für Hygiene, 9. Bd.
54. *Bertschinger*, «Die Abwässer der Stadt Zürich und deren Einfluss auf die Limmat» in «Die Assanierung von Zürich», herausgegeben von Th. Weyl. «Fortschritte der Ingenieurwissenschaft», II. Gruppe, Heft 10, Seite 44.
55. *Thomann*, «Untersuchungen über den gegenwärtigen Stand der Frage der Verunreinigung der Limmat durch die Abwasser der Stadt Zürich». Zeitschrift für Hygiene und Infektionskrankheiten, Bd. 33, 1901.
56. *Roth O.*, «Hygienische Betrachtungen über den Reinheitszustand der Limmat von Zürich bis Wettingen, mit besonderer Berücksichtigung des Einflusses der Abwässer der Stadt Zürich». Festschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich. 1917.
57. *Huber-Pestalozzi*, Bericht zu Händen des Stadtrates von Zürich über die biologischen Untersuchungen des Limmatwassers. Zürich, 1916. Genossenschaftsdruckerei.
58. *Steinmann P.*, und *Surbeck G.*, «Die Wirkung organischer Verunreinigungen auf die Fauna schweizerischer fliessender Gewässer». Preisschrift der Schweiz. zoologischen Gesellschaft. Bern, 1918.
59. *Düggeli M.* und *Silberschmidt W.*, Gutachten über die Verunreinigung der Limmat von ihrem Austritt aus dem Zürichsee bis zur Mündung in die Aare. Archiv des Stadthauses, Bauwesen I. 1920.
60. Geographisches Lexikon der Schweiz, III. Bd., 1905.
61. *Mahr*, «Die zulässige Belastung eines Gewässers durch Abwasser». Techn. Gemeindeblatt, No. 15, 1930 und 1931.
62. *Mahr*, «Die Schädlichkeit von Abwasser im Fluss». Gesundheits-Ingenieur, 1933, No. 42, Seite 498.

CURRICULUM VITAE

Ich, Max Karl Brentano, wurde am 21. Juni 1905 als Sohn des Karl Brentano und der Leonie geb. Lang, in Brugg geboren. Vom 7. bis 14. Lebensjahre besuchte ich die Primar- und Sekundarschule von Brugg und trat hierauf ein in das Gymnasium von Einsiedeln. Nach bestandener Maturität im Sommer 1926 begann ich an der naturwissenschaftlichen Abteilung der Universität Freiburg das Studium der Pharmacie. Nach dem ersten Vorexamen daselbst folgten drei Praktikantensemester in Baden, die ich mit dem zweiten Vorexamen in Basel abschloss. Zum Abschluss des Fachstudiums studierte ich drei weitere Semester an der Universität Basel, wo ich im April 1931 das schweiz. Staatsexamen für Pharmacie bestand. Nach dreivierteljähriger praktischer Betätigung in diversen Apotheken habe ich vom November 1931 bis Herbst 1933 am Hygiene-Institut der E. T. H. in Zürich die vorliegende Arbeit ausgeführt. Das Thema und die Leitung der Arbeit verdanke ich Herrn *Dr. O. Acklin*, Zürich.